

BRUNO GABRIEL DE CARVALHO

**INTERAÇÃO ENTRE FÓSFORO, SILÍCIO E ENXOFRE EM UM
LATASSOLO E BIODISPONIBILIZAÇÃO DE FÓSFORO DE FONTES DE
BAIXA SOLUBILIDADE POR PROCESSOS DE COMPOSTAGEM**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, *campus* de Rio Paranaíba, como parte das exigências do curso de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

RIO PARANAÍBA
MINAS GERAIS – BRASIL
2014

BRUNO GABRIEL DE CARVALHO

**INTERAÇÃO ENTRE FÓSFORO, SILÍCIO E ENXOFRE EM UM
LATASSOLO E BIODISPONIBILIZAÇÃO DE FÓSFORO DE FONTES DE
BAIXA SOLUBILIDADE POR PROCESSOS DE COMPOSTAGEM**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, *campus* de Rio Paranaíba, como parte das exigências do curso de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 13 de março de 2014

D.Sc. Alberto Carvalho Filho
(Coorientador)

D.Sc. Leonardo Ângelo de Aquino
(Coorientador)

D.Sc. Marlon Correa Pereira

D.Sc. André Mundstock Xavier de Carvalho
(Orientador)

Aos meus pais Marlei Inácio de Carvalho e Heloisa de Fatima Gabriel de Carvalho, pela dedicação, compreensão e exemplos.

À minha tia Maria Aparecida e à minha irmã Mara Eliza pela sabedoria, dedicação e carinho.

À minha noiva Rafaela por todo apoio e carinho.

Ao Miguel, pequeno anjo que iluminou nossas vidas

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Deus, primeiramente pelo dom da vida, saúde e à quem devemos tudo que nos pertence.

À Universidade Federal de Viçosa, *campus* de Rio Paranaíba, pela honrosa oportunidade da realização deste curso e ao povo brasileiro que, por meio de impostos, proporcionou à oportunidade de realização deste curso.

Ao professor André Mundstock Xavier de Carvalho, pela dedicação e amizade, pelo entusiasmo no decorrer das atividades por nós realizadas, principalmente nas discussões de artigo, onde proporcionava uma visão abrangente dos assuntos por nós debatidos e sempre nos brindando com um conhecimento estatístico extremamente refinado. Fica minha sincera admiração.

Ao professor Leonardo Ângelo de Aquino, que através de conselhos, pode demonstrar caminhos para o crescimento profissional e por toda disposição demonstrada quando por nós solicitado.

A todos os demais professores do curso de Pós-Graduação da Universidade Federal de Viçosa, *campus* de Rio Paranaíba, pela dedicação e empenho pelo crescimento profissional e pessoal dos estudantes.

À todos os amigos discentes da pós graduação que através de trabalhos, aulas e conversas podemos ter estreitados laços.

À todos os funcionários da Universidade Federal de Viçosa, *campus* de Rio Paranaíba, que sempre nos deixaram em ótimas condições para disfrutar das aulas e discussões.

Aos professores e amigos dos tempos de graduação, que sempre me incentivaram a buscar voos mais altos, professores Arejacy, Rodrigo Ticle, José Carlos, Carlos Manuel, dentre outros.

Aos amigos e estagiários do Gessia, pelo apoio, em especial aos meus fieis escudeiros Waner, Laene, Caio e Lucas, ficam meus sinceros agradecimento por toda a ajuda.

À minha irmã Mara Eliza e ao meu cunhado Handerson, que durante este período de dois anos me abrigaram em sua casa para que se tornasse possível à realização deste curso.

Aos meus amigos que sempre me apoiaram e me ajudaram em momentos difíceis.

À todos, os meus sinceros agradecimentos.

ÍNDICE

RESUMO	vii
ABSTRACT	ix
INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	13
CAPÍTULO I	16
INTERAÇÃO ENTRE FÓSFORO, SILÍCIO E ENXOFRE EM UM LATOSSOLO ...	16
RESUMO	16
1. INTRODUÇÃO	17
2. MATERIAL E MÉTODOS	19
2.1. Matriz experimental	20
2.2. Montagem dos experimentos e avaliações	20
2.3. Análises estatísticas	22
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
3.1. Crescimento das plantas	22
3.2. Acúmulo de fósforo e silício pelas plantas	25
3.3. Disponibilização total de P e alterações em características químicas do solo	29
4. CONCLUSÕES	31
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
CAPÍTULO II	35
BIODISPONIBILIZAÇÃO DE FÓSFORO DE FONTES MINERAIS DE BAIXA SOLUBILIDADE PELOS PROCESSOS DE COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM	35
RESUMO	35
1. INTRODUÇÃO	36
2. MATERIAIS E MÉTODOS	38
2.1. Matriz Experimental	38
2.2. Obtenção e caracterização dos materiais fonte de fósforo	39
2.3. Obtenção dos compostos	40
2.4. Obtenção dos vermicompostos	41
2.5. Avaliação da perda de N por volatilização de NH ₃ nos compostos	41
2.6. Avaliação da biodisponibilização de P de fontes minerais de baixa solubilidade pelos processos de vermicompostagem e compostagem	41
2.7. Biodisponibilização total de fósforo	43

2.8. Análises estatísticas.....	43
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
3.1. Adição de fosfato natural ígneo reduz a volatilização de amônia de	44
3.2. Crescimento e nutrição das plantas	45
3.3. Alterações em características químicas do solo	49
4. CONCLUSÕES	51
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52
CONCLUSÕES GERAIS	57

RESUMO

CARVALHO, Bruno Gabriel de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2014. **Interação entre fósforo, silício e enxofre em um Latossolo e biodisponibilização de fósforo de fontes de baixa solubilidade por processos de compostagem.** Orientador: André Mundstock Xavier de Carvalho. Coorientadores: Alberto Carvalho Filho e Leonardo Ângelo de Aquino.

O fósforo é um elemento que apresenta uma dinâmica complexa nos solos tropicais, sendo sua disponibilidade fortemente influenciada pela adsorção específica em oxidróxidos de Fe e Al. Reduzir a magnitude ou a velocidade desse processo no solo pode aumentar a eficiência de recuperação dos fertilizantes fosfatados. Neste sentido, a adição de ânions que possam competir com o fosfato pelos sítios de adsorção deste elemento tem sido apontada, hipoteticamente, como uma alternativa a este problema. Além disso, o uso de biotecnologias simples e acessíveis como a compostagem e a vermicompostagem podem melhorar a qualidade de fertilizantes fosfatados de baixa solubilidade. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a interação entre fósforo, silício e enxofre em um Latossolo e avaliar a biodisponibilização de fósforo de fontes minerais de baixa solubilidade pelos processos de compostagem e vermicompostagem. Para responder as questões envolvendo a interação entre fósforo, silício e enxofre foram realizados dois experimentos em sucessão e em casa de vegetação com as culturas de soja e milho que receberam, previamente, à adubação fosfatada, adições de silicato, gesso ou ambos. O acúmulo de P e Si nas plantas e os teores disponíveis destes elementos no solo ao final dos experimentos foram avaliados. Os resultados demonstraram que a adição prévia de sulfato via gesso agrícola aumentou o conteúdo de P em plantas de soja e milho cultivadas em sucessão em relação ao controle, onde apenas Ca (via CaCl_2) foi adicionado previamente à adubação fosfatada. A adição prévia de silicato de Ca e Mg também aumentou a disponibilização total de fósforo em relação ao controle que recebeu apenas Ca e Mg, via CaCl_2 e MgCl_2 . No entanto, a adição prévia e conjunta de silicato e sulfato não potencializou o efeito das adições isoladas. Foi demonstrado ainda que o efeito da aplicação prévia do gesso sobre a recuperação do P deve estar ligado também à ação dos ânions contaminantes do gesso e não apenas à ação do sulfato. Visando avaliar a biodisponibilização de fósforo pelos processos de compostagem e vermicompostagem, foram montados três experimentos. O primeiro foi conduzido em laboratório, com mini pilhas de compostagem incubadas após o enriquecimento com pó de tufito (TF), fosfato natural de Araxá (FNA) e fosfato natural reativo (FNR). A amônia volatilizada foi capturada em solução armadilha de

H₃BO₃. Os demais experimentos foram conduzidos em casa de vegetação com as culturas de soja e milho fertilizadas com compostos e vermicompostos que foram enriquecidos antes ou depois com as fontes TF, FNA e FNR. Verificou-se que a adição de fosfato natural Araxá reduziu a volatilização de amônia nas pilhas de compostagem. Em curto prazo, a fertilização com os compostos enriquecidos com pós de rochas não promoveu o crescimento das plantas, mas, num segundo cultivo em sucessão, os compostos enriquecidos promoveram incrementos significativos no crescimento de plantas e na biodisponibilização total de P.

Palavras-chave: gesso; fosfato natural; vermicompostagem.

ABSTRACT

CARVALHO, Bruno Gabriel de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, march, 2014. **Interaction between phosphorus, silicone and sulfur in a Oxisoil and bioavailability of phosphorus by the processes of composting.** Advisor: André Mundstock Xavier de Carvalho. Co-advisors: Alberto Carvalho Filho e Leonardo Ângelo de Aquino.

Among the macronutrients phosphorus is the element that is most complex dynamics in tropical soils, due to strong tendency to fixation in oxides and hydroxides of Fe and Al, and can form precipitates with other elements. For this it is necessary reason seek alternatives to this problem. An alternative is to use anions that compete with the binding sites of the phosphorus reducing and/or delaying the adsorption of the element to the secondary minerals increasing the efficiency of phosphorus fertilization. Another option may be the use of simple and affordable biotechnologies such as composting and vermicomposting enabling a better use of organic materials to transform them into high-quality fertilizer residues. The association of the rock powders such processes can improve quality and yield of the compounds. Thus the objective of the present work was to evaluate the interaction between phosphorus, silicon and sulfur RED OXISOL and bioavailability of phosphorus post rock by the processes of composting and vermicomposting. To answer questions involving the interaction between phosphorus, silicon and sulfur, two experiments were performed in succession and in a greenhouse with soybean and corn that received previously to fertilization, additions silicate, gypsum or both. The accumulation of P and Si in plants and plant availability of these elements in the soil at the end of the experiments were evaluated. The results showed that prior addition of sulfate by agricultural gypsum increased the P content in soybean and corn grown in succession in relation to the control, where only Ca (by CaCl_2) was added prior to fertilization. The previous addition of Ca and Mg silicate also increased the overall availability of phosphorus in relation to the control that received only Ca and Mg via CaCl_2 and MgCl_2 . However, the prior joint addition of silicate and sulfate did not potentiate the effect of additions isolated. It has been shown that the effect of prior application of gypsum on the recovery of P must be connected to the action of contaminating anions of gypsum and not just the action of sulfate. To evaluate the bioavailability of phosphorus by the processes of composting and vermicomposting three experiments were performed. The first was conducted in laboratory cells incubated with mini compost after enrichment with powdered tuffite (TF), Araxá rock phosphate (FNA) and reactive phosphate (FNR). The volatilized ammonia was captured in trap

solution of H_3BO_3 . The other experiments were conducted in a greenhouse with soybean and corn fertilized with compost and vermicompost were enriched before or after with the TF, FNA and FNR sources. It has been found that the addition of phosphate rock Araxá reduced volatilization in compost heaps. In the short term, fertilization with compounds enriched with post rock did not promote plant growth, but a second crop in succession, fortified compounds Significant increases in plant growth and overall bioavailability of P.

Keywords: gypsum; natural phosphate; vermicomposting.

INTRODUÇÃO GERAL

O fósforo é um nutriente de dinâmica complexa no solo por estar fortemente associado à matéria orgânica do solo, ser capaz de realizar adsorção específica com vários minerais secundários do solo e estar passível de precipitação com outros elementos, como Al, Fe e Ca a depender do pH do solo (Valladares et al., 2003; Rolim Neto et al., 2004). Predominantemente, os solos que integram o bioma cerrado são solos altamente intemperizados e, conseqüentemente, com alto poder tampão de P no solo. Comumente, esta condição está associada ao elevado consumo de fertilizantes fosfatados e à baixa eficiência de recuperação de P pelas culturas.

Gonçalves et al. (1985) avaliaram a adsorção de P em diferentes solos altamente intemperizados do cerrado e verificaram que 90% do P inorgânico aplicado foi adsorvido nas primeiras 192 horas após sua aplicação. Além da rápida velocidade desta adsorção, a capacidade máxima de adsorção de P desses solos pode chegar a aproximadamente 850 kg ha⁻¹ de P em apenas 15 dias (Gonçalves et al., 1985). Dessa forma, a adsorção de P, que pode rapidamente transformar P lábil em não-lábil no solo, é encarada como um dos principais problemas no manejo da fertilidade em solos tropicais.

Apesar do cultivo ainda predominante de espécies exóticas de baixa eficiência fisiológica para P no cerrado, diversas estratégias podem e tem sido adotadas para minimizar a adsorção do P, como aumentar os teores de matéria orgânica do solo (Azevedo et al., 2004; Guppy et al., 2005); substituir parcial ou totalmente as fontes inorgânicas de P por fontes orgânicas (Jama et al., 1997; Gatinoni et al., 2007); utilizar fertilizantes fosfatados de liberação controlada ou de menor solubilidade (Figueiredo et al., 2012; Machado & Souza, 2012); reduzir as atividades de revolvimento do solo de modo à minimizar o contato do P com os minerais oxídicos e evitar a dispersão dos agregados de argila ou o colapso da macroporosidade (Novais et al., 1985); realizar a adubação fosfatada de forma localizada e parcelada (Resende et al. 2006; Aquino et al., 2012) e adicionar íons competidores pelos sítios de adsorção de P do solo (Carvalho et al., 2000; Owino-Gerroh & Gascho, 2005; Tavakkoli et al., 2011).

Com a adição de ânions como o sulfato e o silicato pode-se aumentar a competição pelos sítios de adsorção de P, retardando assim a adsorção de P pelos coloides e aumentando o aproveitamento do fertilizante aplicado. Owino-Gerroh & Gascho (2005), estudando a interação entre fósforo e silício no solo, verificaram que a adição de silicato de cálcio ao solo previamente à adubação fosfatada aumentou o

conteúdo de P nas plantas de milho. Entretanto, o fato observado por estes autores pode ser atribuído também à elevação do pH resultante da aplicação do silicato.

Pozza et al. (2007) avaliaram a adsorção de fósforo e silício em gibbsita, aplicando quantidades iguais de cada elemento, e observaram que pode ocorrer competição pelos sítios de adsorção ocorrendo dessorção de silicato por fosfato e vice e versa. Tavakkoli et al. (2011), também estudando a interação entre silício e fósforo no solo, observaram que houve maior acúmulo de P em plantas de arroz que foram previamente fertilizadas com silicatos, mesmo quando o efeito corretivo de acidez do silicato era controlado. Entretanto, ainda são escassos, ou mesmo inexistentes, os trabalhos que confirmam esta tendência em plantas não acumuladoras de silício, ou que avaliaram a interação conjunta dos ânions silicato e sulfato sobre a disponibilidade do P.

Outro ânion que pode ser considerado potencial competidor pelos sítios de adsorção de P é o sulfato. O uso de sulfato na agricultura tem se expandido na atualidade em doses muito superiores às demandas por enxofre das culturas devido à sua ação como condicionador do solo. Assim, em culturas como o café, doses de até 64 t ha⁻¹ de gesso agrícola, principal fonte de SO₄, tem sido aplicadas em função do efeito de indução ao aprofundamento do sistema radicular. Este efeito é resultante da melhoria de condições químicas da subsuperfície, em especial pela maior disponibilidade de Ca e menor atividade de Al³⁺ na solução do solo, o que leva a um aumento no volume de solo explorado, otimizando a ciclagem de nutrientes e o acesso à água (Lopes & Guilherme, 2000). Entretanto, pode também ser atribuído ao efeito competitivo que pode haver entre sulfato e fosfato assim como observado por Geelhoed et al. (1997).

Os usos de fertilizantes orgânicos e de fertilizantes minerais de baixa solubilidade também representam alternativas para redução dos custos associados à fertilização fosfatada. O incentivo ao uso destas fontes pode contribuir na redução da dependência brasileira por fertilizantes solúveis, uma vez que o país importa a maior parte do fertilizante que consome. No entanto, as fontes de baixa solubilidade de P, como os fosfatos naturais e os pós de rochas silicatadas, possuem limitações associadas principalmente aos baixos teores e a baixa solubilidade dos nutrientes. O uso associado destas fontes com fontes orgânicas ou com processos biológicos podem aumentar a disponibilização do P e, assim, melhorar a qualidade destes fertilizantes.

