

KEISE DUARTE BACELAR DE MORAIS

**FONTES ALTERNATIVAS DE NUTRIENTES EM ASSOCIAÇÃO COM
PLANTAS DE COBERTURA E MANEJO AGRÍCOLA**

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

RIO PARANAÍBA
MINAS GERAIS – BRASIL

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca da Universidade Federal
de Viçosa - Câmpus Rio Paranaíba**

T

M827a
2019 Morais, Keise Duarte Bacelar de, 1989-
Fontes alternativas de nutrientes em associação com plantas
de cobertura e manejo agrícola / Keise Duarte Bacelar de
Morais. – Rio Paranaíba, MG, 2019.
ix, 39f : il. ; 29 cm.

Orientador: André Mundstock Xavier de Carvalho.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Rochagem. 2. Fonolito. 3. Verdete. 4. Adubação verde.
I. Universidade Federal de Viçosa. Instituto de Ciências Agrárias.
Mestrado em Agronomia-Produção Vegetal (campus CRP).
II. Título.

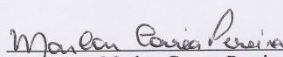
631.4

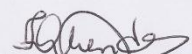
KEISE DUARTE BACELAR DE MORAIS

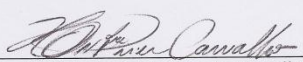
**FONTES ALTERNATIVAS DE NUTRIENTES EM ASSOCIAÇÃO COM
PLANTAS DE COBERTURA E MANEJO AGRÍCOLA**

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

APROVADA: 07 de março de 2019.


Marlon Correa Pereira


Fabrícia Queiroz Mendes


André Mundstock Xavier de Carvalho
(Orientador)

*Dedico de todo o meu coração,
Aos meus pais, minha irmã e cunhado,
Por terem sonhado e caminhado comigo.
A toda a minha família e amigos,
Que sempre torcem por mim.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo cuidado e amor demonstrados e pela sabedoria concedida a mim.

Aos meus pais, Milton e Rosilda, pelo amor e apoio incondicionais, pelos conselhos e sugestões sempre em boa hora, pelas inúmeras orações a Deus em meu favor que com certeza permitiram que eu chegasse até aqui.

A minha irmã, Keila, e cunhado, Francemir, por serem meus amigos, por todas as dicas e todo apoio que sempre me deram.

Ao professor André Mundstock Xavier de Carvalho, pela orientação e dedicação neste trabalho. Pela paciência para comigo e pelo exemplo de ser presente e bem disposto com os orientados. Foi um prazer enorme poder aprender com você, e com toda certeza obtive crescimento profissional e pessoal nesse período de convívio.

Aos professores, Marcelo Reis, pela coorientação e contribuições; Marlon Corrêa Pereira e Fabrícia Queiroz Mendes, pelas contribuições no desenvolvimento deste trabalho.

Aos amigos Willian e Gislaine, pelo suporte emocional quando necessário. Em especial, ao amigo Sorriso, por todo apoio e ajuda nos trabalhos, a Vanessa pelos momentos de sorriso fácil, e também por aqueles em que não quisemos sorrir.

Aos técnicos de laboratório pela enorme ajuda em momentos de sufoco e aperto.

A Universidade Federal de Viçosa, campus Rio Paranaíba, e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal, pela oportunidade de realizar o curso de mestrado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

A todos, meu muito obrigada.

*“Antes de sentirnos que somos bons mestres,
estejamos seguros de que somos bons estudantes.”
(Pitágoras)*

SUMÁRIO

Resumo.....	vi
Abstract	viii
INTRODUÇÃO GERAL	1
Referências Bibliográficas	5
CAPÍTULO I.....	8
AÇÃO BIOINTEMPÉRICA DE PLANTAS DE COBERTURA	8
Resumo	8
1. INTRODUÇÃO	9
2. MATERIAIS E MÉTODOS	10
2.1. Caracterização geral	10
2.2. Desenho experimental e condução do experimento	11
2.3. Avaliações e análises estatísticas	12
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	13
3.1. Conteúdo dos nutrientes nas plantas de milho cultivadas em sucessão as plantas de cobertura.....	13
3.2. Biodisponibilização total dos nutrientes	15
4. CONCLUSÕES	17
5. Referências Bibliográficas	18
CAPÍTULO II	22
IMPACTO DO MANEJO AGRÍCOLA SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DO SOLO	22
Resumo	22
1. INTRODUÇÃO	23
2. MATERIAIS E MÉTODOS	24
2.1. Caracterização geral	24
2.2. Matriz experimental	25
2.3. Avaliações e análises estatísticas	27
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
4. CONCLUSÕES	33
5. Referências Bibliográficas	34
CONCLUSÕES GERAIS	39

RESUMO

MORAIS, Keise Duarte Bacelar de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2019. **Fontes alternativas de nutrientes em associação com plantas de cobertura e manejo agrícola** Orientador: André Mundstock Xavier de Carvalho. Coorientador: Marcelo Rodrigues dos Reis.

A agricultura brasileira é dependente da importação de insumos agrícolas. O uso inadequado de fertilizantes e o consumo de alimentos crescente no Brasil faz com que a dependência externa de nutrientes aumente cada vez mais. Além disso, o uso intenso de fertilizantes tem gerado problemas ambientais relevantes para a sustentabilidade dos ecossistemas. Nesse contexto, torna-se necessário o desenvolvimento de novas tecnologias que resultem em menores perdas de nutrientes. A técnica da rochagem utiliza pós de rocha como fonte alternativa de nutrientes, porém a liberação é lenta, se comparada aos fertilizantes químicos. As rochas silicatadas são as mais utilizadas por essa técnica por serem ricas em potássio (cerca de 90% oriundo da importação) e terem potencial para uso agrícola tanto para fornecer elementos minerais como para melhorar atributos químicos e biológicos do solo. O manejo tradicional utiliza altas doses de fertilizantes e revolve intensamente o solo levando a perdas de nutrientes, e redução nos níveis da matéria orgânica do solo, além de perda na biodiversidade, resultando em solos com baixa qualidade química, física e biológica. Portanto, torna-se necessário o desenvolvimento de novas tecnologias que resultem em menores impactos ambientais e contribua para uma menor importação de fertilizantes. Neste sentido, os objetivos deste trabalho foram avaliar a capacidade de plantas de cobertura de intemperizar fontes minerais alternativas de potássio e avaliar o impacto do manejo agrícola sobre a capacidade de manutenção de serviços ecossistêmicos do solo. Dois experimentos foram planejados em casa de vegetação. O primeiro experimento foi planejado para avaliar a biodisponibilização total de nutrientes dos pós de rocha através de plantas de cobertura com capacidade biointempérica. Para tanto, seis plantas de cobertura, em sucessão a uma cultura comercial (milho) foram semeadas em vasos e estes montados em delineamento em blocos casualizados (DBC) num esquema fatorial $(7 \times 2 \times 2) + 1$, cujo primeiro fator foram seis plantas de cobertura, o segundo duas fontes alternativas de potássio (verdete e fonolito), e o terceiro duas estratégias de aplicação (antecipado e não-antecipado). Foram analisados os conteúdos de K e Si na parte aere das plantas de cobertura e milho, e também no solo. Os resultados indicam o fonolito, em relação ao verdete, como rocha de maior capacidade de suprir plantas com silício e que plantas

ajudam nesse processo, crotalária e guandu auxiliam na liberação de Si do fonolito e K do verdete para as plantas de milho. Além disso, mostrou que a biodisponibilização total dos nutrientes é afetada por verdete e fonolito e pela interação entre plantas de cobertura e fonte de K. O segundo experimento foi planejado para mensurar o efeito do manejo agrícola sobre a depreciação do serviço de promoção do crescimento de plantas. Para isso, foram realizados comparativos de manejo e uso do solo. O experimento foi montado em delineamento inteiramente ao acaso, em fatorial 4 x 3 com quatro repetições. O primeiro fator foi constituído de quatro condições de uso e manejo do solo (solo sob manejo intensivo, solo sob manejo intensivo com reintrodução de microbiota nativa, solo sob cerrado sem uso agrícola e solo de cerrado previamente submetido a ações de simulação do manejo agrícola). O segundo fator foi constituído de três espécies de plantas (feijão, milho e beterraba). As plantas foram conduzidas até o florescimento quando a capacidade do solo de suprir nutrientes e de conservar a matéria orgânica foi avaliada pela determinação dos teores de P e K disponíveis, fixação de P e pela sua capacidade de sustentar microrganismos benéficos, como fungos micorrízicos arbusculares e bactérias fixadoras de nitrogênio, e para isto cultivou-se soja em sequência as três culturas. A colonização micorrízica no feijão e no milho foi menor no sistema de manejo cerrado agrícola com simulação do manejo intensivo, houve incremento nos teores de C orgânico no cultivo do manejo intensivo do como com reintrodução da microbiota, sendo este efeito devido a fração microbiana do solo. Incrementos de P e K foram verificados nos manejos cerrado e manejo intensivo com reintrodução da microbiota. O impacto negativo do manejo agrícola do solo promove alterações na capacidade de manutenção dos serviços ecossistêmicos presados e contribui para menor sustentabilidade.

ABSTRACT

MORAIS, Keise Duarte Bacelar de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2019. **Alternative sources of nutrients in association with coverage plants and agricultural management.** Advisor: André Mundstock Xavier de Carvalho. Co-adviser: Marcelo Rodrigues dos Reis.

Brazilian agriculture is dependent on the importation of agricultural inputs. The inadequate use of fertilizers and increasing food consumption in Brazil means that external dependence on nutrients is increasing. In addition, the intensive use of fertilizers has generated environmental problems relevant to the sustainability of ecosystems. In this context, it is necessary to develop new technologies that result in lower losses of nutrients. The rock technique uses rock powders as an alternative source of nutrients, but the release is slow compared to chemical fertilizers. Silica rocks are the most used in this technique because they are rich in potassium (about 90% from the import) and have potential for agricultural use both to provide mineral elements and to improve chemical and biological attributes of the soil. Traditional management uses high doses of fertilizers and intensively revolves the soil leading to nutrient losses, and reduction of organic matter in the soil, as well as loss of biodiversity, resulting in soils with low chemical, physical and biological quality. Therefore, it is necessary to develop new technologies that result in lower environmental impacts and contribute to a lower import of fertilizers. In this sense, the objectives of this work were to evaluate the ability of hedge plants to weather alternative mineral sources of potassium and to evaluate the impact of agricultural management on the maintenance capacity of soil ecosystem services. Two experiments were planned in a greenhouse. The first experiment was designed to evaluate the total bioavailability of nutrients of rock powders through bioindicator plants. In order to do so, six hedge plants in succession to a commercial crop (corn) were planted in pots and were assembled in a randomized block design (DBC) in a factorial scheme (7x2x2) +1, whose first factor was six hedge plants, the second two alternative sources of potassium (verdete and fonolite), and the third two application strategies (anticipated and unanticipated). The contents of K and Si were analyzed in the aerial part of the cover crops and maize, and also in the soil. The results indicate the fonolite, in relation to the verdigris, as rock of greater capacity to supply plants with silicon and which plants help in this process, sunflower and pigeon pea assist in the release of Si of the fonolite and K of the verdigris for the corn plants. In addition, it was shown that the total bioavailability of nutrients is affected by greens and

phonoliths and by the interaction between cover crops and K source. The second experiment was designed to measure the effect of agricultural management on the depreciation of the growth promotion service of plants. For that, comparatives of management and land use were carried out. The experiment was set up in a completely randomized design, in a 4 x 3 factorial with four replicates. The first factor was constituted of four conditions of use and management of the soil (soil under intensive management, soil under intensive management with reintroduction of native microbiota, soil under cerrado without agricultural use and soil of cerrado previously submitted to actions of simulation of agricultural management). The second factor consisted of three species of plants (beans, corn and beets). The plants were conducted to flowering when the soil's ability to supply nutrients and to conserve organic matter was evaluated by determining the available P and K levels, P fixation and its ability to sustain beneficial microorganisms such as mycorrhizal fungi arbuscular and nitrogen-fixing bacteria, and for this purpose the three cultures were harvested in sequence. Mycorrhizal colonization in beans and maize was lower in the closed agricultural management system with simulation of intensive management, there was an increase in organic C contents in the intensive management of the crop and with the reintroduction of the microbiota, being this effect due to the microbial fraction of the soil. Increases in P and K were verified in the cerrado management and intensive management with reintroduction of the microbiota. The negative impact of agricultural land management promotes changes in the capacity of maintenance of ecosystem services provided and contributes to lower sustainability.

