

ANDRÉ MUNDSTOCK XAVIER DE CARVALHO

**ROCHAGEM E SUAS INTERAÇÕES NO AMBIENTE SOLO: CONTRIBUIÇÕES PARA
APLICAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS SOB MANEJO AGROECOLÓGICO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2012

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

C331r
2012

Carvalho, André Mundstock Xavier de, 1984-

Rochagem e suas interações no ambiente solo: contribuições para aplicação em agroecossistemas sob manejo agroecológico / André Mundstock Xavier de Carvalho. – Viçosa, MG, 2012.

xiii, 116f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: Irene Maria Cardoso.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Solos - Manejo. 2. Fertilidade do solo. 3. Intemperismo.
4. Agricultura sustentável. 5. Rochas silicosas. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 631.4

ANDRÉ MUNDSTOCK XAVIER DE CARVALHO

**ROCHAGEM E SUAS INTERAÇÕES NO AMBIENTE SOLO: CONTRIBUIÇÕES PARA
APLICAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS SOB MANEJO AGROECOLÓGICO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 20 de abril de 2012.

Maurício Dutra Costa
(Coorientador)

Maurício Paulo Ferreira Fontes

Marcus Manoel Fernandes

Suzi Maria de Cordova
Huff Theodoro

Irene Maria Cardoso
(Orientadora)

À minha mãe, **Lurdes Mundstock**,
pela vida, pela dedicação incondicional,
carinho e compreensão

Ao meu pai, **José Xavier de Carvalho**,
meu mestre desde os meus
tempos de pequenino

À **Fabírcia**, por todo amor e carinho

Ao **Mateus**, pequenino que faz
nossa vida mais alegre

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa pela valiosa oportunidade de realização deste curso e ao povo brasileiro que, por meio de impostos, permitiu o auxílio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

À professora Irene Maria Cardoso, não apenas pela orientação, mas pelos conselhos, pelo exemplo, pelas oportunidades, pela confiança, pela compreensão e amizade.

Aos professores Maurício Dutra Costa e Eduardo de Sá Mendonça, pela coorientação, amizade e incentivo durante a execução deste trabalho.

Ao Marcus M. Fernandes, à Suzi M. C. Huff Theodoro e ao professor Maurício P. F. Fontes, que participaram da banca de defesa deste trabalho, pelas sugestões e atenção.

Às professoras Cristina Baracat, Lydice S. Meira e Maria Catarina Megumi Kasuya pela amizade, pela oportunidade e pelos pacientes primeiros ensinamentos em pesquisa e redação científica.

Ao meu irmão e amigo Miguel que, apesar da distância, sempre esteve presente pela amizade e pelas saudosas discussões que tanto me influenciaram.

Aos meus sogros, Manoel e Luzia, pelo apoio constante em todos os momentos.

À Daniely de Cássia Deliberali pela amizade e pelo auxílio constante na execução deste trabalho.

Aos amigos Vando, Diegomiرو, Diana, Marcelo Pereira, Vinícius São Pedro, Jeffs, Bruno Coutinho, Marliane, Maíke, Bruno Vasconcelos, Nicinha, Michelle, Edinaldo, Edivânia, Rodrigo Tavares, Rodrigo Ávila, Marino, Raquel, Kleber, Ivan, Guilherme, Matheus, Gracinha e Gislane pela convivência e apoio nestes anos do doutorado.

Aos agricultores Jair e Ângela (Assentamento Olga Benário), Neide e Rosânia (EFA Puris), aos monitores Tuca, Lucas e Fabrício, e aos estudantes da EFA Puris, pelos ensinamentos e pelo apoio incondicional.

Aos funcionários do Departamento de Solos, em especial à secretária Luciana e aos laboratoristas Brás e Lula, pelo apoio e amizade.

Enfim, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

ANDRÉ MUNDSTOCK XAVIER DE CARVALHO, filho de José Xavier de Carvalho e Lurdes Mundstock, nasceu em 14 de janeiro de 1984 em União da Vitória, Paraná.

Iniciou seus estudos na Universidade Federal de Viçosa em abril de 2001, obtendo o título de Engenheiro Agrônomo em 2006.

Em maio de 2006, iniciou o curso de Mestrado em Microbiologia Agrícola, na Universidade Federal de Viçosa, obtendo o título de *Magister Scientiae* em fevereiro de 2008.

Em março de 2008, iniciou o curso de Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade Federal de Viçosa.

Em novembro de 2009, iniciou como docente na Universidade Federal de Viçosa no *Campus* de Rio Paranaíba.

Em abril de 2012, submeteu-se à defesa de tese para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	x
INTRODUÇÃO GERAL	1
Referências Bibliográficas	4
CAPÍTULO I – Pó de gnaiss com adubação orgânica: implicações sobre a qualidade do solo e a nutrição de plantas	8
RESUMO	8
1. Introdução	9
2. Materiais e Métodos	12
2.1. Obtenção e caracterização do pó de rocha	13
2.2. Análises químicas dos compostos orgânicos	14
2.3. Crescimento e análises químicas das plantas	15
2.4. Colonização micorrízica das plantas	15
2.5. Análises de solo.....	15
2.6. Análises estatísticas	16
3. Resultados	16
3.1. Crescimento e nutrição das plantas	16
3.2. Colonização micorrízica das plantas	17
3.3. Alterações no solo.....	18
4. Discussão	23
4.1. Crescimento e nutrição das plantas	23
4.2. Colonização micorrízica das plantas	25
4.3. Alterações no solo.....	26
5. Conclusões.....	31
6. Referências Bibliográficas	31
CAPÍTULO II – Plantas, micorrizas e microbiota do solo na disponibilização de nutrientes de pós de rocha	39
RESUMO	39
1. Introdução	40
2. Materiais e Métodos	43

2.1. Obtenção e caracterização dos pós de rocha	44
2.2. Obtenção, preparo e caracterização do solo	45
2.3. Inoculação de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e reintrodução da microbiota do solo	46
2.4. Matriz experimental e avaliações	46
2.5. Crescimento e análises químicas das plantas	47
2.6. Biomassa microbiana do solo e colonização micorrízica das plantas	47
2.7. Disponibilidade de elementos e características químicas do solo.....	48
2.8. Disponibilização total de elementos.....	48
2.9. Análises estatísticas	48
3. Resultados	49
3.1. Matéria seca e conteúdo de nutrientes das plantas	49
3.2. Biomassa microbiana do solo e colonização micorrízica	51
3.3. Disponibilização de elementos no solo.....	53
3.4. Alterações em características químicas do solo	53
3.5. Disponibilização total de elementos	57
4. Discussão	57
4.1. Matéria seca e conteúdo de nutrientes das plantas	57
4.2. Biomassa microbiana do solo e colonização micorrízica	58
4.3. Disponibilização de elementos no solo.....	60
4.4. Alterações em características químicas do solo	61
4.5. Disponibilização total de elementos.....	63
5. Conclusões	64
6. Referências Bibliográficas	64
CAPÍTULO III – Processos biogeoquímicos contribuem para uma maior disponibilização de nutrientes de pós de rocha	73
RESUMO	73
1. Introdução	74
2. Materiais e Métodos	77
2.1. Matriz experimental	77
2.2. Obtenção e análises químicas e mineralógicas dos pós de rocha	77
2.3. Obtenção e preparo do solo	78
2.4. Obtenção do inóculo para reintrodução da microbiota	79
2.5. Montagem dos microcosmos.....	79

2.6. Análises químicas do solo	81
2.7. Análises estatísticas	81
3. Resultados	82
3.1. Composição química e mineralógica dos pós de rocha	82
3.2. Disponibilização de macronutrientes no solo.....	83
3.3. Disponibilização de micronutrientes	86
3.4. Disponibilização de metais pesados	86
3.5. Alterações em características químicas do solo	87
4. Discussão	89
4.1. Composição química e mineralógica dos pós de rocha	89
4.2. Disponibilização de macronutrientes no solo.....	90
4.3. Disponibilização de micronutrientes no solo.....	94
4.4. Disponibilização de metais pesados no solo.....	96
4.5. Alterações em características químicas do solo	96
5. Conclusões	98
6. Referências Bibliográficas	99
CONCLUSÕES GERAIS	106
ANEXOS.....	108

RESUMO

CARVALHO, André Mundstock Xavier de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2012. **Rochagem e suas interações no ambiente solo: contribuições para aplicação em agroecossistemas sob manejo agroecológico.** Orientadora: Irene Maria Cardoso. Coorientadores: Maurício Dutra Costa e Eduardo de Sá Mendonça.

A busca por uma alternativa social, ambiental e economicamente mais vantajosa às fontes convencionais de nutrientes torna especialmente importante o estudo do potencial de rochas silicatadas para emprego na agricultura. Além disso, a revalorização recente do uso de rochas silicatadas está ligada também à necessidade de aproveitamento de grandes quantidades de rejeitos de pedreiras e mineradoras e à expansão das correntes de agricultura de bases agroecológicas. A principal limitação desta prática, no entanto é a lenta solubilização dos minerais presentes e, portanto, a lenta liberação dos nutrientes às plantas. Alguns trabalhos têm sido realizados em ambientes controlados simplificados, negligenciando a ação de organismos do solo, de fungos micorrízicos ou mesmo da planta sobre a magnitude da disponibilização de nutrientes pelas rochas. Neste sentido, os objetivos deste trabalho foram avaliar o potencial de uso de pós de rocha silicatadas em agroecossistemas sob a perspectiva da agroecologia e avaliar o papel de componentes biológicos dos agroecossistemas e de alguns processos biogeoquímicos envolvidos na disponibilização de nutrientes de pós de rocha. Para tal foram planejados três experimentos. O primeiro, com metodologias participativas e em campo, utilizando pó de gnaise associado ou não a diferentes adubações orgânicas em cultivos sucessivos de feijão. No segundo, em casa de vegetação, o papel da planta, da microbiota do solo e dos fungos micorrízicos arbusculares na disponibilização de nutrientes dos pós de gnaise, charnockito e esteatito foi avaliado em cultivos sucessivos com milho. O terceiro experimento investigou o papel de processos biogeoquímicos envolvidos no intemperismo, como o CO₂, os ácidos orgânicos e a microbiota do solo, sobre a disponibilização de elementos dos pós de basalto, gnaise, charnockito e esteatito em um Latossolo incubado em condições de laboratório. Em campo, apesar da lenta liberação dos nutrientes do gnaise de um modo geral, a rochagem promoveu o crescimento de plantas, aumentou a absorção de nutrientes e promoveu alterações químicas desejáveis no solo. De um modo geral, no entanto, as disponibilizações de elementos pelo gnaise foram pouco

afetadas pelas adubações orgânicas. Em casa de vegetação, os resultados evidenciaram que as rochas não restringiram a atividade biológica do solo nem a atuação dos fungos micorrízicos arbusculares. Embora a atividade biológica seja importante para o intemperismo de minerais, neste estudo a planta mostrou-se igualmente capaz de atuar sobre a disponibilização de elementos das rochas quando comparada com a presença conjunta da planta com a microbiota do solo ou em associação micorrízica. Além disso, os dados evidenciaram a necessidade de experimentos com planta e não apenas com solo, para uma melhor avaliação do potencial de disponibilização de elementos por pós de rocha silicatadas. Em condições de laboratório, mesmo com um curto período de incubação, os pós de gnaiss, charnokito, esteatito e basalto apresentaram potencial de utilização enquanto fontes de nutrientes e promotores de melhorias em características químicas do solo. As disponibilizações de nutrientes promovidas foram também afetadas pelos processos biogeoquímicos. Destacaram-se as atuações do CO₂ sobre a liberação de Ca e Mg do esteatito, do CO₂ e dos ácidos orgânicos sobre a liberação de P do basalto, da microbiota sobre a liberação de Fe e Zn do gnaiss e do CO₂ sobre a liberação de Mn e Ni. Estas alterações indicam a importância dos componentes biológicos do solo sobre a viabilidade da rochagem e podem contribuir na seleção de tecnologias para aumentar a velocidade de liberação de nutrientes de rochas silicatadas moídas.

ABSTRACT

CARVALHO, André Mundstock Xavier de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2012. **Stonemeal and their interactions in soil environment: contributions for use in agroecosystems with agroecological management.** Adviser: Irene Maria Cardoso. Co-advisers: Maurício Dutra Costa and Eduardo de Sá Mendonça.

The search for a social, environmental and economically advantageous alternative to conventional sources of nutrients makes the research with silicate rocks for use in agriculture especially important. Additionally, the new appreciation of the use of silicate rocks is also linked to the need for the use of large amounts of waste quarries and the expansion of agroecological farming currents. The main limitation of this practice, however, is the slow solubilization of minerals, and therefore, the slow release of nutrients to the plants. Some studies have been conducted in simplified controlled environments, overlooking the effect of soil organisms, mycorrhizal fungi or plant on the availability of nutrients from the rocks. In this sense, the present study was aimed at evaluating the potential use of silicate rock powders (stonemeal) in agroecosystems from the perspective of agroecology. This study was also aimed at assessing the role of biological components of agroecosystems and some biogeochemical processes involved in the release of nutrients from rock powders. To this end, three experiments were designed. The first, based on participatory methodologies in the field, using gneiss powder associated or not with different organic fertilizers on beans crop. The second experiment, carried out in a greenhouse, looked at the role of plant, soil microbiota and mycorrhizal fungi in nutrients availability from gneiss, steatite, and charnockite powders in successive crops with corn. The third and last experiment examined the role of biogeochemical processes involved in weathering, such as CO₂, organic acids, and soil microbiota on the availability of elements of basalt, gneiss, steatite, and charnockite powders, which were evaluated in an Oxisol incubated under laboratory conditions. In the field, despite the slow release of nutrients from gneiss, the stonemeal promoted the growth of plants, increased absorption of nutrients, and promoted desirable chemical changes to the soil. In general terms, however, the release of elements from gneiss was little affected by the organic fertilizer. In the greenhouse, the results indicated that the rocks did not restrict soil biological activity or the activity of mycorrhizal fungi. Although the biological activity was important for the weathering of

minerals, this study showed that the plant was also able to act upon the release of elements from the rocks when compared with the joint presence of the plant with soil microorganisms or in mycorrhizal association. Furthermore, the data demonstrated the need for experiments with plant and not just with soil in order to better evaluate the potential availability of elements in stonemeal. Under laboratory conditions, even with a short incubation period, the gneiss, charnockite, steatite, and basalt powders showed potential for use as sources of nutrients and promoters of improvements in soil chemical properties. The release of nutrients from the rocks was also affected by biogeochemical processes. The highlights were the performances of CO₂ on the release of Ca and Mg from steatite, CO₂ and organic acids on the release of P from basalt, soil microbiota on the release of Fe and Zn from gneiss and CO₂ on the release of Mn and Ni. These changes strongly suggest the importance of the soil biological components on the viability of stonemeal and can help in the selection of technologies to increase the speed of release of nutrients from silicate rocks.

INTRODUÇÃO GERAL

O enfoque mais comum de fertilização do solo privilegia o uso de fertilizantes solúveis e de elevada concentração de nutrientes, o que limita o uso mais generalizado de fontes alternativas. Entretanto, o Brasil importa 75 % do N, 48 % do P e 92 % do K utilizados como fertilizantes (Rodrigues et al., 2010). Além disso, os fertilizantes solúveis estão comumente associados à baixas eficiências na utilização de nutrientes (Baligar et al., 2001), podem criar problemas ambientais, como eutrofização de águas e liberação de gases poluentes na atmosfera (Tilman et al., 2001; Martins et al., 2010), necessitam de fontes não renováveis de energia no seu processamento e transporte a longas distâncias e dependem da utilização de recursos minerais não renováveis, escassos e mal distribuídos entre os países (Foley et al., 2005; Fixen & Johnston, 2012). Dessa forma, além das questões ligadas ao meio ambiente e à segurança alimentar, os custos de importação das fontes solúveis de nutrientes podem tornar seu uso proibitivo em alguns países subdesenvolvidos (Harley & Gilkes, 2000; Manning, 2010; Martins et al., 2010).

Diante disso é necessário buscar alternativas às fontes de nutrientes importadas e também opções que atendam as necessidades da agricultura de bases agroecológicas, com restrições ao uso de fertilizantes solúveis, estímulos à utilização de recursos locais e com menos passivos ambientais (Mäder et al., 2002; Pimentel et al., 2005; Martins et al., 2010). Uma dessas alternativas que recentemente tem sido apontada é o uso de rochas moídas (rochagem) provenientes de rejeitos de pedreiras e mineradoras (Leonardos et al., 2000; van Straaten, 2006; Theodoro & Leonardos, 2006).

O fato de o Brasil dispor de uma grande distribuição e abundância das rochas silicatadas em seu território e da possibilidade de aquisição desses materiais como subproduto de baixo custo de pedreiras locais ou mineradoras (Coroneos et al., 1996; Theodoro & Leonardos, 2006; Theodoro et al., 2006) ou da moagem na própria propriedade (Almeida et al., 2007) fazem o estudo do potencial destes materiais para emprego na agricultura especialmente importante (van Straaten, 2006).

Das rochas moídas de uso mais comum na agricultura, destacam-se as calcárias, usadas principalmente como corretivos de acidez, e os fosfatos naturais (apatitas). Além dessas, a utilização de rochas ígneas e metamórficas, comumente ricas em K, Ca, Mg e micronutrientes tem sido relatadas, ainda que timidamente, há várias décadas

(Leake, 1950; Gillman, 1980; Leonardos, 1987; Coroneos et al., 1996; Hinsinger et al., 1996; Gillman et al., 2001).

No entanto, segundo Theodoro et al. (2006), o uso de pós de rocha está condicionado a alguns pressupostos básicos: i) o material deve conter quantidades mínimas de macronutrientes (a presença de micronutrientes também é desejável); ii) o material não deve possuir contaminantes e; iii) o material deve estar disponível na própria região (caso contrário, o custo do transporte inviabiliza sua aplicação).

Na literatura, são poucos os dados sobre a utilização de rochas silicatadas como fonte de nutrientes, concentrando-se principalmente em estudos com materiais máficos como o pó de basalto (Escosteguy & Klamt, 1998; Boniao et al., 2002; Lopes-Assad et al., 2010) ou materiais especialmente ricos em algum nutriente, porém de distribuição mais restrita, como flogopitito (Souza Filho et al., 2006; Ribeiro et al., 2010), micaxisto (Basak & Biswas, 2009), fonolito (von Wilpert & Lukes, 2003), verdete ou glauconito (Piza et al., 2011), entre outros.

Embora as rochas silicatadas contenham a maioria dos nutrientes necessários ao crescimento vegetal, não há consenso na literatura quanto à sua eficiência em suprir nutrientes e promover o crescimento de plantas, principalmente devido à lenta solubilização dos minerais presentes nas rochas (Harley & Gilkes, 2000). Alguns autores obtiveram respostas positivas com a aplicação de pós de granitos (Coroneos et al., 1996; Hinsinger et al., 1996) ou basaltos (Leonardos et al., 1987; Silva et al., 2008; Welter et al., 2011) no crescimento vegetal. No entanto, nenhum ou reduzido efeito no solo e no crescimento de plantas foram observados por Bolland & Baker (2000), Boniao et al. (2002) e Escosteguy & Klamt (1998), sendo necessário, muitas vezes, doses de pó de rocha extremamente elevadas ou economicamente inviáveis (Bolland & Baker, 2000).

Segundo Hinsinger et al. (2001), resultados desfavoráveis à utilização de rochas silicatadas estão comumente associados a experimentos de curta duração, solos ou substratos estéreis ou com baixa atividade microbiana, clima temperado ou muito frio, quantidade muito pequena de material ou com granulometria muito grosseira. A solubilização dos minerais é um processo diretamente relacionado à atividade biológica, e portanto, a liberação de nutrientes dos pós de rocha tende a ser mais efetiva quando sua utilização for realizada de forma concomitante com práticas culturais que estimulem a microbiota do solo.

Nesse sentido, alguns trabalhos têm avaliado tecnologias envolvendo processos biológicos visando aumentar a velocidade intempérica e, assim, incrementar a liberação de nutrientes de pós de rocha, tais como biofertilizantes, compostagem e vermicompostagem (Lopes-Assad et al., 2010; Lima et al., 2010; Lima et al., 2009; Souza, 2010). No entanto, não foram encontrados trabalhos que buscassem compreender a contribuição de componentes biológicos dos agroecossistemas, tais como a planta, os fungos micorrízicos e o restante da microbiota, ou mesmo dos processos biogeoquímicos envolvidos na disponibilização de nutrientes por pós de rocha em solos tropicais.

A ação das plantas e dos microrganismos do solo pode ir da simples fragmentação de partículas a alterações complexas na superfície dos minerais, modificando suas características químicas e acelerando o intemperismo (Barker et al., 1997; Hinsinger et al., 2001). Vários processos biogeoquímicos podem estar envolvidos nesta atuação, como o aumento da pressão parcial de CO₂ no solo pela respiração vegetal e microbiana, a liberação de ácidos orgânicos ou o deslocamento dos equilíbrios de dissolução pela remoção de cátions da solução do solo pelas plantas e pela microbiota (Barker et al., 1997; Harley & Gilkes, 2000). Tais processos podem ser estimulados, por exemplo, pela adição conjunta de pós de rocha com adubações orgânicas, pela seleção de plantas para adubação verde com maior colonização micorrízica ou com maior produção de ácidos orgânicos.

Assim, os objetivos gerais deste trabalho foram avaliar o potencial de uso de pós de rocha silicatadas em agroecossistemas sob a perspectiva da agroecologia e avaliar o papel de componentes biológicos dos agroecossistemas e de alguns processos biogeoquímicos envolvidos na disponibilização de nutrientes de pós de rocha. Especificamente, buscou-se avaliar a influência da adição de pó de gnaiss quando associado às práticas de adubação verde, compostagem e vermicompostagem, em condições de campo, sobre o crescimento e nutrição de plantas, bem como sobre características químicas, físicas e microbiológicas do solo (capítulo 1); avaliar o papel da planta, da microbiota do solo e em particular dos fungos micorrízicos arbusculares na disponibilização de elementos e na alteração de características químicas do solo pelos pós de charnockito, esteatito e gnaiss após cultivos sucessivos (capítulo 2) e; avaliar o papel de alguns processos biogeoquímicos envolvidos no intemperismo como CO₂,

ácidos orgânicos e microbiota do solo sobre as alterações químicas promovidas em um Latossolo pelos pós de basalto, charnockito, esteatito e gnaïsse (capítulo 3).

Esta tese, portanto, está estruturada em três capítulos. No primeiro capítulo, intitulado “Pó de gnaïsse com adubação orgânica: implicações sobre a qualidade do solo e nutrição de plantas”, avaliou-se a influência da adição de pó de gnaïsse quando associado à diferentes manejos com adubação orgânica sobre características químicas, físicas e microbiológicas do solo e sobre o crescimento e nutrição de plantas de feijão. No segundo capítulo, intitulado “Plantas, micorrizas e microbiota do solo na disponibilização de nutrientes de pós de rocha” avaliou-se o papel da planta, da microbiota do solo e em particular dos fungos micorrízicos arbusculares na disponibilização de elementos e na alteração de características químicas do solo pelos pós de charnockito, esteatito e gnaïsse após cultivos sucessivos com milho, bem como a influência da adição dos pós de rocha sobre a biomassa microbiana do solo e sobre a colonização micorrízica arbuscular das plantas. No terceiro capítulo, intitulado “Processos biogeoquímicos contribuem para uma maior disponibilização de nutrientes de pós de rocha”, buscou-se avaliar o efeito de alguns processos biogeoquímicos, como o CO₂, ácidos orgânicos e a microbiota do solo, envolvidos no intemperismo, sobre características químicas de um Latossolo fertilizado com pós de basalto, gnaïsse, charnockito e esteatito. Por fim, nas conclusões gerais foram sumarizados os resultados e conclusões associados aos objetivos principais desses três capítulos.

Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, E.; SILVA, F.J.P.; RALISCH, R. Revitalização dos solos em processos de transição agroecológica no sul do Brasil. *Agriculturas*, 4: 7-10, 2007.
- BALIGAR, V.C.; FAGERIA, N.K.; HE, Z.L. Nutrient use efficiency in plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32: 921-950, 2001.
- BARKER, W.W.; WELCH, S.A.; BANFIELD, J.F. Biogeochemical weathering of silicate minerals. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 35: 391-428, 1997.
- BASAK, B.B.; BISWAS, D.R. Influence of potassium solubilizing microorganism (*Bacillus mucilaginosus*) and waste mica on potassium uptake dynamics by sudan grass (*Sorghum vulgare* Pers.) grown under two Alfisols. *Plant and Soil*, 317: 235-255, 2009.