Os microrganismos podem alterar profundamente o ambiente ao seu redor, especialmente na região da rizosfera, promovendo modificações no potencial eletroquímico, concentração de ácidos orgânicos, quelantes orgânicos, entre outros, que por sua vez desencadeiam processos atribuídos ao intemperismo químico (Harley &

Gilkes, 2000). A capacidade das plantas e dos microrganismos de alterar a rizosfera e auxiliar na solubilização de nutrientes presentes nos minerais é devido a alteração do pH e à liberação de íons H^+ , OH^- e HCO_3^- resultantes da respiração e da absorção de íons (Neumann & Romheld, 2012). Adicionalmente, ácidos orgânicos excretados podem também incrementar a dissolução dos minerais (Gadd, 2007).

Devido à esse potencial de acelerar o intemperismo, processos microbianos têm sido buscados para acelerar a liberação de nutrientes de pós de rocha, destacando-se os processos de compostagem (Sikora, 2004; Lima et al., 2009) e vermicompostagem (Lima et al., 2010; Souza et al., 2013). Além dos mecanismos ativos ligados à aquisição de nutrientes pela microbiota, as altas temperaturas do processo de compostagem também tendem a promover uma dissolução mais rápida dos minerais (Harley & Gilkes, 2000).

Com isso, alguns trabalhos têm demonstrado que a adição de pós de rocha ao processo de compostagem pode promover incrementos expressivos na disponibilização de nutrientes em relação à não adição, como demonstrado para Ca e Mg com a adição de pó de gnaiss ou para K e Mg com a adição de serpentinito e micaxisto por Lima et al. (2009). Os processos de compostagem, no entanto, podem estar limitados para este fim devido a suas condições de relativa neutralidade de pH (van Straaten, 2006). Em parte, a escassez de trabalhos que avaliaram a capacidade dos processos de compostagem e vermicompostagem em acelerar o intemperismo de minerais pode ser atribuída à dificuldade de se comparar estes dois processos uma vez que os mesmos utilizam matérias primas (resíduos orgânicos) necessariamente distintas. Adicionalmente, a avaliação do efeito da adição de fertilizantes minerais de baixo teor é dificultada pela acentuada diluição da fração orgânica que é resultante desta adição, o que dificulta uma comparação equilibrada com um tratamento controle. Diante do exposto, este trabalho teve como objetivos avaliar a interação entre fósforo, silício e enxofre em LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO e a biodisponibilização de P pelos processos de compostagem e vermicompostagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AQUINO, L.A.; BERGER, P.G.; NEVES, J.C.L.; LIMA, T.C.; AQUINO, R.F.B.A. Parcelamento de fósforo em algodoeiro irrigado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, 42:1-8, 2012.

AZEVEDO, W.R.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L.A.; OLIVEIRA JUNIOR, A.C. Disponibilidade de fósforo para o arroz inundado sob efeito residual de calcário, gesso e esterco de curral aplicados na cultura do feijão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:995-1004, 2004.

CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N.; FERNANDES, L.A.; OLIVEIRA JR. A.C.; Dessorção de fósforo por silício em solos cultivados com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:69-74, 2000.

FIGUEIREDO, C.C.; BARBOSA, D.V.; OLIVEIRA, S.A.; FAGIOLI, M.; SATO, J.H. Adubo fosfatado revestido com polímero e calagem na produção e parâmetros morfológico de milho. **Revista Ciência Agronômica**, 43, 2012.

GADD, G.M. Geomycology: biochemical transformations of rocks, minerals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. **Mycological Research**, 111: 3-49, 2007.

GATINONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 31: 691-699, 2007.

GEELHOED, J.S.; van RIEMSDIJK, W.H.; FINDENEGG, G.R. Effects of sulphate and pH on the plant-availability of phosphate adsorbed on goethite. **Plant and Soil**, 197: 241-249, 1997.

GONÇALVES, J.L.M.; FIRME, D.L.; NOVAIS, R.F.; RIBEIRO, A.C. Cinética de adsorção de fósforo em solos de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 9:107-111, 1985.

GUPPY, C.N.; MENZIES, N.W.; MOODY, P.W.; BLAMEY, F.P.C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review, **Australian Journal Soil Research**, 43:189-202, 2005.

HARLEY, A.D.; GILKES, R.J. Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: a geochemical overview. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 56: 11-36, 2000.

JAMA, B.; SWINKELS, R.A.; BURESH, R.J. Agronomic and economic evaluation of organic and inorganic sources of phosphorus in western Kenya. **Agronomy journal**, 89: 597-604. 1997.

LIMA, C.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R.; SILVA, L.H.M.; ROIG, A. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 13: 334-340, 2009.

LIMA, F.S.; STAMFORD, N.P.; SOUSA, C.S.; LIRA JUNIOR, M.A.; MALHEIROS, S.M.M.; van STRAATEN, P. Earthworm compound and rock biofertilizer enriched in nitrogen by inoculation with free living diazotrophic bacteria. **World Journal of Microbiol Biotechnology**, 26: 1769-1775, 2010.

LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. **Uso eficiente de fertilizantes e corretivos agrícolas**. Boletim ANDA. Associação Nacional para Difusão de Adubos, 3ª ed. 2000.

MACHADO, V.J.; SOUZA, C.H.E. Disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico de liberação lenta. **Bioscience Journal**, 28:1-7, 2012.

NEUMANN, G.; ROMHELD, V. Rhizosphere chemistry in relation to plant nutrition. In: MARSCHNER, P. (Ed.). *Marschner's - Mineral Nutrition of Higher Plants*, 3 ed. Academic Press. 2012. 650p.

NOVAIS, R.F.; BAHIA FILHO, A.F.C.; RIBEIRO, A.C. & VASCONCELOS, C.A. Solubilização de fosfatos incubados com amostras de Latossolo submetidas a diferentes números de revolvimento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 9:23-26, 1985.

OWINO-GERROH, C.; GASCHO, G.J. Effect of silicone on low pH soil phosphorus sorption and on uptake and growth of maize. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. 35: 2369-2378, 2005.

POZZA, A.A.A.; CURI, N.; COSTA, E.T.S.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.G.S.M.; MOTA, P.E.F. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 42: 11-19. 2007.

RESENDE, A.V. et al. Fontes e modos de aplicação de fósforo para o milho em solo cultivado da região do Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 30: 453-466, 2006.

ROLIM NETO, F.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA, L.M.; CORRÊA, M.M.; FERNANDES FILHO, E.I.; IBRAIMO, M.M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28: 953-964, 2004.

SIKORA, L.J. Effects of basaltic mineral fines on composting. *Waste Management*, 24: 139-142, 2004.

SOUZA, M.E.P.; CARVALHO, A.M.X.; DELIBERALI, D.C.; JUCKSCH, I.; BROWN, G.G.; MENDONÇA, E.S.; CARDOSO, I.M. Vermicomposting with rock powder increases the growth of plants. **Applied Soil Ecology**, 69: 56 – 60, 2013.

TAVAKKOLI, E.; ENGLISH, P.; GUPPY, C.N. Interaction of silicone and phosphorus mitigate manganese toxicity in rice in a highly weathered soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 42:503-513, 2011.

van STRAATEN, P.V. Farming with rocks and minerals: challenges and opportunities. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 731-747, 2006.

VALLADARES, G.S.; PEREIRA, M.G.; DOS ANJOS, L.H.C. Adsorção de fósforo em solos de argila de baixa atividade. **Bragantia**, 62:111-118, 2003.

CAPÍTULO I

INTERAÇÃO ENTRE FÓSFORO, SILÍCIO E ENXOFRE EM UM LATASSOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO

RESUMO

Os Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos, típicos do cerrado brasileiro, são solos que apresentam elevados teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, o que resulta em uma intensa fixação do fósforo adicionado nestes solos. Porém, os sítios adsorventes também podem ser ocupados, ainda que reversivelmente, por outros ânions. Este fato inspirou a hipótese principal testada neste trabalho de que a adição dos ânions silicato e sulfato, de forma antecipada a fertilização fosfatada, poderia aumentar a recuperação do P inorgânico aplicado. Dois experimentos em sucessão foram montados em casa de vegetação com as culturas de soja e milho que receberam, previamente à adubação fosfatada, adições de silicato, gesso ou ambos. O acúmulo de P e Si nas plantas e os teores disponíveis destes elementos no solo ao final dos experimentos foram avaliados. A adição prévia de sulfato, via gesso agrícola, aumentou o conteúdo de P em plantas de soja e milho cultivadas em sucessão em relação ao controle, onde apenas Ca (via CaCl_2) foi adicionado previamente à adubação fosfatada. A adição prévia de silicato de Ca e Mg também aumentou a disponibilização total de fósforo em relação ao controle que recebeu apenas Ca e Mg, via CaCl_2 e MgCl_2 . No entanto, a adição prévia e conjunta de silicato e sulfato não potencializou o efeito das adições isoladas. Foi demonstrado ainda que o efeito do gesso aplicado previamente sobre a recuperação do P deve estar ligado à presença de contaminantes do gesso e não apenas à ação do sulfato.

Palavras-chave: gesso; silicato de Ca e Mg; adsorção específica.

1. INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um macronutriente que apresenta no solo uma dinâmica complexa envolvendo adsorção específica com vários minerais secundários do solo, como a hematita, goethita, gibbsita e caulinita, além de poder formar precipitados com outros elementos como com Al, Fe e Ca a depender do pH do solo e da disponibilidade de tais elementos (Valladares et al., 2003; Rolim Neto et al., 2004). Além disso, a complexidade desta dinâmica se amplia pelo fato da adsorção poder se tornar mais estável com o tempo e ainda com o fato do fosfato estar fortemente presente em compostos da matéria orgânica do solo.

Gonçalves et al. (1985) avaliaram a adsorção de P em diferentes solos altamente intemperizados do Cerrado e verificaram que 90% do P inorgânico aplicado foi adsorvido nas primeiras 192 horas após sua aplicação. Além da rápida velocidade desta adsorção, a capacidade máxima de adsorção de P desses solos pode chegar a aproximadamente 850 kg ha⁻¹ de P em apenas 15 dias (Gonçalves et al., 1985). Dessa forma, a adsorção de P, que pode rapidamente transformar P lábil em não-lábil no solo é encarada como um dos principais problemas no manejo da fertilidade em solos tropicais (Novais et al., 2007). Se por um lado este fenômeno representa uma rápida redução das formas lábeis de P aplicadas, por outro representa a estratégia natural de retenção e conservação dos ânions fosfato em um ambiente altamente lixiviável e com baixa capacidade de retenção eletrostática de ânions. Diante disso, muitas plantas tropicais que coevoluíram neste ambiente desenvolveram estratégias para otimizar a ciclagem do P orgânico e para, lentamente, acessar as grandes quantidades de P inorgânico fixado distribuídas ao longo do perfil oxidico dos Latossolos (Cardoso & Kuyper, 2006).

Apesar do cultivo ainda frequente de espécies exóticas de baixa capacidade de acesso às formas de menor labilidade de P no cerrado, diversas estratégias podem e tem sido adotadas para minimizar a adsorção do P, como aumentar os teores de matéria orgânica do solo (Azevedo et al., 2004; Guppy et al., 2005), substituir parcial ou totalmente as fontes inorgânicas de P por fontes orgânicas (Jama et al., 1997; Gatinoni et al., 2007), utilizar fertilizantes fosfatados de liberação controlada ou de menor solubilidade (Figueiredo et al., 2012; Machado & Souza, 2012), reduzir as atividades de revolvimento do solo de modo a minimizar o contato do P com os minerais oxidicos e evitar a dispersão dos agregados de argila ou o colapso da macroporosidade (Novais et al., 1985), realizar a adubação fosfatada de forma localizada e parcelada (Resende et al.,

2006; Aquino et al., 2012) e adicionar íons competidores pelos sítios de adsorção de P do solo (Carvalho et al., 2000; Owino-Gerroh & Gascho, 2005; Tavakkoli et al., 2011).

Entre os ânions que podem ocupar os mesmos sítios de adsorção do fosfato, destacam-se os ânions orgânicos de baixo peso molecular derivados da decomposição incompleta da matéria orgânica e os ânions sulfatos e silicato pela facilidade de aquisição. Owino-Gerroh & Gascho (2005), estudando a interação entre fósforo e silício no solo, verificaram que a adição de silicato de cálcio ao solo previamente à adubação fosfatada aumentou o conteúdo de P nas plantas de milho. Entretanto, o fato observado por estes autores pode ser atribuído também à elevação do pH resultante da aplicação do silicato. Pozza et al. (2007) avaliaram a adsorção de fósforo e silício em gibbsita, aplicando quantidades iguais de cada elemento, e observaram que pode ocorrer competição pelos sítios de adsorção ocorrendo dessorção de silicato por fosfato e vice versa. Tavakkoli et al. (2011), também estudando a interação entre silício e fósforo no solo, observaram que houve maior acúmulo de P em plantas de arroz que foram previamente fertilizadas com silicatos, mesmo quando o efeito corretivo de acidez do silicato era controlado. Entretanto, ainda são escassos, ou mesmo inexistentes, os trabalhos que confirmaram esta tendência em plantas não acumuladoras de silício, ou que avaliaram a interação conjunta dos ânions silicato e sulfato sobre a disponibilidade do P.

Outro ânion que pode ser considerado potencial competidor pelos sítios de adsorção de P é o sulfato. O uso de sulfatos na agricultura tem se expandido na atualidade em doses muito superiores às demandas por enxofre das culturas devido à sua ação como condicionador do solo. Assim, em culturas como o café, doses de até 64 t ha⁻¹ de gesso agrícola, principal fonte de SO₄, tem sido justificadas em função do efeito de indução ao aprofundamento do sistema radicular. Este efeito é resultante da melhoria de condições químicas da subsuperfície, em especial pela maior disponibilidade de Ca e menor atividade de Al³⁺ na solução do solo, o que leva a um aumento no volume de solo explorado, otimizando a ciclagem de nutrientes e o acesso à água (Lopes & Guilherme, 2000).

No entanto, o efeito do gesso também pode ser atribuído à presença, como contaminante, de outros ânions, como fosfatos e fluoretos, ou ainda pode ser resultante da competição entre os íons sulfato (aplicado em altas doses) e os íons fosfato pelos sítios de adsorção, o que pode estar reduzindo a velocidade de fixação do P adicionado aos solos. Geelhoed et al. (1997a) avaliaram *in vitro* a adsorção de sulfato e fosfato em goethita e concluíram que a presença de sulfato provoca apenas uma pequena redução

na adsorção de fosfato por unidade de superfície da goethita em pH relativamente baixo, o que resulta, no entanto, em um aumento substancial da concentração de P em solução. Além disso, Geelhoed et al. (1997b) observaram que a adição de pequenas concentrações de sulfato em uma suspensão contendo goethita sintética e P aumentou o conteúdo de P de plantas de milho cultivadas nesta suspensão. No entanto, são ainda escassos os trabalhos que buscaram demonstrar e quantificar os possíveis benefícios resultantes desta interação em sistemas reais, com altas doses de sulfato e em médio prazo.

Este trabalho, portanto, teve como principal hipótese a de que a adição dos ânions sulfato e silicato de forma antecipada à fertilização fosfatada pode aumentar o crescimento e a disponibilização de P para as plantas em solos com alta capacidade de adsorção de fosfato.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Dois experimentos foram realizados em casa de vegetação na Universidade Federal de Viçosa, *campus* de Rio Paranaíba, Rio Paranaíba (MG). Foi utilizada uma amostra de um LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico (LVA) (Embrapa, 2013) coletado no município de Rio Paranaíba, MG. O solo foi seco ao ar e passado em peneira com abertura de 4 mm. Uma subamostra foi passada em peneira com abertura de 2 mm para a caracterização química do solo (Tabela 1) segundo metodologias descritas em Silva (2009).

Tabela 1. Caracterização química do LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico utilizado.

pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al
H ₂ O	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³
6,0	2,6	0,51	3,70	1,40	0,00	2,24
C.O.	SB	t	T	V	m	P (rem)
g dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	%
16,8	5,61	5,61	7,85	72	0	0,8

C.O.: carbono orgânico; T e t: capacidade de troca catiônica total (à pH 7,0) e efetiva respectivamente; SB: soma de bases; P rem: Fósforo remanescente; H+Al: Acidez potencial; m: saturação por alumínio; V: saturação por bases; P e K: extrator Mehlich-1; Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺ = extração em KCl 1 mol L⁻¹.

O silicato de cálcio e magnésio utilizado (Agrosilício) continha, segundo o fabricante, 25% de Ca, 6% de Mg e 10,5% de Si. Uma amostra do material utilizado foi submetida à análise química total após digestão triácida e determinação dos elementos em ICP-OES (EPA- 3052, 1996) e revelou ainda 4,6 g kg⁻¹ de P, 547 mg kg⁻¹ de Cr,

1280 mg kg⁻¹ de Sr, 10 mg kg⁻¹ de Zn, além de outros elementos. A fonte de sulfato utilizada (gesso agrícola) continha 23% de Ca e 18,9% de SO₄. Uma amostra do material utilizado foi submetida à análise química total (EPA-3052, 1996) e revelou ainda 0,73 % de P.