INTRODUÇÃO GERAL

A produção de alimentos depende de condições biofísicas, recursos humanos e recursos naturais como a água e o solo. Cada vez mais é exigido do setor agrícola produzir com qualidade, tanto no que se refere à qualidade dos alimentos em si, quanto a qualidade da cadeia produtiva como um todo, considerando os diversos aspectos sociais, ambientais e econômicos (Tilman, 2002), envolvidos na complexidade do meio rural de cada país. Nesse sentido, as preocupações com a qualidade das cadeias produtivas dos diversos insumos agrícolas utilizados têm ganhado destaque no cenário agrícola brasileiro, principalmente diante da enorme dependência externa do país (Theodoro & Leonardos, 2006; Nishanth & Biswas, 2008; Martins, 2014).

O Brasil está entre os principais produtores agrícolas do mundo. É o segundo maior produtor mundial de soja e o terceiro para o milho (FAO, 2018), sendo a produção da soja e milho, respectivamente, de 119.281,7 e 80.786,0 milhões de toneladas na safra 2017/2018 (Conab, 2018). Para alcançar os elevados níveis de produtividade o Brasil tornou-se dependente da importação de tecnologias agrícolas, agrotóxicos e fertilizantes (Nascimento & Loureiro, 2014), e hoje é o 4º maior consumidor mundial de fertilizantes (AMA, 2018). No período de janeiro a agosto de 2018 a importação brasileira foi de 16.181.395 milhões de toneladas de produtos (ANDA, 2018).

A dependência se deve, também, a distribuição geográfica de fontes de nutrientes, que é desigual pelo mundo, sendo alguns poucos países detentores da maior parcela da produção de um determinado fertilizante, gerando uma situação de vulnerabilidade e de insegurança. Por exemplo, a produção de mais de 90% dos fertilizantes potássicos está restrita ao Canadá, Rússia e Bielorrússia (Manning, 2010), enquanto o Brasil detém, aproximadamente, 1% da produção mundial (IBRAM, 2012). Em 2011, 92% do volume total de fertilizantes consumido no Brasil teve origem externa, e apenas 8% correspondeu a produção nacional de fertilizante potássico (IBRAM, 2012).

Nos últimos 20 anos o Brasil apresentou crescimento no consumo de fertilizantes, levando a uma maior dependência de importação externa de nutrientes (AMA, 2018). Além da dependência externa, o uso intenso de fertilizantes na agricultura leva a outros problemas ambientais como a eutrofização das águas superficiais, a poluição dos aquíferos e também contribui para o aumento das emissões

de amônia e gases de efeito estufa (Guo et al., 2010; Manning, 2010; Good & Beatty, 2011; Wang et al., 2011; Liu et al., 2013). A indústria de fertilizantes é considerada fonte de metais pesados, como por exemplo o Hg, Cd, As, Pb, Cu e Ni, podendo causar o acúmulo destes no solo e no sistema vegetal (Savci, 2012). Embora atualmente o incentivo seja para o uso direcionado e eficiente desses insumos, muito países em desenvolvimento, como o Brasil, ainda enfrentam problemas com o uso inadequado de fertilizantes (Li et al., 2013). Somado a isso, a demanda por insumos aplicáveis aos sistemas orgânicos é crescente, uma vez que este setor se encontra em forte expansão no Brasil e no mundo (Willer & Lernoud, 2014).

Nesse contexto torna-se evidente a necessidade de estudos no sentido de desenvolver novos produtos e buscar outras fontes minerais para uso como fertilizantes (Nascimento & Loureiro, 2014; Martins, 2014). Os estudos sobre rochagem, ainda escassos diante da grande geodiversidade brasileira, buscam por obter um equilíbrio de nutrientes no sistema solo sendo isto fundamental para o desenvolvimento de sistemas produtivos mais sustentáveis e de maior produtividade (Medeiros, 2017). Verdete, fonolito e gnaisses são fontes de potássio presentes no território brasileiro e com potencial para uso agrícola por esta técnica (Santos et al., 2015; Machado, 2016). Estudos sobre essas rochas têm mostrado suas características quanto seu uso na agricultura (Mancuso et al., 2014; Carvalho, 2012; Tavares, 2017).

Os pós de rochas utilizados na agricultura pela técnica da rochagem com o intuito de melhorar a fertilidade dos solos ao adicionar nutrientes para plantas são ditos remineralizadores que, segundo Medeiros (2017) e Leonardos et al., (1976), são produtos derivados do processamento de rochas utilizados pela rochagem com a função de rejuvenescer o solo. É importante mencionar que é lenta a liberação dos nutrientes, se comparado aos fertilizantes químicos, porém sua disponibilização ocorre por um período maior, o que traz benefícios para as safras subsequentes.

Pesquisas apontam como importante a presença de ácidos orgânicos, produzidos pela microbiota e pela matéria orgânica, na liberação dos nutrientes (Osterroht, 2003 e Carvalho, 2012). A entrega mais demorada de macro e micronutrientes se deve aos elementos estarem retidos na estrutura cristalina dos minerais, e para que sejam liberados é necessário ação do intemperismo sobre a rocha de origem. O intemperismo químico, e consequente dissolução dos minerais silicatados, ocorre por meio de reações de quebra das ligações metal-oxigênio através da penetração de íons do H^+ que liberam o metal (nutriente) na solução do solo, após ocorre o deslocamento de Si e Al da

estrutura cristalina (Harley & Gilke, 2000). Esses mecanismos de quebra e dissolução são afetados por fatores como pH, temperatura, atividade química, espécies íons em solução, além das forças de ligação metal-oxigênio (Silva, 2011).

Além do intemperismo químico, o biológico também contribui para a liberação dos nutrientes e ele ocorre devido a ação de organismos vivos como bactérias, fungos e plantas superiores. O crescimento e penetração das raízes das plantas em fendas no solo promovem o fracionamento dos pós das rochas facilitando as reações de quebra e dissolução, além disso interações do sistema radicular com a microbiota liberam ácidos orgânicos e estes contribuem para acidificação do meio (Melo & Alleoni, 2009). Nesse contexto, as plantas de cobertura tem potencial para atuarem na aceleração do intemperismo de rochas, por apresentarem sistema radicular profundo e maior rusticidade, enriquecer o solo com nutrientes e matéria orgânica, além de melhorar as características físicas e biológicas (Azevedo et al., 2007), o que contribui positivamente para a manutenção da qualidade do solo.

A qualidade de um solo está relacionada com as práticas de manejo utilizadas pelo homem e com sua composição natural (Araújo et al., 2012). Pode ser definida como a capacidade do solo exercer funções para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas dos animais e humana. Devido a heterogeneidade e dinâmica do solo é difícil a mensuração da qualidade, no entanto ela pode ser estimada através de indicadores (Araújo et al., 2012). Os indicadores são úteis para avaliação de impactos ambientais e mudanças no ambiente. Neste caso os índices estão relacionados a ação reguladora de processos bióticos, ciclagem de nutrientes, entre outros (Araújo et al., 2007).

A perda da qualidade do solo está associada com a sua degradação química e biológica, e consequente redução dos serviços prestados por ele e pelo ecossistema (Lal, 2015). Logo, o uso e manejo indevidos do solo influencia negativamente os serviços ambientais assim como os processos ligados a ele, inclusive os microbianos.

A degradação biológica promove esgotamento da reserva de matéria orgânica do solo, e perda de biodiversidade (Lal, 2015). Porém, a manutenção dos microrganismos no solo contribuem para sua agregação e manutenção da matéria orgânica (Kohl et al, 2014; Bender et al., 2015) sendo esta utilizada como indicador da qualidade do solo (Lisboa et al., 2012). De fato, a biota do solo tem papel importante na biodiversidade e desempenha atividades essenciais nos processos biológicos, como a decomposição de resíduos, a ciclagem de nutrientes, síntese de substâncias húmicas, degradação de

compostos xenobióticos, entre outros (Dick et al., 1996). Portanto, melhorar a atividade e diversidade da microbiota do solo é fundamental para evitar a sua degradação.

Nesse sentido, é necessário mudanças nas práticas agrícolas para manejos mais sustentáveis, que utilizem os recursos de forma mais eficiente visando um adequado equilíbrio entre produtividade e menores impactos ambientais (Schlesinger, 2009). Uma estratégia é o uso de práticas de manejo para manipular as comunidades microbianas do solo, que contribuam para aumentar os serviços ecossistêmicos (Kohl et al., 2014).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMA. Associação dos misturadores de adubos do Brasil. Produção e importação de fertilizantes. Disponível em: <http://amabrasil.agr.br/web/portfolio-item/producao-e-importacao-de-fertilizantes/>. Acesso em 09 de Jan. 2018

ANDA. Associação nacional para a difusão de adubos. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/assuntos/camarassetoriaistematicas/documentos/camaras-tematicas/insumos-agropecuarios/2018/97aro/app_97ro_insumos_fertilizantes.pdf. Acesso em: 11 de março, 2019.

ARAÚJO EA, KER JC, NEVES JCL, LANI JL. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias. 2012. 5:187-206.

AZEVEDO RL, RIBEIRO GT, AZEVEDO CLL. Feijão Guandu: uma planta multiuso. Revista da Fapese. 2007. 3:81-86.

BENDER SF, VAN DER HEIJDEN MGA. Soil biota enhance agricultural sustainability by improving crop yield, nutrient uptake and reducing nitrogen leaching losses. Journal of Applied Ecology. 2015. 52:228-239.

CARVALHO AMX. Rochagem e suas interações no ambiente solo: contribuição para aplicação em agroecossistemas sob manejo agroecológico. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012. 116p.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de grãos – terceiro levantamento. Brasília, 2018. 6:1-127.

DICK RP, BREACKWELL DP, TURCO RF. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: LISBOA BB, VARGAS LK, SILVEIRA AO, MARTINS AF, SELBACH PA. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. 2012. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 36:45-55.

FAO. Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura. Production of Soybeans: top 10 producers. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC/visualize>. Acesso em: 11 de março, 2019.

GOOD AG, BEATTY, PH. Fertilizing Nature: A Tragedy of Excess in the Commons. Plos Biology. 2011. 9:1-8.

GUO JH, LIU XJ, ZHANG Y, SHEN JL, HAN WX, ZHANG WF, CHRISTIE P, GOULDING KWT, VITOUSEK PM, ZHANG FS. Significant Acidification in Major Chinese Croplands. 2010. 327:1008-1010.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. Informações e análises da economia mineral brasileira. 7ed. Disponível em: <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00002806.pdf>. Acesso em 11 e março, 2019.

KÖHL L, OEHL F, VAN DER HEIJDEN MGA. Agricultural practices indirectly influence plant productivity and ecosystem services through effects on soil biota. *Ecological Applications*. 2014. 24:1842-1853.

LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*. 2015. 7:5875-5895.

LEONARDOS OH, FYFE W, KRONBERG BI. Rochagem: o método de aumento da fertilidade em solos lixiviados e arenosos. *Anais 29 Congresso Brasileiro de Geologia*, Belo Horizonte. 1976. 137-145.

LISBOA BB, VARGAS LK, SILVEIRA AO, MARTINS AF, SELBACH PA. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2012. 36:45-55.

LI Y, ZHANG W, MA L, HUANG G, OENEMA O, ZHANG F, DOU Z. An Analysis of China's Fertilizer Policies: Impacts on the Industry. *Food Security and the Environment*. 2013.

LIU X, ZHANG Y, HAN W, TANG A, SHEN J, CUI Z, VITOUSEK P, WILLEM JE, GOILDIN G, CHRISTIE P, FANGMEIER A, ZHANG F. Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*. 2013. 494:459-463.

MACHADO LG. Características químicas do solo, produtividade e nutrição de café e capim braquiária fertilizados com pó de fonolito e termopotássio. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal) – Universidade Federal de Viçosa *campus* Rio Paranaíba Rio Paranaíba. 2016. 42p.

MANCUSO MA, SORATTO RP, CRUSCIOL CA, CASTRO GS. Effect of potassium sources and rates on arábica coffee yield, nutrition, and macronutrient export. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2014. 38:1448-56.

MANNING DAC. Mineral sources of potassium for plant nutrition. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2010. 30:281-2940.

MARTINS C, Potassium: alternate sources, thermic treatments and availability for maize plants (*Zea Mays* L.). Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Espírito Santo. 2014.

MELO VF, ALLEONI LRF. Química e mineralogia do solo 2009 (1ed.) Viçosa, MG: SBCS.

NASCIMENTO M, LOUREIRO FEL. O potássio na agricultura brasileira: fontes e rotas alternativas. In: ANDRÉIA JA, BRANDÃO MLR, LOPESASSAD C, CECCATO-ANTONINI SR. Solubilization of diabase and phonolite dust by filamentous fungus. *Revista Ceres*. 2014. 61:740-745.

OSTERROHT, M. Rochagem, Para quê? *Agroecologia Hoje*, Nº 20, Agosto/Setembro 2003. 12-15.

SANTOS WO, MATIELLO CLM, ABRAHÃO WAP. Characterization of verdete rock as a potential source of potassium. *Revista Ceres*. 2015. 62:392-400.