- BOLLAND, M.D.A.; BAKER, M.J. Powdered granite is not an effective fertilizer for clover and wheat in sandy soils from Western Australia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 59–68, 2000.
- BONIAO, R.D.; SHAMSHUDDIN, J.; RANST, E.V.; ZAUYAH, S.; OMAR, S.R.S. Changes in chemical properties and growth of corn in volcanic soils treated with peat, ground basalt pyroclastics, and calcium silicate. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33: 1219-1233, 2002.
- CORONEOS, C.; HINSINGER, E.; GILKES, R.J. Granite powder as a source of potassium for plants: a glasshouse bioassay comparing two pasture species. *Fertilizer Research*, 45: 143-152, 1996.
- ESCOSTEGUY, P.A.V.; KLAMT, E. Basalto moído como fonte de nutrientes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22: 11-20, 1998.
- FIXEN, P.E.; JOHNSTON, A.M. World fertilizer nutrient reserves: a view to the future. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92: 1001-1005, 2012.
- FOLEY, A.F. *et al.* Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-575, 2005.
- GILLMAN, G.P. The effect of crushed basalt scoria on the cation exchange properties of a highly weathered soil. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 465-468, 1980.
- GILLMAN, G.P.; BURKETT, D.C.; COVENTRY, R.J. A laboratory study of application of basalt dust to highly weathered soils: effect on soil cation chemistry. *Australian Journal of Soil Research*, 39: 799-811, 2001.
- HARLEY, A.D.; GILKES, R.J. Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: a geochemical overview. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 11–36, 2000.
- HINSINGER, P.; BARROS, O.N.F.; BENEDETTI, M.F.; NOACK, Y.; CALLOT, G. Plant-induced weathering of a basaltic rock: experimental evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65: 137–152, 2001.
- HINSINGER, P.; BOLLAND, M.D.A.; GILKES, R.J. Silicate rock powder: effect on selected chemical properties of a range of soils from Western Australia and on plant growth as assessed in a glasshouse experiment. *Fertilizer Research*, 45: 69-79, 1996.
- LEAKE, H.M. Soil rejuvenation in Mauritius. *International Sugar Journal*, 52: 117-118, 1950.
- LEONARDOS, O.H.; FYFE, W.S.; KRONBERG, B.I. The use of ground rocks in laterite systems: an improvement to the use of conventional soluble fertilizers? *Chemical Geology*, 60: 361-370, 1987.

- LEONARDOS, O.H.; THEODORO, S.H.; ASSAD, M.L. Remineralization for sustainable agriculture: A tropical perspective from a Brazilian viewpoint. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 3-9, 2000.
- LIMA, C.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R.; SILVA, L.H.M.; ROIG, A. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13: 334-340, 2009.
- LIMA, F.S.; STAMFORD, N.P.; SOUSA, C.S.; LIRA JUNIOR, M.A.; MALHEIROS, S.M.M.; VAN STRAATEN, P. Earthworm compound and rock biofertilizer enriched in nitrogen by inoculation with free living diazotrophic bacteria. *World Journal of Microbiol Biotechnology*, 26: 1769-1775, 2010.
- LOPES-ASSAD, M.L.; AVANSINI, S.H.; ROSA, M.M.; CARVALHO, J.R.P.; CECCATO-ANTONINI, S.R. The solubilization of potassium-bearing rock powder by *Aspergillus niger* in small-scale batch fermentations. *Canadian Journal of Microbiology*, 56: 598-605, 2010.
- MÄDER, P.; FLIEBACH, A.; DUBOIS, D.; GUNST, L.; FRIED, P.; NIGGLI, U. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 31: 1694-1697, 2002.
- MANNING, D.A.C. Mineral sources of potassium for plant nutrition. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30: 281-294, 2010.
- MARTINS, E.S.; RESENDE, A.V.; OLIVEIRA, C.G.; FURTINI NETO, A.E. Materiais silicáticos como fontes regionais de nutrientes e condicionadores de solos. *In: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.*
- PIMENTEL, D.; HEPPELY, P.; HANSON, J.; DOUDS, D.; SEIDEL, R. Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience*, 55: 573-583, 2005.
- PIZA, P.A.T.; BERTOLINO, L.C.; SILVA, A.A.S.; SAMPAIO, J.A.; LUZ, A.B. Verdete da região de Cedro de Abaeté (MG) como fonte alternativa para potássio. *Geociências*, 30: 345-356, 2011.
- RIBEIRO, L.S.; SANTOS, A.R.; SOUZA, L.F.S.; SOUZA, J.S. Rochas silicáticas portadoras de potássio como fontes do nutriente para as plantas solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34: 891-897, 2010.
- RODRIGUES, A.F.S.; FONSECA, D.S.; HIDER, M.; PARAHYBA, R.E.; CAVALCANTE, V.M.M. Agrominerais: recursos e reservas. *In: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.*
- SILVA, E.A.; CASSIOLATO, A.M.R.; MALTONI, K.L.; SCABORA, M.H. Efeitos da rochagem e de resíduos orgânicos sobre aspectos químicos e microbiológicos de um subsolo exposto e sobre o crescimento de *Astronium fraxinifolium* Schott. *Árvore*, 32: 323-333, 2008.

- SOUZA, M.E.P. Oligochaetas em solos sob sistemas de manejos a pleno sol e agroflorestal e vermicompostagem associada com pós de rocha. 2010. 72p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.
- SOUZA FILHO, L.F.; CRUZ, J.L.; SOUZA, L.F.S.; CALDAS, R.C.; MAGALHAES, A.F.J.; CONCEIÇÃO, H.; SOUSA, J.S. Eficiência de um flogopitito como fonte de potássio para o desenvolvimento inicial do mamoeiro. *Espaço & Geografia*, 9: 215-229, 2006.
- TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W.H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292: 281-284, 2001.
- THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.H. The use of rocks to improve family agriculture in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 721-730, 2006.
- THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.H.; ROCHA, E.L.; REGO, K.G. Experiências de uso de rochas silicáticas como fonte de nutrientes. *Espaço & Geografia*, 9: 263-292, 2006.
- van STRAATEN, P.V. Farming with rocks and minerals: challenges and opportunities. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 731-747, 2006.
- von WILPERT, K.; LUKES, M. Ecochemical effects of phonolite rock powder, dolomite and potassium sulfate in a spruce stand on an acidified glacial loam. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65: 115–127, 2003.
- WELTER, M.K.; MELO, V.F.; BRUCKNER, C.H.; GOES, H.T.P.; CHAGAS, E.A.; UCHOA, S.C.P. Efeito da aplicação de pó de basalto no desenvolvimento inicial de mudas de camu-camu (*Myrciaria dubia*). *Revista Brasileira de Fruticultura*, 33: 922-932, 2011.

CAPÍTULO I

Pó de gnaissse com adubação orgânica: implicações sobre a qualidade do solo e a nutrição de plantas

RESUMO

A busca por uma alternativa social, ambiental e economicamente mais vantajosa às fontes convencionais de nutrientes faz do estudo do potencial de rochas silicatadas para emprego na agricultura especialmente importante. Apesar de ser uma prática antiga, a utilização de rochas silicatadas ainda demanda estudos aplicados e participativos com os agricultores, especialmente com materiais de disponibilidade local abundante em várias regiões do Brasil, como o gnaissse. Dessa forma, e considerando a hipótese de que o estímulo à atividade biológica pela adição de matéria orgânica ao solo pode otimizar os efeitos do gnaissse sobre as plantas, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência da adição de pó de gnaissse quando associado à diferentes manejos com adubação orgânica sobre características químicas, físicas e microbiológicas do solo e sobre o crescimento e nutrição de plantas de feijão. Dois cultivos sequenciais foram conduzidos em campo sobre um Latossolo Vermelho-Amarelo em um esquema fatorial 4 x 2, sendo 4 manejos com adubação orgânica (adubação verde, composto orgânico, vermicomposto e controle) na presença ou não de pó de gnaissse (5 t ha^{-1}). Apesar da lenta liberação dos nutrientes do gnaissse de um modo geral, desejável sobre alguns aspectos nos solos tropicais, sua aplicação promoveu o crescimento de plantas (aumento de 38 % em média em relação à não aplicação no primeiro cultivo), aumentou a absorção de nutrientes e promoveu alterações químicas desejáveis no solo. A aplicação do pó de gnaissse como parte das estratégias de manejo da fertilidade do solo, associado ou não à adubações orgânicas demonstrou-se, portanto, como promissora. Os riscos associados à disponibilização de metais pesados ou de alterações em características físicas e biológicas do solo não se confirmaram para os parâmetros avaliados.

1. Introdução

O uso de rochas silicatadas como fonte de nutrientes na agricultura é uma prática antiga (Leake, 1950; Gillman, 1980; Hensel, 2003; Winiwarter & Blum, 2008), mas que foi, de certa forma, esquecido com o advento do uso de fertilizantes solúveis. No Brasil, a revalorização recente desta prática está ligada: i) à busca por alternativas às fontes de nutrientes importadas (especialmente K), pois o país é um dos maiores importadores mundiais de fertilizantes; ii) à necessidade de aproveitamento de grandes quantidades de rejeitos de pedreiras e mineradoras (van Straaten, 2006; Theodoro & Leonardos, 2006) e; iii) à expansão das correntes de agricultura de bases agroecológicas, com restrições ao uso de fertilizantes solúveis e estímulos à utilização de recursos locais (Khatounian, 2001). Neste último caso, tem-se demandado pesquisas em tecnologias e materiais adaptadas a estes sistemas de modo a assegurar a manutenção, a longo prazo, da fertilidade dos solos.

Na literatura são poucos os dados sobre a utilização de rochas silicatadas como fonte de nutrientes, concentrando-se principalmente em estudos com materiais máficos como o pó de basalto (Escosteguy & Klamt, 1998; Boniao et al., 2002; Lopes-Assad et al. 2010) ou materiais especialmente ricos em algum nutriente, porém de distribuição mais restrita, como flogopitito (Souza Filho et al., 2006; Ribeiro et al., 2010), micaxisto (Basak & Biswas, 2009), fonolito (von Wilpert & Lukes, 2003), verdete ou glauconito (Piza et al., 2011), entre outros. Como na agroecologia busca-se potencializar os recursos locais, pesquisas com outros materiais silicatados, como o gnaisse, rocha de grande ocorrência no território brasileiro e com boa amplitude de elementos nutrientes às plantas (Brasil, 1983), são especialmente importantes. Além disso, como o gnaisse é amplamente utilizado na construção civil (Frasca & Sartori, 1998), grandes quantidades de rejeitos deste material são geradas nas atividades de corte e moagem, o que indica disponibilidade para seu uso agrícola.

Embora as rochas silicatadas contenham a maioria dos nutrientes necessários ao crescimento vegetal, não há consenso na literatura quanto à sua eficiência em suprir nutrientes e promover o crescimento de plantas, principalmente devido à lenta solubilização dos minerais presentes nas rochas (Harley & Gilkes, 2000). Alguns autores obtiveram respostas positivas com a aplicação de pós de granitos (Coroneos et al., 1996; Hinsinger et al., 1996) ou basaltos (Leonardos et al., 1987; Silva et al., 2008;

Welter et al., 2011) no crescimento vegetal. No entanto, nenhum ou reduzido efeito no solo e no crescimento de plantas foram observados por Bolland & Baker (2000), Boniao et al. (2002) e Escosteguy & Klamt (1998), sendo necessário, muitas vezes, doses de pó de rocha extremamente elevadas ou economicamente inviáveis (Bolland & Baker, 2000).

Segundo Hinsinger et al. (2001), resultados desfavoráveis à utilização de rochas silicatadas estão comumente associados a experimentos de curta duração, solos ou substratos estéreis ou com baixa atividade microbiana, clima temperado ou muito frio, quantidade muito pequena de material ou com granulometria muito grosseira. A solubilização dos minerais é um processo diretamente relacionado à atividade biológica, e portanto, a liberação de nutrientes dos pós de rocha tende a ser mais efetiva quando sua utilização for realizada de forma concomitante com práticas culturais que estimulem a microbiota do solo. Neste sentido, alguns agricultores agroecológicos no sul do país tem associado pós de basalto com diferentes fontes de biomassa, entre elas, o uso de adubação verde, com resultados promissores (Almeida et al., 2007).

A granulometria dos pós de rocha é um fator importante na velocidade de dissolução dos minerais (Martins et al., 2010). Se por um lado, materiais mais finos aumentam a velocidade de dissolução dos minerais, por outro, doses elevadas de materiais finos associados à baixa solubilidade podem alterar negativamente a porosidade do solo e assim prejudicar o crescimento de raízes (Knapik & Angelo, 2007a).

Algumas espécies de plantas usadas para adubação verde possuem maior capacidade de disponibilizar nutrientes presentes em rochas, sendo por isto mais interessantes na associação com a prática da rochagem. O trigo-sarraceno (*Fagopyrum esculentum*), por exemplo, pode solubilizar melhor a apatita das rochas fosfóricas que a mucuna-preta ou a crotalária (Magalhães et al., 1991). O milho, por sua vez, possui uma maior capacidade de utilizar K advindo de rocha gnáissica do que a couve-chinesa (*Brassica campestris* L. ssp. *chinensis*) ou que algumas cultivares de alfafa (Wang et al., 2000).

A capacidade das plantas de solubilizar minerais está associada à alteração do pH da rizosfera devido à liberação de íons H^+ , OH^- e HCO_3^- resultantes da respiração e da absorção de íons (Neumann & Romheld, 2012). Adicionalmente, ácidos orgânicos

excretados pelas raízes e por microrganismos do solo e da rizosfera podem também incrementar a dissolução dos minerais (Gadd, 2007). Alguns ácidos orgânicos têm mostrado ação na dissolução de feldspatos, micas e olivinas (Harley & Gilkes, 2000), podendo dissolver silicatos em condições de neutralidade onde os mecanismos baseados em extrusão de prótons estariam limitados (Welch & Ullman, 1993).

Os microrganismos apresentam também considerável capacidade em promover o intemperismo de minerais silicatados (Barker et al., 1997). Nesse sentido, processos microbianos têm sido buscados para acelerar o intemperismo de pós de rocha, destacando-se os processos de compostagem (Sikora, 2004; Lima et al., 2009), vermicompostagem (Carpenter et al., 2007; Lima et al., 2010; Souza, 2010) e biofertilizantes (Lima et al., 2010; Lopes-Assad et al., 2010). Além dos mecanismos ativos ligados à aquisição de nutrientes pela microbiota, as altas temperaturas do processo de compostagem também tendem a promover a dissolução mais rápida dos minerais (Harley & Gilkes, 2000). Com isso, alguns trabalhos têm demonstrado que a adição de pós de rocha ao processo de compostagem pode promover incrementos expressivos na disponibilização de nutrientes em relação à não adição, como demonstrado para Ca e Mg com a adição de pó de gnaiss ou para K e Mg com a adição de serpentinito e micaxisto por Lima et al. (2009). Os processos de compostagem, no entanto, podem estar limitados para este fim devido suas condições de relativa neutralidade de pH (van Straaten, 2006). Dessa forma, têm-se buscado estratégias para, através da adição de materiais orgânicos, potencializar os benefícios da microbiota do solo sobre a solubilização de rochas, como já demonstrado para rochas fosfóricas por Zaharah & Bah (1997). No entanto, até o momento, poucos estudos buscaram avaliar o efeito de materiais orgânicos adicionados conjuntamente a pós de rocha silicatadas (Silva et al., 2008; Zandoná et al., 2010).

As controvérsias existentes na literatura e a escassez de dados indicam a necessidade de pesquisas de médio e longo prazo em sistemas reais que adotem práticas que estimulem a atividade biológica do solo, como nos sistemas agroecológicos (Theodoro & Leonardos, 2006).

Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar em condições de campo a influência da adição de pó de gnaiss, quando associado às práticas de adubação verde, compostagem e vermicompostagem, sobre o crescimento e a nutrição de plantas, bem como sobre características químicas, físicas e microbiológicas do solo. O experimento

foi conduzido de forma participativa com estudantes e monitores da Escola Família Agrícola Puris (EFA-Puris) no município de Araponga, MG.

2. Materiais e Métodos

O município de Araponga localiza-se na mesorregião da Zona da Mata do estado de Minas Gerais. A região é caracterizada pelo relevo acidentado pertencente ao domínio morfoclimático dos Mares de Morros Florestados, solos predominantemente de baixa fertilidade natural e pelo predomínio de pequenas e médias propriedades (Resende & Resende, 1996).

A experimentação participativa com os estudantes e monitores da EFA Puris foi buscada como estratégia metodológica para a construção coletiva do conhecimento agroecológico (Anexo A). O envolvimento das pessoas com a pesquisa contribui para o seu empoderamento e amplia as possibilidades de adaptação, implementação e desenvolvimento dos produtos gerados a partir das pesquisas (Weaver & Cousins, 2004; Barrera-Bassols & Zinck, 2003; Altieri, 2004). Essa concepção modifica a estrutura do pensamento acadêmico, pois as perguntas e respostas saem da unilateralidade técnica/material e ampliam-se em resultados comumente mais complexos, porém abertos e contextualizados às realidades socioculturais (Ribeiro & Barbosa, 2005).

A EFA-Puris é uma escola técnica agropecuária com ênfase em agroecologia. Tal como outras EFAs no Brasil, representa uma resposta concreta de educação no meio rural às políticas pedagógicas urbanocêntricas do Estado (Nascimento, 2005; Silva, 2008). A EFA-Puris foi fundada, é administrada e é parcialmente mantida por agricultores familiares associados ao Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Araponga e assessorados pela ONG Centro de Tecnologias Alternativas da Zona da Mata (CTA-ZM). A escola atua com base nos princípios da agroecologia e da pedagogia da alternância e estabelece parcerias em ensino, pesquisa e extensão com a Universidade Federal de Viçosa.

O experimento foi conduzido sob um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico da área experimental da EFA-Puris utilizando feijão (*Phaseolus vulgaris*) como cultura principal, em um esquema de rotação feijão - mucuna preta - feijão. O experimento foi montado em blocos casualizados em um arranjo fatorial 4 x 2, sendo

quatro tipos de manejo da adubação orgânica e utilização ($5,0 \text{ t ha}^{-1}$) ou não de pó de gnaiss aplicado em superfície, com quatro repetições. Os manejos da adubação orgânica foram: i) consórcio com espontâneas e rotação com adubação verde; ii) consórcio com espontâneas, adubação com composto orgânico e rotação com adubação verde; iii) consórcio com espontâneas, adubação com vermicomposto e rotação com adubação verde e; iv) manejo-controle, feijão com capina constante das espontâneas e sem adubação verde ou orgânica. A rotação com adubação verde foi realizada com mucuna-preta (*Mucuna aterrina*) e espontâneas.

O feijão foi avaliado em dois cultivos sucessivos, sendo que no primeiro cultivo não houve avaliação do efeito da rotação com adubação verde, apenas do consórcio com as espontâneas. O experimento, portanto, foi avaliado duas vezes: aos 50 dias (efeito de curto prazo) quanto ao crescimento das plantas do primeiro cultivo de feijão e alterações químicas do solo e aos 450 dias (efeito de médio prazo) quanto ao crescimento e colonização micorrízica das plantas do segundo cultivo de feijão, alterações em características químicas e resistência mecânica à penetração do solo. Cada cultivo foi avaliado como um ensaio independente.

As unidades experimentais ($5,25 \text{ m}^2$) foram semeadas com plantadeira manual com raleio após a germinação, de modo a atingir o stand de 200.000 plantas de feijão ha^{-1} . A mucuna-preta foi capinada no estágio de florescimento e deixada sobre a superfície do solo duas semanas antes da semeadura do segundo cultivo de feijão.

O composto orgânico utilizado foi o tipo Caparaó (Araújo & Siqueira, 2008), um composto de pilha estática, não triturado na montagem e umedecido com bananeira. Os materiais empregados no preparo do composto foram esterco bovino, pseudocaule e folhas de bananeira (*Musa spp.*) e folhas de capim gordura (*Melinis minutiflora*). O vermicomposto foi preparado a partir de esterco bovino. O composto orgânico e o vermicomposto foram aplicados superficialmente na dose correspondente à 25 t ha^{-1} de material seco. Não foi realizada nenhuma adubação básica ou adicional antes ou durante a condução dos cultivos.

2.1. Obtenção e caracterização do pó de rocha

O gnaiss é uma rocha de variado grau metamórfico, com grande variação mineralógica, embora comumente rica em feldspatos, plagioclásios, micas e quartzo. O pó de gnaiss foi adquirido no comércio local, sendo pertencente ao Grupo Gnaiss

Piedade em sua unidade metabasítica (Brasil, 1983). Este material foi seco ao ar e peneirado, sendo utilizado o material passado na peneira de malha de 0,212 mm e retido na de malha de 0,106 mm de abertura. Para a caracterização química e mineralógica, uma subamostra foi seca em estufa a 65 °C por 72 horas, moída em almofariz de ágata e passada totalmente pela peneira de malha de 0,053 mm de abertura. Os elementos principais foram analisados por espectrometria de fluorescência de raios-X e os demais por espectrofotometria de emissão de plasma após digestão triácida (Silva, 2009; EPA 3052, 1996) (Tabela 1). A análise mineralógica por difração de raios-X revelou que o pó de gnaiss era constituído, predominantemente, pelos seguintes minerais ou grupos de minerais: quartzo (SiO₂), ortoclásio (feldspato alcalino, KAlSi₃O₈), andesina (plagioclásio calcossódico, (Na,Ca)(Al₁₍₂₎Si₂₍₃₎O₈)), anfibólios ((Ca,Mg,Fe,Al,Na,Ba)(Si₄O₁₁)), micas e pelos minerais acessórios rutilo (TiO₂) e apatitas (Ca₅(PO₄)₃(OH, F, Cl)). O pH de abrasão do pó de gnaiss, determinado segundo Grant (1969), foi de 8,3.

Tabela 1. Caracterização química do pó de gnaiss

Elementos principais	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO
	54,7	14,8	12,3	6,1	2,4	2,5	3,7	2,2	1,1	0,2
Outros elementos	Cd	Co	Cr	Cu	La	Li	Ni	Pb	V	Zn
	< 3	16	13	11	138	15	< 3	< 8	179	148

2.2. Análises químicas dos compostos orgânicos

O vermicomposto e o composto orgânico foram secos e moídos para análise química. Para a determinação dos teores de P, K, Ca, Mg, Mn, Zn, Fe, Cu, Mo, Cr, Cd, Pb e Ni, as amostras foram primeiramente submetidas à digestão nitroperclórica. Os teores de P foram determinados colorimetricamente (Braga & Defelipo, 1974) e os de K foram determinados por fotometria de emissão de chama. Os demais teores foram determinados por espectrofotometria de emissão de plasma (ICP-AES). O teor de C dos compostos orgânicos foi determinado segundo Mendonça & Matos (2005) e o de N segundo Silva (2009). A caracterização química dos mesmos, em base seca, é apresentada na Tabela 2. A umidade em base seca era de 51 % no vermicomposto e de 43 % no composto orgânico.

Tabela 2. Composição química do vermicomposto e do composto orgânico

Macroelementos	C:N	C	N	P	K	Ca	Mg	Fe
 g kg ⁻¹							
Composto Orgânico	18,9	136,2	8,4	1,4	10,4	5,0	2,4	19,1
Vermicomposto	15,4	136,0	10,4	3,1	0,4	7,6	1,3	28,2
Microelementos	Zn	Mn	Cu	Mo	Cd	Cr	Ni	Pb
 mg kg ⁻¹							
Composto Orgânico	49,7	401,4	58,7	5,00	0,00	34,3	1,86	6,07
Vermicomposto	77,0	413,9	120,7	1,13	0,00	67,6	13,38	11,49

2.3. Crescimento e análises químicas das plantas

As plantas foram avaliadas quanto ao crescimento pela produção de matéria seca no estágio de início do florescimento. Para tal, foi coletada a parte aérea de 15 plantas da área útil de cada unidade experimental. Estas foram secas, tiveram sua massa determinada e foram moídas em moinho tipo Wiley para análise química. Os teores de P, K, Ca, Mg, Mn, Zn, Fe, Cu, Cr, Cd, Pb e Ni foram determinados segundo metodologia descrita anteriormente para os compostos orgânicos. Para a determinação dos teores de Si nos materiais vegetais, as amostras foram submetidas à digestão com peróxido de hidrogênio em autoclave (Elliott & Snyder, 1991) e o Si quantificado colorimetricamente pelo método azul (Leite, 1997).

2.4. Colonização micorrízica das plantas

No segundo cultivo de feijão foi avaliada a colonização micorrízica do sistema radicular das plantas, tomando-se amostras compostas de raízes finas superficiais (0 a 10 cm) de seis plantas de cada unidade experimental. A colonização radicular por fungos micorrízicos arbusculares do feijão foi avaliada pelo método da contagem em placa reticulada (Koske & Gemma, 1989), após as raízes serem descoradas em solução KOH 10 % e coradas com azul de tripano 0,05 % em lactoglicerol (Brundrett et al., 1996). Os resultados foram expressos em percentagem do comprimento de raízes colonizadas por fungos micorrízicos arbusculares.

2.5. Análises de solo

Para avaliação do solo foram coletadas amostras compostas formadas por 15 amostras simples coletadas na profundidade de 0 a 20 cm em cada unidade experimental. As amostras de solo foram secas ao ar e passadas em peneira de 2 mm

de abertura. As determinações de pH, Ca²⁺, Mg²⁺, K, Zn, Cu, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni, Pb, acidez trocável (Al³⁺), acidez potencial (H + Al) e fósforo remanescente foram realizadas segundo Silva (2009) e os teores de P (Mehlich 1) foram determinados segundo Braga & Defelipo (1974). O Si disponível no solo foi extraído pelo extrator ácido acético 0,5 mol L⁻¹ e determinado por espectrometria de absorção atômica. A resistência mecânica à penetração do solo foi avaliada com um penetrômetro de impacto modelo Stolf (Stolf, 1991), avaliada em seis pontos de cada unidade experimental.