2.1. Matriz experimental

Os experimentos foram montados em um delineamento inteiramente ao acaso com quatro repetições. Os tratamentos foram estruturados em um fatorial ((4 x 2) + 1) x 2), sendo composto de nove fertilizações com silicato de cálcio e magnésio como fonte de silício e/ou gesso agrícola como fonte de sulfato, ambos antecipados à fertilização com adubação fosfatada, combinados com duas doses de fertilização fosfatada (100 e 400 mg dm⁻³ de P) utilizando superfosfato triplo como fonte de P. As nove fertilizações ((4 x 2) + 1) com silicato e/ou gesso foram estruturadas em quatro estratégias de fertilização (apenas gesso agrícola (G), apenas silicato (S), gesso e silicato (GS) e controle sem adição (Co)) combinadas com duas doses de cada e mais um tratamento extra com substituição do gesso agrícola por gesso de alta pureza.

Os tratamentos, portanto, foram assim constituídos: i. gesso agrícola na dose de 2 t ha⁻¹ (G₁); ii. gesso agrícola na dose de 20 t ha⁻¹ (G₂); iii. silicato de Ca e Mg na dose de 1 t ha⁻¹ (S₁); iv. silicato de Ca e Mg na dose de 5 t ha⁻¹ (S₂); v. gesso agrícola na dose de 2 t ha⁻¹ + silicato de Ca e Mg na dose de 1 t ha⁻¹ (S₁G₁); vi. gesso agrícola na dose de 20 t ha⁻¹ + silicato de Ca e Mg na dose de 5 t ha⁻¹ (S₂G₂); vii. gesso de alta pureza (99,9 %) na dose de 20 t ha⁻¹ (G_{2pu}); viii. controle 1 (Co₁) sem adição de gesso ou silicato mas com ajuste dos níveis de Ca e Mg de acordo com o tratamento G₁S₁ e ix. controle 2 (Co₂) sem adição de gesso ou silicato mas com ajuste dos níveis de Ca e Mg de acordo com o tratamento G₂S₂. Estes tratamentos foram implantados previamente à adição de dois níveis de P no solo (baixo e alto), totalizando 18 tratamentos.

2.2. Montagem dos experimentos e avaliações

Amostras de 5 kg do LVA foram acondicionadas individualmente em vasos plásticos, onde foram aplicadas as fontes de sulfato, silicato e controle com 30 dias de antecedência à aplicação da fertilização fosfatada. Antes da aplicação do silicato de cálcio e magnésio ao solo foi realizada a neutralização parcial do poder corretivo de acidez do silicato utilizando solução de HCl 1 mol L⁻¹ conforme metodologia adaptada de Tavakkoli et al. (2011). Após a aplicação do silicato de Ca e Mg e do gesso nos diferentes tratamentos, as adições de Ca e Mg foram niveladas entre os tratamentos em

função das quantidades aplicadas nos tratamentos G_1S_1 e G_2S_2 , utilizando cloreto de cálcio hidratado ($CaCl_2 \cdot 2H_2O$) e cloreto de magnésio hidratado ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$). Durante o período de incubação os vasos foram mantidos sob umidade controlada entre 60% e 80% da capacidade de campo, que foi previamente determinada segundo metodologia adaptada de Fernandes & Sykes (1968). Após o período de incubação, o solo recebeu as dosagens de P de acordo com os tratamentos e também os demais nutrientes nas seguintes dosagens em $mg\ dm^{-3}$: N (5), K (80), B (0,5), Cu (1,5), Zn (4), Mo (0,1).

Os solos receberam, em seguida, dois cultivos sucessivos, um primeiro com soja (experimento 1) e um segundo com milho (experimento 2). A semeadura da soja foi realizada logo em seguida da adubação fosfatada, colocando seis sementes de soja (*Glycine max* cultivar TMG 1176) igualmente espaçadas e previamente inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum*. Após a emergência foi efetuado o desbaste, deixando-se duas plantas por vaso.

Após 50 dias da semeadura, a parte aérea e o sistema radicular das plantas de soja foram coletados (estádio R1), cortando-as rente ao solo. Este estágio corresponde ao período onde 50% das plantas apresentam botões florais e corresponde ao período até o qual ocorreu o maior acúmulo de nutrientes na parte aérea da soja (Borkert et al., 2005). O sistema radicular e a parte aérea foram secas em estufa de circulação forçada a $70^\circ\ C$ até peso constante para obtenção da massa seca. As plantas foram, em seguida, moídas em moinho Willey equipado com peneira de 1,27 mm. Após a moagem foram quantificados os teores de P e Si nas partes das plantas. A digestão dos materiais foi efetuada pela mistura nítrico-perclórica (P) e por digestão com H_2O_2 em NaOH (Si) segundo Silva (2009) e Korndorfer et al. (2004). A partir dos teores e da matéria seca foram calculados os conteúdos de P e Si em cada parte das plantas (raízes e parte aérea).

Após a colheita da soja, o solo de cada vaso foi imediatamente recolocado e foi realizada a semeadura do milho, sem replicação dos tratamentos. Este segundo experimento seguiu, portanto, o mesmo desenho experimental do primeiro. Por ocasião da semeadura realizou-se uma fertilização com N ($70\ mg\ dm^{-3}$) e K ($30\ mg\ dm^{-3}$). A semeadura do milho foi realizada utilizando seis sementes por vaso do híbrido P3862, sendo realizado um desbaste posterior de modo a permanecerem apenas duas plantas por vaso. As plantas foram mantidas sob umidade controlada com água destilada até o estágio V8 (oito folhas expandidas), momento em que a parte aérea e o sistema radicular foram coletados, totalizando 40 dias de cultivo. O sistema radicular e a parte aérea foram secas em estufa de circulação forçada a $70^\circ\ C$ até peso constante e as

avaliações e determinações analíticas realizadas foram os mesmos realizados com as plantas do primeiro cultivo.

Após o segundo cultivo os solos dos vasos foram homogeneizados e foram coletadas amostras de solo de aproximadamente 300 g para avaliação do pH e determinação dos teores disponíveis de fósforo e silício. A determinação do pH em H₂O e a extração e determinação de P foram realizadas segundo o método padrão descrito em Silva (2009). Para a extração e determinação de silício foi adotado o extrator CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ e a determinação colorimétrica foi realizada pelo método azul conforme descrição de Leite (1997).

Após os dois cultivos foi calculado o total de P disponibilizado através da soma dos conteúdos de P presentes na matéria seca da soja e do milho mais o total ainda disponível no solo ao final dos experimentos. O P disponível no solo ao final dos experimentos foi estimado pela equação de Campello (1993) e Fernández Rojas (1995) através do P extraído por Mehlich-1 e o valor de P remanescente do solo.

2.3. Análises estatísticas

Os dados foram submetidos aos testes de Bartlett e Jarque-Bera (Jarque & Bera, 1980) para avaliação das condições de homogeneidade das variâncias e normalidade dos resíduos, respectivamente. Transformações usuais como raiz e logaritmo foram aplicadas aos dados heterocedásticos ou não normais quando necessário. Em seguida, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, dependendo da significância dos fatores e da interação, procedeu-se às comparações entre os tratamentos com seus respectivos controles pelo teste Dunnett a 5% de probabilidade. Outras comparações de interesse foram testadas por contrastes pré-estabelecidos (Tabela 2) que foram testados por teste t ou pelo teste de Bonferroni modificado por Conagin (1998).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Crescimento das plantas

O crescimento das plantas de soja e milho foi afetado pelos tratamentos e estes efeitos foram dependentes dos níveis de disponibilidade de fósforo testados, como evidenciado pela significância da interação (não apresentada). De um modo geral, tanto a adição de gesso na maior dose (G₂) quanto a adição de silicato de Ca e Mg na menor

dose (S_1) promoveram incrementos na massa seca total em ambos os cultivos (Tabela 3), embora sem um comportamento padrão entre as condições de baixo ou de alto P testadas. Estes incrementos, portanto, foram dependentes das doses de gesso ou de silicato aplicadas (ou de ambas) e ocorreram com mais frequência no segundo cultivo.

Tabela 2. Coeficientes dos contrastes pré-planejados testados pelo teste t (ortogonais) e pelo teste de Bonferroni modificado (não-ortogonais) para os tratamentos do fatorial ((4 x 2) + 1) x 2).

Tratamentos Teste t				Teste de Bonf.	
	Baixo P	Alto P	Baixo P	Alto P	Baixo P	Alto P
	\hat{C}_1	\hat{C}_2	\hat{C}_3	\hat{C}_4	\hat{C}_5	\hat{C}_6
G_1	-	-				
S_1	-	-				
G_1S_1	+	+				
Co_1	+	+				
G_2			-	-	+	+
S_2			-	-		
G_2S_2			+	+		
G_{2PU}					-	-
Co_2			+	+		

\hat{C}_1 e $\hat{C}_2 = (G_1S_1-Co_1)$ vs $((G_1-Co_1)+(S_1-Co_1))$. \hat{C}_3 e $\hat{C}_4 = (G_2S_2-Co_2)$ vs $((G_2-Co_2)+(S_2-Co_2))$. \hat{C}_5 e $\hat{C}_6 = G_2$ vs G_{2PU} . G_1 e G_2 : Gesso agrícola nas doses correspondentes a 2 e 20 t ha⁻¹; S_1 e S_2 : Silicato de cálcio e magnésio nas doses de 1 e 5 t ha⁻¹; S_1G_1 : a menor dose de ambos fertilizantes; S_2G_2 : a maior dose de ambos fertilizantes; Co_1 : controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio (com cloretos) de acordo com tratamento G_1S_1 ; Co_2 : controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio de acordo com tratamento G_2S_2 ; G_{2PU} : Gesso de alta pureza.

Estes dados demonstram que os conhecidos incrementos no crescimento das plantas promovidos pelo gesso agrícola e pelo silicato de Ca e Mg (Ramos et al., 2006; Soratto et al., 2010) não estão relacionados apenas à nutrição por Ca ou Mg ou pelo efeito corretivo de acidez dos silicatos. Parte significativa do efeito benéfico sobre o crescimento das plantas, portanto, pode estar relacionada também à adição dos ânions sulfato e silicato.

Embora o sulfato seja a principal forma de absorção de S pelas plantas, seu papel sobre o crescimento vegetal pode ir muito além da nutrição por S (Casagrande et al., 2003). A dose de S aplicada no tratamento G_1 (1 t ha⁻¹) era suficiente para suprir a demanda por S das plantas mas, mesmo assim, houve uma resposta positiva no crescimento das plantas quando o gesso foi aplicado na dose de 20 t ha⁻¹ (G_2) (Tabela 3). Dessa forma, uma parte significativa do efeito do gesso sobre o crescimento de plantas pode estar ligado à ação do sulfato no solo. Essa ação pode se dar pela competição pelos sítios de adsorção de fosfato, também sugerido por outros autores (Agbenin, 1997; Geelhoed et al., 1997a; Geelhoed et al., 1997b). No segundo cultivo, no entanto, o gesso agrícola superou o desempenho do gesso de alta pureza, como

evidenciado pelos contrastes \hat{C}_5 e \hat{C}_6 (Tabela 3), o que sugere que não apenas o sulfato esteja contribuindo para a resposta observada em G_2 .

Tabela 3. Massa seca total (raiz + parte aérea) das plantas de soja e milho em função da aplicação de gesso (G), silicato (S) ou ambos (G S), em duas doses, em antecipação à aplicação de dois níveis de adubação fosfatada (baixo e alto).

Tratamentos/ Contrastes SOJA MILHO	
	Baixo P	Alto P	Baixo P	Alto P
 g planta ⁻¹			
G₁	1,48	2,72 α	9,14	25,15 α
S₁	1,87 α	3,82 α	12,22 α	30,67
G₁S₁	1,66 α	4,10 α	11,73 α	31,60
Co₁	1,12	3,27	7,90	29,17
G₂	1,29 α	2,76 α	9,27 α	33,15 α
S₂	0,44	0,49 α	0,88	5,45 α
G₂S₂	0,98	1,37	10,74 α	25,02 α
G₂PU	1,79 α	2,58 α	5,14	27,94 α
Co₂	0,55	1,03	3,91	9,70
C.V. (%) 19,2 16,1	
\hat{C}_1 e \hat{C}_2	-0,58	0,83 *	-1,73	4,95 ⁰
\hat{C}_3 e \hat{C}_4	-0,19	-0,85 *	4,50 ⁰	-3,88
\hat{C}_5 e \hat{C}_6	-0,50	0,18	4,13 *	5,21 **

Médias seguidas por uma letra “ α ” diferem do respectivo tratamento controle (Co₁ ou Co₂) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes (\hat{C}) seguidas por ⁰,*,** diferem de zero ao nível de 10, 5 e 1% de probabilidade, respectivamente. G₁ e G₂: Gesso agrícola nas doses correspondentes a 2 e 20 t ha⁻¹; S₁ e S₂: Silicato de cálcio e magnésio nas doses de 1 e 5 t ha⁻¹; S₁G₁: adição conjunta de ambos os fertilizantes na menor dose; S₂G₂: adição conjunta de ambos os fertilizantes na maior dose; Co₁: controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio (com cloretos) de acordo com tratamento G₁S₁; Co₂: controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio de acordo com tratamento G₂S₂; G₂PU: Gesso de alta pureza.

Respostas semelhantes também foram observadas para o silicato (Tabela 3), embora em menor intensidade e apenas na menor dose de silicato aplicada. Na menor dose de silicato associado a menor dose de P, no segundo cultivo, o incremento observado na massa seca total chegou a 55% em relação ao controle (Tabela 3). De modo semelhante ao sulfato, o efeito da adição de silicato também deve estar relacionado, entre outros fatores, à sua ação no solo como competidor pelos sítios de adsorção de fosfato. Alguns trabalhos já tem demonstrado esta interação positiva em trabalhos com aplicação conjunta de silicato com fosfato (Leite, 1997; Carvalho et al., 2001; Owino-Gerroh & Gascho, 2005; Pozza et al., 2007; Tavakkoli et al., 2011), mas não demonstraram se tal ação poderia estar ligada à elevação acentuada do pH do solo em decorrência da aplicação dos silicatos ou em função da simples maior adição de Ca e Mg.

Devido à maior afinidade dos óxidos de Fe e Al do solo pelo fosfato em relação aos ânions sulfato e silicato (Pozza et al., 2009), a ação competidora dos ânions sulfato e silicato pelos sítios de adsorção pode contribuir para retardar a alta velocidade da

adsorção do fosfato, aumentando assim a eficácia das plantas em recuperar o fosfato aplicado. Geelhoed et al. (1997b), avaliando a interação entre o fosfato e o sulfato em solo com predominância de goethita, verificaram que a adição de sulfato resultou em aumento do conteúdo de P em plantas de milho, demonstrando uma forte tendência de competição entre o sulfato e o fosfato pelos sítios de ligação. Entretanto, Casagrande et al. (2003) demonstraram que há possibilidade do sulfato não competir pelos sítios de adsorção com o fosfato uma vez que as faixas de pH ótimas para a adsorção podem ser diferentes.

A aplicação de silicato de cálcio e magnésio na dose de 5 t ha^{-1} não resultou em aumento no crescimento das plantas (Tabela 3). Entretanto, na menor dose de silicato, houve incrementos na massa seca total tanto nas plantas de soja (não acumuladoras de Si) quanto nas plantas de milho (Tabela 3). A adição combinada às fontes de silicato e gesso agrícola (tratamentos G_1S_1 e G_2S_2) resultou em maior crescimento das plantas, como evidenciado para G_1S_1 no primeiro cultivo e para G_1S_1 e G_2S_2 no segundo cultivo (Tabela 3). A simples comparação com o tratamento controle, no entanto, não permite distinguir se o efeito da adição conjunta foi maior que a soma dos efeitos das adições em separado. As estimativas dos contrastes \hat{C}_1 a \hat{C}_4 , por sua vez, permitem conhecer se houve uma ação sinérgica entre o silicato e gesso agrícola para o crescimento das plantas. As significâncias destes contrastes para a massa seca total (Tabela 3) demonstraram que houve um efeito sinérgico sobre o crescimento em decorrência da adição conjunta, embora o mesmo tenha ocorrido apenas no segundo cultivo e não tenha se repetido de maneira independente do nível de P do solo. Dessa forma, outros trabalhos precisam ainda confirmar esta ação sinérgica sobre condições de solo e culturas diferentes e buscando compreender melhor seu mecanismo.

3.2. Acúmulo de fósforo e silício pelas plantas

O conteúdo de fósforo das plantas de soja e milho também foi afetado pelos tratamentos e estes efeitos foram dependentes do nível de disponibilidade de fósforo no solo, como evidenciado pela significância da interação (não mostrada). De um modo geral, tanto a adição de gesso agrícola na maior dose (G_2) quanto a adição de silicato de Ca e Mg na menor dose (S_1) promoveram incrementos nos conteúdos de fósforo em ambos os cultivos (Tabela 4). Entretanto, estes incrementos, seguindo a tendência observada para massa seca total, também foram dependentes das doses de gesso ou de silicato aplicados (ou de ambos), não demonstraram um comportamento independente

das condições de disponibilidade de P e ocorreram com maior frequência no segundo cultivo.