SAVCI S. An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer. *International Journal of Environmental Science and Development*. 2012. 3:77-80.

SCHLESINGER WH. On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2009. 106:203-208.

SILVA RC. Intemperismo de minerais de um remineralizador. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba/SP 2016. 183p.

TAVARES LF. Disponibilização de potássio e silício de remineralizador pelo processo de compostagem. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal) – Universidade Federal de Viçosa *campus* Rio Paranaíba. Rio Paranaíba, 2017. 517p.

TILMAN D, CASSMAN KG, MATSON PA, NAYLOR R, POLASKY S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 2002. 418:671-677.

WANG HY, SHEN Q, ZHOU JM, WANG J, DU CW, XEN XQ. Plants use alternative strategies to utilize nonexchangeable potassium in minerals. *Plant and Soil*. 2011. 343:209-220.

WILLER H, LERNOUD J. The World of Organic Agriculture - Statistics and Emerging Trends 2014. 308p. In: MACHADO LG. Características químicas do solo, produtividade e nutrição de café e capim braquiária fertilizados com pó de fonolito e termopotássio. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal) – Universidade Federal de Viçosa *campus* Rio Paranaíba. Rio Paranaíba/MG, 2016. 42p.

CAPÍTULO I

AÇÃO BIOINTEMPÉRICA DE PLANTAS DE COBERTURA

RESUMO

A valorização de fontes alternativas de nutrientes para a agricultura tem motivado estudos que buscam avaliar novas estratégias de manejo de solo para otimizar o uso destas novas fontes. Neste sentido, a rochagem desperta interesse, uma vez que diversas rochas relativamente abundantes no Brasil possuem potencial de fornecer macro e micronutrientes ao solo. O glauconito e o fonolito são rochas silicatadas relativamente ricas em K com grande potencial para agir como remineralizador. Como em quase a totalidade dos silicatos, a liberação dos nutrientes é lenta e isso tem motivado a busca por estratégias de manejo que possam acelerar o intemperismo. Dessa forma, o objetivo desse estudo foi avaliar a capacidade de plantas de cobertura de intemperizar fontes minerais alternativas de potássio. Um experimento em casa de vegetação foi estruturado em esquema fatorial $(7 \times 2 \times 2) + 1$ sendo testadas seis espécies de plantas de cobertura e um controle sem planta, combinados com dois pós de rocha (fonolito e verdete) sob duas estratégias de aplicação (aplicação antecipada ou não-antecipada em relação ao cultivo da planta de interesse comercial). Adicionalmente foi implantado um tratamento controle absoluto, sem rocha e sem planta. Após o cultivo das plantas de cobertura, a cultura de interesse econômico foi cultivada sobre os vasos, em sucessão, e avaliadas quanto ao crescimento e quanto ao acúmulo de nutrientes. Os resultados mostraram que o acúmulo de nutrientes das plantas de milho foi significativamente afetado pelos tratamentos. A crotalária foi eficiente em biodisponibilizar silício para as plantas de milho. Em geral, o fonolito teve melhor desempenho em disponibilizar silício que o verdete. A biodisponibilização total dos nutrientes foi afetada significativamente pelas fontes de potássio testadas e pela interação entre plantas de cobertura e fonte de K. Neste estudo, os dados sugerem o fonolito como melhor fonte alternativa de nutrientes, e o guandu como planta de cobertura com melhor ação biointempérica sobre o fonolito.

Palavras-chave: rochagem, fonolito, verdete e adubação verde

1. INTRODUÇÃO

O uso intensivo de agrotóxicos e fertilizantes tem causado impacto negativo no ambiente (Sharma & Singhvi, 2017; Carneiro, 2015; Savci, 2012; Tilman et al., 2002). Sabe-se, por exemplo, que o uso intenso de fertilizantes químicos pode contribuir para a redução da abundância e diversidade da biota dos solos (Postma-Blaauw et al., 2010; Verbrugger et al., 2012). Além disso, as reservas minerais consideradas mais nobres (aquelas com altos teores de P, K, S) para uso como fertilizantes têm sido esgotadas rapidamente devido a exploração intensa desse recurso.

Considerando a sustentabilidade também nos âmbitos social e econômico existe uma forte tendência pela busca por novas fontes alternativas de fertilizantes, que aliviem não somente os impactos negativos das práticas agrícolas intensivas (Yu et al., 2012), mas que favoreçam a descentralização de mercados, sejam energeticamente menos dispendiosas, resultem em menores perdas de nutrientes e conciliem a necessidade de uso de subprodutos de outras atividades humanas (Theodoro & Leonardos, 2006; Nishanth & Biswas, 2008; Moharana & Biswas, 2016).

Neste cenário, no Brasil há uma recente valorização da prática da rochagem, técnica que utiliza pós de rochas silicatadas como fonte de nutrientes na agricultura. O produto da moagem de rochas silicatadas tem despertado interesse na construção civil, sendo utilizados como material agregante na produção de argamassas, blocos, materiais cerâmicos e na pavimentação (Sultana et al., 2015). Na agricultura, a rochagem tem sido incentivada após a regulamentação no Brasil da lei dos remineralizadores. Segundo a Lei 12.890 de 10/12/2013, remineralizador compreende “...o material de origem mineral que tenha sofrido apenas redução e classificação de tamanho por processos mecânicos e que altere os índices de fertilidade do solo por meio da adição de macro e micronutrientes para as plantas, bem como promova a melhoria das propriedades físicas ou físico-químicas ou da atividade biológica do solo”.

A incorporação de pós de rocha nos sistemas de produção pode oferecer vantagens como a melhoria de características químicas e biológicas do solo, além de fornecer nutrientes essenciais (Bonião et al., 2002; Tokura et al., 2011; Silva et al., 2014; Nunes et al., 2014; Ramos et al., 2015). Rochas silicatadas como verdetes e fonolitos podem ser atrativas para produtores locais mesmo que apresentem apenas 10% e 8% de K_2O , respectivamente.

As principais limitações ao uso dos pós de rocha são os baixos teores de nutrientes e a lenta disponibilização dos nutrientes, quando comparado aos fertilizantes

convencionais (van Stratten, 2006; Silva et al., 2014). Uma estratégia de manejo que pode auxiliar na melhoria da disponibilidade de nutrientes é o uso de plantas de cobertura que tenham especial capacidade biointempérica. Estudos apontam resultados claros do papel das plantas no processo de absorver potássio em baixas concentrações (Hinsiger et al., 2001; Meheruna & Akagi, 2006; Wang et al., 2011; Carvalho, 2018). Harley & Gilkes (2000) relataram a importância das raízes finas em contato com a rocha para acelerar o intemperismo químico e facilitar a absorção dos produtos solúveis formados a partir das reações de hidrólise e dissolução. Nesse contexto, associar o uso de remineralizadores com a prática de adubação verde pode acelerar a liberação de nutrientes do pó da rocha no solo aumentando a disponibilidade para plantas.

Assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar a capacidade de plantas de cobertura de intemperizar fontes minerais alternativas de potássio.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização geral

O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Universidade Federal de Viçosa, *campus* Rio Paranaíba. As unidades experimentais constituíram-se em vasos plásticos preenchidos com 10 kg de solo. O solo utilizado foi um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, coletado em Rio Paranaíba (MG), cujas características químicas básicas são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Análise química do solo utilizado no experimento

pH		SB	t	T	H + Al	Al	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
H ₂ O	CaCl ₂	 cmol _c dm ⁻³							
5,4	4,9	1,5	1,5	5,7	4,2	0,0	0,1	1,2	0,2
V	m	P(melh)	P-rem	Fe	Mn	B	Cu	Zn	MO
..... %		 mg dm ⁻³dag kg ⁻¹							
26,8	0,0	1,7	7,8	19,0	2,2	0,2	1,2	0,9	19,0

SB = soma de bases; t = CTC_{efetiva}; T = CTC a pH 7,0; H + Al = solução tampão SMP a Ph 7,5; Al, Ca Mg = KCl 1 mol L⁻¹; m = Sat. Alumínio; P(melh) - Fósforo em Melhich; P-rem – fósforo remanescente; Fe, Mn, B, Zn, Cu = DTPA ph 7,3; B = água quente; MO = método colorimétrico.

O solo foi seco ao ar e peneirado em peneira com 4 mm de abertura. Posteriormente teve a acidez corrigida com a aplicação de calcário dolomítico na dose equivalente à 1,9 t ha⁻¹ e recebeu uma adubação corretiva com esterco bovino curtido na dose equivalente à 30 t ha⁻¹.

Após 30 dias, cada vaso recebeu seu tratamento de acordo com o delineamento. Foram utilizadas as seguintes plantas de cobertura: leucena (*Leucaena leucocephala*), guandu (*Cajanus cajan*), crotalária (*Crotalaria juncea*), picão-preto (*Bidens pilosa*), mamona (*Ricinus communis*) e braquiária (*Brachiaria decumbens* cv *Basilisk*). As sementes de mamona, leucena, braquiária, e guandu foram adquiridas no comércio (Brseeds®) e as demais foram coletadas no campo. As sementes das plantas de cobertura foram semeadas e cultivadas em bandejas de isopor de 200 células até a emissão do segundo par de folhas verdadeiras. Em seguida foram transplantadas para os vasos.

As fontes alternativas testadas foram o pó de verdete, uma rocha pelítica pertencente ao grupo Bambuí e encontrada em abundância na região de São Gotardo (MG), é rica em glauconito (37%), apresenta 6,09 a 7,33% de K₂O, entre 60,74 e 70,26% de SiO₂ (Piza et al., 2011), e o pó de fonolito, uma rocha ígnea extrusiva abundante no complexo alcalino do planalto de Poços de Caldas (MG) que possui feldspato potássico, como principal constituinte, feldspato alcalinos (microclínio e ortoclásio sanidina e nefelina) e feldspatóides; apresenta 8,7% de K₂O e 55,6% de SiO₂, além de Ca, Mg e Fe (Teixeira et al 2015, Teixeira, 2012).

2.2. Desenho experimental e condução do experimento

Um experimento de médio prazo foi montado estabelecendo-se uma analogia com a sucessão usual entre cultivo de adubos verdes e culturas de interesse econômico (milho, neste caso). Os tratamentos foram estruturados em um esquema fatorial (7x2x2)+1, com três repetições, num delineamento em blocos casualizados (bloco operacional). O primeiro fator correspondeu a sete coberturas de solo (seis plantas de cobertura mais um controle sem planta). O segundo fator correspondeu a duas estratégias de aplicação dos fertilizantes (antecipado e não-antecipado) e o terceiro fator correspondeu a aplicação de duas fontes alternativas de potássio (verdete e fonolito). Também houve um tratamento controle absoluto (sem adição de remineralizador e sem planta de cobertura).

As fontes alternativas foram aplicadas no momento do plantio das plantas de cobertura para os tratamentos “antecipados” e apenas no momento do plantio do milho para os tratamentos “não-antecipados”.

A interferência do maior tempo de reação/contato das fontes com o solo sobre a magnitude da ação biointempérica das plantas de cobertura foi avaliada pela presença

dos tratamentos antecipados ou não antecipados na ausência de plantas de cobertura. Verdete e fonolito foram aplicados em dose única correspondente à 400 kg ha⁻¹ de K₂O no volume total do solo de cada vaso.

O experimento foi conduzido até o florescimento das plantas de cobertura ou por 60 dias, o que ocorreu primeiro. As plantas de cobertura foram cortadas rente ao solo e toda a parte aérea foi coletada para determinação da matéria seca e conteúdo de nutrientes. O sistema radicular foi picotado em tamanhos de aproximadamente 1 cm e novamente incorporado ao solo de cada vaso, que foi mantido úmido por 21 dias, para facilitar a mineralização. Em seguida, os vasos foram cultivados com a cultura de interesse econômico (milho) por 60 dias até o estágio V10. Após este período as plantas de milho foram cortadas rente ao solo e a parte aérea foi coletada para determinação da matéria seca e conteúdo de nutrientes. O sistema radicular das plantas de milho foi igualmente picotado e mantido no solo por 21 dias, sob irrigação, até a mineralização parcial. Após esse período o solo dos vasos foi amostrado para determinação da disponibilidade de nutrientes.

2.3. Avaliações e análises estatísticas

As partes aéreas das plantas coletadas foram picadas e secas em estufa de circulação forçada de ar a 65°C, até peso constante, para determinação da matéria seca da parte aérea (MSPA). Após a secagem o material foi moído em moinho tipo Willey para análise química dos elementos K e Si. As amostras foram submetidas à digestão nitro-peroxídica (HNO₃ e H₂O₂), os teores de K foram determinados por espectroscopia de chama conforme Donagema et al. (2011). As amostras foram também submetidas à digestão nitro-peroxídica com alcalinização do extrato e determinação dos teores de Si por espectrometria de absorção molecular pelo método azul (Leite, 1997).