2.6. Análises estatísticas

Os dados obtidos, quando atendidas as pressuposições para tal, foram submetidos à análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Student-Newman-Keuls (SNK) a 5 %. A interação na ANOVA foi considerada significativa quando $p \leq 0,10$. Ocasionalmente, a correlação entre variáveis respostas (disponibilidade de P e Si no solo) foi avaliada pela correlação de Pearson. Os dados de resistência mecânica à penetração em cada profundidade foram tratados como variáveis independentes e após a análise de variância as médias foram comparadas pelo teste de SNK a 10 %.

3. Resultados

3.1. Crescimento e nutrição das plantas

No primeiro cultivo, 50 dias após a aplicação dos tratamentos, houve aumento significativo na produção de matéria seca das plantas em função da aplicação do pó de gnaiss (Figura 1A). Este incremento, embora numericamente superior no manejo controle, ocorreu de modo independente do manejo utilizado (interação não significativa). Os tratamentos também diferiram em relação aos conteúdos de nutrientes na parte aérea das plantas de feijão (Figura 2). Houve incrementos gerais nos conteúdos de P (39 %), K (52 %), Ca (35 %), Mg (33 %) e Si (62 %) nas plantas em decorrência da aplicação do pó de gnaiss em relação à não aplicação. Tal como para o crescimento das plantas, no entanto, os incrementos nos conteúdos de nutrientes devido à aplicação do gnaiss foram maiores no manejo-controle que nos demais manejos de adubação orgânica (Figura 2). A adição do gnaiss não alterou

significativamente os teores e conteúdos de Mn, Ni, Cr, Cd e Pb na matéria seca da parte aérea das plantas ao final do primeiro cultivo (Anexo A).

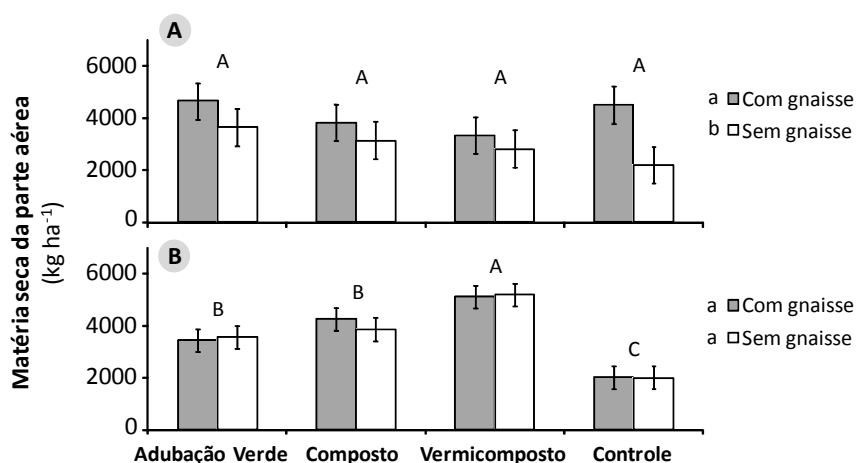


Figura 1. Matéria seca da parte aérea das plantas de feijão (kg ha^{-1}) após o primeiro cultivo (1A) e após o segundo cultivo (1B). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaisse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Barras representam o erro padrão.

Ao final do segundo cultivo com feijão (450 dias após a aplicação dos tratamentos) o crescimento das plantas não foi afetado pela aplicação do pó de gnaisse (Figura 1B). As diferenças encontradas neste cultivo foram decorrentes dos diferentes manejos com adubação orgânica, sendo a adubação com vermicomposto superior às demais adubações orgânicas e estas superiores ao manejo-controle. Embora os conteúdos de nutrientes nas plantas do segundo cultivo não tenham sido afetados pelos tratamentos (Anexo A), o pó de gnaisse incrementou os teores de Ca, Mg, Zn e Cu na matéria seca da parte aérea das plantas do manejo controle (Figura 3). A adição do gnaisse não alterou significativamente os teores e conteúdos de Fe, Ni, Cr, Cd e Pb na matéria seca da parte aérea das plantas do segundo cultivo.

3.2. Colonização micorrízica das plantas

A colonização micorrízica do sistema radicular das plantas de feijão do segundo cultivo foi elevada em todos os tratamentos ($> 60\%$), sendo 22% superior entre as plantas do manejo-controle em relação às dos manejos com vermicomposto e com composto orgânico. A colonização micorrízica, no entanto, não foi afetada pela adição do pó de gnaisse (Figura 4).

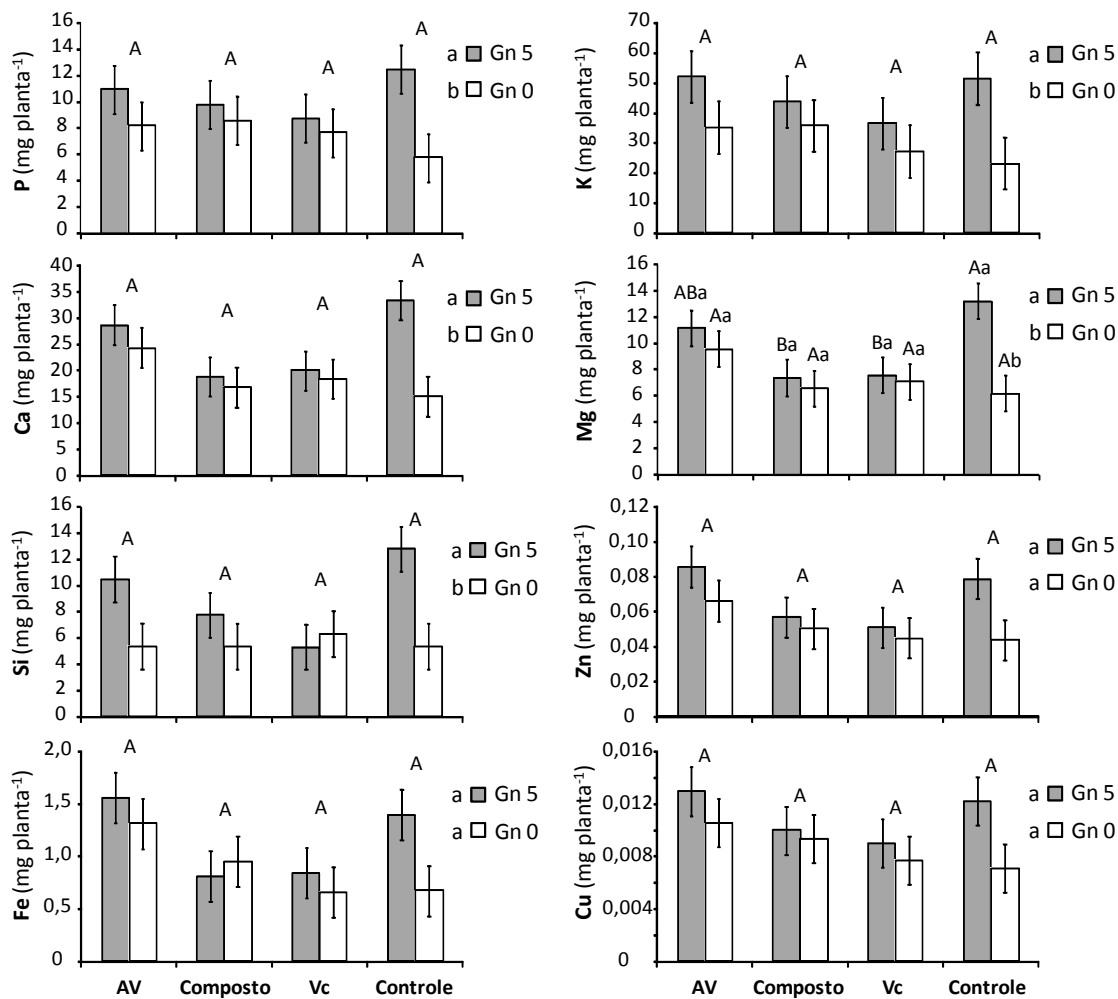


Figura 2. Conteúdos de nutrientes na matéria seca da parte aérea das plantas de feijão do primeiro cultivo, 50 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença (Gn 5) ou não (Gn 0) de pó de gnaisse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. AV: adubação verde. Vc: vermicomposto. Barras representam o erro padrão.

3.3. Alterações no solo

A disponibilização de nutrientes no solo foi fortemente influenciada pela aplicação dos tratamentos, principalmente pelos manejos de adubação orgânica. Após o primeiro cultivo de feijão, os manejos com adubação orgânica promoveram alterações na disponibilização dos elementos P, K, Si, Zn e Cu (Tabela 3). As disponibilidades de P e K no solo foram particularmente afetadas pela aplicação do vermicomposto e do composto orgânico, que resultaram em incrementos muito

superiores aos demais manejos. A aplicação do gnaïsse resultou em incremento médio de 33 % na disponibilização de P no solo em relação a sua não aplicação. Tal disponibilidade de P no solo correlacionou-se (correlação de Pearson) positivamente com os teores de Si extraídos pelo extrator ácido acético na presença do gnaïsse ($p = 0,04$), mas esta mesma correlação não foi significativa na ausência da rocha ($p = 0,34$). A adição do pó de gnaïsse não alterou significativamente a disponibilidade de Cd, Cr, Ni e Pb no solo.

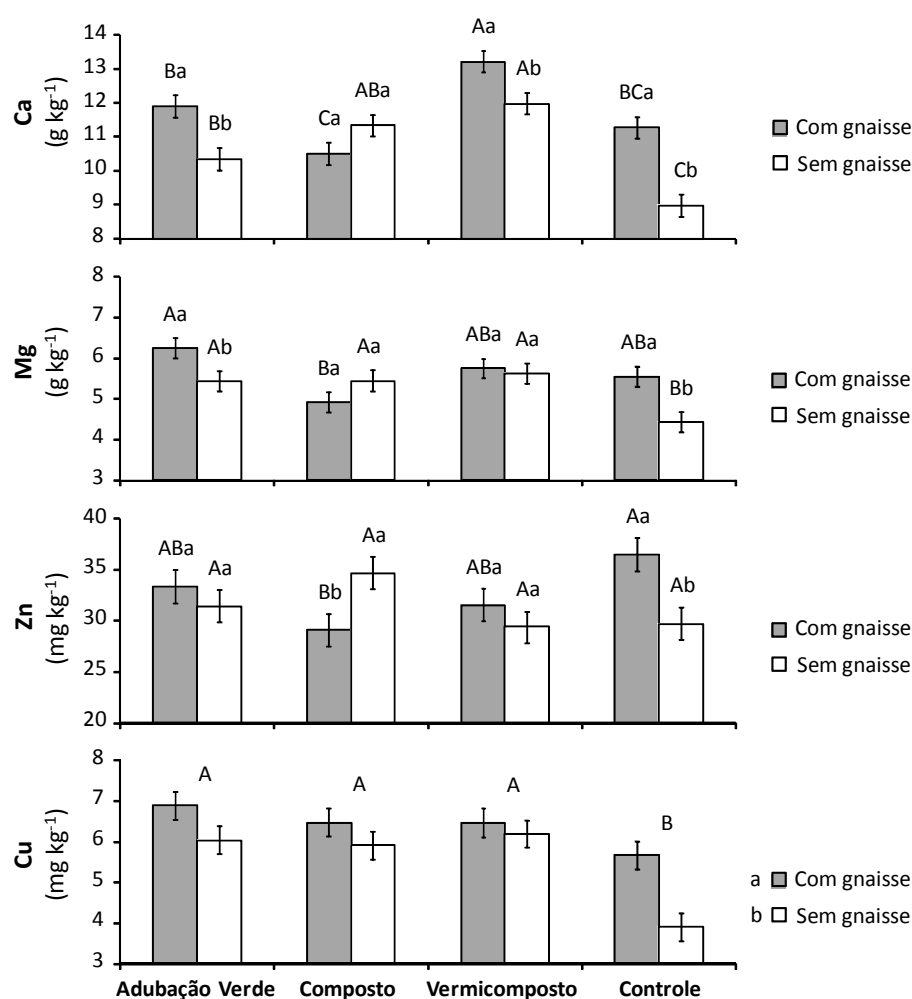


Figura 3. Teores de nutrientes na matéria seca da parte aérea das plantas de feijão do segundo cultivo, 450 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaïsse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Barras representam o erro padrão.

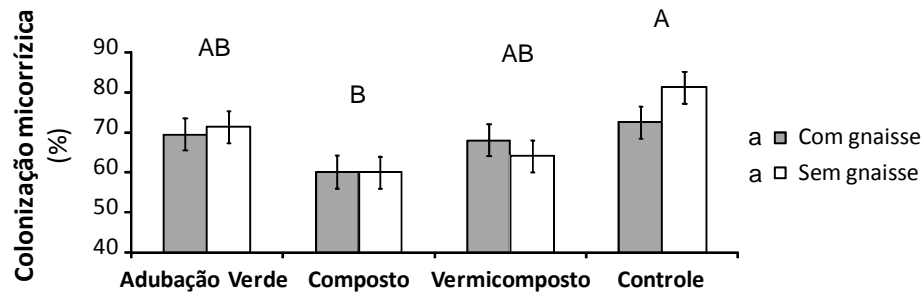


Figura 4. Colonização micorrízica arbuscular das plantas de feijão do segundo cultivo, 450 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaisse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Barras representam o erro padrão.

No final do segundo cultivo, 450 dias após a aplicação dos tratamentos, ocorreram incrementos significativos nas disponibilizações de elementos no solo, como para P, Ca, Zn, Mn e Fe em decorrência da aplicação do pó de gnaisse (Tabela 4). Diferentemente do primeiro cultivo, no entanto, as disponibilizações totais de elementos (solo mais planta) tenderam a serem maiores fora do manejo-controle (dados não mostrados). A adição do gnaisse não alterou significativamente a disponibilidade de Cd, Cr, Ni e Pb no solo (Anexo A).

Outras características químicas do solo também foram afetadas pelos tratamentos. Já aos 50 dias, houve incrementos significativos no pH do solo, na CTC a pH 7,0 e no fósforo remanescente decorrentes da aplicação do pó de gnaisse em relação a não aplicação (Tabela 3). Os incrementos na CTC, no entanto, foram altamente dependentes do manejo utilizado, ocorrendo apenas sob o manejo controle ou no manejo com vermicomposto.

Ao final do experimento, 450 dias após a aplicação dos tratamentos, o pó de gnaisse ainda resultou em incrementos significativos no pH (3 %), fósforo remanescente (6 %), Fe, Zn, Mn e também reduções significativas no Al^{3+} (41 %) em relação a não aplicação (Tabela 4).

Tabela 3. Características químicas do solo ao final do primeiro cultivo com feijão, 50 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaïsse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Adubação Verde	Composto	Vermicomposto	Controle	médias
P mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	6,2	5,2	10,2	5,2	6,7 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	4,0	4,7	7,3	4,2	5,0 <i>b</i>
	<i>médias</i>	5,1 <i>B</i>	5,0 <i>B</i>	8,8 <i>A</i>	4,7 <i>B</i>	CV: 30,2 %
K mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	54	115	48	43	65 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	49	93	47	49	59 <i>a</i>
	<i>médias</i>	51 <i>B</i>	104 <i>A</i>	47 <i>B</i>	46 <i>B</i>	CV: 25,8 %
Ca mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	1,97	1,97	2,27	2,12	2,08 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	1,73	2,34	1,74	1,78	1,89 <i>a</i>
	<i>médias</i>	1,85 <i>A</i>	2,15 <i>A</i>	2,00 <i>A</i>	1,95 <i>A</i>	CV: 18,7 %
Mg mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,77	0,77	0,86	0,78	0,80 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,69	0,87	0,67	0,70	0,73 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,73 <i>A</i>	0,82 <i>A</i>	0,77 <i>A</i>	0,74 <i>A</i>	CV: 20,2 %
Si mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	16,8	15,5	13,9	12,9	14,8 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	13,8	16,3	12,2	11,6	13,5 <i>a</i>
	<i>médias</i>	15,3 <i>AB</i>	15,9 <i>A</i>	13,1 <i>BC</i>	12,2 <i>C</i>	CV: 14,6 %
Zn mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,78 <i>Ba</i>	0,91 <i>Ba</i>	1,90 <i>Aa</i>	0,69 <i>Ba</i>	1,07
	Sem gnaïsse	0,70 <i>Aa</i>	1,04 <i>Aa</i>	1,14 <i>Ab</i>	0,64 <i>Aa</i>	0,88
	<i>médias</i>	0,74	0,98	1,52	0,66	CV: 42,5 %
pH H ₂ O	Com gnaïsse	5,25	5,32	5,34	5,23	5,28 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	5,12	5,33	5,08	5,15	5,17 <i>b</i>
	<i>médias</i>	5,18 <i>A</i>	5,32 <i>A</i>	5,21 <i>A</i>	5,19 <i>A</i>	CV: 2,9 %
CTC _{pH 7,0} cmol _c kg ⁻¹	Com gnaïsse	12,55 <i>Ab</i>	12,85 <i>Aa</i>	12,83 <i>Aa</i>	13,30 <i>Aa</i>	12,88
	Sem gnaïsse	13,23 <i>Aa</i>	13,04 <i>Aa</i>	12,17 <i>Bb</i>	12,42 <i>Bb</i>	12,72
	<i>médias</i>	12,89	12,95	12,50	12,86	CV: 3 %
Fósforo remanescente mg L ⁻¹	Com gnaïsse	18,8	20,1	21,8	18,7	19,9 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	16,2	20,1	21,2	16,9	18,6 <i>b</i>
	<i>médias</i>	17,5 <i>B</i>	20,1 <i>A</i>	21,5 <i>A</i>	17,8 <i>B</i>	CV: 8,8 %

Tabela 4. Características químicas do solo ao final do segundo cultivo de feijão, 450 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaïsse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Adubação Verde	Composto	Vermicomposto	Controle	médias
P mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	7,6	4,8	7,7	7,5	6,9 a
	Sem gnaïsse	5,6	5,3	6,2	6,4	5,9 b
	médias	6,6 A	5,0 B	6,9 A	6,9 A	CV: 17,5 %
K mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	57	78	66	36	59 a
	Sem gnaïsse	65	63	62	35	56 a
	médias	61 A	71 A	64 A	35 B	CV: 18,8 %
Ca mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	2,68	2,45	2,44	2,78	2,59 a
	Sem gnaïsse	2,24	2,41	2,14	2,26	2,26 b
	médias	2,46 A	2,43 A	2,29 A	2,52 A	CV: 18,5 %
Mg mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	1,17	1,07	1,05	1,16	1,11 a
	Sem gnaïsse	0,93	0,99	0,94	1,02	0,97 a
	médias	1,05 A	1,03 A	1,00 A	1,09 A	CV: 22,8 %
Si mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	7,2	8,6	8,3	10,2	8,6 a
	Sem gnaïsse	5,4	9,1	7,7	8,6	7,7 a
	médias	6,3 A	8,8 A	8,0 A	9,4 A	CV: 42,3 %
Zn mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	1,67 Ba	1,76 Ba	2,07 Aa	1,61 Ba	1,78
	Sem gnaïsse	1,63 ABa	1,77 Aa	1,77 Ab	1,48 Ba	1,66
	médias	1,65	1,77	1,92	1,55	CV: 7,7 %
Mn mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	16,79 Ba	18,19 ABa	22,15 Aa	19,61 ABa	19,19
	Sem gnaïsse	15,95 Aa	20,21 Aa	16,48 Ab	16,83 Aa	17,37
	médias	16,37	19,20	19,31	18,22	CV: 13,3 %
Fe mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	89,51 Bb	86,81 Ba	119,49 Aa	100,63 Ba	99,11
	Sem gnaïsse	113,99 Aa	97,26 Ba	90,22 Bb	82,34 Bb	95,95
	médias	101,75	92,04	104,85	91,48	CV: 9,7 %
pH H ₂ O	Com gnaïsse	5,24	5,09	5,14	5,22	5,17 a
	Sem gnaïsse	5,03	5,05	5,01	5,05	5,03 b
	médias	5,14 A	5,07 A	5,07 A	5,14 A	CV: 3,3 %
Al ³⁺ cmol _c kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,31 Aa	0,43 Aa	0,35 Aa	0,29 Ab	0,34 b
	Sem gnaïsse	0,51 Aa	0,39 Aa	0,48 Aa	0,55 Aa	0,48 a
	médias	0,41 A	0,41 A	0,42 A	0,42 A	CV: 35,2 %
CTC _{pH 7,0} cmol _c kg ⁻¹	Com gnaïsse	12,15	11,82	11,62	12,08	11,92 a
	Sem gnaïsse	12,03	12,14	11,49	11,55	11,80 a
	médias	12,09 A	11,98 A	11,56 A	11,82 A	CV: 4,4 %
Fósforo remanescente mg L ⁻¹	Com gnaïsse	24,8	24,8	24,4	25,5	24,9 a
	Sem gnaïsse	23,4	23,6	22,5	24,7	23,5 b
	médias	24,1 A	24,2 A	23,4 A	25,1 A	CV: 6,1 %

A resistência mecânica à penetração do solo ao final do experimento diferiu entre os tratamentos, mas não foi afetada pela presença do pó de gnaise em nenhum dos manejos de adubação avaliados (Figura 5). Os diferentes manejos da adubação orgânica reduziram significativamente a resistência à penetração do solo em relação ao manejo-controle nos primeiros 15 cm de solo, ainda que a magnitude deste efeito tenha sido pequena.

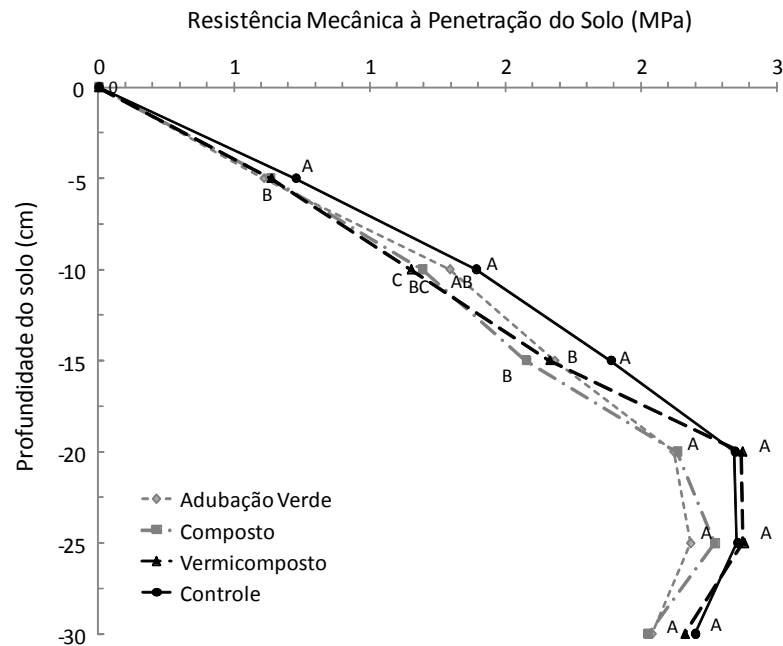


Figura 5. Resistência mecânica à penetração do solo 450 dias após a aplicação dos diferentes manejos de adubação orgânica (médias entre os tratamentos com e sem gnaise, que não diferiram entre si). Médias seguidas por uma mesma letra não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,10$).

4. Discussão

4.1. Crescimento e nutrição das plantas

O maior crescimento das plantas no primeiro cultivo em função da aplicação do pó de gnaise (Figura 1A) está ligado à maior absorção de P, K, Ca, Mg e Si pelas plantas conforme evidenciado pelos incrementos significativos nos conteúdos destes nutrientes nas plantas (Figura 2). No manejo-controle, entretanto, este incremento foi ainda maior. Tal fato está de acordo com o princípio exposto por Harley & Gilkes (2000), de que a efetividade dos pós de rocha silicatados aumenta quando os níveis iniciais de nutrientes no solo são baixos. Por outro lado, também não está em total desacordo

com Almeida et al. (2007), quanto à necessidade de uma fonte de biomassa para incrementar a atividade biológica e assim incrementar a dissolução mineral, uma vez que o solo inicialmente apresentava teores adequados de matéria orgânica e estava sob um manejo agroecológico. Dessa forma, esta maior disponibilização dos nutrientes do gnaissé ocorrida no manejo-controle pode estar ligada à grande importância dos processos de remoção dos produtos nos equilíbrios de dissolução dos minerais fontes de nutrientes (Harley & Gilkes, 2000).

Alguns trabalhos têm relatado incrementos no crescimento de plantas em função da aplicação de pós de rocha silicatadas. No entanto, os incrementos são esperados, de um modo geral, após um período maior de incubação ou quando são usadas rochas mais ricas em nutrientes ou com minerais menos resistentes ao intemperismo, como basalto, carbonatito, flogopitito, brecha alcalina e ultramáfica alcalina (Leonardos et al., 1987; Escosteguy & Klamt, 1998; Cui et al., 2003; Resende et al., 2006; Barbosa Filho et al., 2007). Em outros trabalhos com estes materiais o não incremento na matéria seca vegetal tem sido atribuído ao uso do pó de rocha como única fonte de nutrientes e, sendo estas deficientes em algum macronutriente, o crescimento da planta nem sempre reflete o potencial de utilização do material como fonte de parte dos nutrientes (Resende et al., 2006).

Entre os raros trabalhos com gnaissé, Wang et al. (2000) observou apenas pequenos incrementos na liberação de K, não resultando em aumento significativo no crescimento de milho, alfafa e centeio. Estes autores, porém, utilizaram material com granulometria muito grosseira, partículas > 1 mm. Para o granito, de mineralogia bastante semelhante ao gnaissé, alguns poucos trabalhos relataram incrementos no crescimento de plantas de azevém, trigo e feijão (Coroneos et al., 1996; Hinsinger et al., 1996; Duarte, 2010), ambos utilizando materiais mais finos: < 70 µm, 60 % < 1 mm e 60 % < 0,5 mm, respectivamente.