A semelhança no comportamento dos dados de crescimento das plantas e de conteúdo de P das mesmas sugere, portanto, que a maior parte dos efeitos observados sobre o crescimento sejam decorrentes de alterações na disponibilidade de P para as plantas. O maior acúmulo de P pelas plantas tratadas com a fertilização antecipada de gesso agrícola (G_2) e silicato de Ca e Mg (S_1) pode ser atribuído também ao efeito competidor dos ânions sulfato e silicato pelos sítios de adsorção do fosfato no solo. Tal efeito, no entanto, não necessariamente é decorrente da possibilidade de deslocamento dos íons fosfato pelo sulfato ou silicato, como sugerem Geelhoed et al. (1997b), Pozza et al. (2007) e Carvalho et al. (2001), mas pode resultar apenas de um retardamento da adsorção do fosfato em função da grande presença dos ânions competidores.

A significância do contraste \hat{C}_6 no segundo cultivo indica uma superioridade do gesso agrícola em relação ao gesso de alta pureza quanto à capacidade de permitir um maior acúmulo de P na biomassa vegetal (Tabela 4). Este efeito, no entanto, não teve um comportamento independente dos níveis de disponibilidade de P testados, tal como também ocorreu com a massa seca total.

Ao combinar as fontes de silicato e gesso agrícola (tratamentos G_1S_1 e G_2S_2) houve maior acúmulo de P nas plantas, como evidenciado para G_1S_1 sob baixo P no primeiro cultivo e para G_1S_1 e G_2S_2 no segundo cultivo (Tabela 4). Este efeito, no entanto, não foi dependente das condições de alto ou baixo P, ocorrendo em ambas as situações.

A adsorção de fosfato pelos colóides do solo é específica e relativamente bem compreendida (Novais et al., 2007). Para o sulfato, no entanto, os mecanismos de ligação aos colóides do solo ainda não estão bem esclarecidos. Agbenin (1997) observou que a retenção de sulfato por um Alfissolo caulínítico não foi significativamente afetada pela força iônica e pela natureza do eletrólito suporte ($CaCl_2$, KCl e $NaCl$), revelando ser a adsorção de natureza específica. Fato que reforça a tendência do sulfato competir com fosfato pelos sítios de adsorção.

Tabela 4. Conteúdo de fósforo na massa seca total (raiz + parte aérea) das plantas de soja e milho em função da aplicação de gesso (G), silicato (S) ou ambos (G S), em duas doses, em antecipação à aplicação de dois níveis de adubação fosfatada (baixo e alto).

Tratamentos/ Contrastes SOJA MILHO	
	Baixo P	Alto P	Baixo P	Alto P
 mg planta ⁻¹			
G₁	2,94	10,41 α	15,49	27,39 α
S₁	3,87	12,53	14,77	26,03 α
G₁S₁	4,70 α	11,78	18,15 α	30,81 α
Co₁	2,94	13,36	10,14	39,34
G₂	2,53 α	8,58 α	9,97	30,43 α
S₂	0,66 α	1,00 α	0,44	4,13
G₂S₂	1,78	3,09 α	11,96 α	19,03 α
G₂PU	3,33 α	6,75 α	5,57	20,29 α
Co₂	1,29	1,89	2,66	6,84
C.V. (%) 12,6 35,2	
Ĉ₁ e Ĉ₂	0,83	2,20	-1,97	16,73 **
Ĉ₃ e Ĉ₄	-0,12	-4,60 *	4,21	-8,69
Ĉ₅ e Ĉ₆	-0,80	1,83	4,40	10,14 *

Médias seguidas por uma letra “α” diferem do respectivo tratamento controle (Co₁ ou Co₂) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes (Ĉ) seguidas por *,** diferem de zero ao nível de 5 e 1% de probabilidade, respectivamente. G₁ e G₂: Gesso agrícola nas doses correspondentes a 2 e 20 t ha⁻¹; S₁ e S₂: Silicato de cálcio e magnésio nas doses de 1 e 5 t ha⁻¹; S₁G₁: adição conjunta de ambos os fertilizantes na menor dose; S₂G₂: adição conjunta de ambos os fertilizantes na maior dose; Co₁: controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio (com cloretos) de acordo com tratamento G₁S₁; Co₂: controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio de acordo com tratamento G₂S₂; G₂PU: Gesso de alta pureza.

Entretanto, outros autores não têm encontrado tal evidência. Sposito (1989) verificou que o sulfato é adsorvido aos coloides por mecanismo de complexação de esfera externa, graças ao caráter prontamente trocável do sulfato adsorvido. He et al. (1996), verificaram que a adsorção de sulfato por caulinita e alumina também se dá pela formação de complexo de esfera externa, ocorrendo primeiramente a protonação da superfície e, em seguida, a adsorção do sulfato. Casagrande et al. (2003), concluíram que os sítios ou os mecanismos de adsorção de sulfato pelos solos não devem ser os mesmos que o fosfato, pois, para este, a adsorção nem sempre diminuiu com a elevação do pH. Entretanto, pode-se observar que durante o primeiro cultivo houve maior acúmulo de fósforo pelas plantas de soja em função do uso do gesso de alta pureza e do gesso agrícola, sugerindo a hipótese de que o sulfato retarda a adsorção de fosfato possibilitando que a planta pudesse melhor recuperá-lo. Geelhoed et al. (1997a) avaliaram a adsorção de fosfato e sulfato em goethita e verificaram que a presença de sulfato provoca uma pequena redução na adsorção de fosfato por unidade de superfície da goethita em pH relativamente baixo, o que, no entanto resulta em um aumento substancial na concentração de P em solução. Dessa forma, estes autores concluíram que na interação de fosfato e sulfato a adsorção é preferencial para o fosfato.

A adição combinada das fontes de gesso agrícola e silicato de Ca e Mg (G_1S_1 e G_2S_2) promoveu incrementos no conteúdo de P no primeiro cultivo (apenas sob baixo P para G_1S_1 e apenas sob alto P em G_2S_2) e no segundo cultivo de maneira generalizada para G_2S_2 (Tabela 4). Não foi evidenciado, no entanto, um sinergismo entre o gesso agrícola e silicato de Ca e Mg quanto ao acúmulo de P, diferentemente do observado no crescimento das plantas (Tabelas 3 e 4).

O conteúdo de silício das plantas de soja e milho foi afetado pelos tratamentos e estes efeitos foram dependentes da disponibilidade de fósforo, como evidenciado pela significância da interação (não mostrada). De maneira geral, tanto a adição de gesso quanto a adição de silicato de Ca e Mg promoveram incrementos no conteúdo de Si na massa seca total em ambos os cultivos (Tabela 5). Estes incrementos, no entanto, foram mais frequentes nos tratamentos G_2 , G_{2PU} , S_1 , G_1S_1 e G_2S_2 .

Tabela 5. Conteúdo de silício na massa seca total (raiz + parte aérea) das plantas de soja e milho em função da aplicação de gesso (G), silicato (S) ou ambos (G S), em duas doses, em antecipação à aplicação de dois níveis de adubação fosfatada (baixo e alto).

Tratamentos/ Contrastes SOJA MILHO	
	Baixo P	Alto P	Baixo P	Alto P
 g planta ⁻¹			
G₁	1,68 α	5,22	15,45	99,08 α
S₁	2,30 α	5,90	24,69 α	110,54 α
G₁S₁	2,41 α	8,59 α	28,93 α	76,83 α
Co₁	0,79	6,25	10,71	45,52
G₂	1,95 α	5,06 α	16,35 α	56,27 α
S₂	0,54 α	0,70 α	1,39 α	12,83
G₂S₂	0,91	1,55	24,53 α	48,03 α
G₂PU	3,33 α	6,75 α	6,20	41,99 α
Co₂	1,05	1,89	5,41	14,00
C.V. (%) 17,0 9,0	
Ĉ₁ e Ĉ₂	-0,78	3,71 *	-0,50	-87,27 **
Ĉ₃ e Ĉ₄	-0,52	-2,33	12,20 **	-7,07
Ĉ₅ e Ĉ₆	-1,38 *	-1,69	10,15 **	14,28

Médias seguidas por uma letra “α” diferem do respectivo tratamento controle (Co₁ ou Co₂) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes (Ĉ) seguidas por *,** diferem de zero ao nível de 5 e 1% de probabilidade, respectivamente. G₁ e G₂: Gesso agrícola nas doses correspondentes a 2 e 20 t ha⁻¹; S₁ e S₂: Silicato de cálcio e magnésio nas doses de 1 e 5 t ha⁻¹; S₁G₁: adição conjunta de ambos os fertilizantes na menor dose; S₂G₂: adição conjunta de ambos os fertilizantes na maior dose; Co₁: controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio (com cloretos) de acordo com tratamento G₁S₁; Co₂: controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio de acordo com tratamento G₂S₂; G₂PU: Gesso de alta pureza.

A influência da adição de sulfato sobre o conteúdo de silício das plantas observado sugere que a disponibilidade de Si no solo também seja aumentada pela presença de ânions competidores, como o sulfato. Segundo Pozza et al. (2009), a força desta adsorção tende a ser maior para o silicato que para o sulfato, fato que favoreceria a dessorção de sulfato pelo silicato. No entanto, assim como para o P, a maior força ou

afinidade dos sítios de adsorção não impedem, aparentemente, que o ânion competidor de alguma forma dificulte, desorva ou retarde a adsorção do ânion preferencial, podendo favorecer o acesso das plantas ao ânion preferencialmente adsorvido.

As adições conjuntas de gesso e silicato demonstraram, no segundo cultivo, uma forte interação positiva da presença do ânion sulfato favorecendo o acesso das plantas ao silício (\hat{C}_2 , \hat{C}_3 e \hat{C}_5) (Tabela 5). Isso significa que o efeito da adição conjunta é maior que a soma dos efeitos das adições em separado e evidenciam a interação positiva entre os ânions sulfato e silicato no solo.

3.3. Disponibilização total de P e alterações em características químicas do solo

O pH e a disponibilidade de silício e fósforo do solo foram afetados pelos tratamentos e estes efeitos foram dependentes da disponibilidade de fósforo, como evidenciado pela significância da interação (não mostrada). De um modo geral, tanto a adição de gesso quanto a adição de silicato de Ca e Mg promoveram incrementos nos teores de P no solo (Tabela 6). A disponibilidade de Si no solo ao final do experimento, no entanto, foi reduzida em função da aplicação do gesso na dose mais elevada (G_2 e G_{2PU}) e foi aumentada na maioria dos demais tratamentos.

A adição de gesso agrícola na dose 2 t ha^{-1} resultou em pequena redução nos valores de pH do solo em relação ao controle (menores que 2%), enquanto na maior dose (G_2) resultou em incrementos discretos de no máximo 13% (0,7 unidade de pH em G_{2PU}) em relação ao controle (Tabela 6). Tais alterações revelam a limitada capacidade do gesso em elevar o pH do solo e o efetivo controle do poder corretivo do silicato imposto pela neutralização com HCl previamente à sua aplicação neste trabalho (item 2.2). A adição de gesso na maior dose em antecedência à aplicação de P na maior dose resultou em aumento na disponibilidade P no solo ao final do experimento (Tabela 6). As adições combinadas (G_1S_1 e G_2S_2) também resultaram em incrementos na disponibilidade de P no solo, mas apenas quando este encontrava-se em nível alto. Em parte, isso pode estar ligado ao simples fato de na menor disponibilidade de P as plantas terem extraído a maior parcela do P disponível, não restando no solo ao final do experimento.

A disponibilização total de P, no entanto, apontou que embora o gesso agrícola, em doses elevadas, tenha aumentado a disponibilização de P, este aumento pode não estar ligado à adição do sulfato uma vez que os tratamentos G_{2PU} não diferiram do controle (Tabela 6). Estes dados sugerem, portanto, que além da simples adição de Ca,

há um efeito positivo associado às altas doses de gesso aplicadas em função da presença de contaminantes, como o próprio fósforo. O efeito deste contaminante é ainda evidenciado pelo incremento maior de G₂ na biodisponibilização de P sob baixo P do que sob alto P. Estes incrementos não são devido à ação do Ca presente no gesso uma vez que, como explicitado na metodologia, os níveis de Ca foram nivelados entre os tratamentos.

Tabela 6. pH do solo, disponibilidade de Si e P no solo e disponibilização total de P nos vasos após os cultivos sucessivos de soja e milho em função da aplicação de gesso (G), silicato (S) ou ambos (G S), em duas doses, em antecipação à aplicação de dois níveis de adubação fosfatada (baixo e alto).

Tratamentos/ Contrastes pH [Si] no solo [P] no solo ...		Disp. total de P	
	Baixo P	Alto P	Baixo P	Alto P	Baixo P	Alto P	Baixo P	Alto P
 (H ₂ O) mg kg ⁻¹ mg dm ⁻³ g vaso ⁻¹	
G ₁	5,23 α	5,39 α	6,51	5,60	2,78	18,26	0,22	1,46
S ₁	5,29	5,40 α	8,68 α	8,15 α	3,16	24,74 α	0,24	1,68 α
G ₁ S ₁	5,36	5,63 α	8,45	6,74	3,22	25,17 α	0,25	1,72 α
Co ₁	5,35	5,52	7,27	5,56	1,90	19,00	0,15	1,34
G ₂	5,51 α	5,75 α	6,17 α	4,61 α	6,92	29,96 α	0,47 α	2,02 α
S ₂	5,24 α	5,29 α	16,07 α	15,38 α	5,97	21,72	0,39	1,42
G ₂ S ₂	5,57 α	5,77 α	11,93 α	11,54 α	6,35	27,05 α	0,44	1,80 α
G ₂ PU	5,57 α	5,85 α	6,28 α	5,79 α	3,11	22,48	0,22	1,51
Co ₂	5,04	5,18	7,92	8,11	3,12	20,56	0,21	1,35
C.V. (%) 1,2 11,2 23,1 19,9	
Ĉ ₁ e Ĉ ₂	0,19 **	0,35 **	0,53	-1,45	-0,82	1,17	-0,06	-0,08
Ĉ ₃ e Ĉ ₄	-0,14 *	-0,09	-2,39 *	-0,34	-3,42	-4,07	-0,22	-0,29
Ĉ ₅ e Ĉ ₆	-0,06	-0,10 *	-0,11	-1,18	3,81	7,48 **	0,26 ⁰	0,51 **

Médias seguidas por uma letra “α” diferem do respectivo tratamento controle (Co₁ ou Co₂) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes (Ĉ) seguidas por ⁰, *, ** diferem de zero ao nível de 5 e 1% de probabilidade, respectivamente. G₁ e G₂: Gesso agrícola nas doses correspondentes a 2 e 20 t ha⁻¹; S₁ e S₂: Silicato de cálcio e magnésio nas doses de 1 e 5 t ha⁻¹; S₁G₁: adição conjunta de ambos os fertilizantes na menor dose; S₂G₂: adição conjunta de ambos os fertilizantes na maior dose; Co₁: controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio (com cloretos) de acordo com tratamento G₁S₁; Co₂: controle sem adição de gesso ou silicato mas com adição de cálcio e magnésio de acordo com tratamento G₂S₂; G₂PU: Gesso de alta pureza.

A disponibilização total de P revelou ainda que a adição de Si (S₁) também promoveu melhoria na disponibilização do P para as plantas, mas que não houve uma potencialização deste efeito pela adição conjunta de silicato e gesso (Ĉ₁ a Ĉ₄ não foram significativos) (Tabela 6). Carvalho et al. (2001) verificaram que o efeito do silício na interação com P é visualizada com maior relevância em solos jovens ou pouco intemperizados como os Cambissolos. Fato este que pode explicar a discreta ação do silicato na competição pelos sítios de adsorção de fósforo observada neste trabalho.

Os resultados deste trabalho fornecem, portanto, mais um subsídio para a promoção das fontes silicatadas como corretivas de acidez e fontes de Ca e Mg em substituição total ou parcial aos calcários. Além da não liberação direta de gases

poluentes na atmosfera e da disponibilização do elemento benéfico Si, os silicatos atuam como corretivos com efeitos benéficos sobre a disponibilização de P mesmo sob baixas doses (1 t ha⁻¹). Além disso, a adição destes materiais pode resultar em uma melhor mobilidade do Ca e do Mg no perfil em comparação ao calcário (Calonego et al., 2012). No entanto, apesar da menor presença de P como contaminante e das menores doses aplicadas que o gesso agrícola, é preciso elucidar melhor se os efeitos positivos associados aos silicatos comerciais estão também associados à presença de contaminantes.

4. CONCLUSÕES

Em elevadas doses de fósforo a adição prévia de silicato tende a proporcionar maior disponibilização de P às plantas. A ação do gesso agrícola não se dá apenas devido à adição de Ca ou S ao solo, mas, especialmente, pela presença de contaminantes em sua composição e possivelmente também pela ação do sulfato no solo. A adição combinada de silicato e sulfato ao solo, no entanto, não potencializa os efeitos não nutricionais associados à utilização destes materiais.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGBENIN, J.O. Sulfate retention by kaolinitic Alfisols from Nigerian savana. **Soil Science Society of America Journal**, 61: 53-57, 1997.