Ao final do experimento uma amostra de 100 g do solo de cada vaso foi coletada para análises químicas. Para a extração de Si disponível no solo utilizou-se o extrator ácido acético 0,5 mol L⁻¹ e para o elemento K foi utilizado o extrator Mehlich-1 (relação solo:extrator 1:10). A determinação analítica foi realizada conforme descrita anteriormente para o material vegetal.

A biodisponibilização total foi determinada pela soma dos conteúdos de K e Si presentes na matéria seca das plantas de cobertura e nas plantas de milho e o conteúdo disponível ainda presente no solo ao final do experimento.

Os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste F a 5% de probabilidade. As condições de normalidade, homocedasticidade e aditividade foram avaliados pelos testes de Levene (Med), Jarque-Bera (Jarque & Bera, 1980) e teste F para aditividade, respectivamente. A presença de outliers foi avaliada pelo critério ESD generalizado (Rosner, 1983) e as médias foram comparadas entre si pelo teste SNK a 5% de probabilidade de erro e por contrastes.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O conteúdo de silício e potássio e a biodisponibilização total desses nutrientes foram afetados significativamente pelos tratamentos. O conteúdo dos nutrientes foi influenciado principalmente pelas plantas de cobertura, e o conteúdo de Si foi afetado também pela interação Antecipação das Fontes x fonte. Já a biodisponibilização total dos nutrientes sofreu influência principalmente das fontes testadas, silício e potássio também foram afetados pela interação Plantas cobertura x Fontes e Plantas de cobertura, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1. Análise de variância e coeficientes de variação (C.V) dos tratamentos para os parâmetros conteúdo Si e K (g vaso^{-1}) nas plantas de milho e biodisponibilidade total (g vaso^{-1}) de nutrientes

FV	Si	K	Si	K
	Conteúdo no milho		Biodisponibilização Total	
Plantas de cobertura	3*	3,88**	1,13 ^{Ns}	2,82*
Antecipação das fontes	0,00 ^{Ns}	1,73 ^{Ns}	0,73 ^{Ns}	1,67 ^{Ns}
Fontes	0,77 ^{Ns}	0,23 ^{Ns}	49,98**	6,42*
Plantas de cobertura x Antecipação das fontes	0,27 ^{Ns}	0,85 ^{Ns}	1,14 ^{Ns}	0,58 ^{Ns}
Plantas de cobertura x Fontes	1,29 ^{Ns}	0,37 ^{Ns}	2,21 ⁰	0,70 ^{Ns}
Antecipação das fontes x Fontes	4,26*	0,18 ^{Ns}	1,80~	0,03 ^{Ns}
Interação tripla	0,79 ^{Ns}	0,6 ^{Ns}	1,27 ^{Ns}	0,59 ^{Ns}
Tratamentos	1,37 ^{Ns}	1,35 ^{Ns}	3,48**	1,38 ^{Ns}
C.V(%)	31,58	34,8	19,23	23,45

Nível de significância - *: < 0,05, **: < 0,01, °: < 0,10, ~: >0,25, Ns: > 0,25 (interação não significativa) ou > 0,05 (outros componentes).

3.1. Conteúdo dos nutrientes nas plantas de milho cultivadas em sucessão as plantas de cobertura

Em geral, para as plantas de milho a diferença para o acúmulo de K e Si não foi significativo estatisticamente, exceto para tratamento milho precedido por crotalária,

com antecipação da dose, que apresentou acúmulo duas vezes maior de Si ($0,18 \text{ g vaso}^{-1}$) para o fonolito em relação ao verdete ($0,09 \text{ g vaso}^{-1}$) (Tabela 2). Diferença também foi encontrada quando comparamos a estratégia de aplicação do fonolito para o acúmulo de K no tratamento milho precedido de guandu, cuja antecipação da aplicação do fonolito proporcionou maior acúmulo para K ($0,90 \text{ g vaso}^{-1}$) (Tabela 2). Nota-se que a antecipação do pó de rocha fonolito na presença do guandu facilitou a liberação de K pelo remineralizador, resultando em maior conteúdo dos nutrientes nas plantas de milho.

A combinação da estratégia de antecipação das fontes junto a planta de cobertura guandu provavelmente facilitou a dissolução do mineral K da rocha resultando em maior absorção pela cultura comercial. Plantas leguminosas contribuem para a melhoria das condições químicas do solo (Tian & Kang, 1998), uma vez que suas raízes podem direcionar mudanças na rizosfera, como diminuição do pH e exsudação de ácidos orgânicos. Os efeitos das mudanças físicas (temperatura, disponibilidade de água e estrutura), químicas (pH, potencial redox, concentração de nutrientes, exsudatos radiculares) e biológicas (associação microbiana) são vistos na solubilidade, transporte, dissolução dos elementos presos à estruturas minerais e absorção de nutrientes minerais, além do crescimento das plantas (Fageria & Moreira, 2011; Harley & Gilkes, 2000).

Possivelmente, os resultados encontrados se devem a atividade de absorção das raízes (Hinsinger et al., 2001; Wang et al., 2007) pela planta de cobertura (guandu) e, conseqüentemente, as de milho. Guandu é uma leguminosa rústica com um sistema radicular profundo (Barreto & Fernandes, 2001, Alvarenga et al., 1993; Filho et al., 2014), característica de algumas plantas leguminosas adquirida devido à grande quantidade de reservas da semente que permite o crescimento rápido em profundidade e contato precoce com o solo úmido (Fageria & Moreira, 2011; Hoad et al., 2001) e o milho uma gramínea com capacidade de absorver altas quantidade de silício (Epstein, 1999).

O maior conteúdo de Si no milho tem sua origem pela liberação do elemento através do fonolito precedido de crotalária. Este resultado corrobora com dados do estudo de Hinsinger et al. (2000) cujos resultados indicam ação de raízes sobre a solubilização de minerais e os autores atribuem maior conteúdo de Si e outros nutrientes encontrados nas plantas de milho à atividade das raízes, que envolve reações que liberam íons H^+ promovendo a acidificação da rizosfera, e possibilitam a dissolução de pós de rocha induzida por plantas. Portanto, a interação das raízes do guandu com o pó

do fonolito, neste estudo, foi capaz de contribuir para liberar mais rapidamente silício as plantas de milho.

Tabela 2. Conteúdo dos nutrientes Si e K (g vaso⁻¹) nas plantas de milho cultivadas em sucessão às diferentes espécies de cobertura submetidas a aplicação antecipada (K ant.) ou não-antecipada (K n-ant.) dos pós de verdete e fonolito em casa de vegetação

Tratamentos		----- Si -----						----- K -----					
		Verdete		Fonolito		mm		Verdete		Fonolito		Mm	
Sem planta	K ant.	0,10	aA	0,13	aA	0,11	a	0,73	aA	0,84	aA	0,79	a
	K n-ant.	0,12	aA	0,09	aA	0,11	a	0,67	aA	0,69	aA	0,68	a
	mm	0,11	A	0,11	A			0,70	A	0,76	A		
Leucena	K ant.	0,13	aA	0,13	aA	0,13	a	0,75	aA	0,60	aA	0,67	a
	K n-ant.	0,11	aA	0,15	aA	0,13	a	0,51	aA	0,69	aA	0,60	a
	mm	0,12	A	0,14	A			0,63	A	0,65	A		
Picão-Preto	K ant.	0,13	aA	0,16	aA	0,14	a	0,54	aA	0,52	aA	0,53	a
	K n-ant.	0,15	aA	0,13	aA	0,14	a	0,55	aA	0,62	aA	0,59	a
	mm	0,14	A	0,15	A			0,55	A	0,57	A		
Braquiária	K ant.	0,07	aA	0,11	aA	0,09	a	0,42	aA	0,56	aA	0,49	a
	K n-ant.	0,10	aA	0,09	aA	0,10	a	0,50	aA	0,56	aA	0,53	a
	mm	0,09	A	0,10	A			0,46	A	0,56	A		
Mamona	K ant.	0,16	aA	0,14	aA	0,15	a	0,64	aA	0,75	aA	0,70	a
	K n-ant.	0,18	aA	0,12	aA	0,15	a	0,61	aA	0,62	aA	0,62	a
	mm	0,17	A	0,13	A			0,63	A	0,68	A		
Guandu	K ant.	0,11	aA	0,13	aA	0,12	a	0,96	aA	0,90	aA	0,93	a
	K n-ant.	0,14	aA	0,13	aA	0,14	a	0,76	aA	0,54	bA	0,65	b
	mm	0,13	A	0,13	A			0,86	A	0,72	A		
Crotalária	K ant.	0,09	aB	0,18	aA	0,13	a	0,36	aA	0,53	aA	0,45	a
	K n-ant.	0,11	aA	0,12	aA	0,11	a	0,49	aA	0,40	aA	0,45	a
	mm	0,10	B	0,15	A			0,43	A	0,47	A		
mm	K ant.	0,11	aB	0,14	aA	0,13	a	0,63	aA	0,67	aA	0,65	a
	K n-ant.	0,13	aA	0,12	aA	0,13	a	0,59	aA	0,59	aA	0,59	a
	mm	0,12	A	0,13	A			0,61	A	0,63	A		
Ĉ ₁ Ĉ ₂		-0,12	^{NS}	0,12	^{NS}			0,29	^{NS}	0,53	^{NS}		

Ĉ₁ = K antecipado vs K não-antecipado (verdete); Ĉ₂ = K antecipado vs K não-antecipado (fonolito). Erro padrão 0,02 (Si) e 0,12 (K). Médias seguidas por uma mesma letra, maiúsculas na linha, minúsculas na coluna, não diferem entre si pelo teste de SNK a 5 % de probabilidade de erro, em cada tratamento. mm: médias marginais. Nível de significância - *: < 0,05, **: < 0,01, Ns: > 0,25 (interação não significativa) ou > 0,05 (outros componentes).

3.2. Biodisponibilização total dos nutrientes

Independentemente da presença de planta de cobertura ou mesmo da espécie de planta utilizada para acelerar o intemperismo da rocha, a fonte fonolito mostrou-se capaz de contribuir expressivamente na liberação de silício (Tabela 3).

A estratégia de antecipar os pós de rocha em relação a cultura comercial (milho) foi significativa para a biodisponibilização total somente para o verdete em associação a espécie mamona (Tabela 3). Neste caso, a antecipação do verdete junto a mamona

favoreceu a liberação de Si.

A mamona pode ter favorecido o intemperismo do pó da rocha verdete uma vez que a antecipação do pó desta rocha melhorou a disponibilidade total de silício. As diferenças na biodisponibilização de nutrientes entre as plantas podem ser atribuídas à demanda de cada nutriente pela planta. Wang et al. (2000) mostraram, em estudo com gnaiss, resultados positivos, porém diferentes, no crescimento de quatro espécies de plantas e atribuíram as diferenças à demanda das plantas, morfologia e geometria das suas raízes.

Tabela 3. Biodisponibilização total de Si, e K (g vaso^{-1}) nas plantas de milho em sucessão às diferentes espécies de cobertura submetidas a aplicação antecipada (K ant.) ou não-antecipada (K n-ant.) dos pós de verdete e fonolito em casa de vegetação, e no solo ao final do experimento

Tratamentos		----- Si -----			----- K -----		
		Verdete	Fonolito	mm	Verdete	Fonolito	mm
Sem planta	K ant.	0,85 aB	1,34 aA	1,09 a	1,37 aA	1,99 aA	1,68 a
	K n-ant.	0,85 aA	0,99 bA	0,92 a	1,56 aA	1,89 aA	1,72 a
	mm	0,85 B	1,17 A		1,47 A	1,94 A	
Leucena	K ant.	0,72 aB	1,09 aA	0,91 a	1,36 aA	1,82 aA	1,59 a
	K n-ant.	0,84 aA	0,97 aA	0,91 a	1,49 aA	1,62 aA	1,55 a
	mm	0,78 B	1,03 A		1,42 A	1,72 A	
Picão-Preto	K ant.	0,73 aB	1,19 aA	0,96 a	2,14 aA	1,76 aA	1,95 a
	K n-ant.	1,02 aA	1,19 aA	1,10 a	1,97 aA	2,03 aA	2,00 a
	mm	0,87 B	1,19 A		2,05 A	1,90 A	
Braquiária	K ant.	0,93 aA	1,04 aA	0,99 a	2,02 aA	2,14 aA	2,08 a
	K n-ant.	0,94 aA	0,89 aA	0,91 a	1,92 aA	2,18 aA	2,05 a
	mm	0,94 A	0,97 A		1,97 A	2,16 A	
Mamona	K ant.	1,04 aA	1,05 aA	1,04 a	1,98 aA	1,92 aA	1,95 a
	K n-ant.	0,72 bA	1,02 aA	0,87 a	1,40 aA	1,77 aA	1,59 a
	mm	0,88 A	1,03 A		1,69 A	1,85 A	
Guandu	K ant.	0,75 aB	1,34 aA	1,05 a	1,84 aA	2,19 aA	2,02 a
	K n-ant.	0,85 aB	1,26 aA	1,05 a	1,54 aA	1,73 aA	1,64 a
	mm	0,80 B	1,30 A		1,69 A	1,96 A	
Crotalária	K ant.	0,73 aB	1,08 aA	0,90 a	1,26 aA	1,86 aA	1,56 a
	K n-ant.	0,67 aB	1,18 aA	0,92 a	1,39 aA	1,53 aA	1,46 a
	mm	0,70 B	1,13 A		1,33 A	1,69 A	
mm	K ant.	0,82 aB	1,16 aA	0,99 a	1,71 aB	1,96 aA	1,83 a
	K n-ant.	0,84 aB	1,07 aA	0,96 a	1,61 aB	1,82 aA	1,72 a
	mm	0,83 B	1,12 A		1,66 B	1,89 A	
Controle		0,62**			1,40 ^{Ns}		
$\hat{C}_1 \hat{C}_2$		-0,137 ^{Ns}	0,622 ^{Ns}		0,703 ^{Ns}	0,932 ^s ^{Ns}	

$\hat{C}_1$ = K antecipado vs K não-antecipado (verdete); $\hat{C}_2$ = K antecipado vs K não-antecipado (fonolito). Erro padrão 0,11 (Si) e 0,24 (K). Médias seguidas por uma mesma letra, maiúsculas na linha, minúsculas na coluna, não diferem entre si pelo teste de SNK a 5 % de probabilidade de erro, em cada tratamento. mm: médias marginais. Nível de significância - *: < 0,05, **: < 0,01, Ns: > 0,25 (interação não significativa) ou > 0,05 (outros componentes).