Esta relativamente rápida disponibilização de alguns nutrientes pelo pó de gnaissé aqui observada pode estar ligada, portanto, à pequena granulometria do pó utilizado e à rápida liberação de nutrientes da andesina e dos anfibólios, visto serem os mais susceptíveis ao intemperismo dentre os minerais essenciais do gnaissé (Formoso, 2006).

Após 450 dias da aplicação dos tratamentos, no entanto, a produção de matéria seca e os conteúdos de nutrientes nas plantas do segundo cultivo não foram afetados

pela aplicação do pó de gnaiss. Ocorreram efeitos significativos, todavia, em função dos diferentes manejos com adubações orgânicas (Figura 1B). O efeito residual das adubações orgânicas foi maior no manejo com vermicomposto, provavelmente decorrente de seus maiores teores de N, P e Ca (Tabela 2). Em relação ao primeiro cultivo, estes dados refletem o melhor potencial de resposta à médio e longo prazo das adubações orgânicas, como apontado por Santos et al. (2001).

Apesar de a adição do gnaiss não ter influenciado o crescimento das plantas no segundo cultivo, revelou um efeito residual de médio prazo (450 dias) quanto à liberação de nutrientes uma vez que promoveu aumento nos teores de alguns nutrientes nas plantas (Figura 3). Este efeito residual do gnaiss, já observado com a utilização de outras rochas (Leonardos et al., 1987; Hinsinger et al., 1996), desacompanhado de um incremento no crescimento das plantas, reflete sua limitação enquanto única estratégia de manejo da fertilidade a médio prazo, como já apontado para outras rochas por Escosteguy & Klamt (1998) e Resende et al. (2006). Além dos desbalanços entre elementos inerentes à própria composição química da rocha, a velocidade de liberação diferenciada dos nutrientes em função da diversidade mineralógica e granulométrica e as modificações destas velocidades pelo manejo do solo aumentam a complexidade na predição da disponibilização dos elementos pelas rochas, o que pode favorecer a liberação de alguns elementos em detrimento de outros.

4.2. Colonização micorrízica das plantas

A colonização micorrízica das plantas refletiu, aparentemente, as condições de disponibilidade de nutrientes no solo, sendo superior na ausência das adubações orgânicas (Figura 4), uma tendência comum para várias espécies de plantas (Plenchette et al., 2005; Gosling et al., 2006). Apesar disso, em todos os tratamentos, as raízes foram altamente colonizadas pelos fungos nativos (colonização micorrízica $\geq 60\%$), indicando que as adubações utilizadas não excluíram a participação dos fungos micorrízicos arbusculares, visto que a planta possui bom controle, à seu favor, da presença da associação (Smith & Read, 2008). No entanto, o papel desempenhado por estes fungos na dissolução de minerais silicatados é ainda desconhecido. Alguns fungos micorrízicos são exímios agentes solubilizadores de minerais primários, como os fungos ectomicorrízicos de um modo geral (Hoffland et al., 2004), ação atribuída

principalmente à capacidade de liberação de ácidos orgânicos no solo (Landeweert et al., 2001). Contudo, para os fungos micorrízicos arbusculares, as evidências quanto ao seu papel em promover o intemperismo de minerais primários estão praticamente restritas às apatitas, minerais de menor resistência ao intemperismo que os silicatos.

Até o momento, poucos trabalhos avaliaram o efeito da aplicação de rochas silicatadas sobre a microbiota do solo. Silva et al. (2008), aplicando doses crescentes de basalto (até 8 t ha⁻¹) em subsolo, sob condições de casa de vegetação, observaram alterações na biomassa microbiana, na densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares no solo e na colonização radicular de gonçalo (*Astronium fraxinifolium*) por fungos micorrízicos. A colonização micorrízica do sistema radicular tendeu a aumentar na presença do pó de basalto, exceto quando na presença do lodo de esgoto (Silva et al.; 2008). Tais observações diferem das tendências observadas neste trabalho, uma vez que o gnaïsse não influenciou significativamente a colonização micorrízica das raízes de feijão.

4.3. Alterações no solo

No solo, as alterações decorrentes da aplicação dos tratamentos não seguiram o mesmo comportamento das plantas quanto ao teor e acúmulo de nutrientes na parte aérea. Isso ocorreu pelo fato de os incrementos na disponibilidade no solo dependerem do excedente da imobilização das plantas e da microbiota. Além disso, para as adubações orgânicas, os incrementos na disponibilidade dos nutrientes P, K, Si, Zn e Cu no solo aos 50 dias (Tabela 3), desacompanhados dos respectivos incrementos nas plantas (Figura 2), podem estar ligados à velocidade de mineralização destas fontes. Assim, provavelmente os nutrientes dos compostos não foram mineralizados a tempo para acompanhar a rápida demanda inicial da primeira cultura do feijão.

Os incrementos na disponibilidade de P no solo observados podem ser atribuídos à maior suscetibilidade intempérica das apatitas dentre os minerais fontes de P do gnaïsse (Melo et al., 2009). Por outro lado, a magnitude dos incrementos diante dos teores de P do gnaïsse (Tabela 1), a correlação entre os incrementos de P e os incrementos no Si extraído pelo ácido acético e os incrementos nos valores de fósforo remanescente sugerem que o Si liberado pelo pó de gnaïsse possa ter contribuído para aumentar a disponibilidade do P do solo.

Alguns trabalhos tem relatado que a interação P x Si no solo pode favorecer a

disponibilidade P às plantas em condições de baixa disponibilidade de P no solo (Ma & Takahashi, 1991; Owino-Gerroh & Gascho, 2004; Tavakkoli et al., 2011). Embora a dessorção de P dos minerais de argila do solo pelo Si seja possível (Carvalho et al., 2001), a simples menor adsorção de P, uma vez que o Si pode ocupar os mesmos sítios de ligação, deve ser o mecanismo mais importante em solos altamente intemperizados para melhor explicar o benefício do Si sobre a disponibilidade de P (Leite, 1997; Carvalho et al., 2000; Pozza et al., 2007).

Quanto à disponibilidade de K no solo no primeiro cultivo, a aplicação do composto orgânico Caparaó resultou em incrementos muito superiores aos demais tratamentos (Tabela 4). A magnitude dos incrementos refletem os maiores teores de K do composto em relação ao vermicomposto (Tabela 2), provavelmente devido à riqueza em K das folhas e pseudocaules da bananeira utilizados em seu preparo (Araújo & Siqueira, 2008).

O $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ do solo teve aumento significativo em decorrência da aplicação do gnaïsse. Esse incremento no pH, já verificado em outros trabalhos com basalto (Escosteguy & Klamt, 1998; Gillman et al., 2001), fonolito (von Wilpert & Lukes, 2003) ou com granito (Coroneos et al., 1996) deve estar ligado ao consumo de H^+ pelos processos de hidrólise e/ou dissolução dos minerais (Harley & Gilkes, 2000), embora não tenha sido observado redução significativa na acidez trocável (Al^{3+}) em função da aplicação do gnaïsse (dados não mostrados).

Entretanto, o aumento no pH pela aplicação do gnaïsse pode estar sendo mascarado pelos processos naturais de acidificação do conjunto solo-planta, conforme sugerem os dados de Coroneos et al. (1996). Esses autores observaram que na ausência da planta os incrementos no pH em função da aplicação de granito ocorreram em todos os três tipos de solos avaliados, enquanto na presença da planta isso não ocorreu.

A adição do gnaïsse também promoveu alterações na CTC a pH 7,0 do solo aos 50 dias (Tabela 3). Alguns autores têm relatado incrementos na CTC do solo em função da aplicação de pós de rocha silicatadas (Gillman, 1980; Blum et al., 1989; Escosteguy & Klamt, 1998), embora hajam controvérsias (Boniao et al., 2002), mas nenhum deles utilizando gnaïsse. Para os manejos controle e com vermicomposto esse incremento foi acompanhado, principalmente, de incremento na soma de bases (dados não mostrados), enquanto para o manejo apenas com adubação verde a redução na CTC foi acompanhada de uma redução na acidez potencial (dados não mostrados).

Os riscos associados à adição de metais pesados nos sistemas agrícolas pela rochagem (Melamed et al., 2009; Theodoro et al., 2006) não se confirmaram nas nossas condições experimentais, visto que não houve incrementos significativos dos elementos Cr, Ni, Pb, Cd e As na biomassa das plantas ou nos teores de Cr, Ni, Pb e Cd disponíveis no solo.

Após o segundo cultivo do feijão os tratamentos com adubação verde equipararam-se aos com vermicomposto quanto à disponibilização de elementos no solo. Tal fato demonstrou os benefícios da rotação com adubação verde realizada. Além disso, os incrementos na disponibilização de K pelas adubações orgânicas demonstram um claro efeito residual dessas adubações. Tal efeito residual, embora esperado, ainda tem sido conflitante na literatura, não sendo observado por alguns autores (Perin et al., 2004), mas sendo demonstrado por diversos outros (Cobo et al., 2002; Perin et al., 2006; Diniz et al., 2007).

Proporcionalmente à composição da rocha (Tabela 2) e à dose aplicada (5 t ha^{-1}) pode-se inferir que as maiores disponibilizações de nutrientes do gnaisse ocorreram, de modo geral, para Ca, Mg, P e K, nesta ordem e a menor para o Si. Tal intensidade de disponibilização pode, no entanto, não refletir apenas a susceptibilidade ao intemperismo dos minerais fontes destes nutrientes pelo fato de que a disponibilização também pode ser afetada por diversas reações no solo. Em alguns casos, estas reações podem incrementar a disponibilidade de nutrientes advindos das rochas e em outros, reduzi-la, comumente envolvendo precipitação e, ou complexação dos elementos solubilizados (Harley & Gilkes, 2000). O Mg^{2+} e o K^+ , por exemplo, podem ser incorporados à estrutura de minerais de argila neoformados (Melo et al., 2009), o P pode ser adsorvido por óxidos de Fe e Al, o Si pode ser condensado como partículas de sílica amorfa hidratada (Sommer et al., 2006), o que, portanto, pode contribuir para que o total liberado pela rocha seja subestimado. Entre as reações que podem incrementar e assim superestimar o total disponibilizado pelo gnaisse, pode-se citar a disponibilização de P do solo que é afetada pela liberação de Si, como já discutido, e a disponibilização de Ca do solo (e não apenas da rocha). Esta suspeita em relação ao Ca deve-se ao fato de que os incrementos desse elemento no solo foram elevados proporcionalmente à quantidade aplicada (Tabela 4).

De um modo geral, as disponibilizações de elementos pelo gnaisse foram pouco afetadas pelos manejos de adubação orgânica, especialmente para os macronutrientes.

Os incrementos promovidos pelo gnaïsse, no entanto, foram em geral numericamente maiores na ausência de uma adubação orgânica no primeiro cultivo (Figura 2), enquanto no segundo cultivo esta tendência não ocorreu. Isso sugere, portanto, que no médio prazo, a presença de adubações orgânicas pode ter afetado a dinâmica de liberação dos nutrientes do gnaïsse. Tal fato foi também reportado por Silva et al. (2008) trabalhando com pó de basalto na presença ou não de adubações orgânicas com esterco bovino, lodo de esgoto e aguapé. Estes autores observaram que o efeito da aplicação do basalto sobre o crescimento de mudas de gonçalo (*Astronium fraxinifolium*) aos 120 dias foi dependente da adubação orgânica utilizada, ocorrendo somente na presença do esterco bovino ou do lodo de esgoto. Zandoná et al. (2010), no entanto, não observaram interação clara entre a presença de mucuna cinza (*Mucuna pruriens*) e pó de carbonatito na promoção do crescimento de feijão vagem (*Phaseolus vulgaris* cv. Alessa). Ainda segundo Silva et al. (2008), a adição de basalto promoveu incrementos no pH e nas disponibilidades de P, Ca, Mg e K no solo. Alguns destes incrementos foram maiores e, ou ocorreram apenas quando o basalto foi adicionado na presença de uma adubação orgânica, como P (na presença de lodo de esgoto), K (na presença de esterco) e Ca (na presença de aguapé).

A resistência mecânica à penetração do solo aos 450 dias após a aplicação dos tratamentos não foi afetada pela presença do pó de gnaïsse (Figura 5). Os diferentes manejos de adubação orgânica, no entanto, apresentaram o efeito desejável de redução na resistência à penetração do solo em relação ao manejo-controle nos primeiros 15 cm de solo. A resistência mecânica do solo à penetração correlaciona-se negativamente com a macroporosidade do solo, sendo uma avaliação sensível às mudanças nas características físicas do solo (Reichert et al., 2010).

Os dados observados (Figura 5), no entanto, diferem das tendências apresentadas por Knapik & Angelo (2007b), onde a densidade do solo foi aumentada em mais de 100 % e a porosidade total reduzida em cerca de 4 % com a aplicação de pó de basalto na dosagem de 300 t ha⁻¹ em casa de vegetação. Knapik & Angelo (2007a) observaram que as alterações nas características físicas no substrato para produção de mudas devido à aplicação de pó de basalto na dose correspondente à 150 kg m⁻³ levaram à redução do crescimento das mudas de *Prunus sellowii*. Contrariamente, o pó de gnaïsse nas condições aqui utilizadas não apresentou indícios de alterações em características físicas do solo.

Além das características de manejo do solo já discutidas, que podem ter favorecido a liberação de nutrientes, algumas considerações sobre o material utilizado são ainda importantes. A viabilidade de utilização de pós de rocha depende, de um modo geral, da utilização de resíduos da indústria mineral. O pó de gnaiss utilizado neste trabalho foi obtido pela simples separação das frações finas resultantes da moagem da rocha para obtenção de brita para a construção civil. O pó pode diferir da composição da rocha original pela segregação dos materiais finos, como apontado por Grigorieff et al. (2002) para amostras minerais de um modo geral. Esta segregação pelo peneiramento, provavelmente, teve um papel positivo no enriquecimento com minerais de menor dureza, que dentre os identificados são as micas, as apatitas e os anfibólios, respectivamente. O resíduo da moagem do gnaiss, portanto, pode ser um produto diferente do gnaiss moído, mas como a expressão “pó de rocha” já se generalizou para esses casos (Martins et al., 2010), foi aqui mantida.

Além disso, segundo Oliveira (1980), citado por Brasil (1983), o gnaiss Piedade apresenta em média 62 % de SiO_2 , 4,1 % de CaO , 2,5 % de MgO , 3,6 % de K_2O e 0,3 % de P_2O_5 . Tal composição indica um caráter mais básico do gnaiss utilizado (54,7 % de SiO_2 , Tabela 1). Tal fato é consistente com a constatação de que apesar de o gnaiss Piedade apresentar composição relativamente homogênea ao longo de sua distribuição longitudinal, empurrado entre as rochas dos Complexos Barbacena e Juiz de Fora, exibe aumento na alcalinidade e possui maior concentração de corpos metabásicos na borda leste (Brasil, 1983), de onde o pó de gnaiss utilizado foi proveniente. Dessa forma, as comparações com outros trabalhos utilizando-se rochas ácidas como o granito ou gnaisses típicos requerem atenção especial em relação aos teores totais de K e dos cátions básicos. Por outro lado, o intemperismo de minerais em condições de campo pode diferir das condições de incubação em laboratório, frequentemente inferiores (White & Brantley, 2003), o que tornam nossas conclusões ainda mais inovadoras em relação ao gnaiss.

Por fim, considerando os incrementos na disponibilização dos elementos pelo gnaiss nos dois cultivos pode-se confirmar que a liberação dos nutrientes é, como esperado, lenta. No entanto, para a agroecologia o desempenho dos sistemas produtivos é dependente de um grupo de tecnologias e práticas de manejo que melhor atuam enquanto conjunto e não enquanto partes (Khatounian, 2001). Nessa perspectiva, a utilização do gnaiss como parte das estratégias de manejo

agroecológico da fertilidade do solo demonstrou-se como promissora apesar de suas características mineralógicas pouco favoráveis como apontado por Harley & Gilkes (2000), Bolland & Baker (2000) e Formoso (2006).

5. Conclusões

Apesar da lenta liberação dos nutrientes do gnaïsse de um modo geral, desejável sobre alguns aspectos nos solos tropicais, alguns elementos tiveram sua disponibilidade, proporcionalmente à dose aplicada, consideravelmente elevada. A aplicação do pó de gnaïsse promoveu o crescimento de plantas, aumentou a absorção de nutrientes e promoveu alterações químicas desejáveis no solo. De um modo geral, as disponibilizações de elementos pelo gnaïsse foram pouco afetadas pelos manejos de adubação orgânica, especialmente para os macronutrientes. Assim, os dados sugerem que a disponibilização de nutrientes do pó de gnaïsse foi fortemente influenciada pela remoção dos produtos nos equilíbrios de dissolução dos minerais fontes de nutrientes. Tais fatos fortalecem a hipótese de que efetividade dos pós de rocha silicatados aumenta quando os níveis iniciais de nutrientes no solo são baixos.

A utilização do pó de gnaïsse como parte das estratégias de manejo da fertilidade do solo demonstrou-se como promissora uma vez que promoveu tanto o crescimento das plantas quanto melhorias nas características químicas do solo. Os riscos associados à disponibilização de metais pesados nos sistemas agrícolas ou de alterações em características físicas e biológicas do solo não se confirmaram para os parâmetros avaliados.

6. Referências Bibliográficas

ALMEIDA, E.; SILVA, F.J.P.; RALISCH, R. Revitalização dos solos em processos de transição agroecológica no sul do Brasil. *Agriculturas*, 4: 7-10, 2007.

ALTIERI, M. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology Environment*, 2: 35-42, 2004.

- ARAÚJO, J.B.; SIQUEIRA, H.M. Composto Caparaó: relato da experimentação participativa na Acaofi. Incaper. Documentos, 159. 28p. 2008.
- BARBOSA FILHO, M.P.B.; FAGERIA, N.K.; SANTOS, D.F.; COUTO, P.A. Rochas brasileiras como fontes alternativas de potássio para a cultura do arroz de terras altas. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2007. 24 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 26).
- BARKER, W.W.; WELCH, S.A.; BANFIELD, J.F. Biogeochemical weathering of silicate minerals *Reviews in Mineralogy*, 35: 419-428, 1997.
- BARRERA-BASSOLS, N.; ZINCK, J.A. Ethnopedology: a worldwide view on the soil knowledge of local people. *Geoderma*, 111: 171-195, 2003.
- BLUM, W.E.H.; HERBINGER, B.; MENTLER, A.; OTTNER, F.; POLLAK, M.; UNGER, E.; WENZEL, W.W. The use of rock powders in agriculture. II - Efficiency of rock powders for soil amelioration. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 152: 427-430, 1989.
- BOLLAND, M.D.A.; BAKER, M.J. Powdered granite is not an effective fertilizer for clover and wheat in sandy soils from Western Australia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 59-68, 2000.
- BONIAO, R.D.; SHAMSHUDDIN, J.; RANST, E.V.; ZAUAYAH, S.; OMAR, S.R.S. Changes in chemical properties and growth of corn in volcanic soils treated with peat, ground basalt pyroclastics, and calcium silicate. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33: 1219-1233, 2002.
- BRAGA, J.M.; DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solo e material vegetal. *Revista Ceres*, 21:73-85, 1974.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia - Departamento Nacional de Produção Mineral. Folha SF 23/24 Rio de Janeiro/Vitória: Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Projeto RADAMBRASIL v32. Rio de Janeiro, 1983, 775p.
- BRUNDRETT, M.C.; BOUGHER, N.; DELL, B.; GROVE, T.; MALAJCZUK, N. Working with mycorrhizas in forest and agriculture. Camberra: Pirie, 1996. 374p.
- CARPENTER, D.; HODSON, M.E.; EGGLETON, P.; KIRK, C. Earthworm induced mineral weathering: Preliminary results. *European Journal of Soil Biology*, 43: 176-183, 2007.
- CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N.; FERNANDES, L.A.; OLIVEIRA JR., A.C. Dessorção de fósforo por silício em solos cultivados com eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24: 69-74, 2000.

- CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; SANTOS, C.D.; FERNANDES, L.A., CURI, N.; RODRIGUES, D.C. Interações silício-fósforo em solos cultivados com eucalipto em casa de vegetação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36: 557-565, 2001.
- COBO, J.G.; BARRIOS, E.; KASS, D.C.L.; THOMAS, R.J. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. *Plant and Soil*, 240: 331-342, 2002.
- CORONEOS, C.; HINSINGER, E.; GILKES, R.J. Granite powder as a source of potassium for plants: a glasshouse bioassay comparing two pasture species. *Fertilizer Research*, 45: 143-152, 1996.
- CUI, J.; WANG, J.; ZHANG, F. Effect of phlogopite on plant growth under phosphorus deficiency. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34: 1135-1152, 2003.
- DINIZ, E.R.; SANTOS, R.H.S.; URQUIAGA, S.S.; PETERNELLI, L.A.; BARRELA, T.P.; FREITAS, G.B. Green manure incorporation timing for organically grown broccoli. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42: 199-206, 2007.
- DUARTE, W.M. Potencial das rochas flogopitito, granito e sienito na disponibilização de potássio em solos. 2010. 43p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2010.
- ELLIOTT, C.L.; SNYDER, G.H. Autoclave-induced digestion for the colorimetric determination of silicon in rice straw. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 39: 1118-1119, 1991.
- EPA 3052. MICROWAVE ASSISTED ACID DIGESTION OF SILICEOUS AND ORGANICALLY BASED MATRICES. Washington, USA: Revision, December, 1996. CD-Rom. Windows 95/XP.
- ESCOSTEGUY, P.A.V.; KLAMT, E. Basalto moído como fonte de nutrientes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22: 11-20. 1998.
- FORMOSO, M.L.L. Some topics on geochemistry of weathering: a review. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 809-820, 2006.
- FRASCÁ, M.H.B.O.; SARTORI, P.L.P. Minerais e Rochas. *In*: OLIVEIRA, A.M.S.; BRITO, S.N.A. (Eds). *Geologia de Engenharia*. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998, 587p.
- GADD, G.M. Geomycology: biochemical transformations of rocks, minerals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. *Mycological Research*, 111: 3-49, 2007.
- GILLMAN G.P. The effect of crushed basalt scoria on the cation exchange properties of a highly weathered soil. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 465-468, 1980.

- GILLMAN, G.P.; BURKETT, D.C.; COVENTRY, R.J. A laboratory study of application of basalt dust to highly weathered soils: effect on soil cation chemistry. *Australian Journal of Soil Research*, 39: 799-811, 2001.
- GOSLING, P.; HODGE, A.; GOODLASS, G.; BENDING, G.D. Arbuscular mycorrhizal fungi and organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113: 17–35, 2006.
- GRANT, W.H. Abrasion pH, an index of chemical weathering. *Clays and Clay Minerals*, 17: 151-155, 1969.
- GRIGORIEFF, A.; COSTA, J.F.C.L.; KOPPE, J. O problema da amostragem manual na indústria mineral. *Revista Escola de Minas*, 55: 229-233, 2002.
- HARLEY, A.D.; GILKES, R.J. Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: a geochemical overview. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 11–36, 2000.
- HENSEL, J. *Pães de Pedra*. Tradutores: Hans Landgraf, Jairo Restrepo Riveira, Sebastião Pinheiro. Canoas, Salles Editora, 2003. 79p.
- HINSINGER, P.; BARROS, O.N.F.; BENEDETTI, M.F.; NOACK, Y.; CALLOT, G. Plant-induced weathering of a basaltic rock: experimental evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65: 137–152, 2001.
- HINSINGER, P.; BOLLAND, M.D.A.; GILKES, R.J. Silicate rock powder: effect on selected chemical properties of a range of soils from Western Australia and on plant growth as assessed in a glasshouse experiment. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 45: 69-79, 1996.
- HOFFLAND, E.; KUYPER, T.W.; WALLANDER, H.; PLASSARD, C.; GORBUSHINA, A.A.; HASELWANDTER, K.; HOLMSTRÖM, S.; LANDEWEERT, R.; LUNDSTRÖM, U.S.; ROSLING, A.; SEN, R.; SMITS, M.M.; van HEES, P.A.W.; van BREEMEN, N. The role of fungi in weathering. *Frontiers in Ecology Environment*, 2: 258–264, 2004.
- KHATOUNIAN, C.A. A reconstrução ecológica da agricultura. Botucatu: Agroecológica, 2001. 349p.
- KNAPIK, J.G.; ANGELO, A.C. Crescimento de mudas de *Prunus sellowii* Koehne em resposta a adubações com NPK e pó de basalto. *Floresta*, 37: 257-265, 2007a.
- KNAPIK, J.G.; ANGELO, A.C. Pó de basalto e esterco equino na produção de mudas de *Prunus sellowii* Koehne (Rosaceae). *Floresta*, 37: 427-437, 2007b.
- KOSKE, R.; GEMMA, J.N. A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. *Mycological Research*, 92: 486–505, 1989.
- LANDEWEERT, R.; HOFFLAND, E.; FINLAY, R.D.; KUYPER, T.W.; van BREEMEN, N. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 248-254, 2001.