AQUINO, L.A.; BERGER, P.G.; NEVES, J.C.L.; LIMA, T.C.; AQUINO, R.F.B.A. Parcelamento de fósforo em algodoeiro irrigado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, 42: 1-8, 2012.

AZEVEDO, W.R.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L.A.; OLIVEIRA JUNIOR, A.C. Disponibilidade de fósforo para o arroz inundado sob efeito residual de calcário, gesso e esterco de curral aplicados na cultura do feijão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28: 995-1004, 2004.

BOER, C.A.; ASSIS, R.L.; SILVA, G.P.; BRAZ, A.J.B.P.; BARROSO, A.L.L.; CARGNELUTTI FILHO, A.; PIRES, F.R. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 9: 1269-1276, 2007.

BORKERT, C.M.; CASTRO, C.; OLIVEIRA, F.A.; KLEPKER, D. & OLIVEIRA JÚNIOR, A. O potássio na cultura da soja. In: YAMADA, T. & ROBERTS, T.L., eds.

Potássio na Agricultura Brasileira. Piracicaba, Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 671-722, 2005.

BRAGA, J. M.; DEFELIPO, B. V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solos e plantas. **Ceres**, 21: 73-85, 1974.

CALONEGO, J.C.; MORA, V.S.; SANTOS, C.H.; OLIVEIRA, L. Calagem e silicatagem em solo incubado com diferentes umidades. **Colloquium Agrariae**, 8: 46-56, 2012.

CARDOSO, I.M.; KUYPER, T.W. Mycorrhizas and tropical soil fertility. **Agriculture Ecosystem and Environment**, 116: 72-84, 2006.

CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N.; FERNANDES, L.A.; OLIVEIRA JR. A.C.; Dessorção de fósforo por silício em solos cultivados com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24: 69-74, 2000.

CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; SANTOS, C.D.; FERNANDES, L.A.; CURI, N.; RODRIGUES, D.C. Interações silício-fósforo em solos cultivados com eucalipto em casa de vegetação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 36: 557-565, 2001.

CASAGRANDE, J.C.; ALLEONI, L.R.F.; CAMARGO, O.A.; BORGES, M. Adsorção de fosfato e sulfato em solos com cargas elétricas variáveis. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27: 51-59, 2003.

CONAGIN, A. Discriminative power of a modified bonferroni's Test. **Revista de Agricultura**, 73: 31-46, 1998.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3ed. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 315p. 2013.

FERNANDES, B.; SYKES, D.J. Capacidade de campo e a retenção de água em três solos de Minas Gerais. **Ceres**, 15:1-37, 1968.

FIGUEIREDO, C.C.; BARBOSA, D.V.; OLIVEIRA, S.A.; FAGIOLI, M.; SATO, J.H. Adubo fosfatado revestido com polímero e calagem na produção e parâmetros morfológico de milho. **Revista Ciência Agronômica**, 43, 2012.

GATINONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 31: 691-699, 2007.

GEELHOED, J.S.; HIEMSTRA, T.; Van RIEMSDIJK, W.H. Phosphate and sulfate adsorption on goethite: Single anion and competitive adsorption. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 61: 2389-2396, 1997a.

GEELHOED, J.S.; van RIEMSDIJK, W.H.; FINDENEGG, G.R. Effects of sulphate and pH on the plant-availability of phosphate adsorbed on goethite. **Plant and Soil**, 197: 241-249, 1997b.

GONÇALVES, J.L.M.; FIRME, D.L.; NOVAIS, R.F.; RIBEIRO, A.C. Cinética de adsorção de fósforo em solos de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 9: 107-111, 1985.

GUPPY, C.N.; MENZIES, N.W.; MOODY, P.W.; BLAMEY, F.P.C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review, **Australian Journal Soil Research**, 43: 189-202, 2005.

HE, L.M.; ZELAZNY, L.W.; BALIGAR, V.C.; RITCHEY, K.D.; MARTENS, D.C. Hydroxyl-sulfate exchange stoichiometry on γ -Al₂O₃ and kaolinite. **Soil Science Society of America Journal**, 60: 442-452, 1996.

IYAMUREMYE, F.; DICK, R.P. Organic amendments and phosphorus sorption by soils. **Advances in Agronomy**, 56: 139-185, 1996.

JAMA, B.; SWINKELS, R.A.; BURESH, R.J. Agronomic and economic evaluation of organic and inorganic sources of phosphorus in western Kenya. **Agronomy Journal**, 89: 597-604. 1997.

JARQUE, C.M.; BERA A. K. Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals, **Economics Letters**, 6: 255-259, 1980.

KORNDÖRFER, G.H.; PEREIRA, H.S.; NOLA, A. **Análise de silício: solo, planta e fertilizante**. Uberlândia: GPSi ICIAG-UFU, 2004. 34p. (Boletim técnico, 2).

LEITE, P.C. **Interação silício-fósforo em LATOSSOLO-ROXO cultivado com sorgo em casa-de-vegetação**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa – UFV, 1997. 87p. Tese de Doutorado.

LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. **Uso eficiente de fertilizantes e corretivos agrícolas**. Boletim ANDA. Associação Nacional para Difusão de Adubos, 3ª ed. 2000.

GONÇALVES, J.L.M.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; NEVES, J.C.L. & RIBEIRO, A.C. Cinética de transformação de fósforo-lábil em não-lábil, em solos de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 13: 13-24, 1989.

MACHADO, V.J.; SOUZA, C.H.E. Disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico de liberação lenta. **Bioscience Journal**, 28: 1-7, 2012.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed. London : Academic, 1995. 889 p.

MARSH, K.B.; TILLMAN, R.W.; SYERS, J.K. Charge relationships of sulfate sorption by soils. **Soil Science Society of America Journal**, 51: 318-23, 1987.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F.N. VIII – Fósforo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V. V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 472 – 537p.

NOVAIS, R.F.; BAHIA FILHO, A.F.C.; RIBEIRO, A.C. & VASCONCELOS, C.A. Solubilização de fosfatos incubados com amostras de Latossolo submetidas a diferentes números de revolvimento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 9: 23-26, 1985.

OWINO-GERROH, C.; GASCHO, G.J. Effect of silicone on low pH soil phosphorus sorption and on uptake and growth of maize. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. 35: 2369-2378, 2005.

POZZA, A.A.A.; CURI, N.; COSTA, E.T.S.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.G.S.M.; MOTA, P.E.F. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 42: 1627-1633, 2007.

POZZA, A.A.A.; CURI, N.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.G.S.M.; COSTA, E.T.S.; ZULIANI, D.Q.; MOTTA, P.E.F.; MARTINS, R.S.; OLIVEIRA, L.C.A. Adsorção e dessorção aniônicas individuais por gibbsita pedogenética. **Química Nova**, 32: 123-135, 2009.

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

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p.

SORATTO, R.P.; CRUSCIOL, C.A.C.; MELLO, F.F.C. Componentes da produção e produtividade de cultivares de arroz e feijão em função de calcário e gesso aplicados na superfície do solo. **Bragantia**, 69: 965-974, 2010.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York, Oxford University, 1989. 277p.

RAMOS, L.A.; NOLLA, A.; KORNDÖRFER, G.H.; PEREIRA, H.S.; CAMARGO, M.S. Reatividade de corretivos da acidez e condicionadores de solo em colunas de lixiviação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 30: 849-857, 2006.

RESENDE, A. V. et al. Fontes e modos de aplicação de fósforo para o milho em solo cultivado da região do Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 30: 453-466, 2006.

ROLIM NETO, F.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA, L.M.; CORRÊA, M.M.; FERNANDES FILHO, E.I.; IBRAIMO, M.M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28: 953-964, 2004.

TAVAKKOLI, E.; ENGLISH, P.; GUPPY, C.N. Interaction of silicone and phosphorus mitigate manganese toxicity in rice in a highly weathered soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 42: 503-513, 2011.

VALLADARES, G.S.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C. Adsorção de fósforo em solos de argila de baixa atividade. **Bragantia**, 62: 111-118, 2003.

CAPÍTULO II

BIODISPONIBILIZAÇÃO DE FÓSFORO DE FONTES MINERAIS DE BAIXA SOLUBILIDADE PELOS PROCESSOS DE COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM

RESUMO

A compostagem e a vermicompostagem são biotecnologias simples e acessíveis que permitem um melhor aproveitamento de resíduos orgânicos para transformá-los em fertilizantes de alta qualidade. A associação destas tecnologias com fertilizantes minerais de baixa solubilidade pode acelerar a disponibilização de nutrientes destas fontes e, simultaneamente, melhorar o rendimento e a qualidade dos compostos. Este trabalho teve como objetivos, portanto, avaliar a volatilização de amônia em pilhas de compostagem enriquecidas com fontes minerais de baixa solubilidade e avaliar a biodisponibilização de fósforo destas fontes pelos processos de compostagem e vermicompostagem. Um primeiro experimento foi conduzido em laboratório, com mini pilhas de compostagem incubadas após o enriquecimento com pó de tufito (TF), fosfato natural de Araxá (FNA) e fosfato natural reativo (FNR). A amônia volatilizada foi capturada em solução armadilha de H_3BO_3 . Os demais experimentos foram conduzidos em casa de vegetação com as culturas de soja e milho fertilizadas com compostos e vermicompostos que foram enriquecidos antes ou depois com as fontes TF, FNA e FNR. Verificou-se que a adição de fosfato natural de Araxá reduziu a volatilização de amônia nas pilhas de compostagem. Em curto prazo, a fertilização com os compostos enriquecidos com pós de rochas não promoveu o crescimento das plantas, mas, num segundo cultivo em sucessão os compostos enriquecidos promoveram incrementos significativos no crescimento de plantas e na biodisponibilização total de P.

Palavras-chave: tufito; fosfatos naturais; rochagem.

1. INTRODUÇÃO

A crescente adoção de práticas conservacionistas e a expansão das agriculturas de bases ecológicas tem valorizado a busca por alternativas ao uso de fertilizantes solúveis, cuja dependência externa do fertilizante solúvel tem gerado uma situação de grande vulnerabilidade do agronegócio brasileiro. Além das questões ambientais ligadas à produção destes insumos e da condição de escassez crescente das matérias primas não-renováveis, as questões econômicas e de segurança alimentar são preocupantes, haja visto que a dependência externa brasileira por fertilizantes chega a 48% para os fosfatados e a 92% para os potássicos (Rodrigues et al., 2010). Diante disso, a busca de maior eficiência produtiva, por unidade de recurso não-renovável, utilizando fontes energeticamente menos dispendiosas e regionalizadas de nutrientes tem sido apontada como uma opção mais sustentável para o desenvolvimento agrícola (Khatounian, 2001; Theodoro & Leonardos, 2006).

O uso de rochas silicatadas para a produção de britas e outras atividades mineradoras acaba gerando subprodutos que podem ser aproveitados como fonte de nutrientes para agricultura (van Straaten, 2006). No entanto, segundo Theodoro et al. (2006), o potencial de utilização de uma rocha silicatada moída é dependente dos seguintes pressupostos básicos: (i) material deve ser rico e conter quantidades mínimas de macro-elementos e não possuir contaminantes em níveis elevados; (ii) deve estar disponível na própria região.

Não há consenso quanto à eficiência das rochas silicatadas moídas em suprir nutrientes e promover o crescimento de plantas, principalmente devido à lenta solubilização dos minerais presentes (Harley & Gilkes, 2000). Alguns autores obtiveram respostas positivas com a aplicação de pós de granitos (Coroneos et al., 1996; Hinsinger et al., 1996) ou basaltos (Silva et al., 2008; Welter et al., 2011) no crescimento vegetal. No entanto, nenhum ou reduzido efeito no solo e no crescimento de plantas foram observados por Bolland & Baker (2000), Boniao et al. (2002) e Escosteguy & Klamt (1998), sendo necessário, muitas vezes, doses de pó de rocha extremamente elevadas ou economicamente inviáveis (Bolland & Baker, 2000).

Segundo Carvalho (2012), a maioria das rochas silicatadas apresenta limitação enquanto única estratégia de manejo na fertilidade do solo e nutrição de plantas a curto e médio prazo, como também apontado por Escosteguy & Klamt (1998) e Resende et al. (2006). Além dos desbalanços entre elementos inerentes à própria composição química das rochas, a velocidade de liberação diferenciada dos nutrientes em função da

diversidade mineralógica e granulométrica e as modificações destas velocidades pelo manejo do solo aumentam a complexidade na predição da disponibilização dos elementos pelas rochas, o que pode favorecer a liberação de alguns elementos em detrimento de outros (Carvalho, 2012). A solubilização ou intemperização dos minerais é um processo influenciado pela atividade biológica, e, portanto, a liberação de nutrientes dos pós de rocha pode ser mais efetiva quando sua utilização for realizada de forma concomitante com processos biológicos como, por exemplo, os processos de compostagem e de vermicompostagem.

A ação de microrganismos pode ir da simples fragmentação de partículas a alterações complexas na superfície dos minerais, modificando suas características químicas. Os organismos podem alterar profundamente o ambiente ao seu redor, especialmente na região da rizosfera, promovendo modificações no potencial eletroquímico, concentração de ácidos orgânicos, quelantes orgânicos, entre outros, que por sua vez desencadeiam processos atribuídos ao intemperismo químico (Harley & Gilkes, 2000). A capacidade das plantas e dos microrganismos de alterar a rizosfera e auxiliar na solubilização de nutrientes presentes nos minerais é devido a alteração do pH pela liberação de íons H^+ , OH^- e HCO_3^- resultantes da respiração e da absorção de íons (Neumann & Romheld, 2012). Adicionalmente, ácidos orgânicos excretados podem também incrementar a dissolução dos minerais (Gadd, 2007).

Devido à esse potencial de acelerar o intemperismo, processos microbianos têm sido buscados para aumentar a liberação de nutrientes de pós de rocha, destacando-se os processos de compostagem (Sikora, 2004; Lima et al., 2009) e vermicompostagem (Carpenter et al., 2007; Lima et al., 2010; Souza et al., 2012). Além dos mecanismos ativos ligados à aquisição de nutrientes pela microbiota, as altas temperaturas do processo de compostagem também tendem a promover uma dissolução mais rápida dos minerais (Harley & Gilkes, 2000).

Com isso, alguns trabalhos têm demonstrado que a adição de pós de rocha ao processo de compostagem pode promover incrementos expressivos na disponibilização de nutrientes em relação a não adição, como demonstrado para Ca e Mg com a adição de pó de gnaiss ou para K e Mg com a adição de serpentinito e micaxisto (Lima et al. 2009). Os processos de compostagem, no entanto, podem estar limitados para este fim devido as suas condições de relativa neutralidade de pH (van Straaten, 2006). Em parte, a escassez de trabalhos que avaliaram a capacidade dos processos de compostagem e vermicompostagem em acelerar o intemperismo de minerais pode ser atribuída à dificuldade de se comparar estes dois processos uma vez que os mesmos utilizam

matérias primas (resíduos orgânicos) necessariamente distintas. Adicionalmente, a avaliação do efeito da adição de fertilizantes minerais de baixo teor é dificultada pela acentuada diluição da fração orgânica que é resultante desta adição (Souza, 2010), o que dificulta uma comparação equilibrada com um tratamento controle.

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivos avaliar a volatilização de amônia em pilhas de compostagem enriquecidas com fontes minerais de baixa solubilidade e avaliar a biodisponibilização de fósforo destas fontes pelos processos de compostagem e vermicompostagem.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos em casa de vegetação da Universidade Federal de Viçosa – Campus de Rio Paranaíba, de março a setembro 2013. Foi utilizada uma amostra de um LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico típico (Embrapa, 2013). O solo foi previamente seco ao ar, passado em peneira com abertura de 4 mm e caracterizado quimicamente segundo Silva (2009) (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização química do LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico utilizado.

pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al
H ₂ O	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³
6,0	2,6	0,51	3,70	1,40	0,00	2,24
C.O.	SB	t	T	V	m	P (rem)
g dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³ %	mg kg ⁻¹
16,8	5,61	5,61	7,85	72	0	0,8

C.O.: carbono orgânico; T e t: capacidade de troca catiônica total (à pH 7,0) e efetiva; SB: soma de bases; P rem: Fósforo remanescente; H+Al: Acidez potencial; m: saturação por alumínio; V: saturação por bases; P e K: extrator Mehlich-1; Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺ = extração KCl.