4. CONCLUSÕES

O guandu teve ação mais eficaz, que as demais espécies avaliadas, em promover a liberação do Si do pó de fonolito, e esta rocha apresenta maior capacidade de fornecer silício às plantas, em relação ao verdete.

A biodisponibilização total dos nutrientes foi afetada pelas fontes testadas e pela interação entre plantas de cobertura e fonte de K.

É importante estudos que torne claro como essas, e outras plantas de cobertura, acessam mais facilmente os nutrientes presente no pó de fonolito.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BONIÃO RD, SHAMSHUDDIN J, VAN RANST E, ZAUYAH S, OMAR SRS. 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*. 2002. 33:1219-1233.

CARNEIRO FF. Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Acesso em 23 de Jan. 2019. In: Carneiro Fernando Ferreira; Raquel Maria Rigotto. (Org.). Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/26221>

CARVALHO AMX, CARDOSO IM, THEODORO SHM, SOUZA MEP. Rochagem: o que se sabe sobre essa técnica? In: Irene Maria Cardoso; Claudenir Fávero. (Org.). Solos e agroecologia. (Coleção Transição Agroecológica - Vol 4 - EMBRAPA). 1ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 4:101-128.

DONAGEMA GK, CAMPOS DVB, CALDERANO SB, TEXEIRA WG, VIANA JHM. Manual de Métodos de Análise de Solos. 2013 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos.

TEIXEIRA, AMS et al. Evaluation of phonolite rock as a potassium fertilizer alternative. *Holos*. 2012. 5:21–33.

EPSTEIN E. Silicon. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*. 1999. 50: 641–664. In: HINSINGER, P, BARROS ONF, BENEDETTI MF NOVACK Y, CALLOT G. Plant-induced weathering of a basaltic rock: experimental evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2000. 65:137-152.

FAGERIA NK, MOREIRA A. The role of mineral Nutrition on rote growth of crop plants. *Advances in Agronomy*. 2011.

FILHO OFL, AMBROSANO EJ, ROSSI F, CARLOS JAD. Oorg.). Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e prática. 1ed. Brasília, DF: Embrapa. 2014.1:504.

HARLEY AD, GILKES RJ. Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rocks powders: a geochemical overview. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2000. 56:11-36.

HINSINGER, P, BARROS ONF, BENEDETTI MF NOVACK Y, CALLOT G. Plant-induced weathering of a basaltic rock: experimental evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2000. 65:137-152.

JARQUE CM, BERA AK. Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals. *Economics Letters*. 1980. 6:255-259.

LEITE PC. Interação silício-fósforo em latossolo roxo cultivado com sorgo em casa de vegetação. 1997. 87p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

MEHERUNA A, AKAGI T. Role of fine roots in the plant-induced weathering of andesite for several plant species. *Geochemical Society of Japan*. 2006. 40:57-67.

MOHARANA PC, BISWAS DR. Assessment of maturity indices of rock phosphate enriched composts using variable crop residues. *Bioresource Technology*. 2016. 222:13

NUNES JMG, KAUTZMANN RM, OLIVEIRA C. Evaluation of the natural fertilizing potencial of basalto dust waste from the mining district of Nova Prata (Brazil). *Journal of Cleaner Production* 2014. 84:649-656.

NISHANTH BDR. Kinetics of phosphorus and potassium release from rock phosphate and waste mica enriched compost and their effect on yield and nutrient uptake by wheat (*Triticum aestivum*). *Bioresource Technology*. 2008. 99:3342-3353.

PIZA PAT, BERTOLINO LC, SILVA AAS, SAMPAIO JA, LUZ AB. Verdete da região de Cedro de Abaeté (MG) como fonte alternativa para potássio. *Geociências*. 2011. 30: 345-356.

POSTMA-BLAAUW MB, GOEDE RGM, BLOEM J, FABER JH, BRUSSAARD L. Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. *Ecology*. 2010. 91:460-473.

RAMOS CG, QUEROL X, OLIVEIRA MLS, PIRES K, KAUTZMANN RM, OLIVEIRA, LFS. A preliminary evaluation of volcanic rock ponder for application in agriculture as soil remineralizer. *Science of the Total Environment*. 2015. 512:371-380.

ROSNER B. Percentage points for a generalized ESD many-outlier procedure. *Technometrics*. 1983. 25:165-172.

SAVCI S. An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer. *International Journal of Environmental Science and Development*. 2012. 3:77-80.

SHARMA N, SINGHVI R. Effects of Chemical Fertilizers and Pesticides on Human Health and Environment: A Review. *International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology*. 2017. 628:675-679.

SILVA DRG, SPEHA CR, MARCHI G, SOARES DA, CANCELLIER EL, MARTINS ES. Yield, nutrient uptake and potassium use efficiency in rice fertilized with crushed rocks. *Journal of Agricultural Reseach*. 2014. 9:455-464.

SULTANA MS, AHMED AN, ZAMAN MN, RAHMAN MA, BISWAS PK, NANDY PK. Utilization of hard rock dust with red clay to produce roof tiles. *Journal of Asian Ceramic Societies*. 2015. 3:22-26.

TIAN G, KANG BT. Effects of soil fertility and fertilizer application on biomass and chemical compositions of leguminous cover crops. *International Institute of Tropical Agriculture (IITA). Agroecosystems* 51: 231–238, 1998.

TEIXEIRA AMS; GARRIDO FMS; MEDEIROS ME; SAMPAIO JA. Estudo do comportamento térmico da rocha fonolito com fins à produção de fertilizantes. *Holos*. 2015. 5:52-64.

THEODORO SH, LEONARDOS OH. The use of rocks to improve family agriculture in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 2006. 78:721-730.

TILMAN D, CASSMAN KG, MATSON PA, NAYLOR R, POLASKY S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 2002. 418:671-677.

TOKURA AM, NETO AEF, CARNEIRO LF, CURI N, SANTOS JZL, ALOVISI AA. Dinâmica das formas de fósforo em solos de textura e mineralogia contrastantes cultivados com arroz. *Acta Scientiarum Agronomy*. 2011. 33:171-179.

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

VERBRUGGEN E, ROLING WFM, GAMPER HA, KOWALCHUK GA, VERHOE HA, van der Heijden MGA. Positive effects of organic farming on below-ground mutualists: large-scale comparison of mycorrhizal fungal communities in agricultural soils. *New Phytologist*. 2010. 186:968-979.

WANG DS, LIANG CH, DU LY. Effect of organic acids on K release from k-bearing minerals. *J. Shenyang Agric. Univ. China*. 2007. 38:65–69. In: WANG HY, SHEN Q, ZHOU JM, WANG J, DU CW, XEN XQ. Plants use alternative strategies to utilize nonexchangeable potassium in minerals. *Plant and Soil*. 2011. 343:209-220.

WANG JG, ZHANG FS, CAO YP, ZHANG XL. Effect of plant types on release of mineral potassium from gneiss. Department of Plant Nutrition, China Agricultural University, Beijing 100094, China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2000. 56:37-44.

YU X, LIU X, ZHU TH, LIU GH, MAO C. Co-inoculation with phosphate-solubilizing and nitrogen-fixing bacteria on solubilization of rock phosphate and their effect on growth promotion and nutrient uptake by walnut. *European Journal of Soil Biology*. 2012. 50:112-117.

CAPÍTULO II

IMPACTO DO MANEJO AGRÍCOLA SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DO SOLO

RESUMO

A necessidade urgente por mudanças nas práticas agrícolas para manejos mais sustentáveis e mais equilibrados com o meio ambiente é assunto recorrente no meio agrícola. Busca-se sistemas agrícolas mais agroecológicos, que sejam capazes de manter os níveis de produtividade, porém sem causar, ou causando menos, distúrbios no ambiente, como a perda da qualidade física, química e biológica dos solos. Manipular as comunidade microbianas do solo pode ser uma estratégia para manter um equilíbrio entre produtividade e menores impactos. Os serviços prestados pelo solo são consequência de um solo cujas qualidades física, química e biológica são boas. Assim, é importante conhecer o modo como as atividades agrícolas afetam as comunidades de microrganismos do solo uma vez que elas participam de processos que afetam não somente a fisiologia das plantas mas todo o sistema ambiental. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar o impacto do manejo agrícola sobre a capacidade de manutenção de serviços ecossistêmicos do solo. O experimento foi estruturado em esquema fatorial 4 x 3 e delineamento inteiramente ao acaso com quatro repetições, onde foram testados quatro condições de uso e manejo do solo (manejo intensivo, manejo intensivo com reinoculação da microbiota, cerrado agrícola e cerrado submetido a simulação de manejo agrícola) e três espécies de plantas (feijão, milho e beterraba). A simulação do manejo agrícola ocorreu com uso de insumos utilizados em dois anos de rotação com as culturas da batata, soja, milho safrinha, feijão, cenoura e alho na região do Alto Paranaíba. Solos do cerrado proporcionaram maior incremento nos teores de carbono orgânico e K no solo. A colonização micorrízica foi menor nos solos de cerrado com simulação do manejo intensivo, em solos com reintrodução da biota há incremento de carbono orgânico, Manejo agrícola altera a capacidade do solo suprir serviços ambientais.

Palavras-chave: qualidade do solo, microbiota, manejo do solo

1. INTRODUÇÃO

Os elevados níveis de produtividade nos sistemas de manejo convencional de cultivo estão associados ao uso intensivo de fertilizantes e agrotóxicos (Ju et al., 2009). Porém, nestes mesmos sistemas, a degradação das qualidades física e biológica do solo, as perdas de nutrientes por erosão e a poluição das águas são potencializadas devido à adubação e ao revolvimento intensivo do solo (Panachuki et al., 2011; Prado et al., 2016). Além disso, as atividades de manejo intensivo da terra reduzem a abundância microbiana e a diversidade de organismos do solo (Wagg et al., 2014; Mader et al., 2002) prejudicando funções ecossistêmicas como a aquisição de nutrientes por plantas (de Vries et al., 2013; van der Heijden et al., 2008).

Mudanças na diversidade dos organismos dentro de um grupo trófico podem acarretar alterações na abundância e diversidade microbianas e no funcionamento de outro grupo trófico, e consequentemente, podem influenciar o funcionamento dos ecossistemas (Wagg et al., 2014). Nesse sentido, é crescente a necessidade do desenvolvimento de sistemas agrícolas que sejam mais sustentáveis, cujo o manejo utilize os recursos de forma mais eficiente do ponto de vista dos recursos naturais demandados, visando um adequado equilíbrio entre produtividade e menores impactos ambientais (Schlesinger, 2009), que reduzam o uso de fertilizantes químicos e contribuam para a sustentabilidade do meio ambiente e manutenção da qualidade química, física e biológica do solo.

A manutenção da qualidade do solo é essencial para manter os serviços ecossistêmicos prestados por ele (Lal et al., 2015). É recente o uso do termo serviços ecossistêmicos, ou ambientais, de forma mais ampla (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), abrangendo todos os serviços realizados pelo ambiente que afetam positivamente a vida humana.

Os serviços ambientais com origem no solo são influenciados por seu uso e manejo. Eles se relacionam diretamente com a qualidade do solo, definida como sua capacidade de sustentar a produção agrícola mantendo a qualidade do ambiente e garantindo a saúde humana, animal e das plantas (Doran & Parkin, 1994; Lal et al., 1999, Palm et al., 2013).