- LEAKE, H.M. Soil rejuvenation in Mauritius. *International Sugar Journal*, 52: 117-118, 1950.
- LEITE, P.C. 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.
- LEONARDOS, O.H.; FYFE, W.S.; KRONBERG, B.I. The use of ground rocks in laterite systems: an improvement to the use of conventional soluble fertilizers? *Chemical Geology*, 60: 361-370, 1987.
- LIMA, C.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R.; SILVA, L.H.M.; ROIG, A. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13: 334-340, 2009.
- LIMA, F.S.; STAMFORD, N.P.; SOUSA, C.S.; LIRA JUNIOR, M.A.; MALHEIROS, S.M.M.; van STRAATEN, P. Earthworm compound and rock biofertilizer enriched in nitrogen by inoculation with free living diazotrophic bacteria. *World Journal of Microbiol Biotechnology*, 26: 1769-1775, 2010.
- LOPES-ASSAD, M.L.; AVANSINI, S.H.; ROSA, M.M.; CARVALHO, J.R.P.; CECCATO-ANTONINI, S.R. The solubilization of potassium-bearing rock powder by *Aspergillus niger* in small-scale batch fermentations. *Canadian Journal of Microbiology*, 56: 598-605, 2010.
- MA, J.F.; TAKAHASHI, E. Effects of silicate on phosphate availability of rice in a P-deficient soil. *Plant and Soil*, 133: 151–155, 1991.
- MAGALHÃES, J.C.A.J.; VIEIRA, R.F.; PEREIRA, J.; PERES, J.R.R. Efeito da adubação verde na disponibilidade de fósforo de fosfatos, numa sucessão de culturas, em solo de cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 15: 329-337, 1991.
- MARTINS, E.S.; RESENDE, A.V.; OLIVEIRA, C.G.; FURTINI NETO, A.E. Materiais silicáticos como fontes regionais de nutrientes e condicionadores de solos. *In*: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). *Agrominerais para o Brasil*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.
- MELAMED, R.; GASPAR, J.C.; MIEKELEY, N. Pó-de-rocha como fertilizante alternativo para sistemas de produção sustentáveis em solos tropicais. *In*: LAPIDO-LOUREIRO, F.E.; MELAMED, R.; FIGUEIREDO NETO, J. (Eds.). *Fertilizantes – agroindústria e sustentabilidade*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2009. 645p.
- MELO, V.F.; CASTILHOS, R.M.V.; PINTO, L.F.S. Reserva mineral do solo. *In*: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds). *Química e Mineralogia do Solo - Parte I*. Viçosa: SBCS, 2009. 695p.
- MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. *Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises*. Viçosa: 2005, 81p.

- NASCIMENTO, C.G. Escola Família Agrícola: uma resposta alternativa à educação do meio rural. *Revista da UFG*, 7: 10-20, 2005.
- NEUMANN, G.; ROMHELD, V. Rhizosphere chemistry in relation to plant nutrition. *In*: MARSCHNER, P. (Ed.). *Marschner's - Mineral Nutrition of Higher Plants*, 3 ed. Academic Press. 2012. 650p.
- OWINO-GERROH, C.; GASCHO, G.J. Effect of silicon on low pH soil phosphorus sorption and on uptake and growth of maize. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35: 2369-2378, 2004.
- PERIN, A.; SANTOS, R.H.S.; URQUIAGA, S.S.; CECON, P.R.; GUERRA, J.G.M.; FREITAS, G.B. Sunnhemp and millet as green manure for tropical maize production. *Scientia Agricola*, 63: 453-459, 2006.
- PERIN, A.; SANTOS, R.H.S.; URQUIAGA, S.S.; GUERRA, J.G.M.; CECON, P.R. Efeito residual da adubação verde no rendimento de brócolo (*Brassica oleraceae* L. var. *Italica*) cultivado em sucessão ao milho (*Zea mays* L.). *Ciência Rural*, 34: 1739-1745, 2004.
- PIZA, P.A.T.; BERTOLINO, L.C.; SILVA, A.A.S.; SAMPAIO, J.A.; LUZ, A.B. Verdete da região de Cedro de Abaeté (MG) como fonte alternativa para potássio. *Geociências*, 30: 345-356, 2011.
- PLENCHETTE, C.; CLERMONT-DAUPHIN, C.; MEYNARD, J.M.; FORTIN, J.A. Managing arbuscular mycorrhizal fungi in cropping systems. *Canadian Journal of Plant Science*, 85: 31-40, 2005.
- POZZA, A.A.A.; COSTA, E.T.S.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.G.S.M.; MOTTA, P.E.F. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42: 1627-1633, 2007.
- REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; SUZUKI, L.E.A.; HORN, R. Mecânica do solo. *In*: van LIER, Q.J. (Ed.). *Física do Solo*. Viçosa: SBCS, 2010, 298p.
- RESENDE, A.V.; MACHADO, C.T.T.; MARTINS, E.S.; SENA, M.C.; NASCIMENTO, M.T.; SILVA, L.C.R.; LINHARES, N.W. Rochas como fontes de potássio e outros nutrientes para culturas anuais. *Espaço & Geografia*, 9: 135:161, 2006.
- RESENDE, S.B.; RESENDE, M. Solos dos mares de morros: ocupação e uso. *In*: ALVAREZ, V. V.H.; FONTES, L.E.F.; FONTES, M.P.F. (Eds). *O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado*. Viçosa: SBCS, UFV, 1996, 930p.
- RIBEIRO, S.S.; BARBOSA, W.A. Saberes agroecológicos: entrelaçando o popular e o científico. *Ação Ambiental*, 31: 12-14, 2005.

- RIBEIRO, L.S.; SANTOS, A.R.; SOUZA, L.F.S.; SOUZA, J.S. Rochas silicáticas portadoras de potássio como fontes do nutriente para as plantas solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34: 891-897, 2010.
- SANTOS, R.H.S.; SILVA, F.; CASALI, V.W.D.; CONDE, A.R. Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36: 1395-1398, 2001.
- SIKORA, L.J. Effects of basaltic mineral fines on composting. *Waste Management*, 24: 139-142, 2004.
- SILVA, E.A.; CASSIOLATO, A.M.R.; MALTONI, K.L.; SCABORA, M.H. Efeitos da rochagem e de resíduos orgânicos sobre aspectos químicos e microbiológicos de um subsolo exposto e sobre o crescimento de *Astronium fraxinifolium* Schott. *Árvore*, 32: 323-333, 2008.
- SILVA, F.C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p.
- SILVA, L.H. Educação do campo e pedagogia da alternância. A experiência brasileira. *Sísifo/Revista de Ciências da Educação*, 5: 105-112, 2008.
- SMITH, S.E.; READ, D.J. *Mycorrhizal Symbiosis*. 3 ed. London: Academic Press, 2008. 803p.
- SOMMER, M.; KACZOREK, D.; KUZYAKOV, Y.; BREUER, J. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes — a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169: 310-329, 2006.
- SOUZA, M.E.P. Oligochaetas em solos sob sistemas de manejos a pleno sol e agroflorestal e vermicompostagem associada com pós de rocha. 2010. 72p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.
- SOUZA FILHO, L.F.; CRUZ, J.L.; SOUZA, L.F.S.; CALDAS, R.C.; MAGALHAES, A.F.J.; CONCEIÇÃO, H.; SOUSA, J.S. Eficiência de um flogopitito como fonte de potássio para o desenvolvimento inicial do mamoeiro. *Espaço & Geografia*, 9: 215-229, 2006.
- STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 15: 229-235, 1991.
- TAVAKKOLI, E.; ENGLISH, P.; GUPPY, C.N. Interaction of silicon and phosphorus mitigate manganese in a highly weathered soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42: 503-513, 2011.
- THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.H. The use of rocks to improve family agriculture in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 721-730, 2006.

- THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.; ROCHA, E.L.; REGO, K.G. Experiências de uso de rochas silicáticas como fonte de nutrientes. *Espaço & Geografia*, 9: 263-292, 2006.
- van STRAATEN, P. Farming with rocks and minerals: challenges and opportunities. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 731-747, 2006.
- von WILPERT, K.; LUKES, M. Ecochemical effects of phonolite rock powder, dolomite and potassium sulfate in a spruce stand on an acidified glacial loam. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65: 115–127, 2003.
- WANG, J.G.; ZHANG, F.S.; CAO, Y.P.; ZHANG, X.L. Effect of plant types on release of mineral potassium from gneiss. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 37–44, 2000.
- WEAVER, L.; COUSINS, J.B. Unpacking the participatory process. *Journal of Multidisciplinary Evaluation*, 1: 19-40, 2004.
- WELCH, S.A.; ULLMAN, W.J. The effect of organic acids on plagioclase dissolution rates and stoichiometry. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57: 2725–2736, 1993.
- WELTER, M.K.; MELO, V.F.; BRUCKNER, C.H.; GOES, H.T.P.; CHAGAS, E.A.; UCHOA, S.C.P. Efeito da aplicação de pó de basalto no desenvolvimento inicial de mudas de camu-camu (*Myrciaria dubia*). *Revista Brasileira de Fruticultura*, 33: 922-932, 2011.
- WINIWARTER, V.; BLUM, W.E.H. From marl to rock powder: on the history of soil fertility management by rock materials. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171: 316-324, 2008.
- WHITE, A.F.; BRANTLEY, S.L. The effect of time on the weathering of silicate minerals: why do weathering rates differ in the laboratory and field? *Chemical Geology*, 202: 479-506, 2003.
- ZAHARAH, A.R.; BAH, A.R. Effect of green manures on P solubilization and uptake from phosphate rocks. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48: 247–255, 1997.
- ZANDONÁ, S.R.; SANTOS, C.A.B.; ESPINDOLA, J.A.A.; GUERRA, J.G.M. Influência da adubação verde no fornecimento de nutrientes provenientes de rocha para feijão vagem Alessa. *In: MARTINS, E.S.; THEODORO, S.H. (Eds). Anais do I Congresso Brasileiro de Rochagem. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2010. 271-276pp.*

CAPÍTULO II

Plantas, micorrizas e microbiota do solo na disponibilização de nutrientes de pós de rocha

RESUMO

No Brasil tem havido uma revalorização da aplicação de pós de rocha silicatadas na agricultura, especialmente impulsionada pela situação de dependência de importação das fontes solúveis de nutrientes, o que gera demandas crescentes por pesquisas com estas fontes visando melhorar seu aproveitamento. No entanto, alguns trabalhos tem sido realizados em ambientes controlados simplificados, negligenciando a ação de organismos do solo, de fungos micorrízicos ou mesmo da planta sobre a magnitude da disponibilização de nutrientes pelas rochas. Neste sentido, conhecer o papel da planta, da microbiota do solo e dos fungos micorrízicos arbusculares na disponibilização de nutrientes de pós de rocha pode ser importante na seleção de práticas ou manejos de solo e cultura visando melhorar a utilização dessas fontes. Adicionalmente, este trabalho buscou também avaliar a influência da adição dos pós de charnockito, esteatito e gnaisse no crescimento de plantas de milho em cultivos sucessivos em casa de vegetação e nas características químicas do solo. Os pós de rocha aplicados demonstraram-se como fontes efetivas de nutrientes para as plantas e, em alguns casos, promoveram alterações positivas em características químicas do solo. Destacaram-se os incrementos de até 46 % na disponibilidade de Fe no solo pelas rochas gnaisse e charnockito, de 17 % na soma de bases e de 10 % na CTC do solo pelo esteatito e charnockito. As rochas utilizadas não restringiram a atividade biológica do solo nem a atuação dos fungos micorrízicos arbusculares. A atividade biológica é importante para a disponibilização dos nutrientes das rochas, entretanto, neste estudo a planta demonstrou-se igualmente capaz de atuar sobre a disponibilização de elementos das rochas quando comparada com a presença conjunta da planta com a microbiota do solo ou em associação micorrízica.

1. Introdução

O enfoque mais comum de fertilização do solo privilegia o uso de fertilizantes solúveis e de elevada concentração de nutrientes, o que limita o uso mais generalizado de fontes alternativas. Entretanto, o Brasil importa 75 % do N, 48 % do P e 92 % do K utilizados como fertilizantes (Rodrigues et al., 2010). Além disso, os fertilizantes solúveis possuem custos elevados associados ao beneficiamento e ao transporte a longas distâncias, criam problemas ambientais como eutrofização de águas superficiais e subsuperficiais e liberação de gases poluentes na atmosfera (Tilman et al., 2001; Martins et al., 2010; Manning, 2010), necessitam de fontes não renováveis de energia no seu processamento e dependem da utilização de recursos minerais não renováveis, escassos e mal distribuídos entre os países (Foley et al., 2005; Fixen & Johnston, 2012). Estes problemas tem exigido a busca de alternativas e uma delas tem sido a utilização de pós de rocha. A utilização direta de pós de rocha na agricultura apresenta, portanto, vantagens potenciais, tais como: i) possibilidade de utilização de recursos localmente disponíveis e de aproveitamento de resíduos da indústria mineral; ii) menor gasto energético para obtenção e menor custo por unidade de nutriente; iii) disponibilidade de nutrientes mais lenta (controlada) e equilibrada (Hinsinger et al., 1996; Leonardos et al., 2000; Fyfe et al., 2006; van Straaten, 2006).

No Brasil, rochas silicatadas comuns como gnaisse, granitos, charnockitos e basaltos, são amplamente utilizadas para diversos fins não agrícolas (Frasca & Sartori, 1998) e os resíduos da moagem (materiais finos) podem ser aproveitados a baixos custos por agricultores como fonte de nutrientes (Luz et al., 2010). Contudo, a maioria das pesquisas utilizaram apenas rochas silicatadas máficas ou materiais com especial riqueza em algum macronutriente, de menor abundância e distribuição mais restrita pelo mundo (Leonardos et al., 2000; van Straaten, 2006). O estudo de outros materiais, incluindo as rochas silicatadas mais comuns, pode incentivar a utilização de recursos locais abundantes e assim contribuir para o desenvolvimento de tecnologias mais sustentáveis (Altieri, 2004).

As rochas silicatadas possuem maior diversidade de elementos em relação aos fertilizantes químicos solúveis, mas com uma lenta disponibilização. Esta lenta disponibilização é vista por alguns como a principal limitação da utilização destes

materiais (Bolland & Baker, 2000), no entanto, este fato, juntamente com a composição heterogênea de nutrientes, são interessantes nos agroecossistemas tropicais visto que possuem solos altamente dessilificados, oxidícos e naturalmente bem drenados, o que favorece sobremaneira processos de lixiviação e adsorção específica de elementos (Leonardos et al., 2000; Martins et al., 2010). Entretanto, para uma aplicação mais generalizada de pós de rocha silicatadas na agricultura há a necessidade de pesquisas visando melhorar o aproveitamento dos nutrientes dessas fontes (Leonardos et al., 2000; Hinsinger et al., 2001; Martins et al., 2010). Neste aproveitamento, é preciso atentar-se para práticas de manejos de solo que criem condições para a potencialização da capacidade solubilizadora dos organismos do solo em geral, e dos fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) em particular, pois os mesmos podem exercer papéis importantes na disponibilização de nutrientes de rochas (Bucking & Shachar-Hill, 2005). No entanto, alguns trabalhos tem sido realizados em ambientes controlados simplificados, negligenciando a ação desses organismos, dos fungos micorrízicos ou até mesmo da planta sobre a magnitude da disponibilização de nutrientes pelas rochas.

A ação dos organismos pode ir da simples fragmentação de partículas a alterações complexas na superfície dos minerais, modificando suas características químicas. Os organismos podem alterar profundamente o ambiente ao seu redor, especialmente na região da rizosfera, promovendo modificações no potencial eletroquímico, concentração de ácidos orgânicos, quelantes orgânicos, entre outros, que por sua vez desencadeiam processos atribuídos ao intemperismo químico (Harley & Gilkes, 2000; Formoso, 2006).

Alguns autores sugerem que algumas plantas podem ser muito efetivas na indução do intemperismo de silicatos (Hinsinger et al., 2001). As raízes das plantas podem aumentar a dissolução de minerais através de mudanças de pH na rizosfera devido à liberação de H^+ , OH^- e HCO_3^- resultantes da respiração e da absorção de íons pelas células (Neumann & Romheld, 2012). A diferença de pH na rizosfera pode chegar a duas unidades de pH em relação ao solo não rizosférico (Neumann & Romheld, 2012). Uma única raiz pode tanto aumentar como reduzir o pH da rizosfera, podendo incrementar a dissolução de compostos que sejam mais solúveis em alto ou baixo pH. A diminuição do pH, possivelmente, levaria a incrementos nas taxas de dissolução de rochas silicatadas, como já observado para rochas fosfóricas, onde a disponibilidade de P aumentou dez vezes quando o pH rizosférico caiu de 6,5 para 4,1 (Grinsted et al.,

1982). Entretanto, Wang et al. (2011) observaram que o mecanismo mais importante quanto ao aumento na eficiência de utilização de formas não-trocáveis de K por plantas foi a capacidade de absorver K à baixas concentrações (menor C_{\min} para absorção de K). Esse resultado vai de encontro ao princípio exposto por Harley & Gilkes (2000), de que a efetividade dos pós de rocha silicatadas tende a aumentar quando os níveis iniciais de nutrientes no solo são baixos.

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) também podem ser agentes importantes no intemperismo das rochas, sendo o uso de culturas altamente micorrízicas interessantes para o melhor aproveitamento de rochas silicatadas na agricultura. Isso porque os fungos, devido à sua capacidade de colonização simultânea de vários microambientes, conferida pelo micélio, são agentes mais importantes na intemperização de rochas que as bactérias (Sterflinger, 2000). Juntamente com outros organismos, acredita-se que os fungos contribuam ativamente no intemperismo de rochas silicatadas (Gadd, 2007). Aparentemente, rochas básicas como o basalto são mais susceptíveis ao ataque fúngico que as ácidas, como o granito (Gadd, 2007). Também é provável que o CO_2 liberado durante a respiração fúngica possa aumentar a degradação de silicatos através do ataque do ácido carbônico (Sterflinger, 2000).

Contudo, a produção de agentes solubilizadores, como do HCO_3^- , advindo do CO_2 ou de ânions orgânicos de baixo peso molecular, representam custos consideráveis de carbono. Como resultado, fungos simbióticos supridos por fotoassimilados, como os fungos micorrízicos e os líquens, possuem vantagens sobre organismos estritamente saprofíticos (Hoffland et al., 2004). Além disso, os FMAs são os componentes frequentemente majoritários da biomassa microbiana em ecossistemas agrícolas (Olsson et al., 1999) e contribuem significativamente para o aumento na liberação de CO_2 no solo (Johnson et al., 2002), gerando ácido carbônico e podendo reduzir localmente o pH. Knight et al. (1989) demonstraram que a liberação de CO_2 no solo em plantas micorrizadas com *Glomus* spp. é cerca de duas vezes maior que em plantas não inoculadas. Estes autores observaram ainda que em solos onde a disponibilidade de P é governada pela solubilização de minerais de fosfato de cálcio, os FMAs podem contribuir para a nutrição fosfatada do hospedeiro devido ao desgaste mineral induzido pelo CO_2 . Em alguns casos, sob forte limitação de P, foi observado diminuição do pH da rizosfera na presença dos FMAs, o que pode ter aumentado a captação de P nas plantas inoculadas (Rubio et al., 2002; Mohammad et al., 2005). Além disso, os FMAs podem

levar a incrementos na respiração das raízes.

Embora aos fungos micorrízicos sejam também atribuídos incrementos no intemperismo de minerais, incluindo de rochas fosfáticas (Bucking & Shachar-Hill, 2005) pela ação de ácidos orgânicos, esta capacidade está melhor documentada, até o momento, apenas entre os fungos que formam associações micorrízicas ericóides e ectomicorrízicas. Estas últimas são reconhecidamente importantes na dissolução de minerais (Leake et al., 2008; Gadd, 2007; van Breemen et al., 2000) devido, principalmente, a mecanismos físicos de penetração e fragmentação e, pela produção de sideróforos e ácidos orgânicos (Landeweert et al., 2001; Hoffland et al., 2004). Embora existam pouquíssimos relatos de que os FMAs excretem ácidos orgânicos como as ectomicorrizas (Hoffland et al., 2004; Klugh & Cumming, 2007), há estudos mostrando que os FMAs permitem um melhor uso de formas inorgânicas insolúveis de P comuns em solos tropicais (Cardoso et al., 2004), ou de fosfato de cálcio presente em rochas fosfáticas (Smith & Read, 2008).

Diante da escassez de informações sobre o tema em solos tropicais, os objetivos deste trabalho foram: i) avaliar o papel da planta, da microbiota do solo e em particular dos fungos micorrízicos arbusculares na disponibilização de elementos e na alteração de características químicas do solo pelos pós de charnockito, esteatito e gnaisse após cultivos sucessivos; ii) avaliar a influência da adição dos pós de charnockito, esteatito e gnaisse sobre a biomassa microbiana do solo e sobre a colonização micorrízica arbuscular das plantas; iii) avaliar a influência da adição dos pós de charnockito, esteatito e gnaisse sobre o crescimento e nutrição das plantas em cultivos sucessivos.

2. Materiais e Métodos

O experimento e as análises foram realizados em casa de vegetação e no Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, Minas Gerais.

2.1. Obtenção e caracterização dos pós de rocha

O gnaisse é uma rocha de variado grau metamórfico, com grande variação mineralógica, embora comumente rica em feldspatos de K, plagioclásios, micas e quartzo. O pó de gnaisse foi adquirido junto ao comércio local, sendo pertencente ao Grupo Gnaisse Piedade em sua unidade metabasítica (Brasil, 1983) e obtido pela separação das frações finas resultantes da moagem da rocha para obtenção de brita para a construção civil. O charnockito é uma variedade de hiperstênio-granito, sendo uma rocha ígnea sob influência de metamorfismo plutônico (Williams et al., 1970). São rochas muito utilizadas como pedra ornamental e tipicamente ricas em feldspatos escuros (Branco, 2008). Sua ocorrência no Brasil, embora mais restrita que o gnaisse, está comumente associada ao cinturão charnockítico nos estados de São Paulo, Espírito Santo, Minas Gerais e Bahia (Celino & Botelho, 2005). O pó de charnockito foi adquirido a partir do resíduo de corte e acabamento em empresas locais de beneficiamento de rochas ornamentais.

O esteatito (pedra-sabão) é uma rocha metamórfica maciça muito comum na região do Quadrilátero Ferrífero (MG), composta essencialmente de talco e com excelentes propriedades físicas (baixa dureza e baixa xistosidade) que determinam sua grande utilização artística. O pó de esteatito foi adquirido de resíduos da produção de artesanatos da região de Mariana, MG. Todos estes materiais apresentam problemas ligados à disposição final de resíduos, o que torna o seu uso agrícola também promissor (Luz et al., 2010).

Os pós de rocha foram secos ao ar e peneirados, sendo utilizadas apenas as porções que passaram na peneira de malha de 0,105 mm e que foram retidas na de malha de 0,053 mm de abertura. Para a caracterização química e mineralógica, subamostras foram secas em estufa a 65 °C por 72 horas, moídas em almofariz de ágata e passadas totalmente pela peneira de malha de 0,053 mm de abertura. Os elementos principais foram analisados por espectrometria de fluorescência de raios-X e os demais por espectrofotometria de emissão de plasma após digestão triácida (Silva, 2009; EPA 3052, 1996) (Tabela 1). A análise mineralógica foi realizada por difração de raios-X. O pH de abrasão, determinado segundo Grant (1969), foi de 8,3 para o gnaisse, 6,9 para o charnockito e 8,6 para o esteatito.

Tabela 1. Caracterização química e mineralógica dos pós de rocha

Elementos principais	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO
Gnaisse	54,7	14,8	12,3	6,1	2,4	2,5	3,7	2,2	1,1	0,2
Charnockito	60,4	13,6	8,0	5,1	3,0	2,7	2,2	2,3	1,4	0,1
Esteatito	47,2	4,2	8,6	2,3	24,3	< 0,01	< 0,01	0,1	0,02	0,1
Outros elementos	Cd	Co	Cr	Cu	La	Li	Ni	Pb	V	Zn
Gnaisse	< 3	16	13	11	138	15	< 3	< 8	179	148
Charnockito	< 3	68	24	323	74	15	74	11	167	134
Esteatito	< 3	87	869	39	< 20	< 3	1513	< 8	68	84
Composição mineralógica										
Gnaisse	Quartzo, ortoclásio, andesina (plagioclásio), anfibólios, micas, rutilo e apatita									
Charnockito	Quartzo, ortoclásio, andesina, ortopiroxênios (hiperstênio), diopsídio, micas e anfibólios									
Esteatito	Talco, cloritas, dolomita e anfibólios									

2.2. Obtenção, preparo e caracterização do solo

O solo utilizado foi uma amostra de um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico coletado sob pastagem de 0 a 20 cm no município de Viçosa, MG. O solo foi passado por peneira de malha de 4 mm de abertura, umedecido, homogeneizado e acondicionado em sacos plásticos de polipropileno com o correspondente a 4 kg de solo seco cada. Estes sacos receberam, em seguida, uma adubação básica com vermicomposto, na dose correspondente a 20 t ha⁻¹ de material seco. O vermicomposto foi produzido a partir de esterco bovino e foi adquirido no comércio local. Os teores de N, P, K, Ca e Mg no vermicomposto utilizado eram de 10,4; 3,1; 0,4; 10,4 e 2,4 g kg⁻¹, respectivamente, com uma relação C:N de 15,3. Os teores dos metais pesados no vermicomposto eram de 44,6 mg kg⁻¹ de Cr, 7,6 mg kg⁻¹ de Ni e 9,0 mg kg⁻¹ de Pb.