2.1. Matriz Experimental

Foram realizados três experimentos. O primeiro experimento foi conduzido em um delineamento inteiramente casualizado com quatro tratamentos e quatro repetições, sendo quatro compostos orgânicos avaliados em seis momentos quanto à volatilização de amônia (1, 3, 7, 10, 14 e 21 dias após o início do processo de compostagem). Os compostos receberam, na montagem, a adição de três fontes de fósforo de baixa solubilidade: tufito (rocha ígnea hipabissal ultrabásica), fosfato natural ígneo (fosfato de Araxá) e fosfato natural sedimentar (fosfato reativo – Heringer®) e um tratamento

controle preparado apenas com composto sem adição de uma fonte mineral de nutrientes. A partir das pilhas foram separadas quatro minipilhas de cada composto, que foram mantidas para avaliação da perda de amônia. Cada minipilha foi acondicionada em um frasco de vidro, com fecho hermético, com capacidade de $0,6 \text{ dm}^3$.

Os demais experimentos (um com soja e outro com milho, cultivados em sucessão) foram conduzidos em um esquema fatorial $(4 \times 3) + 2$, sendo quatro tipos de fertilizantes orgânicos combinados com três fontes minerais de fósforo (P) de baixa solubilidade (pó de tufito (TF), fosfato natural de Araxá (FNA) e fosfato natural reativo (FNR)) e dois tratamentos adicionais (composto sem adição mineral de P e vermicomposto sem adição mineral de P), com quatro repetições, totalizando 56 unidades experimentais arranjadas inteiramente ao acaso.

Os quatro fertilizantes orgânicos foram obtidos, para cada fonte mineral de P, da seguinte maneira: (i) esteco bovino enriquecido das fontes minerais de P e submetido ao processo de vermicompostagem (VE); (ii) esterco bovino submetido ao processo de vermicompostagem e misturado com as fontes minerais de P apenas ao final do processo de vermicompostagem (VM); (iii) resíduos orgânicos diversos enriquecidos da fonte mineral de P e submetidos ao processo de compostagem (CE); (iv) resíduos orgânicos diversos submetidos ao processo de compostagem e misturados com as fontes minerais de P apenas ao final do processo de compostagem (CM). Após a obtenção dos compostos e dos vermicompostos foram coletadas amostras para caracterização química dos fertilizantes de acordo com Silva (2009) (Tabela 2).

2.2. Obtenção e caracterização dos materiais fonte de fósforo

Os pós de rochas foram obtidos diretamente com o fabricante fosfato natural de Araxá (origem ígneo) e fosfato natural reativo (origem sedimentar) da (Fertilizantes Heringer[®]) ou coletadas e moídas em betoneira (Tufito proveniente de Presidente Olegário, MG). Estes materiais foram secos, passados em peneira de malha de 0,105 mm e caracterizados quanto aos teores de P segundo Silva (2009). O tufito apresentou teor de 0,34% de P_2O_5 solúvel em ácido cítrico e 0,50% de P_2O_5 total. O fosfato natural reativo apresentou teor de 8,07% de P_2O_5 solúvel e 28,11% de P_2O_5 total e para o fosfato natural Araxá 4,33% de P_2O_5 solúvel e 30,68% de P_2O_5 total.

Tabela 2. Caracterização química dos compostos orgânicos enriquecidos ou não com as diferentes fontes minerais de fósforo.

Compostos	Tratamentos Fontes de P	pH	Relações		C org. dag kg ⁻¹	Si dag kg ⁻¹	N	P
		CaCl ₂	C/N	C/P				
VE	TF	6,5	11,9	14,1	8,75	3,99	0,74	0,62
	FNR	6,7	9,9	2,7	9,32	2,93	0,94	3,51
	FNA	6,7	9,1	3,3	8,58	3,78	0,95	2,59
VM	TF	6,9	13,5	16,2	10,40	4,41	0,77	0,64
	FNR	6,9	11,3	3,9	9,18	3,88	0,81	2,38
	FNA	7,0	10,7	3,4	9,38	3,09	0,88	2,73
CE	TF	8,0	12,1	11,0	14,15	2,52	1,17	1,28
	FNR	7,9	9,8	5,9	17,06	1,61	1,73	2,91
	FNA	8,4	13,2	4,4	20,10	1,51	1,53	4,54
CM	TF	8,0	14,2	11,2	14,98	3,50	1,05	1,34
	FNR	8,1	13,0	4,3	17,57	2,14	1,36	4,11
	FNA	8,4	13,5	2,6	13,85	1,43	1,02	5,42
Apenas Vermicomposto		7,7	11,1	19,1	11,72	4,48	1,06	0,61
Apenas Composto		8,4	19,3	20,5	21,39	2,22	1,11	1,05

VE TF: Vermicomposto obtido com o enriquecido prévio da mistura com pó de Tufito; VE FNR: Vermicomposto obtido com o enriquecido prévio da mistura com fosfato natural reativo; VE FNA: Vermicomposto obtido com o enriquecido prévio da mistura com fosfato natural de Araxá; VM TF: Vermicomposto obtido pela mistura de pó de Tufito após a maturação do vermicomposto; VM FNR: Vermicomposto obtido pela mistura de fosfato natural reativo após a maturação do vermicomposto; VM FNA: Vermicomposto obtido pela mistura de fosfato natural de Araxá após a maturação do vermicomposto; CE TF: composto obtido com o enriquecido prévio da mistura com pó de Tufito; CE FNR: composto obtido com o enriquecido prévio da mistura com fosfato natural reativo; CE FNA: composto obtido com o enriquecido prévio da mistura com fosfato natural de Araxá; CM TF: composto obtido pela mistura de pó de Tufito após a maturação do composto; CM FNR: composto obtido pela mistura de fosfato natural reativo após a maturação do composto; CM FNA: composto obtido pela mistura de fosfato natural de Araxá após a maturação do composto.

2.3. Obtenção dos compostos

Para obtenção dos compostos, uma pilha inicial foi preparada com aproximadamente 40% de esterco bovino seco, 40% de cana seca e 20% de cama de frango. O material foi umedecido, homogeneizado, ensacado e pesado. Em seguida, a mistura foi dividida em sete partes iguais que foram acondicionadas em sacos plásticos (mantidos abertos) até a obtenção dos compostos estabilizados. Das sete pilhas de compostagem, três receberam, no dia da montagem, as fontes minerais de P, três receberam as fontes de P apenas após o final do processo de compostagem, e uma pilha não recebeu a adição de fontes de P (controle).

O enriquecimento das pilhas de compostagem com as fontes minerais de P foi realizado em doses correspondentes, em massa seca, ao enriquecimento da pilha com 0,1% de P₂O₅ total para as fontes fosfatadas e 0,01% de P₂O₅ total para o tufito, o que correspondeu à adição de 230,95 g kg⁻¹ de fosfato natural Araxá; 132,92 g kg⁻¹ de fosfato natural reativo e 300 g de tufito por kg de matéria seca de composto.

2.4. Obtenção dos vermicompostos

Para a obtenção dos vermicompostos uma pilha inicial foi preparada com a utilização de esterco bovino semi-curtido. O material foi umedecido, homogeneizado, ensacado e pesado. Em seguida, o material foi dividido em sete partes iguais que foram acondicionadas em sacos plásticos (mantidos abertos). Posteriormente foram adicionadas 150 minhocas adultas da espécie Vermelha da Califórnia (*Eisenia andrei*) e foram mantidos sob umidade controlada até a obtenção dos vermicompostos prontos. Das sete pilhas de vermicompostagem, três receberam, no dia da montagem, as fontes minerais de P, três receberam as fontes de P apenas após o final do processo de vermicompostagem e uma pilha não recebeu adição de fontes de P (controle).

O enriquecimento das pilhas de vermicompostagem com as fontes minerais de P foi realizado de modo semelhante ao realizado com os compostos, onde foram adicionados o equivalente ao enriquecimento com 0,1% de P_2O_5 total para as fontes fosfatadas e 0,01% de P_2O_5 para o pó de tufito.

2.5. Avaliação da perda de N por volatilização de NH_3 nos compostos

As pilhas de compostagem enriquecidas com as fontes minerais de P antes do processo de compostagem e mais uma pilha controle foram avaliadas quanto à volatilização de amônia ao longo do processo de compostagem. Para tal, quatro amostras de cada pilha foram retiradas aos 1, 3, 7, 10, 14 e 21 dias de compostagem e acondicionadas em frascos de vidro com capacidade de $0,6 \text{ dm}^3$ e fecho hermético. Em cada frasco foram acondicionados 60 g de composto úmido e um béquer com solução armadilha para NH_3 (H_3BO_3 a 2%). A determinação do N volatilizado foi realizada segundo metodologia adaptada de Prochnow et al. (2001). A liberação de NH_3 foi avaliada por um período de duas horas em cada data de avaliação visando garantir a condição de aerobiose nos frascos. A volatilização total de NH_3 durante os primeiros 21 dias de compostagem foi então estimada pela integral das curvas correspondentes as taxas obtidas em cada tempo de avaliação.

2.6. Avaliação da biodisponibilização de P de fontes minerais de baixa solubilidade pelos processos de vermicompostagem e compostagem

Com os vermicompostos e compostos obtidos foi realizado um experimento em casa de vegetação para avaliar a disponibilização do P a partir das fontes minerais e avaliar a capacidade destes compostos em promover o crescimento de plantas. Para tal, foram adicionados ao solo os compostos enriquecidos ou não com as fontes de P (desde

o início do processo de compostagem) e os compostos misturados com as fontes de P adicionadas apenas ao final do processo de compostagem, onde foram realizados dois cultivos em sucessão, soja e milho.

Primeiramente foi realizada uma adubação corretiva nas seguintes dosagens em mg dm^{-3} : N (4), K (80), S (95), B (0,5), Cu (1,5), Zn (5) e Mo (0,1) para o primeiro cultivo de soja. A semeadura foi realizada colocando-se seis sementes de soja (*Glycine max*), cultivar TMG 1176, igualmente espaçadas e previamente inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum*. Após a germinação foi efetuado o desbaste, deixando-se três plantas por vaso.

A colheita foi efetuada aos 50 dias após a semeadura, no estágio R2, que corresponde ao período de floração plena e ao período de maior acúmulo de P na parte aérea da soja (Borkert et al., 2005), cortando-se as plantas rente ao solo. O sistema radicular do primeiro cultivo não foi avaliado. A parte aérea foi seca em estufa a 70° C até massa constante. Em seguida, a massa seca da parte aérea foi moída em moinho Willey, equipado com peneira 1,27 mm. Foi efetuada a digestão do material com a mistura nítrico-perclórica e determinação de P na massa seca da parte aérea conforme Silva (2009). Para a determinação dos teores de Si nos materiais vegetais, as amostras foram submetidas à digestão com peróxido de hidrogênio em autoclave (Elliott & Snyder, 1991) e o Si foi quantificado colorimetricamente pelo método azul (Leite, 1997).

Após a colheita da soja, os vasos receberam uma nova fertilização corretiva com N (70 mg dm^{-3}) e K (30 mg dm^{-3}) e foi iniciado o segundo cultivo. Realizou-se a semeadura do milho, utilizando seis sementes por vaso do híbrido P3862 e, posteriormente, realizou-se o desbaste restando apenas duas plantas por vaso. A parte aérea e o sistema radicular foram coletados aos 48 dias de cultivo com as plantas em estágio V8, com oito folhas expandidas. O sistema radicular e parte aérea foram secas em estufa de circulação forçada a 70° C até peso constante, para obtenção da massa seca. Os demais procedimentos analíticos foram os mesmos realizados no primeiro cultivo.

Após o segundo cultivo o solo dos vasos foi homogeneizado e foram coletadas amostras de aproximadamente 300 g para determinar o pH e os teores disponíveis de fósforo e silício. Para a extração do P disponível foi adotado o extrator Mehlich-1 e a determinação do P foi realizada de acordo com Silva (2009). O Si disponível no solo foi extraído pelo extrator CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e determinado por espectrometria de absorção molecular pelo método azul (Leite, 1997).

2.7. Biodisponibilização total de fósforo

Após os dois cultivos foi calculado o total de P disponibilizado através da soma dos conteúdos de P presentes na matéria seca da soja e do milho mais o total ainda biodisponível no solo ao final dos experimentos. O P biodisponível no solo ao final dos experimentos foi estimado pela equação de Campello (1993) e Fernández Rojas (1995) através do P extraído por Mehlich-1 e o valor de P remanescente do solo.

2.8. Análises estatísticas

Os dados foram submetidos aos testes de Bartlett e Jarque-Bera (Jarque & Bera, 1980) para avaliação das condições de homogeneidade das variâncias e normalidade dos resíduos, respectivamente. Os dados de matéria seca da parte aérea (MSPA) das plantas de soja, conteúdo de Si na MSPA da soja, disponibilidade de P no solo e biodisponibilização total de P foram transformados para raiz quadrada uma vez que não satisfizeram à pelo menos uma das condições acima. Em seguida, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo teste de Dunnett e através de contrastes entre grupos de tratamentos (Tabela 3) pelo teste t. As médias de volatilização acumulada de N-NH₃ pelos compostos foram comparadas entre si pelo teste de Student-Newman-Keuls (SNK) a 5% de probabilidade.

Tabela 3. Coeficientes dos contrastes pré-planejados testados pelo teste t (ortogonais) e pelo teste de Bonferroni modificado (não-ortogonais) para os tratamentos do fatorial (4x3)+2.

Compostos	Fontes de P	Teste t					
		\hat{C}_1	\hat{C}_2	\hat{C}_3	\hat{C}_4	\hat{C}_5	\hat{C}_6
VE	TF	+					
VE	FNR		+				
VE	FNA			+			
VM	TF	-					
VM	FNR		-				
VM	FNA			-			
CE	TF				+		
CE	FNR					+	
CE	FNA						+
CM	TF				-		
CM	FNR					-	
CM	FNA						-
Apenas Vermicomposto							
Apenas Composto							

$\hat{C}_1 = (VE\ TF)_{vs} (VM\ TF)$. $\hat{C}_2 = (VE\ FNR)_{vs} (VM\ FNR)$. $\hat{C}_3 = (VE\ FNA)_{vs} (VM\ FNA)$. $\hat{C}_4 = (CE\ TF)_{vs} (CM\ TF)$. $\hat{C}_5 = (CE\ FNR)_{vs} (CM\ FNR)$. $\hat{C}_6 = (CE\ FNA)_{vs} (CM\ FNA)$.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Adição de fosfato natural ígneo reduz a volatilização de amônia de compostos orgânicos

Os compostos avaliados diferiram entre si quanto à volatilização de N amoniacal. O enriquecimento dos compostos orgânicos com fosfato natural de Araxá resultou em menor volatilização de amônia em relação aos compostos enriquecidos com fosfato natural reativo, com tufito ou não enriquecido (Figura 1).

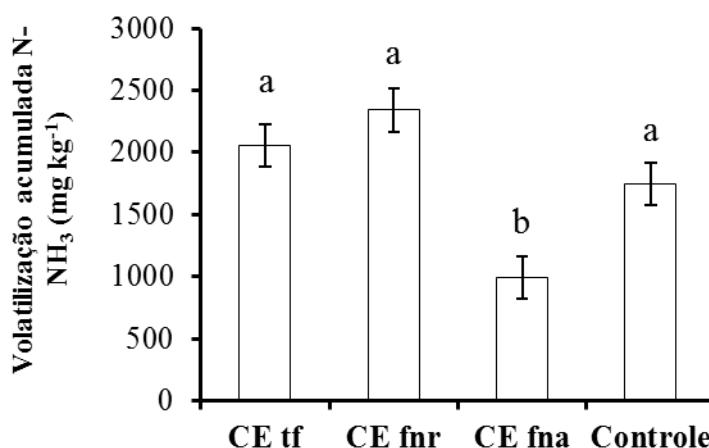


Figura 1. Volatilização acumulada de N-NH₃ (mg kg⁻¹) durante os primeiros 21 dias de compostagem em pilhas enriquecidas ou não (controle) com fosfato natural de Araxá (FNA), fosfato natural reativo (FNR) e tufito (TF). Médias seguidas por uma mesma letra não diferem entre si pelo teste de SNK a 5% de probabilidade. Barras correspondem ao erro padrão.

Prochnow et al. (2001), ao adicionar fertilizantes fosfatados de alta solubilidade em compostos orgânicos também observou redução na volatilização de N em pilhas de compostagem enriquecidas com P. Estes autores atribuíram, hipoteticamente, que a redução na volatilização de N-NH₃ observada estava ligada a formação de sais de fosfato de amônio. Segundo alguns autores, a adição de fosfatos pode contribuir para a formação de compostos estáveis de N como os fosfatos monoamônico e diamônico e a adição de sulfato de cálcio para formação do sulfato de amônio, possibilitando, deste modo redução das perdas de N das pilhas e a obtenção de compostos orgânicos com maiores teores de N (Lima & Gomes, 2011).