Neste sentido, é importante compreender como o manejo agrícola afeta as comunidades microbianas do solo (Dogan et al., 2011), as quais participam de atividades e processos que levam a ciclagem e a absorção de nutrientes, ou seja, comunidades que estão diretamente ligados a manutenção da qualidade do solo. Além das atividades

mencionadas, os microrganismos do solo contribuem para estabilização dos agregados, formação e decomposição da matéria orgânica e regulação da qualidade de águas subsuperficiais (Kohl et al., 2014; Bender et al., 2015). Portanto as comunidades de organismos do solo desempenham importante papel na conservação e manutenção de ecossistemas e serviços prestados por eles.

Metodologicamente, os estudos clássicos que envolvem o simples comparativo de atributos físicos e biológicos de solos submetidos à diferentes usos e manejos são limitados quanto à avaliação dos efeitos diretos destas alterações sobre os serviços prestados pelo solo. As pesquisas estão voltadas principalmente para os efeitos sobre grupos específicos de organismos, como os fungos micorrízicos e a fauna do solo (Dogan et al., 2011; Wagg et al., 2014; van der Heijden 1998). Comumente, a dificuldade está associada ao fato de que algumas alterações químicas promovidas pelo uso agrícola, notadamente a correção da acidez e o aumento na disponibilidade de nutrientes, compensam os efeitos negativos associados à perda da qualidade física e biológica.

Assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar o impacto do manejo agrícola sobre a capacidade de manutenção de serviços ecossistêmicos do solo, especificamente sobre serviços dependentes da manutenção da qualidade física e biológica do solo.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização geral

Um experimento foi conduzido em casa de vegetação da Universidade Federal de Viçosa *campus* Rio Paranaíba. As unidades experimentais constituíram-se de vasos preenchidos com amostras de solos coletadas de duas áreas sob diferentes situações de manejo.

Uma delas estava sob manejo com uso intensivo (MI) de água (irrigação por pivô central), fertilizantes e agrotóxicos. Devido ao cultivo apenas com culturas anuais (predominantemente hortaliças, com supressão permanente de plantas espontâneas) e com intensivo revolvimento, o solo desta área encontrava-se com baixos teores de matéria orgânica humificada, baixa diversidade de fontes de carbono para manutenção da microbiota quimiorganoheterotrófica do solo e altos índices de desagregação da estrutura do solo.

A outra área, por outro lado, representava a situação oposta. O solo coletado estava sob mata de galeria com elevada diversidade de plantas (que tende a resultar em

grande diversidade microbiana), boa cobertura permanente do solo e alta estabilidade dos agregados. Apesar disso, devido à ausência de adubação, a qualidade química deste solo sob cerrado (C) é parcialmente limitada pela alta disponibilidade de Al^{3+} e pela baixa disponibilidade de macronutrientes, especialmente Ca, P e K.

Os solos foram coletados na camada de 0-20 cm, tamisados em peneira com malha de 4 mm de abertura e foram secos ao ar até a montagem do experimento. Uma subamostra de cada solo (ambos classificados como Latossolo Vermelho Amarelo) foi submetida à caracterização química conforme Donagema et al. (2011) (Tabela 1). O experimento foi planejado de modo a melhor mensurar o efeito do manejo agrícola sobre a depreciação do serviço de promoção do crescimento de plantas, uma vez que esta capacidade depende de aspectos da qualidade física, química e biológica do solo.

Tabela 1. Caracterização química dos solos submetidos ao manejo com uso intensivo (MI) e ao cerrado sob mata de galeria (C)

	pH		SB	t	T	H + Al	Al	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
MI	H ₂ O	CaCl ₂	cmol _c dm ⁻³							
	6,20	5,50	5,36	5,36	8,46	3,10	0,40	0,20	4,10	1,00
	V	m	P(melh)	P-rem	Fe	Mn	B	Cu	C.O	MO
	%		mg dm ⁻³							
	63,40	0,00	23,20	17,00	27,00	2,90	1,13	2,90	16,20	28,00
	pH		SB	t	T	H + Al	Al	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
C	H ₂ O	CaCl ₂	cmol _c dm ⁻³							
	5,20	4,60	0,79	1,19	3,19	2,40	0,0	0,09	0,50	0,20
	V	m	P(melh)	P-rem	Fe	Mn	B	Cu	C.O	MO
	%		mg dm ⁻³							
	24,80	33,60	28,00	14,50	67,00	5,10	0,65	1,70	19,10	33,00

SB = soma de bases; t = CTCefetiva; T = CTC a pH 7,0; H + Al = solução tampão SMP a Ph 7,5; Al, Ca Mg = KCl 1 mol L⁻¹; m = Sat. Alumínio; P(melh) - Fósforo em Melhich; P-rem – fósforo remanescente; Fe, Mn, B, Zn, Cu = DTPA ph 7,3; B = água quente; MO = matéria orgânica; C.O = carbono orgânico.

2.2. Matriz experimental

O experimento foi montado em delineamento inteiramente ao acaso com tratamentos estruturados em um esquema fatorial 4 x 3 com quatro repetições. O primeiro fator foi constituído de quatro condições de uso e manejo do solo (solo sob manejo intensivo (MI), solo sob manejo intensivo com reintrodução de microbiota nativa (MIr), solo sob cerrado sem uso agrícola (C) e solo de cerrado previamente submetido a ações de simulação do manejo agrícola (Ca). O segundo fator foi constituído de três espécies de plantas cultivadas em sucessão (feijão, milho e beterraba).

A simulação do manejo agrícola sob o solo de cerrado, tratamentos Ca, foi realizada em três etapas. Primeiramente promoveu-se uma insolação sob lona preta em

casa de vegetação por 15 dias. Em seguida promoveu-se uma desagregação da estrutura do solo com auxílio de uma betoneira sob tempo de agitação e umidade previamente estimados de modo a se atingir um nível de argila dispersa em água semelhante ao solo MI. Por fim, o solo recebeu aplicações sequenciais de agrotóxicos comumente utilizados ao longo de dois anos agrícolas sob manejo intensivo considerando as espécies mais comumente cultivadas na região do Alto Paranaíba (Tabela 2). As caldas dos produtos foram preparadas em laboratório e foram aplicados em intervalos de 15 dias totalizando três doses. Em seguida o solo foi incubado por 30 dias até o plantio de feijão, milho e beterraba.

A reintrodução da microbiota nos tratamentos MIr deu-se pela aplicação de 100 g de solo de mata (o mesmo utilizado nos tratamentos C). Os tratamentos MI receberam este mesmo inoculo de solo, porém previamente esterilizados em autoclave por 1h a 127°C. Cada vaso recebeu 8 kg de solo e foi mantido sob irrigação periódica ao longo do experimento.

Tabela 2. Lista dos agrotóxicos utilizados, doses e doses recomendada e aplicada

Agrotóxico	Ingrediente Ativo	Classe	Dose (L/ha) Recomendada	Dose (mL) Aplicada*
Rugby 200	Cadusafós	Inseticida	15,00	3,6
Frownicide	Fluazinam	Fungicida	1,00	0,24
Sabre	Clorpirifós	Inseticida	3,00	0,72
Tracer	Espinosade	Inseticida	0,34	0,100
Score	Difenoconazol	Fungicida	0,15	0,036
Orkestra	Piraclostrobina e Fluxapiroxade	Fungicida	0,35	0,084
Roundap	Glifosato	Herbicida	15,00	3,6
Acefato	Acefato	Inseticida	1,0	0,24
Unizeb Glory	Mancozebe e Azoxistrobina	Fungicida	2,00	0,48
Ridomil Gold	Mancozebe e Metalaxil-M	Inseticida	2,5	0,76

O experimento simulou dois anos de rotação de culturas que inclui batata, soja, milho safrinha, feijão, cenoura e alho.

*O cálculo foi realizado considerando 5cm de profundidade para ação dos agrotóxicos e um volume de 120 L de solo.

As culturas foram semeadas diretamente sobre os vasos. Após o início do florescimento das culturas a capacidade do solo de suprir nutrientes às plantas foi avaliada pela determinação dos teores de N, P e K disponíveis. Para isso, a parte aérea foi seca em estufa e o sistema radicular picotado retornado ao solo de cada unidade experimental. Após esta etapa, os solos foram mantidos úmidos por mais 30 dias para

permitir a mineralização dos resíduos orgânicos. Após este período, coletou-se uma amostra homogênea do solo de cada vaso para análises químicas.

A capacidade do solo de suprir nutrientes também foi avaliada pela sua capacidade de conservar a matéria orgânica, pela sua capacidade de fixar P e pela sua capacidade de sustentar microrganismos benéficos, como fungos micorrízicos arbusculares e bactérias fixadoras de nitrogênio. Para tanto, ao final do experimento, cultivou-se soja (*Glycine max*, variedade BRS 232) nos vasos com a finalidade de avaliar a capacidade do solo de hospedar fungos micorrízicos arbusculares e bactérias nodulantes fixadoras de nitrogênio. As plantas de soja foram cultivadas até o início do florescimento.

2.3. Avaliações e análises estatísticas

As partes aéreas das plantas de feijão, milho e beterraba coletadas foram picadas e secas em estufa de circulação forçada de ar a 65°C, até peso constante, para determinação da matéria seca da parte aérea (MSPA).

As amostras de solos foram submetidas à extração de fósforo (P) e potássio (K) através do extrator Mehlich-1 (relação solo:extrator 1:10), os teores de P determinados por espectrometria de absorção molecular e os de K por espectroscopia de chama conforme Donagema et al. (2011). A determinação do fósforo remanescente (P-rem) foi realizada conforme Silva (2009). Para a determinação do nitrogênio (N) as amostras sofreram digestão sulfúrica, foram destiladas em destilador a vapor semi-micro-Kjeldahl e tituladas com NaOH 0,05 mol L⁻¹. O carbono orgânico do solo (CO) foi determinado após digestão em solução de K₂Cr₂O₇ e ácido sulfúrico sob aquecimento conforme Mendonça & Matos (2017).

A colonização do sistema radicular das plantas de soja por fungos micorrízicos foi determinada em lupa após fixação em FAA 1:1:18 (formaldeído:ácido acético:álcool etílico 96 %), descoloração em solução de KOH 10% e coloração em azul de tripano conforme Giovannetti & Mosse (1980). A contagem manual de nódulos de bactérias fixadoras de nitrogênio foi realizada em bandejas, com todo o volume de solo dos vasos.

Os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste F a 5 % de probabilidade. As condições de normalidade, homocedasticidade e aditividade foram avaliados pelos testes de Levene (Med), Jarque-Bera (Jarque & Bera, 1980) e teste F para aditividade, respectivamente. A presença de outliers foi avaliada pelo critério ESD

generalizado (Rosner, 1983) e as médias foram comparadas entre si por contrastes ortogonais (teste t) e pela estatística “d” de Cohen (effect size). De acordo com o objetivo principal deste trabalho apenas dois contrastes são necessários ($\hat{C}_1 = \text{MIr} - \text{MI}$; $\hat{C}_2 = \text{C} - \text{Ca}$). Uma estimativa positiva e significativa de $\hat{C}_1$ indica que houve uma depreciação na qualidade biológica do solo promovida pelo manejo agrícola intensivo, o que potencialmente afeta o serviço de promoção do crescimento de plantas. Uma estimativa positiva e significativa de $\hat{C}_2$ indica que houve uma depreciação na qualidade física e/ou biológica do solo associada à simulação do manejo agrícola.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados da análise de variância (Tabela 3) evidenciaram diferenças significativas entre os tratamentos avaliados, principalmente para manejo do solo em que quase todos os parâmetros observados mostraram diferenças estatísticas. A exceção foi o teor de nitrogênio cuja análise não evidenciou nenhuma diferença relevante estatisticamente, porém não podemos afirmar que este resultado revela igualdade neste parâmetro, mas implica que não houve sensibilidade nos dados para evidenciar diferenças.

Os trabalhos realizados por Ferreira et al., (2016) e Ramos et al., (2018) avaliaram e compararam o Cerrado Nativo a áreas de cultivo tradicional. Tais estudos mostraram alterações no estoque de carbono e diferenças nas propriedades químicas e microbiológicas do solo entre esses dois sistemas em decorrência de mudanças na substituição do Cerrado pelo manejo intensivo do solo, assim como este estudo (Tabela 3).