Logo após a adubação com vermicomposto, os solos (dentro dos sacos) foram esterilizados duas vezes em autoclave por 2 horas a 121 °C. Decorridos 15 dias da esterilização do solo, uma amostra foi retirada para caracterização química (Tabela 2). Uma parte do solo (25 kg) foi mantida umedecida e não esterilizada para servir de inóculo para a reintrodução da microbiota. O solo estéril de cada saco foi transferido para vasos plásticos limpos de 5 dm³ de capacidade onde foram, posteriormente, aplicados os tratamentos.

Tabela 2. Características químicas do solo

pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	CTC _{efetiva}	CTC _{pH 7,0}
H ₂ O	... mg kg ⁻¹ ...					cmol _c kg ⁻¹		
5,53	4,6	61	2,40	0,83	0,0	5,1	3,39	8,49
SB	V	m	P-rem	C org	Zn	Fe	Mn	Cu
cmol _c kg ⁻¹ %		mg L ⁻¹	g kg ⁻¹			mg kg ⁻¹	
3,39	39,9	0,0	38,5	28,0	0,88	88,9	10,7	0,34

H+Al: acidez potencial. CTC_{efetiva}: capacidade de troca catiônica no pH do solo. CTC_{pH7,0}: capacidade de troca catiônica potencial em pH 7,0. SB: somatório dos cátions básicos Ca, Mg e K. V: percentagem da CTC_{pH7,0} ocupada pelos cátions básicos. m: percentagem da CTC_{efetiva} ocupada pelo Al³⁺. P-rem: fósforo remanescente em solução após agitação de 7,5 g de solo em 75 mL de uma solução com 60 mg L⁻¹ de P. C-org: carbono orgânico do solo.

2.3. Inoculação de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e reintrodução da microbiota do solo

O inóculo micorrízico foi proveniente de solos sob uso agrícola da região, sendo constituído de areia, raízes, hifas e esporos de FMAs. A densidade de esporos do inóculo (640 esporos g⁻¹) foi determinada segundo Gerdeman & Nicolson (1963). Os esporos foram extraídos do inóculo segundo metodologia adaptada por Carvalho (2008). Em seguida, os propágulos fúngicos foram desinfestados em solução de Tween 0,05 % por um minuto e três vezes em uma solução de cloramina T a 2 % (m/v) por dez minutos. Tal procedimento visou garantir que a inoculação com FMAs não estivesse associada a adição de outros organismos ou compostos químicos no solo. A inoculação com FMAs deu-se pela adição de um volume do extrato desinfestado, lavado e homogeneizado, correspondente a 300 esporos por vaso, vertido nas proximidades das plântulas logo após a emergência das sementes.

O inóculo microbiano para reintrodução da microbiota do solo foi obtido a partir da agitação em água de uma massa de solo não estéril (Alef & Nannipieri, 1995) com posterior tamisação do sobrenadante com peneira de malha 0,053 mm, visando excluir propágulos de FMAs. A reintrodução da microbiota consistiu da aplicação de 200 mL de sobrenadante (obtido de o equivalente a 150 g de solo seco) em cada vaso. Nos vasos que não receberiam o inóculo foi aplicado um sobrenadante esterilizado em autoclave a 121°C.

2.4. Matriz experimental e avaliações

Utilizando-se milho (*Zea mays*), o experimento foi montado em casa de

vegetação, em delineamento inteiramente casualizado e em arranjo fatorial 4 (presença ou ausência de “agentes” de solubilização - A) x 4 (presença ou ausência de rochas), com três repetições, totalizando 48 unidades experimentais. Os tratamentos foram então denominados A_{So} (apenas solo sem cultivo de milho), solo cultivado com milho (A_{Zm}), solo cultivado com milho e inoculado com FMAs (A_{FM}) e solo cultivado com milho, inoculado com FMAs e com reintrodução da microbiota do solo (A_{Mb}). Os solos foram fertilizados ou não (apenas solo sem rocha, controle) com três rochas moídas distintas (gnaisse, charnockito e esteatito) na dose correspondente a 10 t ha⁻¹.

As unidades experimentais foram constituídas por vasos plásticos contendo o correspondente a 4 kg de solo seco, onde foram cultivadas duas plantas de milho por vaso até o início do florescimento, quando então as plantas foram cortadas e um novo cultivo realizado, totalizando três cultivos de milho. As unidades foram mantidas à temperatura ambiente e sob umidade controlada com água deionizada. Antes da semeadura do segundo cultivo de milho, adubou-se novamente o solo com o correspondente a 70 t ha⁻¹ de vermicomposto seco, previamente esterilizado em autoclave a 121 °C por 2 horas.

2.5. Crescimento e análises químicas das plantas

O crescimento das plantas foi avaliado pela matéria seca da parte aérea ao longo dos três cultivos. Para isto, a parte aérea das plantas no estágio de início do florescimento foram coletadas, lavadas, secadas e pesadas (matéria seca). Em seguida, o material seco foi moído em moinho tipo Wiley e submetido às análises químicas. Os teores dos elementos foram então usados para calcular os conteúdos dos elementos nas plantas. Os teores de P, K, Ca, Mg, Mn, Zn, Fe, Cu, Cr, Cd, Pb e Ni foram determinados após digestão nitroperclórica, sendo os teores de P determinados colorimetricamente (Braga & Defelipo, 1974), os de K por fotometria de emissão de chama e os demais por espectrofotometria de emissão de plasma (Silva, 2009). Para a determinação dos teores de Si nos materiais vegetais, as amostras foram submetidas à digestão com peróxido de hidrogênio em autoclave (Elliott & Snyder, 1991) e o Si quantificado colorimetricamente pelo método azul (Leite, 1997).

2.6. Biomassa microbiana do solo e colonização micorrízica das plantas

A biomassa microbiana foi avaliada pelo método de irradiação-extração,

conforme Mendonça & Matos (2005), a partir de amostras de solo coletadas ao final do experimento e mantidas sob refrigeração a 4°C até o momento da análise.

Para a avaliação da colonização micorrízica por fungos micorrízicos arbusculares, foram coletadas amostras do sistema radicular fresco. A colonização radicular por fungos micorrízicos arbusculares foi avaliada pelo método da contagem em placa reticulada (Koske & Gemma, 1989), após as raízes serem descoradas em solução KOH 10 % e coradas com azul de tripano 0,05 % em lactoglicerol (Brundrett et al., 1996).

2.7. Disponibilidade de elementos e características químicas do solo

Ao final do experimento (final do terceiro cultivo) foram avaliadas também as disponibilizações de elementos no solo e alterações em outras características químicas dos solos. O solo de cada vaso foi homogeneizado, seco ao ar e passado em peneira de 2 mm de abertura. Os elementos Ca^{2+} , Mg^{2+} (extraídos em KCl 1 mol L⁻¹) e P, K, Fe, Cu, Mn, Zn, Ni, Cd, Cr, Pb (extraídos em solução Mehlich 1) foram determinados conforme Silva (2009). O Si disponível no solo foi extraído pelo extrator ácido acético 0,5 mol L⁻¹ e determinado colorimetricamente pelo método azul (Leite, 1997). As características químicas do solo avaliadas foram: acidez ativa (pH), acidez potencial (em Acetato de Ca 0,5 mol L⁻¹ a pH 7,0), soma de bases, capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC) matéria orgânica e fósforo remanescente (Silva, 2009).

2.8. Disponibilização total de elementos

A disponibilização total dos elementos foi estimada pelo somatório dos conteúdos nas plantas ao final de cada cultivo mais os teores disponíveis no solo ao final do experimento.

2.9. Análises estatísticas

Quando atendidas as pressuposições para tal, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Student-Newman-Keuls (SNK) a 5 %. A interação na ANOVA foi considerada significativa quando $p \leq 0,10$. A correlação entre algumas variáveis resposta (matéria orgânica e biomassa microbiana, colonização micorrízica e biomassa microbiana) foi avaliada pela correlação

de Pearson. Adicionalmente os teores médios de metais pesados nas plantas foram testados quanto à diferença dos limites máximos tolerados pelo teste t bilateral a 5 %.

3. Resultados

3.1. Matéria seca e conteúdo de nutrientes das plantas

A matéria seca da parte aérea acumulada nos três cultivos não diferiu entre os tratamentos apresentando média de 112 g (Figura 1). Os conteúdos de nutrientes nas plantas acumulados ao longo dos três cultivos foram pouco alterados pela aplicação ou não das rochas, exceto quanto aos conteúdos de K. Os agentes de solubilização promoveram alterações nos conteúdos de P, K, Mg e Cu nas plantas (Tabela 3). O conteúdo de P foi incrementado em 16 % e o de Cu em 69 % pelos fungos micorrízicos em relação à sua ausência. A aplicação dos pós de gnaiss e charnockito resultaram em um incremento médio significativo nos conteúdos de K nas plantas de aproximadamente 17 % em relação ao controle sem rocha, mas este incremento foi reduzido a valores não significativos (3,5 %) quando na presença da microbiota total do solo (A_{Mb}).

O acúmulo dos metais pesados Cd, Cr, Pb e Ni na matéria seca da parte aérea das plantas de milho não diferiu entre os tratamentos, mesmo entre os tratamentos com adição de rochas (Anexo B). Os teores destes elementos na matéria seca da parte aérea, contudo, foram elevados ao final do primeiro cultivo para Cr e Pb, independentemente da aplicação ou não das rochas, atingindo até 5,37 mg kg⁻¹ para o Cr e até 2,37 mg kg⁻¹ para o Pb (Tabela 4). Entretanto, os únicos teores nas plantas que foram incrementados pela adição dos pós de rocha em relação ao controle foram os de Cr (no tratamento A_{Zm} com esteatito) e os de Ni (nos tratamentos A_{Mb} com esteatito e A_{FM} com charnockito), mas todos apenas no terceiro cultivo com milho e abaixo dos limites tolerados pela legislação.

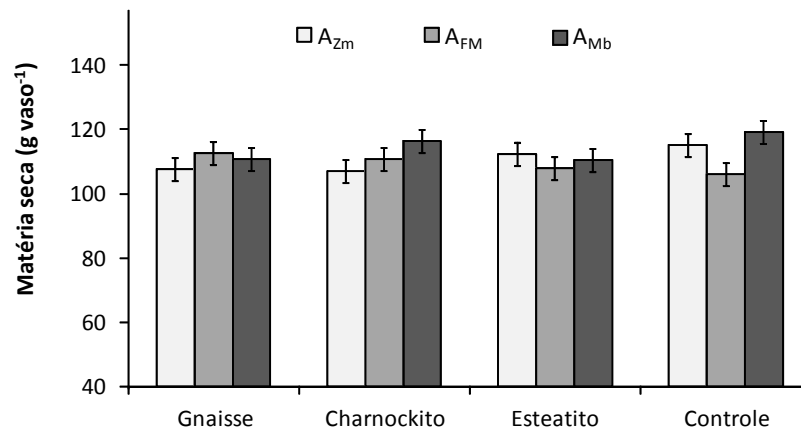


Figura 1. Matéria seca da parte aérea (g vaso⁻¹) de milho acumulada em três cultivos sucessivos em solo fertilizado ou não (controle) com pós de rocha e submetidos aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico) e A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo). Não houve diferença significativa entre agentes de solubilização ou rochas pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Barras representam o erro padrão.

Tabela 3. Conteúdos de nutrientes nas plantas acumulados nos três cultivos de milho fertilizados ou não (controle) com pós de rocha e submetidos ou não aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico) e A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre agentes de solubilização e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Gnaisse	Charnockito	Esteatito	Controle	médias
P mg planta ⁻¹	A _{Zm}	121,8	107,0	114,4	112,1	113,8 B
	A _{FM}	133,4	135,1	140,9	130,0	134,9 A
	A _{Mb}	124,8	133,8	127,5	127,8	128,5 A
	médias	126,6 a	125,3 a	127,6 a	123,3 a	
K mg planta ⁻¹	A _{Zm}	369,0 Aa	349,3 Aa	287,9 Ab	327,6 Aab	333,4
	A _{FM}	348,9 ABa	349,8 Aa	307,4 Aab	292,3 Ab	324,6
	A _{Mb}	313,9 Ba	355,6 Aa	309,9 Aa	336,6 Aa	329,0
	médias	344,0	351,5	301,7	318,8	
Mg mg planta ⁻¹	A _{Zm}	326,3	349,1	354,7	345,6	343,9 A
	A _{FM}	322,0	332,3	332,4	278,4	316,3 B
	A _{Mb}	357,1	362,5	370,8	352,3	360,7 A
	médias	335,1 a	348,0 a	352,6 a	325,4 a	
Cu mg planta ⁻¹	A _{Zm}	0,16	0,17	0,15	0,15	0,16 B
	A _{FM}	0,26	0,30	0,27	0,26	0,27 A
	A _{Mb}	0,26	0,28	0,24	0,30	0,27 A
	médias	0,23 a	0,25 a	0,22 a	0,23 a	
Zn mg planta ⁻¹	A _{Zm}	0,92	1,01	0,96	0,99	0,97 A
	A _{FM}	0,99	1,04	0,96	0,96	0,99 A
	A _{Mb}	0,94	0,95	1,02	1,03	0,98 A
	médias	0,95 a	1,00 a	0,98 a	0,99 a	

Tabela 4. Teores médios de metais pesados na matéria seca da parte aérea das plantas de milho após cada um dos três cultivos na presença ou não dos diferentes pós de rocha. Médias seguidas por asterisco (*) diferem do limite máximo tolerado (LMT) pelo teste t a 5 %. As médias estão seguidas pelo erro padrão da média.

		Gnaise		Charnockito		Esteatito		Controle		LMT ¹
1º cultivo	Ni (mg kg ⁻¹)	1,960	± 0,58	2,410	± 0,62	3,440	± 0,99	2,990	± 0,71	5,00
	Pb (mg kg ⁻¹)	2,202*	± 0,28	2,370*	± 0,41	2,093*	± 0,20	2,075*	± 0,28	0,50
	Cr (mg kg ⁻¹)	3,630*	± 0,96	4,500*	± 1,35	5,370*	± 1,62	4,290*	± 1,07	0,10
	Cd (mg kg ⁻¹)	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,50
2º cultivo	Ni (mg kg ⁻¹)	0,121	± 0,09	0,093	± 0,04	0,031	± 0,02	0,000	± 0,00	5,00
	Pb (mg kg ⁻¹)	0,660	± 0,16	0,426	± 0,09	0,538	± 0,03	0,525	± 0,11	0,50
	Cr (mg kg ⁻¹)	0,072	± 0,07	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,030	± 0,03	0,10
	Cd (mg kg ⁻¹)	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,50
3º cultivo	Ni (mg kg ⁻¹)	0,128	± 0,04	0,167	± 0,05	0,201	± 0,06	0,039	± 0,02	5,00
	Pb (mg kg ⁻¹)	0,640	± 0,04	0,462	± 0,08	0,520	± 0,03	0,641	± 0,06	0,50
	Cr (mg kg ⁻¹)	0,030	± 0,02	0,005	± 0,01	0,104	± 0,05	0,030	± 0,02	0,10
	Cd (mg kg ⁻¹)	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,000	± 0,00	0,50

¹LMT: limite máximo tolerado pela legislação brasileira para cereais e hortaliças.

3.2. Biomassa microbiana do solo e colonização micorrízica

A biomassa microbiana do solo foi significativamente afetada pelos tratamentos, sendo incrementada, em média, em 61 % pela presença dos fungos micorrízicos ou da microbiota total do solo. A biomassa microbiana nos tratamentos que não receberam o inóculo microbiano (A_{So} e A_{Zm}) foi sempre menor que nos tratamentos inoculados, o que evidenciou a efetividade do procedimento de esterilização utilizado em excluir a maior parte da microbiota do solo. No entanto, como os vasos não foram mantidos em assepsia, microrganismos generalistas do ambiente puderam se desenvolver. A aplicação das rochas, no entanto, não alterou consideravelmente a biomassa microbiana nos tratamentos que receberam o inóculo micorrízico ou a reintrodução da microbiota total do solo (Figura 2). A correlação de Pearson indicou que a biomassa microbiana mostrou-se melhor correlacionada à colonização micorrízica das plantas ($R^2 = 0,685$) que aos teores de matéria orgânica do solo ($R^2 = 0,102$).

A colonização micorrízica arbuscular do sistema radicular das plantas de milho não foi afetada pela presença ou não dos pós de rocha nem pelo tipo de rocha aplicada (Figura 3). Em todos os tratamentos que receberam o inóculo, as plantas foram altamente colonizadas (maior ou igual a 50 %), embora aquelas sob os tratamentos

com reintrodução da microbiota total do solo tenham apresentado uma percentagem de colonização do sistema radicular 16 % menor que as inoculadas apenas com fungo micorrízico.

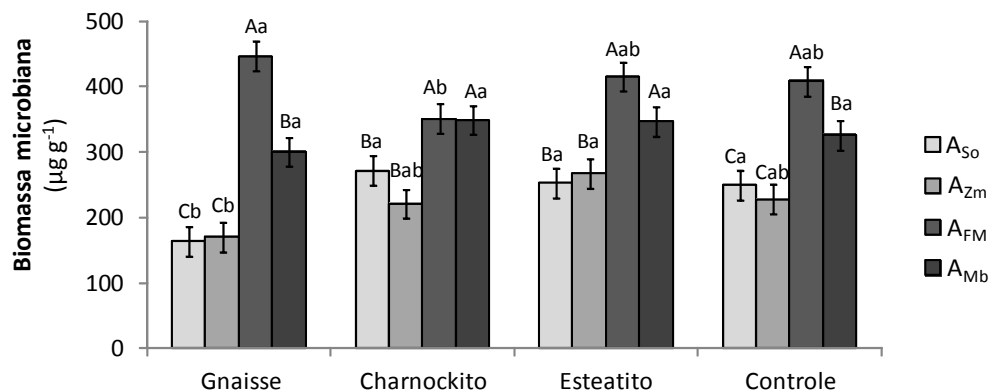


Figura 2. Biomassa microbiana do solo após o terceiro cultivo de milho na presença e ausência dos pós de rocha e submetidos aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico), A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo) e apenas solo (A_{So}). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre agentes de solubilização e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Barras representam o erro padrão.

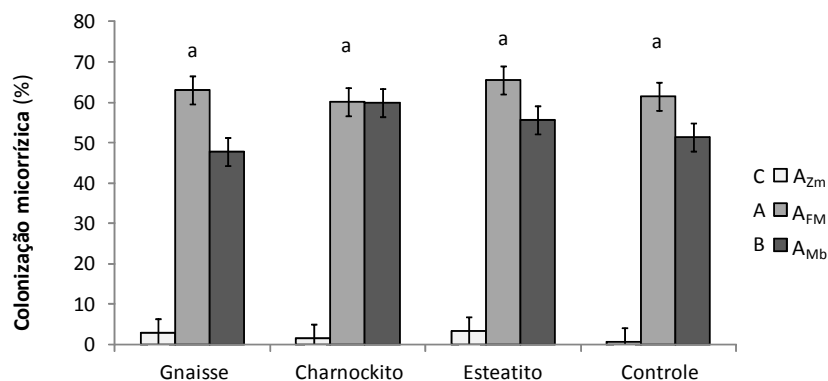


Figura 3. Colonização micorrízica arbuscular do milho (terceiro cultivo) na presença e ausência dos pós de rocha e submetidos aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico), A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre agentes de solubilização e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores foi não significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Barras representam o erro padrão.

3.3. Disponibilização de elementos no solo

A disponibilização de elementos no solo ao final do experimento foi afetada pela aplicação dos tratamentos (Figura 4). A adição dos pós de rocha alterou a disponibilização de elementos no solo, destacando-se os incrementos gerais na disponibilização de Mg, Ni e Si promovidos pelo esteatito e o incremento na disponibilização de Cu pelo charnockito (Figura 4 e Tabela 5). Outros incrementos promovidos pelas rochas, mas sob agentes de solubilização específicos também ocorreram. A disponibilização de Fe no solo, por exemplo, foi aumentada em 46 % pelas rochas gnaiss e charnockito na presença dos fungos micorrízicos (Anexo B) e a disponibilização de K aumentada em 13 % nestas mesmas rochas na ausência das plantas (A_{So}) (Figura 4). A disponibilização de Si no solo pelo tratamento A_{FM} com esteatito foi 20 % maior que na ausência da planta (A_{So}), ou que na presença da microbiota total do solo (A_{Mb}) (Figura 4).

Quanto aos teores de metais pesados disponibilizados no solo em função da aplicação das diferentes rochas, os dados mostraram incremento significativo de 270 % na disponibilização de Ni quando na presença do pó de esteatito em relação ao controle (Tabela 5). No entanto, não houve incrementos significativos resultantes da aplicação dos pós de rocha para os demais metais pesados avaliados. Os fungos micorrízicos e a microbiota total do solo demonstraram uma tendência de redução na disponibilização de Ni e Cr no solo em relação aos demais agentes (Tabela 5).

3.4. Alterações em características químicas do solo

As alterações mais importantes nas características químicas do solo, decorrentes da aplicação dos tratamentos ao final do experimento, foram a acidez potencial, a soma de bases, a CTC e o fósforo remanescente (Tabela 6). As alterações observadas foram, em geral, maiores devido aos agentes de solubilização do que devidos à aplicação ou não das diferentes rochas. Houve em especial, efeito geral dos tratamentos com planta (A_{Zm} , A_{FM} e A_{Mb}) em relação ao solo isoladamente (A_{So}) sobre o pH, a acidez potencial e a matéria orgânica (Tabela 6). No entanto, somente na ausência da planta houve efeito significativo das rochas sobre a CTC a pH 7,0 (incremento médio de 6 %) e sobre o fósforo remanescente (incremento médio de 14 %) em relação ao controle sem rocha.

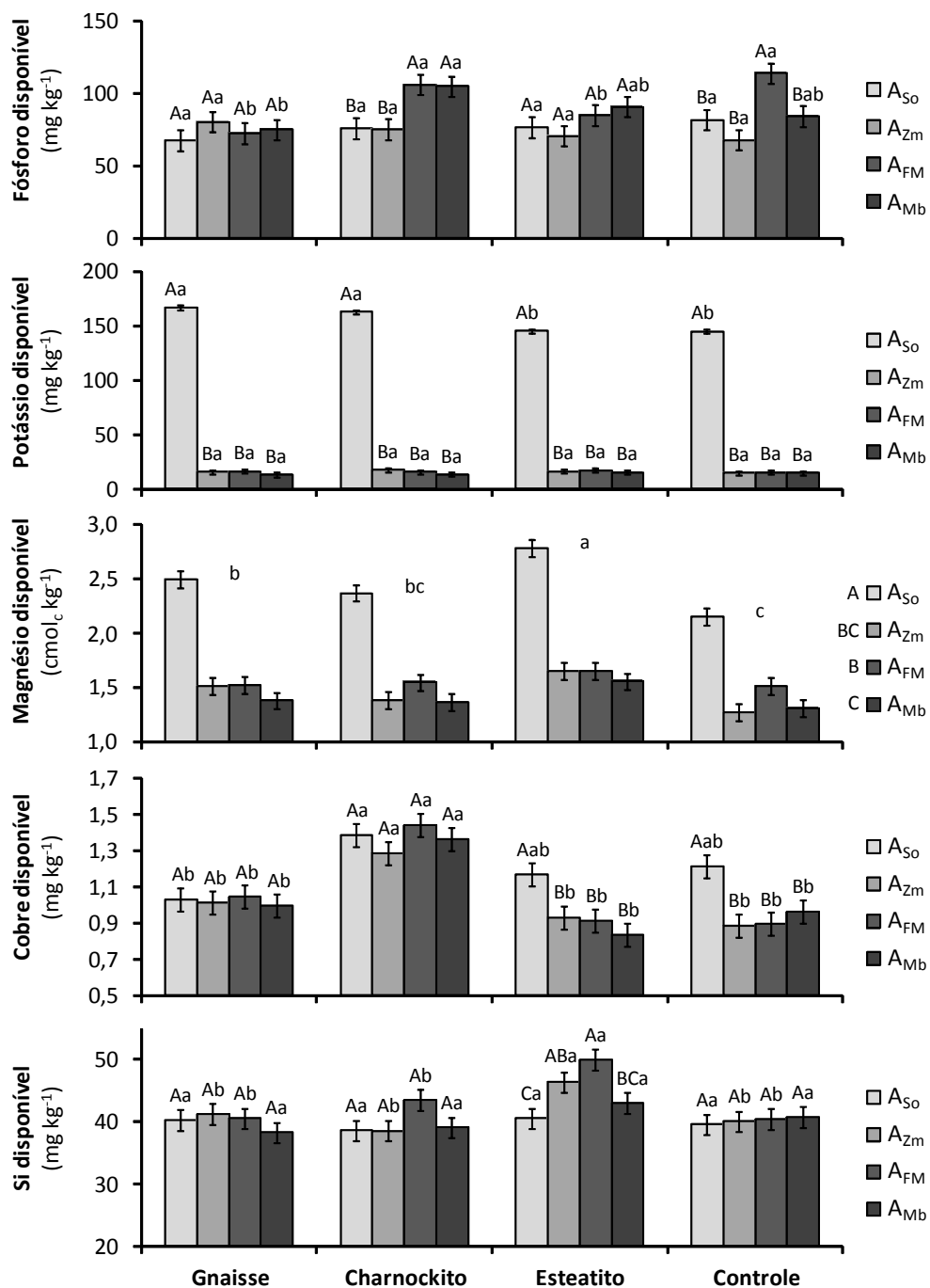


Figura 4. Disponibilização de nutrientes no solo após o terceiro cultivo de milho na presença e ausência dos pós de rocha e submetidos aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico), A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo) e A_{So} (apenas solo). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre agentes de solubilização e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$) o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Barras representam o erro padrão.