A redução da volatilização de N-NH₃ promovida pelo fosfato natural de Araxá pode estar ligada não apenas à formação de sais de fosfato de amônio, mas também à uma possível maior biomassa microbiana na pilha de compostagem enriquecida com esta fonte de P, o que contribuiria para a manutenção de uma maior quantidade de N

nesta biomassa. Além disso, a maior retenção de N pode estar ligada à formação de cargas negativas resultantes do intemperismo de minerais. Segundo Werneckl (2008), a adição de zeolita industrial contribui para a redução na volatilização de amônia de compostos. Dessa forma, a redução na volatilização de NH₃ no composto enriquecido com fosfato natural Araxá pode também estar ligada à formação de minerais 2:1 a partir dos contaminantes da rocha que podem ter adsorvido NH₄⁺. Embora o mecanismo pelo qual a adição de P, em pilhas de compostagem, promova redução nas perdas de N não sejam completamente elucidado, as evidências sugerem que fontes de menor solubilidade e custo também possam desempenhar um papel semelhante e, simultaneamente, melhorar a qualidade tanto do fertilizante orgânico quanto do fertilizante mineral à ser aplicado.

3.2. Crescimento e nutrição das plantas

Os tratamentos diferiram entre si quanto ao acúmulo de matéria seca na parte aérea das plantas de soja (primeiro cultivo) e milho (segundo cultivo) (Tabela 4). No cultivo da soja, os tratamentos VE TF, CM FNR e CM FNA incrementaram significativamente o crescimento das plantas, enquanto no cultivo sequencial de milho os tratamentos VE FNR e CE FNA promoveram incrementos superiores aos compostos controle, não adicionados de uma fonte mineral de P (Tabela 4).

Tabela 4. Estimativas dos contrastes (\hat{C}) e valores médios de matéria seca da parte aérea (MSPA) das plantas de soja e milho fertilizadas com vermicompostos (V) e compostos (C), enriquecidos antes (E) ou misturados depois do processo de compostagem (M) com as fontes de fósforo tufito (TF), fosfato natural reativo (FNR) e fosfato natural de Araxá (FNA).

Tratamentos/ Contrastes MSPA - Soja (g planta ⁻¹) MSPA - Milho (g planta ⁻¹)			
	TF	FNR	FNA	Cont.	TF	FNR	FNA	Cont.
VE	3,15 a	2,92	2,65	2,43	26,53	32,09 a	26,38	28,74
VM	2,72	2,47	2,90	2,43	28,85	28,99	28,62	28,74
CE	0,30	0,11	0,16	0,16	27,45	25,55 a	31,95 a	28,60
CM	0,21	0,48 a	0,37 a	0,16	25,10 a	28,01	28,09	28,60
C.V. (%) 13,2 7,4			
$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3:$	0,42	0,45	-0,25	-	-2,32	3,10 *	-2,24	-
$\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6:$	0,09	-0,37 **	-0,21	-	2,35	-2,46	3,86 *	-

$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3 = VE - VM$. $\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6 = CE - CM$. Médias seguidas por uma letra “a” diferem do respectivo tratamento controle (sem adição de P) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes seguidas por *,** diferem de zero ao nível de 5 e 1% de probabilidade, respectivamente.

Tais resultados confirmam o bom desempenho de compostos adicionados de fontes minerais de baixo teor de nutrientes como apontado por Lima et al. (2009) e

Souza et al. (2013) mesmo diante de uma clara diluição da fração orgânica dos compostos enriquecidos em relação aos compostos controle. Como a fertilização dos vasos foi padronizada por um valor de massa (correspondente à adição de 40 t ha⁻¹ de composto), a massa adicionada das fontes minerais contribuiu, como esperado, para uma redução na quantidade aportada dos demais nutrientes pela fração orgânica. A padronização em massa, ao invés de volume ou teor de carbono, da fertilização realizada nos vasos foi essencial para permitir a comparação entre os compostos obtidos pelos processos de compostagem e vermicompostagem, proposta central deste trabalho.

As estimativas dos contrastes \hat{C}_2 e \hat{C}_6 apontam incrementos significativos na MSPA do milho fertilizado com vermicomposto enriquecido com fosfato natural reativo e com composto enriquecido com fosfato natural de Araxá (Tabela 4). As estimativas dos contrastes \hat{C}_2 e \hat{C}_6 indicam que o processo de vermicompostagem atuou positivamente sobre o FNR e que o processo de compostagem atuou positivamente sobre o FNA (Tabela 4). O incremento na MSPA, no entanto, pode não estar relacionado apenas à melhor nutrição fosfatada das plantas uma vez que estes fertilizantes possuem baixa pureza.

O incremento na MSPA do milho indicado por \hat{C}_2 pode estar ligado à maior capacidade de imobilização de Ca pelas minhocas no vermicomposto, o que pode ter facilitado a disponibilização do ânion fosfato acompanhante. As minhocas são conhecidas acumuladoras de Ca em glândulas calcíferas (Brown & James, 2007) e essa demanda pode ter facilitado a liberação de fósforo por deslocar os equilíbrios de dissociação da apatita. No processo de compostagem a imobilização de Ca pode não ter sido tão intensa devido à menor demanda por este elemento pelos microrganismos em comparação às plantas.

Os fosfatos naturais de origem ígnea, como o de Araxá, possuem solubilidade até duas vezes menor que os de origem sedimentar, como o FNR utilizado neste trabalho (Novais et al., 2007). A magnitude de dissociação dos fosfatos é controlada basicamente pela acidez e pela magnitude da remoção dos produtos solubilizados (Moorby et al., 1988). Possivelmente, a menor solubilidade do FNA não pôde ser compensada pela simples maior imobilização de Ca em um ambiente de baixa acidez (Tabela 2).

O acúmulo de fósforo e silício na matéria seca da parte aérea das plantas também foi afetado pela adição das fontes minerais de P aos compostos (Tabelas 5 e 6). No cultivo da soja, os tratamentos VE TF, VE FNA, VM FNR, VM FNA e CM FNR incrementaram significativamente o conteúdo de fósforo das plantas, enquanto no

cultivo do milho os tratamentos CM FNR e CM FNA promoveram incrementos superiores aos compostos controle (Tabela 5).

O desempenho do VE TF sinaliza a ação positiva das minhocas sobre a disponibilização de nutrientes do pó de tufito, embora esta ação não tenha promovido uma disponibilização de elementos superior ao VM TF segundo \hat{C}_1 . O melhor desempenho dos compostos e vermicompostos que foram misturados com as fontes minerais apenas após a maturação dos mesmos (\hat{C}_5) pode estar relacionado à maior imobilização de P nos compostos enriquecidos desde o início do processo de compostagem. Rheinheimer et al. (2008), avaliando a amplitude do fósforo microbiano em um Argissolo em pastagem nativa submetida à roçada, verificaram que o corte das forrageiras induziu à imobilização de fósforo pela biomassa microbiana do solo. Fato este que pode também ter ocorrido com os compostos, resultando em menor disponibilização de P no solo e conseqüentemente menor acúmulo nas plantas.

Tabela 5. Estimativas dos contrastes (\hat{C}) e valores médios de conteúdos de fósforo na parte aérea das plantas de soja e milho fertilizadas com vermicompostos (V) e compostos (C), enriquecidos antes (E) ou misturados depois do processo de compostagem (M) com as fontes de fósforo tufito (TF), fosfato natural reativo (FNR) e fosfato natural de Araxá (FNA).

Tratamentos/ Contrastes	... P na MSPA - Soja (mg planta ⁻¹) P na MSPA - Milho (mg planta ⁻¹) ...			
	TF	FNR	FNA	Cont.	TF	FNR	FNA	Cont.
VE	10,74 a	8,83	10,01 a	8,64	62,90	72,12	68,16	73,40
VM	9,80	9,96 a	10,64 a	8,64	64,44	73,30	72,73	73,40
CE	1,17	0,40	0,48	0,58	63,17	50,68	62,30	54,16
CM	0,67	2,01 a	1,59	0,58	52,24	87,35 a	68,26 a	54,16
C.V. (%) 18,1 15,5			
$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3$:	0,94	-1,13	-0,63	-	-1,54	-1,18	-4,57	-
$\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6$:	0,50	-1,61 *	-1,11	-	10,93	-36,67 **	-5,96	-

$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3 = VE - VM$. $\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6 = CE - CM$. Médias seguidas por uma letra "a" diferem do respectivo tratamento controle (sem adição de P) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes seguidas por *, ** diferem de zero ao nível de 5 e 1% de probabilidade, respectivamente.

As estimativas dos contrastes \hat{C}_1 a \hat{C}_3 observadas na Tabela 5 estão em concordância com os resultados obtidos por Alvarez V. et al. (2004) utilizando apenas fosfato natural de Araxá como fonte mineral de P de baixa solubilidade no enriquecimento de vermicompostos. No entanto, diferentemente de Alvarez V. et al. (2004), as adições de FNA e FNR aos vermicompostos prontos promoveram incrementos no conteúdo de P das plantas de soja (Tabela 5). As significâncias dos contrastes \hat{C}_2 e \hat{C}_6 para a MSPA na cultura do milho (Tabela 4) desacompanhadas das

significâncias para o conteúdo de P (Tabela 5) sugerem a ação de outros fatores, não ligados à nutrição por P, na promoção do crescimento das plantas.

Souza (2013), avaliaram o efeito da vermicompostagem associada aos pós de rochas gnaiss e esteatito no crescimento de plantas. Observaram que a adição de pós de rochas ao solo e ao vermicomposto, contribuíram para o crescimento das plantas e acúmulo de nutrientes, evidenciando que a combinação da rochagem com a vermicompostagem pode aumentar a disponibilidade de nutrientes. Nestes trabalhos, o bom desempenho da vermicompostagem foi atribuído à melhor estabilização dos resíduos orgânicos, pois ao passarem pelo trato digestivo da minhoca sofrem reações enzimáticas adicionais, convertendo os resíduos em substâncias húmicas (Hartenstein & Hartenstein, 1981; Albanell et al., 1988; Almeida, 1991).

Os tratamentos diferiram entre si quanto ao acúmulo de silício na matéria seca da parte aérea da soja (primeiro cultivo) e milho (segundo cultivo) (Tabela 6). No cultivo da soja, o tratamento vermicomposto enriquecido com fosfato natural reativo (VE FNR) incrementou significativamente o acúmulo de silício, enquanto no segundo cultivo o tratamento composto enriquecido com fosfato natural de Araxá (CE FNA) promoveu incremento superior ao composto controle, não adicionado de uma fonte mineral (Tabela 6).

No primeiro cultivo, a estimativa do contraste \hat{C}_3 aponta um incremento significativo no conteúdo de silício na MSPA que foi induzido pela ação do processo de vermicompostagem. Além disso, a diferença entre \hat{C}_2 e \hat{C}_5 sugere que a vermicompostagem foi mais efetiva em disponibilizar Si que a compostagem (Tabela 6). A disponibilidade de Si a partir do tufito, no entanto, não foi afetada pelos bioprocessos avaliados.

Apesar do silício não ser considerado um elemento essencial à nutrição das plantas, é considerado um elemento benéfico ao crescimento vegetal (Marschner, 1995). A presença deste elemento nas plantas pode trazer benefícios como o aumento da resistência das plantas a ataques de pragas e doenças (Samuels et al., 1991) e o aumento da tolerância à toxidez por manganês (Rogalla & Römheld, 2002). No entanto, o milho como boa parte das gramíneas, responde positivamente à fertilização por Si, principalmente em Latossolos (Epstein, 1999). O Si disponível no solo, por sua vez, pode favorecer também a nutrição fosfatada (Carvalho et al., 2001).

Tabela 6. Estimativas dos contrastes (\hat{C}) e valores médios de conteúdos de silício na parte aérea das plantas de soja e milho fertilizadas com vermicompostos (V) e compostos (C), enriquecidos antes (E) ou misturados depois do processo de compostagem (M) com as fontes de fósforo tufito (TF), fosfato natural reativo (FNR) e fosfato natural de Araxá (FNA).

Tratamentos/ Contrastes	... Si na MSPA - Soja (mg planta ⁻¹) Si na MSPA - Milho (mg planta ⁻¹) ...			
	TF	FNR	FNA	Cont.	TF	FNR	FNA	Cont.
VE	2,68	4,38 a	3,64	2,67	32,48 a	42,73	38,56 a	51,18
VM	3,91	3,05	2,23	2,67	38,14 a	46,69	38,49 a	51,18
CE	0,33	0,15	0,24	0,27	42,27 a	43,50 a	67,40 a	56,25
CM	0,21	0,65	0,50	0,27	41,78 a	38,47 a	43,01 a	56,25
C.V. (%) 29,2 19,0			
$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3:$	-1,23	1,33	1,41 ⁰	-	-5,66	-3,96	0,07	-
$\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6:$	0,12	-0,51	-0,26	-	0,49	5,03	24,39 ^{**}	-

$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3 = VE - VM$. $\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6 = CE - CM$. Médias seguidas por uma letra “a” diferem do respectivo tratamento controle (sem adição de P) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes seguidas por ⁰, *, ** diferem de zero ao nível de 10, 5 e 1% de probabilidade, respectivamente.

3.3. Alterações em características químicas do solo

Os tratamentos diferiram entre si quanto ao pH do solo e à concentração de silício extraído após os cultivos (Tabela 7). De um modo geral, os tratamentos com vermicomposto promoveram pequenas reduções no pH do solo (não superiores a 0,4 unidades de pH). Dentre os solos que receberam compostos, apenas CM FNR resultou em incremento significativo no pH em relação ao tratamento controle. Não houveram incrementos nos teores de Si disponível no solo em função da aplicação dos tratamentos.

Alguns trabalhos já apontaram a capacidade de pós de rochas silicatadas em elevar o pH do solo (Carvalho, 2012; Gillman et al., 2001, von Wilpert & Lukes, 2003). Dessa forma, apesar da dissolução mineral estar associada ao consumo de H⁺ do meio (Harley & Gilkes, 2000), os processos de compostagem e vermicompostagem devem ter atuado como fontes expressivas de acidez, fornecendo H⁺ em quantidade mais que suficiente para suprir o consumo. Os dados demonstram ainda que, diferentemente do esperado, o menor pH associado aos tratamentos com vermicomposto não resultou em aumento da disponibilidade de P pelo processo de vermicompostagem em relação ao processo de compostagem.

Além disso, tal como observado para o conteúdo de Si nas plantas (Tabela 6), o pó de tufito não atuou como uma fonte efetiva de Si às plantas nem incrementou os teores extraíveis pelo extrator CaCl₂. Considerando a mineralogia altamente susceptível ao intemperismo do tufito em relação às outras rochas ígneas silicatadas (Borges et al.,

2013) e a redução nos conteúdos de Si nas plantas, faz-se necessário melhor avaliar a capacidade do extrator utilizado em extrair Si do solo e compreender melhor a capacidade máxima de adsorção de Si dos solos tropicais.

Tabela 7. Estimativas dos contrastes (\hat{C}) e valores médios de pH e Si disponível, ao final do experimento, em solos fertilizados com vermicompostos (V) e compostos (C), enriquecidos antes (E) ou misturados depois do processo de compostagem (M) com as fontes de fósforo tufito (TF), fosfato natural reativo (FNR) e fosfato natural de Araxá (FNA).

Tratamentos/ Contrastes pH do solo [Si] no solo (mg dm ⁻³)			
	TF	FNR	FNA	Cont.	TF	FNR	FNA	Cont.
VE	6,39 a	6,48 a	6,39 a	6,71	5,56	6,67	5,94	5,83
VM	6,43 a	6,52 a	6,59 a	6,71	5,90	5,52	5,83	5,83
CE	6,45	6,34	6,43	6,44	5,28	5,45	3,89 a	5,28
CM	6,49	6,60 a	6,51	6,44	4,76	4,46	4,31	5,28
C.V. (%) 1,5 15,3			
$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3:$	-0,04	-0,04	-0,20 **	-	-0,34	1,14 ⁰	0,11	-
$\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6:$	-0,03	-0,26 **	-0,08	-	0,52	0,99 ⁰	-0,42	-

$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3 = VE - VM$. $\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6 = CE - CM$. Médias seguidas por uma letra “a” diferem do respectivo tratamento controle (sem adição de P) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes seguidas por ⁰, *, ** diferem de zero ao nível de 10, 5 e 1% de probabilidade, respectivamente.

Os tratamentos diferiram entre si quanto à disponibilização de fósforo no solo e quanto à biodisponibilização total de fósforo (Tabela 8). A adição das fontes de fósforo de baixa solubilidade aos processos orgânicos de compostagem e vermicompostagem resultou em aumento na disponibilidade de fósforo no solo em relação aos seus respectivos controles. A biodisponibilização total de fósforo também refletiu esta tendência, sendo superior ao controle em quase todos os tratamentos (Tabela 8). Além disso, a significância do contraste \hat{C}_5 apontou uma superioridade do processo de compostagem em relação ao processo de vermicompostagem quanto à capacidade de favorecer a disponibilização de P a partir de fontes de baixa solubilidade, especialmente para o fosfato natural reativo.