Tabela 3. Resumo da Análise de variância para os parâmetros matéria seca da parte aérea (MSPA), colonização micorrízica (MIC), nodulação (NOD), carbono orgânico (CO), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e fósforo remanescente (P-rem)

FV	MSPA ¹ g vaso ⁻¹	MIC ² %	NOD ³ nº vaso ⁻¹	C.O. ⁴ dag kg ⁻¹	N dag kg ⁻¹	P ⁵ mg dm ⁻³	K mg L ⁻¹	P-rem mg L ⁻¹
Uso/manejo do solo	21,88**	3,38*	10,46**	14,09**	2,82 ^{Ns}	3,97*	8,2**	5,27**
Cultura	31,93**	18,64**	3,55*	0,15 ^{Ns}	0,14 ^{Ns}	0,39 ^{Ns}	2,2 ^{Ns}	2,54 ^{Ns}
Interação	2,15 ⁰	0,96 ^{Ns}	1,34 ^{Ns}	2,43*	0,24 ^{Ns}	0,7 ^{Ns}	4,54**	1,55~
C.V.(%)	46,6	63,9	35,51	6,6	65,76	15,0	34,3	26,6

1, 2, 3, 4 e 5: dados transformados para arco seno da raiz, Box-Cox, rank, raiz e Box-Cox, respectivamente. Nível de significância - *: < 0,05, **: < 0,01, °: < 0,10, ~: >0,25, Ns: > 0,25 (interação não significativa) ou > 0,05 (outros componentes).

A depreciação da qualidade física e biológica do solo imposta pelo manejo agrícola (Tilman et al., 2002) não resultou em redução na produção de matéria seca das

plantas (Tabela 4). Não há grandes diferenças entre os manejo intensivo e cerrado na produção de matéria seca, como reportado por Borghi et al., (2014) que associam isso a época de colheita das plantas. No presente trabalho todas plantas foram colhidas no início do florescimento, quando começa a diminuir o acúmulo de matéria seca e aumentar os gastos energéticos com reprodução, portanto a época da colheita provavelmente não interferiu no resultado. Possivelmente, a produção de matéria seca pelas plantas não foi afetada pelo manejo intensivo devido a boa qualidade química do MI devido ao uso de fertilizantes e corretivos na área antes da realização desse estudo.

Tabela 4. Matéria seca da parte aérea (g vaso⁻¹) de feijão, milho e beterraba cultivados em solo proveniente de áreas sob manejo intensivo (MI), solo de áreas sob manejo intensivo com reintrodução da microbiota (MIr), solo de mata de galeria do cerrado (C) e solo de mata de galeria de cerrado com simulação de manejo agrícola intensivo (Ca)

	Feijão	Milho	Beterraba	mm
MI	13,80	36,86	7,85	19,50
MIr	11,41	43,33	7,04	20,59
C	3,08	5,56	0,00	2,88
Ca	0,82	5,33	0,26	2,14
$\hat{C}_1$ (MIr - MI)	-2,39 ^{Ns} $d = 0,47$	6,46 ^{Ns} $d = 0,54$	-0,81 ^{Ns} $d = 0,22$	3,26 ^{Ns} $d = 0,05$
$\hat{C}_2$ (C - Ca)	2,26 ^{Ns} $d = 0,68$	0,23 ^{Ns} $d = 0,17$	-0,26 ^{Ns} $d = 0,21$	2,23 ^{Ns} $d = 0,22$

Estimativas dos contrastes ($\hat{C}$) seguidas por ^{Ns} não diferem de zero pelo teste t a 5 % de probabilidade de erro α . d: medida de *size effect* de Cohen. mm: média marginal.

A análise dos dados mostra alterações na disponibilização de nutrientes entre os manejos avaliados. Observa-se na Tabela 5 que o contraste $\hat{C}_2$ se destaca positivamente em relação ao $\hat{C}_1$ para o potássio no solo cultivado com feijão, mostrando diferenças entre C e Ca. Este comparativo evidencia a superioridade do Cerrado em relação as alterações provocadas pelo manejo intenso. Possivelmente, o menor teor de K em Ca deve-se a perdas de potássio no solo devido ao seu uso/manejo nos sistemas sob atividade intensiva, uma vez que estas atividades exercem influência na oferta de nutrientes (Zago et al. 2018), tanto no solo como para as plantas. Resultado semelhante foi encontrado por Ramos et al., 2018, cujo conteúdo de K foi significativamente diferente no cerrado natural em relação ao sistema convencional agrícola.

Os contraste para o teor fósforo não apresentaram diferenças estatísticas entre os tratamentos (Tabela 5). Este resultado corrobora com dados encontrados por Ramos et al. (2018) cujos conteúdos de P no cerrado natural não diferiram do cultivo agrícola.

Apesar dos dados neste trabalho não serem significativos, outros estudos similares (Tilman, 2002; Postma-Blaauw et al., 2010; van der Heijden, 2010; Kohl et al., 2014; Bender et al., 2015; Zago et al., 2018) relataram perdas de P em consequência do manejo e mostraram a importância do manejo no solo sobre as comunidades microbianas cuja, ação pode reduzir perdas de P. Além disso, esses trabalhos indicam que práticas de manejo agrícola como o preparo do solo influenciam a biota alterando os serviços prestados por ela (absorção de nutrientes pelas plantas) e levam a mudanças na estrutura da comunidade (redução da abundância).

Tabela 5. Teores de potássio (K), fósforo (P) (mg dm^{-3}) e fósforo remanescente (P-rem) (mg L^{-1}) em solo proveniente de áreas sob manejo intensivo (MI), solo de áreas sob manejo intensivo com reintrodução da microbiota (MIr), solo de mata de galeria do cerrado (C) e solo de mata de galeria de cerrado com simulação de manejo agrícola intensivo (Ca)

..... Potássio (mg dm^{-3})								
	Feijão		Milho		Beterraba		mm	
MI	68,70		30,93		55,99		51,87	
MIr	33,44		40,87		13,57		29,29	
C	52,77		39,97		58,14		50,29	
Ca	24,13		28,60		45,88		32,87	
$\hat{C}_1$ (MIr - MI)	-35,26**	$d = 2,50$	9,94 ^{Ns}	$d = 0,70$	-42,43**	$d = 3,01$	-67,76**	$d = 1,60$
$\hat{C}_2$ (C - Ca)	28,64**	$d = 2,03$	11,37 ^{Ns}	$d = 0,81$	12,26 ^{Ns}	$d = 0,87$	52,27**	$d = 1,24$
..... Fósforo (mg dm^{-3})								
	Feijão		Milho		Beterraba		mm	
MI	14,41		9,07		15,11		12,86	
MIr	13,50		26,96		10,70		17,05	
C	2,80		2,08		14,83		6,57	
Ca	1,63		2,08		1,35		1,68	
$\hat{C}_1$ (MIr - MI)	-0,91 ^{Ns}	$d = 0,67$	17,9 ^{Ns}	$d = 0,86$	-4,41 ^{Ns}	$d = 0,21$	12,58 ^{Ns}	$d = 0,13$
$\hat{C}_2$ (C - Ca)	1,17 ^{Ns}	$d = 0,63$	0,01 ^{Ns}	$d = 0,07$	13,49 ^{Ns}	$d = 0,89$	14,66 ^{Ns}	$d = 0,49$
..... P-rem (mg L^{-1})								
	Feijão		Milho		Beterraba		mm	
MI	21,2		25,6		20,0		22,3	
MIr	19,2		20,5		21,7		20,5	
C	28,4		22,1		20,8		23,8	
Ca	18,5		18,3		9,0		15,3	
$\hat{C}_1$ (MIr - MI)	-1,94 ^{Ns}	$d = 0,36$	-5,11 ^{Ns}	$d = 0,95$	1,72 ^{Ns}	$d = 0,32$	-5,32 ^{Ns}	$d = 0,33$
$\hat{C}_2$ (C - Ca)	9,86*	$d = 1,83$	3,88 ^{Ns}	$d = 0,72$	11,75**	$d = 2,18$	25,48**	$d = 1,57$

Estimativas dos contrastes ($\hat{C}$) seguidas por ^{Ns} não diferem de zero pelo teste t a 5 % de probabilidade de erro α . d: medida de *size effect* de Cohen. mm: média marginal.

O P-rem foi afetado significativamente em $\hat{C}_2$ (Tabela 5). No cultivo de feijão e beterraba no manejo cerrado verifica-se menor efeito de fixação do fósforo, ou seja,

maiores valores do P-rem no solo desse sistema em relação ao Ca (Tabela 5). Isso significa que há mais fósforo na solução do solo e ele está menos retido aos coloides. Este resultado é coerente, uma vez que solos de mata nativa são mais estruturados, possuem mais matéria orgânica e CTC maior (Resck, 2007). Já solos sob cultivo intensivo ocorre desagregação pelo preparo agrícola, degradação da matéria orgânica, redução dos microrganismos e diminuição do carbono orgânico e da CTC (Ferreira et al., 2007; Kohl et al., 2014). Assim, pode-se afirmar que, neste estudo, o manejo do cerrado promoveu a conservação do solo estudado.

Os teores de carbono orgânico diferiram entre os tratamentos aplicados (Tabela 6). Em relação ao cultivo do feijão a diferença é observada entre Mlr e MI, onde o incremento foi de $0,54 \text{ dag kg}^{-1}$ de carbono orgânico no Mlr. Incremento semelhante foi verificado para a beterraba, porém quando a mesma estava sob cultivo no sistema cerrado em relação ao Ca, havendo incremento de $0,51 \text{ dag kg}^{-1}$ de CO. Esse mesmo padrão foi observado para o cultivo do milho também no sistema cerrado, em que se verifica incremento de $0,88 \text{ dag kg}^{-1}$ de C.O. Estes resultados indicam a fração microbiana como responsável pelo aumento no estoque de CO no solo. Resultado semelhante foi encontrado por Ferreira et al. (2016) cujo estudo foi consistente em apontar mudanças na microbiota do solo como fator de redução do carbono orgânico em solos de cerrado nativo convertidos em áreas de cultivo convencional.

Tabela 6. Carbono orgânico do solo (dag kg^{-1}) após o cultivo de feijão, milho e beterraba em solo proveniente de áreas sob manejo intensivo (MI), solo de áreas sob manejo intensivo com reintrodução da microbiota (Mlr), solo de mata de galeria do cerrado (C) e solo de mata de galeria de cerrado com simulação de manejo agrícola intensivo (Ca)

	Feijão	Milho	Beterraba	mm
MI	1,83	2,06	2,09	2,00
Mlr	2,37	1,77	1,99	2,04
C	2,48	2,88	2,67	2,68
Ca	2,16	2,00	2,16	2,11
$\hat{C}_1$ (Mlr - MI)	0,53* $d = 1,87$	-0,29 ^{Ns} $d = 1,10$	-0,11 ^{Ns} $d = 0,32$	0,13 ^{Ns} $d = 0,15$
$\hat{C}_2$ (C - Ca)	0,32 ^{Ns} $d = 1,10$	0,88** $d = 2,90$	0,51* $d = 1,68$	1,71** $d = 1,89$

Estimativas dos contrastes ($\hat{C}$) seguidas por ^{Ns} não diferem de zero pelo teste t a 5 % de probabilidade de erro α . d: medida de *size effect* de Cohen. mm: média marginal.

A colonização micorrízica apresentou diferenças estatísticas entre os conjuntos de contraste avaliados, como apresentado na Tabela 7. A porcentagem de raízes

colonizadas no milho e no feijão foi menor no sistema de manejo cerrado agrícola com simulação do manejo intensivo (Ca) quando comparado ao manejo do cerrado natural (C) enquanto que na cultura da beterraba não houve colonização pelo fungo (Tabela 7). Isso pode ser devido á influência negativa do uso intenso do solo sobre a microbiota. Estudos (Miller & Jastrow, 1992; Postma-Blaauw et al., 2010; Verbruggen et al., 2010; Wetzel et al., 2014) afirmam que as práticas agrícolas causam distúrbios nos fungos micorrízicos e Miller & Jastrow (1992) dizem ainda que o preparo do solo pode causar o rompimento das hifas dos fungos reduzindo a associação micorrízica no solo, justificando o resultado encontrado na beterraba, cuja colonização foi muito baixa ou nula nos tratamentos avaliados (Tabela 7).

O contraste C₁ não mostrou diferenças na colonização micorrízica das espécies cultivadas. A formação de associações micorrízicas sofre influência de diversas praticas nos solos cultivados (Bethlenfalvay, 1992), inclusive aplicação de insumos. Portanto, parece que a microbiota introduzida em M_{Ir} suprimiu a atividade da microbiota natural do solo sendo influenciada negativamente pelos efeitos dos agrotóxicos aplicados anteriormente ao estudo. Trabalho de comparativo similar realizado por Mader et al., (2000) corroboram com estes dados e sugerem uma influência negativa dos resíduos de pesticidas sobre a colonização das raízes for fungos micorrízicos. Os autores afirmam que alto aporte de fertilizantes e pesticidas aplicados no sistema convencional podem ter influenciado a associação micorrízica.