Tabela 5. Teores de metais pesados disponíveis no solo ao final do experimento na presença e ausência dos pós de rocha e submetidos aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico), A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo) e A_{So} (apenas solo). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre agentes de solubilização e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$) o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. QR: qualidade de referência definido por CETESB (2005).

		Gnaisse	Charnockito	Esteatito	Controle	médias
Cd mg kg ⁻¹	A_{So}	0,03	0,05	0,05	0,04	0,04 A
	A_{Zm}	0,02	0,05	0,04	0,03	0,04 A
	A_{FM}	0,03	0,05	0,03	0,04	0,04 A
	A_{Mb}	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05 A
	<i>médias</i>	0,03 a	0,05 a	0,04 a	0,04 a	QR: < 0,5
Cr mg kg ⁻¹	A_{So}	0,16	0,31	0,47	0,70	0,41 A
	A_{Zm}	0,22	0,16	0,35	0,29	0,26 AB
	A_{FM}	0,17	0,23	0,15	0,01	0,14 BC
	A_{Mb}	0,02	0,05	0,00	0,00	0,02 C
	<i>médias</i>	0,14 a	0,19 a	0,24 a	0,25 a	QR: < 40,0
Pb mg kg ⁻¹	A_{So}	1,10	0,82	1,04	0,74	0,92 A
	A_{Zm}	0,80	0,82	0,79	1,05	0,87 A
	A_{FM}	0,80	0,91	0,95	0,85	0,88 A
	A_{Mb}	0,96	0,93	0,80	0,81	0,88 A
	<i>médias</i>	0,92 a	0,87 a	0,89 a	0,86 a	QR: < 17,0
Ni mg kg ⁻¹	A_{So}	0,15 Ab	0,35 Ab	0,79 Aa	0,28 Ab	0,39
	A_{Zm}	0,25 Ab	0,42 Ab	0,71 Aa	0,30 Ab	0,42
	A_{FM}	0,21 Abc	0,36 Ab	0,62 Aa	0,09 ABc	0,32
	A_{Mb}	0,22 Aa	0,29 Aa	0,39 Ba	0,03 Bb	0,23
	<i>médias</i>	0,21	0,36	0,63	0,17	QR: < 13,0

Dentre as rochas avaliadas, o esteatito e o charnockito foram as que alteraram significativamente a CTC a pH 7,0, mas apenas quando na ausência da planta. A aplicação de pó de esteatito, quando na ausência da planta (A_{So}), promoveu incrementos na soma de bases em 17 %, na CTC a pH 7,0 em 10 %, e no fósforo remanescente em 18 % em relação ao controle sem rocha (Tabela 6). Nos tratamentos onde o milho estava presente houve também, como esperado, um incremento de 7,5 % nos teores de matéria orgânica do solo independentemente da aplicação ou não dos pós de rocha.

Tabela 6. Características químicas do solo ao final do experimento na presença e ausência dos pós de rocha e submetidos aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico), A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo) e A_{So} (apenas solo). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre agentes de solubilização e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$) o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Gnaisse	Charnockito	Esteatito	Controle	médias
pH H_2O	A_{So}	5,3 <i>Ca</i>	5,2 <i>Ca</i>	5,3 <i>Ba</i>	5,2 <i>Ba</i>	5,2
	A_{Zm}	5,9 <i>Aa</i>	5,9 <i>Aa</i>	5,9 <i>Aa</i>	5,8 <i>Ab</i>	5,9
	A_{FM}	6,0 <i>Aa</i>	5,9 <i>Aa</i>	5,9 <i>Aa</i>	5,8 <i>Aa</i>	5,9
	A_{Mb}	5,7 <i>Ba</i>	5,7 <i>Ba</i>	5,8 <i>Aa</i>	5,8 <i>Aa</i>	5,8
	<i>médias</i>	5,7	5,7	5,7	5,7	
Acidez	A_{So}	4,8	4,9	4,8	4,9	4,8 <i>A</i>
Potencial cmol _c kg ⁻¹	A_{Zm}	4,7	4,7	4,3	4,8	4,6 <i>B</i>
	A_{FM}	4,4	4,5	4,2	4,4	4,3 <i>C</i>
	A_{Mb}	4,7	4,6	4,3	4,7	4,6 <i>B</i>
	<i>médias</i>	4,6 <i>a</i>	4,7 <i>a</i>	4,4 <i>b</i>	4,68 <i>a</i>	
	Soma de Bases cmol _c kg ⁻¹	A_{So}	8,8	8,8	9,3	7,9
	A_{Zm}	6,6	6,3	6,8	6,1	6,4 <i>B</i>
	A_{FM}	6,5	6,6	6,4	6,4	6,5 <i>B</i>
	A_{Mb}	6,3	6,2	6,3	5,9	6,3 <i>B</i>
	<i>médias</i>	6,8 <i>ab</i>	6,9 <i>ab</i>	7,2 <i>a</i>	6,6 <i>b</i>	
	CTC $pH 7,0$ cmol _c kg ⁻¹	A_{So}	12,7 <i>Ab</i>	13,7 <i>Aa</i>	14,1 <i>Aa</i>	12,8 <i>Ab</i>
A_{Zm}		11,3 <i>Ba</i>	11,1 <i>Ba</i>	11,1 <i>Ba</i>	10,9 <i>Ba</i>	11,1
A_{FM}		10,9 <i>Ba</i>	10,9 <i>Ba</i>	10,6 <i>Ba</i>	10,8 <i>Ba</i>	10,8
A_{Mb}		10,8 <i>Ba</i>	10,8 <i>Ba</i>	10,6 <i>Ba</i>	10,6 <i>Ba</i>	10,7
<i>médias</i>		11,4	11,6	11,6	11,2	
Fósforo remanescente mg L ⁻¹	A_{So}	37,6 <i>Aab</i>	36,1 <i>Aab</i>	38,9 <i>Aa</i>	33,0 <i>Bb</i>	36,4
	A_{Zm}	37,6 <i>Aa</i>	34,6 <i>Aa</i>	35,4 <i>Aa</i>	39,3 <i>Aa</i>	36,7
	A_{FM}	37,3 <i>Aa</i>	36,4 <i>Aa</i>	38,5 <i>Aa</i>	39,8 <i>Aa</i>	38,0
	A_{Mb}	38,9 <i>Aa</i>	37,0 <i>Aa</i>	37,5 <i>Aa</i>	37,2 <i>ABa</i>	37,7
	<i>médias</i>	37,8	36,0	37,6	37,3	
Matéria Orgânica g kg ⁻¹	A_{So}	57,9	57,6	54,6	55,5	56,4 <i>B</i>
	A_{Zm}	60,1	60,2	58,0	59,7	59,5 <i>A</i>
	A_{FM}	62,7	61,0	63,1	61,9	62,2 <i>A</i>
	A_{Mb}	63,6	58,0	60,6	58,9	60,3 <i>A</i>
	<i>médias</i>	61,1 <i>a</i>	59,2 <i>a</i>	59,1 <i>a</i>	59,0 <i>a</i>	

3.5. Disponibilização total de elementos

A disponibilização total de elementos, obtida pelo somatório dos conteúdos nas plantas com o disponibilizado no solo ao final do experimento, foi altamente influenciada pela presença das plantas de milho (A_{Zm} , A_{FM} e A_{Mb}), que promoveram incrementos gerais em relação aos tratamentos com apenas solo (A_{So}). A disponibilização total de Si foi incrementada em média em 401 %, a de P em 98 %, a de Mg em 17 % e a de K em 16 % pela presença da planta (A_{Zm} , A_{FM} e A_{Mb}) em relação à sua ausência (A_{So}). A adição dos pós de rocha também alterou a disponibilização total de nutrientes, apresentando as mesmas tendências das disponibilizações no solo (Figura 4). Destacaram-se, portanto, os incrementos gerais na disponibilização de Mg e Ni promovidos pelo esteatito e o incremento na disponibilização de Cu pelo charnockito. Outros incrementos promovidos pelas rochas, mas sob agentes de solubilização específicos, também ocorreram para Fe e K na presença das rochas gnaiss e charnockito.

Os fungos micorrízicos arbusculares promoveram incrementos na disponibilização total de P, independentemente da aplicação ou não dos pós de rocha. No entanto, tanto os FMAs, quanto o restante da microbiota do solo, não promoveram incrementos consistentes na disponibilização total de nutrientes advindos dos pós de rocha.

4. Discussão

4.1. Matéria seca e conteúdo de nutrientes das plantas

A semelhança entre os dados de matéria seca da parte aérea do milho acumulada nos três cultivos sucessivos sugere que algum nutriente tenha limitado o crescimento das plantas (Figura 1). Esta situação é similar à observada por Resende et al. (2006), em experimentos em casa de vegetação, com pós de rocha utilizados como única fonte de nutrientes às plantas. Os pós de rocha, possivelmente, não liberaram os nutrientes com a velocidade requerida pela planta ou não continham em quantidade suficiente e balanceada todos os nutrientes requeridos pelo milho, ou ainda a adubação corretiva foi insuficiente para suprir essas deficiências.

Os incrementos observados nos conteúdos de Cu e P pelas plantas inoculadas

com fungos micorrízicos (A_{FM} e A_{Mb}) (Figura 4) estão, provavelmente, relacionados às estratégias diferenciadas que estes organismos possuem para acessar nutrientes pouco móveis do solo (Clark & Zeto, 2000; Javaid, 2009) quando em associação com a planta.

Os incrementos nos conteúdos de K, promovidos pelos pós de gnaïsse e charnockito em relação ao controle, apenas nos tratamentos A_{Zm} e A_{FM} (Tabela 3) sugerem que os microrganismos do solo (mas não os FMAs) tenham influenciado positivamente a aquisição de K presente em formas menos disponíveis do elemento no solo (como por exemplo, formas de K não-trocáveis retidas em poros entre lâminas adjacentes de minerais de argila (Melo et al., 2009)), mascarando o efeito destas rochas em A_{Mb} . Tal suspeita é corroborada pelos teores significativamente superiores de K disponível no solo ao final do experimento, quando fertilizados com gnaïsse e charnockito em relação a não adição na ausência da planta (Figura 4). Alguns trabalhos tem mostrado a capacidade de microrganismos de disponibilizar K de formas não-trocáveis do solo (Yuan et al., 2004; Basak & Biswas, 2009), mas não há relatos de que essa capacidade seja, de alguma maneira, regulada pela planta.

Embora o conteúdo de metais pesados nas plantas não tenha sido afetado pela presença das rochas, os teores de alguns destes elementos após o primeiro cultivo de milho foram elevados (Tabela 3). Nas plantas do primeiro cultivo, Cr e Pb ultrapassaram os valores máximos definidos para alimentos pela legislação brasileira, que são $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cr e $0,50 \text{ mg kg}^{-1}$ para o Pb (ANVISA, 1965; ANVISA, 1998) (Tabela 4). Tais teores podem estar associados às concentrações destes metais no vermicomposto utilizado na adubação básica, comum a todos os tratamentos.

No entanto, os teores de Cr e Ni na matéria seca, incrementados pela adição dos pós de rocha em relação ao controle, ocorreram apenas no terceiro cultivo com milho e nenhum deles atingiu o limite máximo tolerado. Dessa forma, pode-se afirmar que embora alguns pós de rocha contenham teores totais elevados de metais pesados, como por exemplo o Ni no esteatito, a fitodisponibilidade desses elementos é baixa. Mais estudos são necessários para avaliar a fitodisponibilidade desses e de outros metais em outras culturas.

4.2. Biomassa microbiana do solo e colonização micorrízica

Os pós de rocha pouco afetaram a biomassa microbiana do solo (Figura 2), diferentemente dos resultados encontrados por Silva et al. (2008), em que o pó de

basalto afetou a biomassa microbiana, mas dependendo da adubação orgânica realizada. Além disso, esses autores apontaram que as diferenças encontradas estavam correlacionadas com os incrementos nos teores de matéria orgânica do solo. Diferentemente, os dados de biomassa microbiana desse trabalho não apresentaram correlação com a matéria orgânica, mas sim com os de colonização micorrízica do sistema radicular. O fato de a biomassa microbiana não ter sido afetada pela aplicação dos pós de rocha não significa que a estrutura da comunidade microbiana não possa ter sido alterada pela presença desses materiais. Carson et al. (2007) e Borges et al. (2006) observaram mudanças na comunidade microbiana devido à aplicação de pós de rocha silicatadas, tanto no solo quanto durante o processo de compostagem. Comparativamente à aplicação de corretivos e fertilizantes de alta solubilidade, a magnitude das mudanças pela aplicação de pós de rocha silicatadas tende a ser muito menor. Isso provavelmente porque as mudanças no pH e na disponibilidade de elementos são menores e mais lentas (Bhadalung et al., 2005; Mijangos et al., 2006).

Os incrementos observados na biomassa microbiana do solo pelos tratamentos que receberam o inóculo micorrízico devem estar relacionados a vários fatores, dentre eles, à própria biomassa das hifas extrarradiculares de FMAs. Tal fato evidencia o importante papel que os fungos micorrízicos arbusculares tem na microbiota do solo, corroborando com os dados de Olsson et al. (1999), que observaram que estes organismos são, frequentemente, os componentes majoritários da biomassa microbiana em ecossistemas agrícolas. Além disso, como plantas e FMAs controlam a liberação de exudatos na micorrizosfera (Jones et al., 2004), os FMAs podem ter favorecido o crescimento de outros microrganismos do solo, elevando, dessa forma, a biomassa microbiana associada aos tratamentos que receberam o inóculo micorrízico.

A não alteração observada na colonização micorrízica pela aplicação dos pós de rocha (Figura 3) e a alta colonização micorrízica ($\geq 50\%$) das raízes de milho, em todos os tratamentos sob a presença de pós de rocha e inóculo micorrízico, indicam que as rochas utilizadas não impactaram negativamente e não excluíram a participação dos fungos micorrízicos arbusculares na nutrição das plantas, diferentemente do que tende a ocorrer com o uso de fertilizantes solúveis (Bhadalung et al., 2005; Jeffries et al., 2003). A redução na colonização micorrízica nos tratamentos submetidos à reintrodução da microbiota total do solo (Figura 3) pode estar ligada, entre outros fatores, à sobreposição funcional de alguns microrganismos com os FMAs, ou a uma

possível influencia negativa da microbiota sobre a viabilidade ou a infectividade dos propágulos de FMAs (Bending et al., 2006).

4.3. Disponibilização de elementos no solo

Apesar da grande diversidade dos minerais quanto à susceptibilidade ao intemperismo (Formoso, 2006), os incrementos mais expressivos na disponibilização de elementos decorrentes da aplicação de determinado pó de rocha mostraram-se fortemente ligados ao teor total destes elementos na rocha, como evidenciado pelos teores de Mg e Ni no esteatito e de Cu no charnockito (Figura 4 e Tabela 4). Nesta mesma direção mas, em menor magnitude, os maiores teores totais de Fe e K no gnaisse em relação ao esteatito também refletiram em maior disponibilização destes elementos, ainda que tal resposta tenha sido dependente do agente de solubilização. A exceção ocorreu apenas para Ca e Cr, cujos teores totais são superiores no gnaisse e esteatito em relação às demais rochas (Tabela 1), mas tal fato não resultou em teores superiores desses elementos nos solos tratados com essas rochas em relação às demais rochas (Tabela 5).

Quanto aos teores dos metais pesados Cd, Cr, Pb e Ni, disponibilizados no solo em função da aplicação das diferentes rochas, os dados confirmam que a disponibilização desses elementos é baixa, visto que em nenhum tratamento os teores aproximaram-se dos valores de referência para solos não contaminados segundo CETESB (2005) (Tabela 5). Mesmo não atingindo os valores de referência de qualidade de solo, os teores de Ni disponibilizados no solo pelo esteatito foram, em geral, superiores às demais rochas.

A disponibilização de Ni no solo repercutiu nos maiores teores deste elemento na matéria seca da parte aérea das plantas com esteatito. De qualquer forma, apesar do esteatito possuir um bom potencial como fonte alternativa de nutrientes para a agricultura brasileira (Matos & Mello, 2010) e ter apresentado potencial em alterar positivamente características químicas desejáveis do solo, a sua capacidade de disponibilizar níquel no solo exige maiores cuidados. Dessa forma, a recomendação do esteatito depende de avaliações futuras de sua disponibilidade em plantas sensíveis como a Aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) (Paiva et al., 2001), ou em plantas com alta capacidade de bioacumulação de Ni nos grãos, como o feijão (Giordani et al., 2005), e ainda, sob condições edáficas diversas.

Quanto ao papel dos fungos micorrízicos e de outros microrganismos, os dados não permitiram concluir claramente que estes organismos aumentaram, em relação à presença apenas da planta, a disponibilização de elementos provenientes dos pós de rocha (Tabela 3 e Figura 4). Assim, tal como aponta van Scholl et al. (2008), a magnitude do efeito dos FMAs sobre a taxa de intemperismo total permanece obscura. Talvez, diferentemente dos fungos ectomicorrízicos, os FMAs estejam simplesmente dentro do “grande grupo da microbiota do solo”, apontado por Sverdrup et al. (2002), citado por van Scholl et al. (2008), responsável, como grupo, por apenas cerca de 2 % do intemperismo mineral. A microbiota do solo, no entanto, contribuiu positivamente na redução da disponibilização de Ni e Cr no solo. Os mecanismos que permitem à microbiota do solo desempenhar este papel ainda não estão completamente elucidados (Dimkpa et al., 2009). A redução pode estar ligada à retenção destes elementos no micélio ou na glomalina em formas não disponíveis à planta como demonstrado por González-Chávez et al. (2004) em solos contaminados com Cu, mecanismo potencialmente responsável também pela amenização da toxidez de Ni e Mn for fungos micorrízicos observadas por Vivas et al. (2006) e Nogueira et al. (2004).

Este não incremento na disponibilização de elementos advindos das rochas, pela microbiota em relação à planta, pode ser atribuído também ao fato de que não foi possível isolar completamente a presença de microrganismos nos tratamentos A_{Zm} , visto que ficaram expostos ao ar e receberam, portanto, alguma microbiota. Comparada à microbiota equilibrada de um solo não degradado, todavia, tal microbiota é extremamente simplificada. Além disso, o efeito da microbiota sobre a disponibilização de elementos pode demandar um período de tempo maior que o utilizado neste trabalho. Alguns trabalhos com pó de basalto sugeriram que períodos de incubação de nove, ou mesmo de doses meses, não foram suficientes para avaliar as alterações no solo, embora nenhum deles tenha confirmado tal hipótese (Escosteguy & Klamt, 1998; Boniao et al., 2002).

4.4. Alterações em características químicas do solo

A menor acidez e a presença dos processos de imobilização de nutrientes pelas plantas nos tratamentos A_{Zm} , A_{FM} e A_{Mb} são, provavelmente, os fatores mais determinantes nas alterações químicas observadas nestes tratamentos em relação a apenas solo (A_{So}) (Tabela 6).

O pó de esteatito, que é especialmente rico em silicatos de magnésio, foi o que promoveu as maiores alterações na acidez potencial, soma de bases e CTC total. Tal fato está fortemente ligado à maior disponibilização de Mg, decorrentes dos elevados teores desse elemento na rocha e da alta susceptibilidade intempérica da dolomita e das cloritas do esteatito (Martins et al., 2010). Assim, embora a acidez ativa (pH) não tenha sido alterada pelo esteatito, a acidez potencial, que tampona a ativa, foi levemente reduzida por esta rocha, provavelmente, pelo consumo de hidrogênios necessários à dissolução mineral (Formoso, 2006). Outros trabalhos também demonstraram incrementos na CTC do solo em função da aplicação de pós de rocha silicatadas (Gillman, 1980; Blum et al., 1989; Escosteguy & Klamt, 1998), embora hajam controvérsias (Boniao et al., 2002), mas nenhum deles utilizando as rochas avaliadas neste trabalho.

O incremento na CTC do solo sob esteatito e na ausência da planta (A_{So} com esteatito) está diretamente ligados aos incrementos na soma de bases, visto que a acidez potencial não foi significativamente incrementada neste tratamento. A CTC é uma indicadora sensível da liberação de cátions (pois elevam a soma de bases) e de mudanças na mineralogia (Carstea, 1968; Bortoluzzi et al., 2008; Peralta, 2009) (que tendem a elevar a acidez potencial), uma vez que diferentes minerais possuem capacidades de retenção de cátions diferentes. A formação de novos minerais de argila silicatados, dessa forma, tenderia a elevar a CTC, e mais precisamente a acidez potencial, mas pode ser um fenômeno muito lento e de pequena magnitude para ser percebido. Além disso, esta formação de novos minerais dependeria de uma menor migração dos elementos dissolvidos (Formoso, 2006), tal como ocorreu nos tratamentos com apenas solo. Apesar disso, não houve incremento na acidez potencial mesmo no tratamento que mais elevou a soma de bases no solo. Assim, a rochagem enquanto estratégia de remineralização de solos altamente intemperizados (Leonardos et al., 2000), depende de alguma elevação na saturação por bases do solo, o que de certa forma requer mobilizações menos intensas de elementos pelas plantas tal como sugere Harley & Gilkes (2000) e de um tempo muito mais longo para formação de novos minerais tal como apontam os dados deste trabalho. Apesar de menos provável, a CTC como indicadora da formação de novos minerais de argila, pode estar sendo mascarada pela entrada de íons $Al(OH_2)^+$ nas entrecamadas de minerais do tipo 2:1, que impedem a manifestação das cargas desses minerais (Azevedo & Vidal-Torrado,

2009), ou pela neoformação de minerais secundários de baixa carga (Lee et al., 2003).

Além disso, o incremento no fósforo remanescente no tratamento A_{S_0} com esteatito aponta uma redução na adsorção de P (estimada pelo fósforo remanescente), na ordem de 119 kg ha^{-1} em relação ao controle (Tabela 6). O fósforo remanescente é uma estimativa inversa da capacidade de adsorção de fósforo do solo. Tal como apontam Fontes & Weed (1996) e Penn et al. (2005), a adsorção de fósforo é um fenômeno dependente principalmente da textura, da quantidade de matéria orgânica e da mineralogia da fração argila, sendo altamente influenciada pela presença de óxidos de Fe e Al no solo. Esta redução na adsorção de fósforo observada pode estar ligada a vários fatores. Por exemplo, pode estar ligada à presença de compostos da matéria orgânica que se ligam aos mesmos sítios de adsorção que o P (Novais et al., 2007). Isto, no entanto, não explicaria a diferença encontrada na presença do esteatito uma vez que a matéria orgânica do solo não foi incrementada pela adição dos pós de rocha. Provavelmente, a redução na adsorção de fósforo esteja ligada à maior liberação de Si no solo pelo esteatito (Figura 4). O Si pode ter atuado na dessorção de P, ou simplesmente pode ter ocupado os mesmos sítios de adsorção, reduzindo os disponíveis para o fósforo (Carvalho et al., 2001; Pozza et al., 2007).

4.5. Disponibilização total de elementos

O não incremento na matéria seca das plantas pelos pós de rocha, embora condizente com os poucos incrementos nos conteúdos de nutrientes nas plantas, não refletiu bem a disponibilização total de nutrientes, uma vez que os elementos disponibilizados pelos tratamentos são diferentemente requeridos pelas plantas. Mesmo sob condições de pH de solo mais elevadas (Tabela 6), os incrementos nas disponibilizações de P, K, Mg e Si nos tratamentos sob a presença da planta foram muito superiores aos tratamentos com apenas solo (A_{S_0}) (incrementos de 401 % para Si, 98 % para P, 17 % para Mg e 16 % para K). Dessa forma, embora para a maioria dos nutrientes a disponibilização pelo solo (A_{S_0}) tenha sido eficiente indicadora da disponibilização de elementos pelos tratamentos, a magnitude da liberação de nutrientes pelas rochas foi consideravelmente maior na presença das plantas. Isso deve estar ligado à capacidade ativa da planta em disponibilizar nutrientes no solo (Hinsinger et al., 2001; Akter & Akagi, 2005), seja através da liberação de ácidos orgânicos, sideróforos, quelantes orgânicos, entre outros, ou por meio do deslocamento dos

equilíbrios de dissolução dos minerais pela absorção de elementos (Harley & Gilkes, 2000; Wang et al., 2011). Tal fato sugere também que, em trabalhos envolvendo seleção de rochas para utilização como fontes alternativas de nutrientes devem-se evitar experimentos apenas com incubação em solo tal como os de Escosteguy & Klamt (1998), Gillman et al. (2001) ou Silva et al. (2005) e priorizar aqueles em que diferentes plantas são também comparadas quanto à suas capacidades de biodisponibilização (Wang et al., 2000), de modo a não subestimar o potencial das rochas.

5. Conclusões

Quando aplicado diretamente no solo, o esteatito mostrou-se como fonte efetiva de Mg e Si, o charnockito de Cu e o gnaiss e charnockito de K para as plantas. O esteatito demonstrou-se também com maior capacidade de alterar positivamente outras características químicas do solo como a CTC e a adsorção de fósforo. A disponibilização do Ni pelo esteatito, embora não tenha ultrapassado os valores de referência, deve ser melhor avaliada para outras espécies vegetais, antes que a mesma seja indicada como fonte de nutrientes.