Apesar do extrator Mehlich-1 reconhecidamente superestimar os teores disponíveis em solos que receberam fosfatos naturais (Novais et al., 2007), a significância de \hat{C}_5 evidencia a ação da microbiota, envolvida no processo de compostagem, na promoção da disponibilização do P das apatitas do FNR. O processo de vermicompostagem, por outro lado, promoveu uma redução na disponibilização de P provavelmente pela presença de solo como contaminante na pilha. Conseqüentemente, os contrastes \hat{C}_5 e \hat{C}_6 apontam que os microrganismos envolvidos na compostagem são mais efetivos em biodisponibilizar fósforo que os organismos envolvidos na

vermicompostagem. Ambos os processos não foram capazes de acelerar a dissolução dos minerais fontes de P do fosfato natural de origem ígnea (FNA) e do pó de tufito.

Tabela 8. Estimativas dos contrastes (\hat{C}), valores médios de P disponível no solo ao final do experimento e estimativa da biodisponibilização total de P em solos fertilizados com vermicompostos (V) e compostos (C), enriquecidos antes (E) ou misturados depois do processo de compostagem (M) com as fontes de fósforo tufito (TF), fosfato natural reativo (FNR) e fosfato natural de Araxá (FNA).

Tratamentos/ Contrastes [P] no solo (mg dm ⁻³)				Biodisponibilização Total de P (g vaso ⁻¹)			
	TF	FNR	FNA	Cont.	TF	FNR	FNA	Cont.
VE	5,87	55,51 a	27,49 a	3,17	0,59	3,86 a	2,02 a	0,42
VM	7,82 a	68,20 a	113,25 a	3,17	0,70 a	4,65 a	7,58 a	0,42
CE	12,00 a	109,89 a	178,95 a	3,63	0,94 a	7,26 a	12,78 a	0,38
CM	9,88 a	87,03 a	197,58 a	3,63	0,78 a	5,85 a	12,07 a	0,38
C.V. (%) 11,0 8,3			
$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3:$	-1,95	-12,69	-85,76 **	-	-0,11	-0,79	-5,56 **	-
$\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6:$	2,12	22,86 *	-18,63	-	0,16	1,41 *	0,71	-

$\hat{C}_1, \hat{C}_2, \hat{C}_3 = VE - VM$. $\hat{C}_4, \hat{C}_5, \hat{C}_6 = CE - CM$. Médias seguidas por uma letra “a” diferem do respectivo tratamento controle (sem adição de P) pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Estimativas dos contrastes seguidas por *,** diferem de zero ao nível de 5 e 1% de probabilidade, respectivamente.

Os dados de biodisponibilização total de P mostram que embora as adições das fontes fosfatadas resultem em diluição da fração orgânica dos compostos, ela aumenta a capacidade destes compostos em disponibilizar P. Por outro lado, os contrastes \hat{C}_1 a \hat{C}_3 sugerem que o processo de vermicompostagem não promoveu uma maior solubilização das fontes de P, o que pode estar ligado à presença de solo como contaminante no esterco utilizado. Dessa forma, essa pequena quantidade de solo presente no esterco pode ter permitido que o vermicomposto enriquecido tivesse tempo para adsorver parte do P disponibilizado. Trabalhos futuros são necessários para buscar confirmar essa menor capacidade da vermicompostagem quando realizada com outros substratos orgânicos e com outras espécies de minhocas, em especial com espécies nativas mais adaptadas às condições naturais de baixa disponibilidade de fósforo.

4. CONCLUSÕES

Adição de fertilizantes fosfatados de baixo teor e solubilidade promove melhorias nos compostos obtidos, seja por reduzir a perda de N por volatilização (fosfato de Araxá) ou por aumentar a biodisponibilização de fósforo (compostagem enriquecida com fosfato natural reativo).

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBANELL, E.; PLAILATS, J.; CABRERO, T. & CAPELLAS, M. Composición química del estiércol de vaca fresco y maduro durante el vermicompostaje. In: CONGRESO DE BIOLOGIA AMBIENTAL, Barcelona, 1988. **Anais**. Barcelona, Universidad Autonoma de Barcelona, 1988. p.247-252.

ALMEIDA, D.L. **Contribuição da matéria orgânica na fertilidade do solo**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1991. 188p. (Tese de Doutorado).

ALVAREZ V., V.H.; RUIZ, H.A.; MARTINS FILHO, C.A.S.; GUARÇONI M., A.; RODRIGUES, D.T. Crescimento de plantas de milho pela adição de vermicomposto enriquecido ou não com fosfatos e com gesso. **Revista Ceres**, 51: 635-647, 2004.

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

BOLLAND, M.D.A.; BAKER, M.J. Powdered granite is not an effective fertilizer for clover and wheat in sandy soils from Western Australia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 56: 59–68, 2000.

BONIAO, R.D.; SHAMSHUDDIN, J.; RANST, E.V.; ZAUZYAH, S.; OMAR, S.R.S. Changes in chemical properties and growth of corn in volcanic soils treated with peat, ground basalt pyroclastics, and calcium silicate. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 33: 1219-1233, 2002.

BORGES, P.H.C.; CASTELARI, L.H.L.; SAMPAIO, C.C.V.; TAVARES, L.F.; BARBOSA, W.G.; PEDRON, L.G.; CARVALHO, A.M.X. Rochas com potencial de uso para rochagem na região do Alto Paranaíba (MG) e entorno. **Cadernos de Agroecologia**, 8: 01-06, 2013.

BORKERT, C.M.; CASTRO, C.; OLIVEIRA, F.A.; KLEPKER, D. & OLIVEIRA JÚNIOR, A. O potássio na cultura da soja. In: YAMADA, T. & ROBERTS, T.L., eds. **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba, Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 2005. p.671-722.

BROWN, G.G.; JAMES, S.W. Ecologia, biodiversidade e biogeografia das minhocas no Brasil. In: BROWN, G.G.; FRAGOSO, C. (Ed.) – *Minhocas na América Latina: Biodiversidade e ecologia*. Londrina: Embrapa Soja, 297-381. 2007.

CAMPELLO, M.R. Avaliação da reversibilidade de fósforo não-lábil para lábil em solos com diferentes características químicas, físicas e mineralógicas. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1993. 63p. (Tese de Mestrado).

CARVALHO, A.M.X. Rochagem e suas interações no ambiente solo: contribuições para aplicação em agroecossistemas sob manejo agroecológico. Tese (doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2012. 129p.

CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; SANTOS, C.D.; FERNANDES, L.A.; CURI, N.; RODRIGUES, D.C. Interações silício-fósforo em solos cultivados com eucalipto em casa de vegetação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 36: 557-565, 2001.

CORONEOS, C.; HINSINGER, E.; GILKES, R.J. Granite powder as a source of potassium for plants: a glasshouse bioassay comparing two pasture species. **Fertilizer Research**, 45: 143-152, 1996.

ELLIOTT, C.L.; SNYDER, G.H. Autoclave-induced digestion for the colorimetric determination of silicone in rice straw. **Journal of agricultural Food Chemistry**, 39: 1118-1119, 1991.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ed. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 306p. 2006.

ESCOSTEGUY, P.A.V.; KLAMT, E. Basalto moído como fonte de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 22: 11-20, 1998.

EPSTEIN, E., Silicon. **Annual Review Plant Physiology**. 50, 641–664, 1999.

FERNÁNDEZ ROJAS, I.E.J. Reversibilidade de fósforo não-lábil em diferentes solos, em condições naturais e quando submetidos à redução microbiológica ou química. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1995. 94. (Tese de Doutorado).

FREITAS, I.F.; NOVAIS, R.F.; VILLANI, E.M.A.; NOVAIS, S.V. Phosphorus extracted by ion Exchange resins and mehlich-1 from oxisols (Latosols) treated with different phosphorus rates and sources for varied soil-source contact periods. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 37: 667-677, 2013.

GADD, G.M. Geomycology: biochemical transformations of rocks, minerals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. **Mycological Research**, 111: 3-49, 2007.

GILLMAN, G.P.; BURKETT, D.C.; COVENTRY, R.J. A laboratory study of application of basalt dust to highly weathered soils: effect on soil cation chemistry. **Australian Journal of Soil Research**, 39: 799-811, 2001.

GRINSTED, M.J.; HEDLEY, M.J.; WHITE, R.E.; NYE, P.H. Plant induced changes in the rhizosphere of rape (*Brassica napus* var. Emerald) seedling: I. pH change and the increase in P concentrations in the soil solution. **New Phytologist**, 91: 19–29, 1982.

HARLEY, A.D.; GILKES, R.J. Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: a geochemical overview. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 56: 11–36, 2000.

HARTENTEIN, R.; HARTENTEIN, F. Physicochemical changes affected in activated sludge by the earthworm *Eisenia foetida*. **Journal of Environmental Quality**, 10: 377-382, 1981.

HINSINGER, P.; BARROS, O.N.F.; BENEDETTI, M.F.; NOACK, Y.; CALLOT, G. Plant-induced weathering of a basaltic rock: experimental evidence. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 65: 137–152, 2001.

HINSINGER, P.; BOLLAND, M.D.A.; GILKES, R.J. Silicate rock powder: effect on selected chemical properties of a range of soils from Western Australia and on plant growth as assessed in a glasshouse experiment. **Fertilizer Research**, 45: 69-79, 1996.

LEITE, P.C. Interação silício-fosforo em latossolo roxo cultivado com sorgo em casa de vegetação. 1997. 87p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

LEE, K.E. Earthworms: their ecology and relations with soils and land use. London: Academic. 411pp. 1985.

LIMA, C.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R.; SILVA, L.H.M.; ROIG, A. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 13: 334-340, 2009.

LIMA, F.S.; STAMFORD, N.P.; SOUSA, C.S.; LIRA JUNIOR, M.A.; MALHEIROS, S.M.M.; van STRAATEN, P. Earthworm compound and rock biofertilizer enriched in nitrogen by inoculation with free living diazotrophic bacteria. **World Journal of Microbiol Biotechnology**, 26: 1769-1775, 2010.

LOPES-ASSAD, M.L.; AVANSINI, S.H.; ROSA, M.M.; CARVALHO, J.R.P.; CECCATO-ANTONINI, S.R. The solubilization of potassium-bearing rock powder by *Aspergillus niger* in small-scale batch fermentations. **Canadian Journal of Microbiology**, 56: 598-605, 2010.

KHATOUNIAN, C.A. A reconstrução ecológica da agricultura. Botucatu: Agroecológica, 2001. 349p.

KIEHL, J.C. Produção de composto orgânico e vermicomposto. Informe Agropecuário. v.22, n.212, p.47-52, 2001.

MA, J.F.; TAKAHASHI, E. Effects of silicate on phosphate availability of rice in a P-deficient soil. **Plant and Soil**, 133: 151-155, 1991.

MARTINS, E.S.; RESENDE, A.V.; OLIVEIRA, C.G.; FURTINI NETO, A.E. Materiais silicáticos como fonte regionais de nutrientes e condicionadores de solo. In: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed. London : Academic, 1995. 889 p.

MELAMED, R.; GASPAR, J.C.; MIEKELEY, N. Pó-de-rocha como fertilizante alternativo para sistemas de produção sustentáveis em solos tropicais. CETEM/MCT, Série Estudos e Documentos – SED- 72 26p., 2007.

MOORBY, H.; WHITE, R.; NYE, P. The influence of phosphate nutrition on H ion efflux from roots of young rape plants. **Plant and Soil**, 105: 247-256, 1988.

NEUMANN, G.; ROMHELD, V. Rhizosphere chemistry in relation to plant nutrition. In: MARSCHNER, P. (Ed.). Marschner's - Mineral Nutrition of Higher Plants, 3 ed. Academic Press. 2012. 650p.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F.N. VIII – Fósforo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V. V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 472 – 537p.

OWINO-GERROH, C.; GASCHO, G.J. Effect of silicone on low pH soil phosphorus sorption and on uptake and growth of maize. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 35: 2369-2378, 2005.

PIZA, P.A.T.; BERTOLINO, L.C.; SILVA, A.A.S.; SAMPAIO, J.A.; LUZ, A.B. Verdete da região de Cedro de Abaeté (MG) como fonte alternativa para potássio. **Geociências**, 30: 345-356, 2011.

POZZA, A.A.A.; CURI, N.; COSTA, E.T.S.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.G.S.M.; MOTA, P.E.F. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. 42: 11-19. 2007.

PROCHNOW, L. I.; CUNHA, C.F.; KIEHL, J. C.; ALCARDE, J.C. Controle da volatilização de amônia em compostagem, mediante adição de gesso agrícola e superfosfatos com diferentes níveis de acidez residual. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, 25:65-70, 2001.

RAFI, M.M.; EPSTEIN, E.; FALK, R.H. Silicon deprivation caused physical abnormalities in wheat (*Triticum aestivum* L.). **Plant Physiology**, 151: 497-501, 1997.

RESENDE, A.V.; MACHADO, C.T.T.; MARTINS, E.S.; SENA, M.C.; NASCIMENTO, M.T.; SILVA, L.C.R.; LINHARES, N.W. Rochas como fontes de potássio e outros nutrientes para culturas anuais. **Espaço & Geografia**, 9: 135:161, 2006.

RHEINHEIMER, D.S.; MARTINAZZO, R.; GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; SILVA, L.S. Amplitude no fósforo microbiano em um Argissolo em pastagem nativa submetida à roçada e à introdução de espécies forrageiras com fertilização fosfatada em diferentes épocas. **Acta Scientiarum Agronomy**. 30: 561-567, 2008.

RIBEIRO, L.S.; SANTOS, A.R.; SOUZA, L.F.S.; SOUZA, J.S. Rochas silicáticas portadoras de potássio como fontes do nutriente para as plantas solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34: 891-897, 2010.

ROGALLA, H.; RÖMHELD, V. Role of leaf apoplast in silicone-mediated manganese tolerance of *Cucumis sativus* L. **Plant, Cell and Environment**, 25: 549-555, 2002.

RODRIGUES, A.F.S.; FONSECA, D.S.; HIDER, M.; PARAHYBA, R.E.; CAVALCANTE, V.M.M. Agrominerais: recursos e reservas. In: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.

- SAMUELS, A.L.; GLASS, A.D.M.; EHRET, D.L.; MENZIES, J.G. Distribution of silicon in cucumber leaves during infection by powdery mildew fungus (*Sphaerotheca fuliginea*). **Canadian Journal of Botany**, 60: 140-146, 1991.
- SIKORA, L.J. Effects of basaltic mineral fines on composting. **Waste Management**, 24: 139–142, 2004.
- SILVA, E.A.; CASSIOLATO, A.M.R.; MALTONI, K.L.; SCABORA, M.H. Efeitos da rochagem e de resíduos orgânicos sobre aspectos químicos e microbiológicos de um subsolo exposto e sobre o crescimento de *Astronium fraxinifolium* Schott. **Árvore**, 32: 323-333, 2008.
- SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p.
- SOUZA, M.E.P.; CARVALHO, A.M.X.; DELIBERALI, D.C.; JUCKSCH, I.; BROWN, G.G.; MENDONÇA, E.S.; CARDOSO, I.M. Vermicomposting with rock powder increases the growth of plants. **Applied Soil Ecology**, 69: 56 – 60, 2013.
- SOUZA FILHO, L.F.; et al. Eficiência de um flogopitito como fonte de potássio para o desenvolvimento inicial do mamoeiro. **Espaço & Geografia**, 9: 215-229, 2006.
- TAVAKKOLI, E.; ENGLISH, P.; GUPPY, C.N. Interaction of silicone and phosphorus mitigate manganese toxicity in rice in a highly weathered soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 42: 503-513, 2011.
- THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.H. The use of rocks to improve family agriculture in Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 78: 721-730, 2006.
- THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.H.; ROCHA, E.L.; REGO, K.G. Experiências de uso de rochas silicáticas como fonte de nutrientes. **Espaço & Geografia**, 9: 263-292, 2006.
- van STRAATEN, P.V. Farming with rocks and minerals: challenges and opportunities. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 78: 731-747, 2006.
- von WILPERT, K.; LUKES, M. Ecochemical effects of phonolite rock powder, dolomite and potassium sulfate in a spruce stand on an acidified glacial loam. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 65: 115–127, 2003.
- WELTER, M.K.; MELO, V.F.; BRUCKNER, C.H.; GOES, H.T.P.; CHAGAS, E.A.; UCHOA, S.C.P. Efeito da aplicação de pó de basalto no desenvolvimento inicial de mudas de camu-camu (*Myrciaria dubia*). **Revista Brasileira de Fruticultura**, 33: 922-932, 2011.

CONCLUSÕES GERAIS

Em elevadas doses de fósforo a adição prévia de silicato tende a proporcionar maior disponibilização de P às plantas.

A ação do gesso agrícola se dá não apenas devido à adição de Ca ou S ao solo, mas, especialmente, pela presença de contaminantes em sua composição e possivelmente também pela ação do sulfato no solo. A adição combinada de silicato e sulfato ao solo, no entanto, não potencializa os efeitos não nutricionais associados à utilização destes materiais.

Adição de fertilizantes fosfatados de baixo teor e solubilidade promove melhorias nos compostos obtidos, seja por reduzir a perda de N por volatilização (fosfato de Araxá) ou por aumentar da biodisponibilização de fósforo (compostagem enriquecida com fosfato natural reativo).