Tabela 7. Colonização micorrízica (%) nas raízes das plantas feijão, milho e beterraba, até o florescimento, em solo proveniente de áreas sob manejo intensivo (MI), solo de áreas sob manejo intensivo com reintrodução da microbiota (M_{Ir}), solo de mata de galeria do cerrado (C) e solo de mata de galeria de cerrado com simulação de manejo agrícola intensivo (Ca)

..... Colonização micorrízica (%)							
	Feijão	Milho	Beterraba	mm			
MI	24,7	18,8	4,0	15,8			
M _{Ir}	10,1	14,2	3,2	9,2			
C	24,1	24,8	0,0	16,3			
Ca	5,6	8,3	0,0	4,6			
Ĉ ₁ (M _{Ir} - MI)	-14,58 ^{Ns}	<i>d</i> = 1,26	-4,58 ^{Ns}	<i>d</i> = 0,49	-0,83 ^{Ns}	<i>d</i> = 0,04	-20,00 ^{Ns} <i>d</i> = 0,57
Ĉ ₂ (C - Ca)	18,48*	<i>d</i> = 1,67	16,56*	<i>d</i> = 1,56	0 ^{Ns}	<i>d</i> = 0,00	35,04* <i>d</i> = 1,08

Estimativas dos contrastes (Ĉ) seguidas por ^{Ns} não diferem de zero pelo teste t a 5 % de probabilidade de erro α . *d*: medida de *size effect* de Cohen. mm: média marginal.

O número de nódulos não foi significativo para nenhum dos contrastes estudados. Observa-se diferença grande em $\hat{C}_1$, indicado pelo valor elevado do “d” de Cohen, para a soja após cultivo de milho (Tabela 8), no entanto esse feito não deve ser considerado uma vez que o coeficiente de variação para essa variável é elevado (35,51%) (Tabela 3). Nosso estudo não foi capaz de evidenciar o efeito de práticas agrícolas sobre a nodulação. No entanto, Ferreira et al.(2000) mostraram os benefícios de sistemas reduzidos sobre a manutenção de rizóbios no solo, e Dogan et al. (2011) e Yan et al. (2014) afirmam, em seus estudos, que a nodulação por rizóbios foi fortemente afetada pelo manejo do solo.

Tabela 8. Número de nódulos (nº vaso⁻¹) nas raízes das plantas de soja, cultivadas até o florescimento, em sucessão ao feijão, milho e beterraba em solo proveniente de áreas sob manejo intensivo (MI), solo de áreas sob manejo intensivo com reintrodução da microbiota (MIR), solo de mata de galeria do cerrado (C) e solo de mata de galeria de cerrado com simulação de manejo agrícola intensivo (Ca)

	Feijão	Milho	Beterraba	mm
MI	73,8	48,3	23,3	48,4
MIR	41,5	121,3	35,3	66,0
C	0,0	0,3	0,0	0,1
Ca	0,0	0,0	0,0	0,0
$\hat{C}_1$ (MIR - MI)	-32,25 ^{Ns} d = 0,75	73,00 ^{Ns} d = 1,16	12,08 ^{Ns} d = 0,34	52,83 ^{Ns} d = 0,25
$\hat{C}_2$ (C - Ca)	0,00 ^{Ns} d = 0,00	0,25 ^{Ns} d = 0,48	0,00 ^{Ns} d = 0,00	0,25 ^{Ns} d = 0,16

Estimativas dos contrastes ($\hat{C}$) seguidas por ^{Ns} não diferem de zero pelo teste t a 5 % de probabilidade de erro α . d: medida de *size effect* de Cohen. mm: média marginal.

4. CONCLUSÕES

O manejo agrícola intensivo promove menor colonização micorrízica e menor disponibilidade de K no solo.

A microbiota do solo promove incrementos no carbono orgânico e melhora os teores de P.

O impacto negativo do manejo agrícola do solo promove alterações na capacidade de manutenção dos serviços ecossistêmicos presados e contribui para menor sustentabilidade. Portanto, é necessário o uso manejos mais eficientes em melhorar as condições físicas e biológicas do solo.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BETHLENFALVAY GJ. Mycorrhizae and crop productivity. 1992. In: MADER P, EDNHOFER S, WIEMKEN TBA, NIGGLI U. Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input (organic, biological) and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation. *Biol Fertil Soils*. 2000. 31:150–156.

BENDER SF, VAN DER HEIJDEN MGA. Soil biota enhance agricultural sustainability by improving crop yield, nutrient uptake and reducing nitrogen leaching losses. *Journal of Applied Ecology*. 2015. 52:228-239.

BORGHI E, MELLO LMM, BERGAMASCHINE AF, CRUSCIOLO AC. Produtividade e qualidade de forragem de milho em função da população de plantas, do sistema de preparo do solo e da adubação. *Revista Brasileira de Agrociência*. 2014. 13:465-471.

DOGAN K, CELIK I, MUSTAFA G, COSKAN A. Effect of different soil tillage methods on rhizobial nodulation, biomass and nitrogen content of second crop soybean. 2011. *African Journal of Microbiology Research*. 2011. 5:3186-3194.

DONAGEMA GK, CAMPOS DVB, CALDERANO SB, TEXEIRA WG, VIANA JHM. *Manual de Métodos de Análise de Solos*. 2013 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos.

DORAN JW, PARKIN TB. Defining and assessing soil quality. In: DORAN JW, COLEMAN DC, BEZDICEK DF. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: Soil Science Society of America: American Society of Agronomy. 1994.1-20. Stewart (ed.).

FERREIRA MC, ANDRADEB DS, CHUEURES LMO, TAKEMURA SM, HUNGREE M. Tillage method and crop rotation effects on the population sizes and diversity of bradyrhizobia nodulating soybean. *Soil Biology & Biochemistry*. 2000. 32:627-63.

FERREIRA EAB, BUSTAMANTE MMC, RESCK DVS, FIGUEIREDO CC, PINTO AS, MALAQUIAS JV. Carbon Stocks in Compartments of Soil Organic Matter 31 Years after Substitution of Native Cerrado Vegetation by Agroecosystems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2016. 40:1-15.

GIOVANNETTI N, MOSSE B. Na evaluation of techniques to measure vesicular-arbuscular infection roots. *The New Phytologist*. 1980. 84:489-500.

JARQUE CM, BERA AK. Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals. *Economics Letters*. 1980. 6:255-259.

JU XT, XING G, CHEN X, ZHANG S, ZHANG L, LIU X, CUI Z, YIN B, CHRISTIE P, ZHU Z, ZHANG F. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2009. 106:3041-3046.

KÖHL L, OEHL F, VAN DER HEIJDEN MGA. Agricultural practices indirectly influence plant productivity and ecosystem services through effects on soil biota. *Ecological Applications*. 2014. 24:1842-1853.

LAL R. Restoring. Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*. 2015. 7:5875-5895.

LAL R, Follett RF, KIMBLE J, COLE CV. FOLLETT RF, KIMBLE J, COLE CV. Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. *Journal of Soil and Water Conservation*. 1999. 54:374-381.

MADER P, EDNHOFER S, WIEMKEN TBA, NIGGLI U. Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input (organic, biological) and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation. *Biology and Fertility of soils*. 2000. 31:150–156.

MADER P, FLIEßBACH A, DUBOIS D, GUNST L, FRIES P, NIGGLI U. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*. 2002. 296:1694–1697.

MENDONÇA ES, MATOS ES. Matéria orgânica do solo: métodos de análises. 2. ed. rev. atual. Viçosa, MG: UFV, Gefert. p. 22, 2017.

MILLER R & JASTROW JD. The Role of Mycorrhizal Fungi in Soil Conservation. Argonne National Laboratory Argonne, Illinois. 1992. 22-44.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington, DC: Island Press, 2003. 245 p. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/en/Framework.html> . Acesso em: 6 jan. 2019.

PALM C, BLANCO-CANQUI H, CLERCKC F, GATERE L, GRACE P. Conservation agriculture and ecosystem services: an overview. Agriculture, Ecosystems and Environment, Amsterdam, 2013. 187:87-105.

PANACHUKI E, BERTOL I, SOBRINHO TA, OLIVEIRA PTS, RODRIGUES DBB. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência de Solo. 2011. 35:1777-1785.

POSTMA-BLAAUW MB, GOEDE RGM, BLOEM J, FABER JH, BRUSSAARD L. Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. Ecology. 2010. 91:460-473.

PRADO RB, FIDALGO ECC, MONTEIRO JMG, SCHULER AE, VEZZANI FM, GARCIA JR, OLIVEIRA AP, VIANA JHM, PEDREIRA BCCG, MENDES LC, REATTO A, PARRON LM, CLEMENTE EP, DONAGEMMA GK, TURETTA APD, SIMÕES M. Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 2016. 51:1021-1038.

RAMOS TV, SANTOS LAC, SOUZA WG, SOUZA KR, LIMA NL, GUIMARÃES LE, BRANDÃO DC, SILVA JP, GONÇALVES RA, GONÇALVES BB, ARRUDA EM, CALIL FN NET-SILVA CM. Chemical attributes of Brazilian Cerrado soil under different management systems. Australian Journal of Cop Science. 2018. 505-510.

RESCK, D.V.S. Manejo de solos e sustentabilidade dos sistemas. In: FERREIRA EAB, RESCK DVS, GOMES AC, RAMOS MLC. Dinâmica do carbono da biomassa microbiana em cinco épocas do ano em diferentes sistemas de manejo do solo no cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2007. 31:1625-1635.

ROSNER B. Percentage points for a generalized ESD many-outlier procedure. *Technometrics*. 1983. 25: 165-172.

SCHLESINGER WH. On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2009. 106:203-208.

TILMAN D, CASSMAN KG, MATSON PA, NAYLOR R, POLASKY S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 2002. 418:671-677.

van der HEIJDEN MGA, BARDGETT RD, VAN STRAALEN NM. The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 2008. 11:296–310.

van der HEIJDEN MGA. Mycorrhizal fungi reduce nutrient loss from model grassland ecosystems. *Ecology*. 2010. 4:1163–1171.

van der HEIJDEN MGA, KLIRONOMOS JN, URSIC M, MOUTOGLIS P, STRITWOLF-ENGEL R, BOLLER T, WIEMKEN A, SANDERS IR. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*. 1998. 396:69–72.

VERBRUGGEN E, ROLING WFM, GAMPER HA, KOWALCHUK GA, VERHOE HA, van der Heijden MGA. Positive effects of organic farming on below-ground mutualists: large-scale comparison of mycorrhizal fungal communities in agricultural soils. *New Phytologist*. 2010. 186:968-979.

de VRIES FT, THÉBAULT E, LIIRI M, BIRKHOFER K, TSIAFOULI MA, BIORNLUND L, JORGENSEN HB, BRADV MV, CHRISTENSEN KH, BRADY MV, CHRISTENSEN S, RUITER PC, d'HERTEFELDT T, FROUZ J, HEDLUND K,

HEMERIK L, GERA HOL WH, HOTES S, MORTIMER SR, SETALA H, SGARDELIS SP, UTESENY K, van der PUTTEN WH, WOLTERS V, BARDGETT RD. Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2013 110:14296–14301.

YAN JUN, XIAO ZENG HAN, ZHAO JUN JI, YAN LI, EN TAO WANG, ZHI HONG XIE, WEN FENG CHEN. Abundance and Diversity of Soybean-Nodulating Rhizobia in Black Soil Are Impacted by Land Use and Crop Management. *Applied and Environmental Microbiology*. 2014. 5394–5402.

ZAGO LMS, MOREIRA AKO, SILVA NETO CM, NABOUT JC, FERREIRA ME, CARAMORI SS. Biochemical activity in Brazilian Cerrado soils is differentially affected by perennial and annual crops. *Australian Journal of Crop Science*. 2018. 12:235-242.

WAGG C, BENDER FS, WIDMER F, MARCEL GA van der Heijden. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2014. 111: 5266–5270.

WETZEL K, SILVA G, MATCZINSKI U, OHEL F, FESTER T. Superior differentiation of arbuscular mycorrhizal fungal communities from till and no-till plots by morphological spore identification when compared to T-RFLP. *Soil Biology & Biochemistry*. 2014. 72:88-96.

CONCLUSÕES GERAIS

A planta de cobertura guandu tem ação mais eficaz, que as demais espécies avaliadas, em promover a liberação do Si do pó de fonolito, e esta rocha apresenta maior capacidade de fornecer silício às plantas, em relação ao verdete.

A biodisponibilização total dos nutrientes é afetada por fonolito e verdete e pela interação as plantas de cobertura e fonte alternativas.

O manejo agrícola promove menor colonização micorrízica e menor disponibilidade de K no solo. A microbiota do solo promove incrementos no carbono orgânico e melhora os teores de P.

O impacto negativo do manejo agrícola do solo promove alterações na capacidade de manutenção dos serviços ecossistêmicos presados e contribui para menor sustentabilidade. Portanto, é necessário o uso de manejos mais eficientes em melhorar as condições físicas e biológicas do solo.