As rochas utilizadas não restringiram a atividade biológica do solo nem a atuação dos fungos micorrízicos arbusculares. A atividade biológica é importante para a disponibilização dos nutrientes das rochas, entretanto, neste estudo a planta demonstrou-se igualmente capaz de atuar sobre a disponibilização de elementos das rochas quando comparada com a presença conjunta da planta com a microbiota do solo ou em associação micorrízica. O solo isoladamente demonstrou-se com uma capacidade muito inferior de disponibilizar os nutrientes das rochas, indicando a necessidade de mais estudos na presença de plantas em detrimento àqueles com apenas incubação em solo.

6. Referências Bibliográficas

AKTER, M.; AKAGI, T. Effect of fine root contact on plant-induced weathering of basalt. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51: 861-871, 2005.

- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. London: Academic Press, 1995. 576p.
- ALTIERI, M. Linking ecologists and tradicional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology Environment*, 2: 35-42, 2004.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Decreto nº 55871 de 26 de março de 1965. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/legis/decretos/55871_65.html>. Acessado em: 04 fev. 2012.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.html>. Acessado em: 04 fev. 2012.
- AZEVEDO, A.C.; VIDAL-TORRADO, P. Esmectita, vermiculita, minerais com hidróxi entrecamadas e clorita. *In*: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds). Química e Mineralogia do Solo - Parte I. Viçosa: SBCS, 2009. 695p.
- BASAK, B.B.; BISWAS, D.R. Influence of potassium solubilizing microorganism (*Bacillus mucilaginosus*) and waste mica on potassium uptake dynamics by sudan grass (*Sorghum vulgare* Pers.) grown under two Alfisols. *Plant and Soil*, 317: 235-255, 2009.
- BENDING, G.D.; ASPRAY, T.J.; WHIPPS, J.M. Significance of Microbial Interactions in the Mycorrhizosphere. *Advances in Applied Microbiology*, 60: 97-132, 2006.
- BHADALUNG, N.N.; SUWANARIT, A.; DELL, B.; NOPAMORBODI, O.; THAMCHAIPENET, A.; RUNGCHUANG, J. Effects of long-term NP-fertilization on abundance and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi under a maize cropping system. *Plant and Soil*, 270: 371-382, 2005.
- BLUM, W.E.H.; HERBINGER, B.; MENTLER, A.; OTTNER, F.; POLLAK, M.; UNGER, E.; WENZEL, W.W. The use of rock powders in agriculture. II - Efficiency of rock powders for soil amelioration. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 152: 427-430, 1989.
- BOLLAND, M.D.A.; BAKER, M.J. Powdered granite is not an effective fertilizer for clover and wheat in sandy soils from Western Australia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 59-68, 2000.
- BONIAO, R.D.; SHAMSHUDDIN, J.; RANST, E.V.; ZAUYAH, S.; OMAR, S.R.S. Changes in chemical properties and growth of corn in volcanic soils treated with peat, ground basalt pyroclastics, and calcium silicate. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33: 1219-1233, 2002.
- BORGES, W.L.; PASSOS, S.R.; ALMEIDA, A.M.; PEIXOTO, R.T.G.; RUMJANEK, N.G.; XAVIER, G.R. Efeito da aplicação de rochas silicáticas sobre a comunidade microbiana durante o processo de compostagem. *Espaço & Geografia*, 9: 195-214, 2006.

- BORTOLUZZI, E.C.; VELDE, B.; PERNES, M.; DUR, J.C.; TESSIER, D. Vermiculite, with hydroxy-aluminium interlayer, and kaolinite formation in a subtropical sandy soil from south Brazil. *Clay Minerals*, 43: 185-193, 2008.
- BRAGA, J.M.; DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solo e material vegetal. *Revista Ceres*, 21:73-85, 1974.
- BRANCO, P.M. Dicionário de mineralogia e gemologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 608p.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia - Departamento Nacional de Produção Mineral. Folha SF 23/24 Rio de Janeiro/Vitória: Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Projeto RADAMBRASIL v32. Rio de Janeiro, 1983, 775p.
- BRUNDRETT, M.C.; BOUGHER, N.; DELL, B.; GROVE, T.; MALAJCZUK, N. Working with mycorrhizas in forest and agriculture. Camberra: Pirie, 1996. 374p.
- BUCKING, H.B.; SHACHAR-HILL, Y. Phosphate uptake, transport and transfer by the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* is stimulated by increased carbohydrate availability. *New Phytologist*, 165: 899-912, 2005.
- CARDOSO, I.M.; BODDINGTON, C.L.; JANSSEN, B.H.; OENEMA, O.; KUYPER, T.W. Double pot and double compartment: Integrating two approaches to study nutrient uptake by arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 260: 301–310, 2004.
- CARSON, J.K.; ROONEY, D.; GLEESON, D.B.; CLIPSON, N. Altering the mineral composition of soil causes a shift in microbial community structure. *FEMS Microbiology Ecology*, 61: 414-423, 2007.
- CARSTEA, D.D. Formation of hydroxy-Al and -Fe interlayers in montmorillonite and vermiculite: influence of particle size and temperature. *Clays and Clay Minerals*, 16: 231-238, 1968.
- CARVALHO, A.M.X. Fungos micorrízicos arbusculares no crescimento de mudas de pinhão manso (*Jatropha curcas* L.). 2008. 65p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; SANTOS, C.D.; FERNANDES, L.A., CURI, N.; RODRIGUES, D.C. Interações silício-fósforo em solos cultivados com eucalipto em casa de vegetação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36: 557-565, 2001.
- CELINO, J.J.; BOTELHO, N.F. Evolução geoquímica e petrogênese de charnockitos ígneos no cinturão móvel costeiro do Brasil. *Boletim Paranaense de Geociências*, 57: 25-47, 2005.

- CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo em substituição aos valores orientadores do relatório de estabelecimento de valores orientadores de 2001. São Paulo, 2005. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em: 04 fev. 2012.
- CLARK, R.B.; ZETO, S.K. Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Plant Nutrition*, 23: 867-902, 2000.
- DIMKPA, C.; WEINAND, T.; ASCH, F. Plant–rhizobacteria interactions alleviate abiotic stress conditions. *Plant, Cell & Environment*, 32: 1682-1694, 2009.
- ELLIOTT, C.L.; SNYDER, G.H. Autoclave-induced digestion for the colorimetric determination of silicon in rice straw. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 39: 1118-1119, 1991.
- EPA 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Washington, USA: Revision, December, 1996. CD-Rom. Windows 95/XP.
- ESCOSTEGUY, P.A.V.; KLAMT, E. Basalto moído como fonte de nutrientes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22: 11-20, 1998.
- FIXEN, P.E.; JOHNSTON, A.M. World fertilizer nutrient reserves: a view to the future. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92: 1001-1005, 2012.
- FOLEY, A.F. *et al.* Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-575, 2005.
- FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. *Geoderma*, 72: 37-51, 1996.
- FORMOSO, M.L.L. Some topics on geochemistry of weathering: a review. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 809-820, 2006.
- FRASCÁ, M.H.B.O.; SARTORI, P.L.P. Minerais e Rochas. *In*: OLIVEIRA, A.M.S.; BRITO, S.N.A. (Eds). *Geologia de Engenharia*. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998, 587p.
- FYFE, W.S.; LEONARDOS, O.H.; THEODORO, S.H. Sustainable farming with native rocks: the transition without revolution. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 715-720, 2006.
- GADD, G.M. Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. *Mycological Research*, 111: 3–49, 2007.

- GERDEMAN, J.W.; NICOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal Endogone extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society*, 46: 235-244, 1963.
- GILLMAN G.P. The effect of crushed basalt scoria on the cation exchange properties of a highly weathered soil. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 465-468, 1980.
- GIORDANI, C.; CECCHI, S.; ZANCHI, C. Phytoremediation of soil polluted by nickel using agricultural crops. *Environmental Management*, 36: 675-681, 2005.
- GONZALEZ-CHAVEZ, M.C.; CARRILLO-GONZÁLEZ, R.; WRIGHT, S.F.; NICHOLS, K.A. The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. *Environmental Pollution*, 130: 317-323, 2004.
- GRANT, W.H. Abrasion pH, an index of chemical weathering. *Clays and Clay Minerals*, 17: 151-155, 1969.
- GRINSTED, M.J.; HEDLEY, M.J.; WHITE, R.E.; NYE, P.H. Plant induced changes in the rhizosphere of rape (*Brassica napus* var. Emerald) seedling: I. pH change and the increase in P concentrations in the soil solution. *New Phytologist*, 91: 19-29, 1982.
- HARLEY, A.D.; GILKES, R.J. Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: a geochemical overview. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 11-36, 2000.
- HINSINGER, P.; BARROS, O.N.F.; BENEDETTI, M.F.; NOACK, Y.; CALLOT, G. Plant-induced weathering of a basaltic rock: experimental evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65: 137-152, 2001.
- HINSINGER, P.; BOLLAND, M.D.A.; GILKES, R.J. Silicate rock powder: effect on selected chemical properties of a range of soils from Western Australia and on plant growth as assessed in a glasshouse experiment. *Fertilizer Research*, 45: 69-79, 1996.
- HOFFLAND, E.; KUYPER, T.W.; WALLANDER, H.; PLASSARD, C.; GORBUSHINA, A.A.; HASELWANDTER, K.; HOLMSTRÖM, S.; LANDEWEERT, R.; LUNDSTRÖM, U.S.; ROSLING, A.; SEN, R.; SMITS, M.M.; van HEES, P.A.W.; van BREEMEN, N. The role of fungi in weathering. *Frontiers in Ecology Environment*, 2: 258-264, 2004.
- JAVAID, A. Arbuscular mycorrhizal mediated nutrition in plants. *Journal of Plant Nutrition*, 32: 1595-1618, 2009.
- JEFFRIES, P.; GIANINAZZI, S.; PEROTTO, S.; TURNAU, K.; BAREA, J.M. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biology and Fertility of Soils*, 37:1-16, 2003.

- JOHNSON, D.; LEAKE, J.R.; OSTLE, N.; INESON, P.; READ, D.J. In situ $^{13}\text{CO}_2$ pulse-labelling of upland grassland demonstrates a rapid pathway of carbon flux from arbuscular mycorrhizal mycelia to the soil. *New Phytologist*, 153: 327–334, 2002.
- JONES, D.L.; HODGE, A.; KUZYAKOV, Y. Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. *New Phytologist*, 163: 459-480, 2003.
- KLUGH, K.; CUMMING, J.R. Variations in organic acid exudation and aluminum resistance among arbuscular mycorrhizal species colonizing *Liriodendron tulipifera*. *Tree Physiology*, 27: 1103-1112, 2007.
- KNIGHT, W.G.; ALLEN, M.F.; JURINAK, J.J.; DUDLEY, L.M. Elevated carbon dioxide and solution phosphorus in soil with vesicular-arbuscular mycorrhizal western eatgrass. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 1075-1082, 1989.
- KOSKE, R.; GEMMA, J.N. A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. *Mycological Research*, 92: 486–505, 1989.
- LANDEWEERT, R.; HOFFLAND, E.; FINLAY, R.D.; KUYPER, T.W.; van BREEMEN, N. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 248-254, 2001.
- LEAKE, J.R.; DURAN, A.L.; HARDY, K.E.; JOHNSON, I.; BEERLING, D.J.; BANWART, S.A.; SMITS, M.M. Biological weathering in soil: the role of symbiotic root-associated fungi biosensing minerals and directing photosynthate-energy into grain-scale mineral weathering. *Mineralogical Magazine*, 72: 85-89, 2008.
- LEE, B.D.; SEARS, S.K.; GRAHAM, R.C.; AMRHEIN, C.; VALI, H. Secondary mineral genesis from chlorite and serpentine in an ultramafic soil toposequence. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1309-1317, 2003.
- LEITE, P.C. 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.
- LEONARDOS, O.H.; THEODORO, S.H.; ASSAD, M.L. Remineralization for sustainable agriculture: a tropical perspective from a Brazilian viewpoint. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 3-9, 2000.
- LUZ, A.B.; LAPIDO-LOUREIRO, F.E.; SAMPAIO, J.A.; CASTILHOS, Z.C.; BEZERRA, M.S. Rochas, minerais e rotas tecnológicas para a produção de fertilizantes alternativos. In: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). *Agrominerais para o Brasil*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.
- MANNING, D.A.C. Mineral sources of potassium for plant nutrition - a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30: 281-294, 2010.

- MARTINS, E.S.; RESENDE, A.V.; OLIVEIRA, C.G.; FURTINI NETO, A.E. Materiais silicáticos como fontes regionais de nutrientes e condicionadores de solos. *In*: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.
- MATOS, G.M.M.; MELLO, I.S.C. Inventário e cartografia de recursos agrominerais convencionais e alternativos do território brasileiro. *In*: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.
- MELO, V.F.; CASTILHOS, R.M.V.; PINTO, L.F.S. Reserva mineral do solo. *In*: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds). Química e Mineralogia do Solo - Parte I. Viçosa: SBCS, 2009. 695p.
- MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises. Viçosa: 2005, 81p.
- MIJANGOS, I.; PÉREZ, R.; ALBIZU, I.; GARBISU, C. Effects of fertilization and tillage on soil biological parameters. *Enzyme and Microbial Technology*, 40: 100-106, 2006.
- MOHAMMAD, M.J.; PAN, W.L.; KENNEDY, A.C. Chemical alteration of the rhizosphere of the mycorrhizal-colonized wheat root. *Mycorrhiza*, 15: 259–266, 2005.
- NEUMANN, G.; ROMHELD, V. Rhizosphere chemistry in relation to plant nutrition. *In*: MARSCHNER, P. (Ed.). *Marschner's - Mineral Nutrition of Higher Plants*, 3 ed. Academic Press. 2012. 650p.
- NOGUEIRA, M.A.; MAGALHÃES, G.C.; CARDOSO, E.J.B.N. Manganese toxicity in mycorrhizal and phosphorus-fertilized soybean plants. *Journal of Plant Nutrition*, 27: 141-156, 2004.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F.N. Fósforo. *In*: NOVAIS, R.F. *et al.* (Eds). *Fertilidade do Solo*. Viçosa: SBCS, 2007. 1017p.
- OLSSON, P.A.; THINGSTRUP, I.; JAKOBSEN, I.; BAATH, F. Estimation of the biomass of arbuscular mycorrhizal fungi in a linseed field. *Soil Biology & Biochemistry*, 31: 1879-1887, 1999.
- PAIVA, H.N.; CARVALHO, R.; SILVA, F.P.; CARVALHO, J.G.; MELLONI, R. Influence of nickel levels on the growth of *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. in nutrition solution. *Cerne*, 7: 114-121, 2001.
- PENN, C.J.; MULLINS, G.L.; ZELAZNY, L.W. Rhizosphere characteristics of indigenously growing nickel hyperaccumulator and excluder plants on serpentine soil. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 1532-1540, 2005.
- PERALTA, M.M.C. Tratamento químico de uma vermiculita visando seu uso em compósitos de polipropileno. 2009. 64p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

- POZZA, A.A.A.; COSTA, E.T.S.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.G.S.M.; MOTTA, P.E.F. Retenção e desorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42: 1627-1633, 2007.
- RESENDE, A.V.; MACHADO, C.T.T.; MARTINS, E.S.; SENA, M.C.; NASCIMENTO, M.T.; SILVA, L.C.R.; LINHARES, N.W. Rochas como fontes de potássio e outros nutrientes para culturas anuais. *Espaço & Geografia*, 9: 135:161, 2006.
- RODRIGUES, A.F.S.; FONSECA, D.S.; HIDER, M.; PARAHYBA, R.E.; CAVALCANTE, V.M.M. Agrominerais: recursos e reservas. *In*: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). *Agrominerais para o Brasil*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.
- RUBIO, R.; BORIE, F.; SCHALCHLI, C.; CASTILLO, C.; AZCÓN, R. Plant growth responses in natural acidic soils affected by arbuscular mycorrhizal inoculation and phosphorus sources. *Journal of Plant Nutrition*, 25: 1389 – 1405, 2002.
- SILVA, E.A.; CASSIOLATO, A.M.R.; MALTONI, K.L.; SCABORA, M.H. Efeitos da rochagem e de resíduos orgânicos sobre aspectos químicos e microbiológicos de um subsolo exposto e sobre o crescimento de *Astronium fraxinifolium* Schott. *Árvore*, 32: 323-333, 2008.
- SILVA, F.C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p.
- SILVA, M.T.B.; HERMO, B.S.; GARCIA-RODEJA, E.; FREIRE, N.V. Reutilization of granite powder as an amendment and fertilizer for acid soils. *Chemosphere*, 61: 993-1002, 2005.
- SMITH, S.E.; READ, D.J. *Mycorrhizal Symbiosis*. 3 ed. London: Academic Press, 2008. 803p.
- STERFLINGER, K. Fungi as geologic agents. *Geomicrobiology Journal*, 17: 97–124, 2000.
- TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W.H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292: 281-284, 2001.
- van BREEMEN, N.; LUNDSTROOM, U.S.; JONGMANS, A.G. Do plants drive podzolization via rock-eating mycorrhizal fungi? *Geoderma*, 94: 163–171, 2000.
- van SCHOLL, L.; KUYPER, T.W.; SMITS, M.M.; LANDERWEERT, R.; HOFFLAND, E.; van BREEMEN, N. Rock-eating mycorrhizas: their role in plant nutrition and biogeochemical cycles. *Plant Soil*, 303: 35-47, 2008.
- van STRAATEN, P.V. Farming with rocks and minerals: challenges and opportunities. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 731-747, 2006.

- VIVAS, A.; BIRO, B.; NÉMETH, T.; BAREA, J.M.; AZCÓN, R. Nickel-tolerant *Brevibacillus brevis* and arbuscular mycorrhizal fungus can reduce metal acquisition and nickel toxicity effects in plant growing in nickel supplemented soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 38: 2694-2704, 2006.
- WANG, H.Y.; SHEN, Q.H.; ZHOU, J.M.; WANG, J.; DU, C.W.; CHEN, X.Q. Plants use alternative strategies to utilize nonexchangeable potassium in minerals. *Plant Soil*, 343: 209-220, 2011.
- WANG, J.G.; ZHANG, F.S.; CAO, Y.P.; ZHANG, X.L. Effect of plant types on release of mineral potassium from gneiss. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 37-44, 2000.
- WILLIAMS, H.; TURNER, F.J.; GILBERT, C.M. *Petrografia: uma introdução ao estudo das rochas em seções delgadas*. São Paulo: Polígono e Editora da USP, 1970. 424p.
- YUAN, L.; HUANG, J.; LI, X.; CHRISTIE, P. Biological mobilization of potassium from clay minerals by ectomycorrhizal fungi and eucalypt seedling roots. *Plant and Soil*, 262: 351-361, 2004.

CAPÍTULO III

Processos biogeoquímicos contribuem para uma maior disponibilização de nutrientes de pós de rocha

RESUMO

A revalorização recente do uso de rochas silicatadas na agricultura está ligada à busca por alternativas às fontes convencionais de nutrientes, à necessidade de aproveitamento de grandes quantidades de rejeitos de pedreiras e mineradoras e à expansão das correntes de agricultura de bases agroecológicas. A principal limitação dessa prática é a lenta solubilização dos minerais presentes e, portanto, a lenta liberação dos nutrientes às plantas. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de alguns processos biogeoquímicos envolvidos no intemperismo como o CO₂, os ácidos orgânicos e a microbiota do solo, sobre características químicas de um Latossolo fertilizado com pós de basalto, gnaiss, charnockito e esteatito. Um experimento com microcosmos simulando a atuação dos processos em condições rizosféricas foi conduzido em laboratório por um período de 130 dias na presença dos pós de rocha na dose correspondente a 40 t ha⁻¹. Mesmo com um curto período de incubação, os pós de rocha promoveram melhorias em características químicas do solo. Destacaram-se os incrementos nas disponibilizações no solo de Ca e Mg pelas rochas charnockito, esteatito e basalto, P e K pelo charnockito, P e Zn pelo gnaiss, Cu pelo charnockito e Fe e Mn pelo basalto. Essas disponibilizações foram também afetadas pelos processos biogeoquímicos, com destaque para as atuações do CO₂ sobre a liberação de Ca e Mg do esteatito, do CO₂ e dos ácidos orgânicos sobre a liberação de P do basalto, da microbiota sobre a liberação de Fe e Zn do gnaiss e do CO₂ sobre a liberação de Mn e Ni. A eficiência de disponibilização dos elementos chegou a 49 % para o Ca do pó de esteatito, 18 % para o P do pó de charnockito e 20 % para o Zn do pó de gnaiss. Essas alterações indicam a importância dos componentes biológicos do solo sobre a viabilidade da rochagem e podem contribuir na seleção de tecnologias para aumentar a velocidade de liberação de nutrientes de rochas silicatadas moídas.

1. Introdução

O Brasil é um dos maiores importadores mundiais de fertilizantes e isto onera economicamente sua produção agrícola (Rodrigues et al., 2010). Além disso, os fertilizantes solúveis podem criar problemas ambientais como eutrofização de águas e liberação de gases poluentes na atmosfera (Tilman et al., 2001; Martins et al., 2010), necessitam de fontes não renováveis de energia no seu processamento e transporte a longas distâncias e dependem da utilização de recursos minerais não renováveis, escassos e mal distribuídos entre os países (Foley et al., 2005; Fixen & Johnston, 2012). Diante disso, é necessário buscar alternativas às fontes de nutrientes importadas, e também opções que atendam às necessidades da agricultura de bases agroecológicas, com restrições ao uso de fertilizantes solúveis e estímulos à utilização de recursos locais, minimizando os passivos ambientais (Mäder et al., 2002; Pimentel et al., 2005; Martins et al., 2010). Uma dessas alternativas que tem sido apontada recentemente é o uso de rochas silicatadas moídas provenientes de rejeitos de pedreiras e mineradoras (Leonardos et al., 2000; van Straaten, 2006; Theodoro & Leonardos, 2006). Algumas dessas rochas, em especial o granito, o basalto e o gnaiss, são comuns em extensas áreas do território brasileiro e, no caso de ambientes pedregosos, disponíveis nas próprias propriedades agrícolas ou próximas a elas para moagem (Almeida, 2007). A viabilidade da moagem das rochas na propriedade, no entanto, ainda demanda avaliação, mas a utilização de pós de rocha provenientes de rejeitos pode contribuir para a descentralização das empresas produtoras de fertilizantes e reduzir os impactos ambientais associados à produção e utilização de fertilizantes solúveis.

A principal limitação de uso de rochas silicatadas é a lenta solubilização dos minerais presentes (Harley & Gilkes, 2000) e, portanto, a lenta liberação dos nutrientes às plantas. Alguns trabalhos têm avaliado tecnologias e opções de manejo de solo e das culturas, com valorização de processos biológicos, visando aumentar a velocidade intempérica e, assim, incrementar a liberação dos nutrientes (Lopes-Assad et al., 2010; Lima et al., 2010; Lima et al., 2009; Souza, 2010). Vários processos biogeoquímicos podem atuar positivamente nesse sentido, como o aumento da pressão parcial de CO₂ no solo pela respiração vegetal e microbiana, a liberação de ácidos orgânicos ou a remoção de cátions da solução do solo pela microbiota (Barker et al., 1997).

Juntamente com a deposição atmosférica, o intemperismo provê, nas condições naturais, a maior parte dos influxos de P, Ca, K, Mg e muitos micronutrientes em formas diretamente disponíveis à biota (Hoffland et al., 2004; Gadd, 2007), contribuindo substancialmente para a fertilidade do solo e para a produtividade dos ecossistemas (Gadd, 2007). Em escala global, o intemperismo também desempenha importante papel como regulador das concentrações atmosféricas de CO₂ (Lenton & Britton, 2006) uma vez que, no intemperismo de minerais primários silicatados, cátions são liberados e ligados a ânions dissociados do ácido carbônico com algum grau de estabilidade em pHs próximos à neutralidade (Berg & Banwart, 2000).

A água é certamente o maior agente do intemperismo (Barker et al., 1997). Entretanto, o papel de agentes bioquímicos tem despertado crescente interesse, especialmente o de ácidos orgânicos de baixo peso molecular, bem como de outras substâncias produzidas ativamente pela microbiota, ou apenas geradas como subprodutos da decomposição da matéria orgânica do solo. A dissolução mineral pode ser acelerada por mudanças no pH e outras alterações químicas da solução do solo mediadas pela microbiota, como ligantes orgânicos, sideróforos, acidificação devido a absorção preferencial de NH₄⁺ e mucopolissacarídeos (Gadd, 2007). A dissolução dos minerais pode também ser inibida por polissacarídeos extracelulares que bloqueiam os centros de reação dos minerais (Welch & Vandevivere, 1994; Welch et al., 1999).

A produção de ligantes orgânicos extracelulares e sideróforos não estão apenas ligadas à aquisição de nutrientes pelos microrganismos, mas afetam também, marcadamente, a composição mineral e as reações de dissolução no solo (Gadd, 2007). Adicionalmente, a formação de minerais secundários, como carbonatos e oxalatos metálicos, pode ocorrer dependentemente ou não de processos metabólicos (Gadd & White, 1993; Sterflinger, 2000; Berg & Banwart, 2000).

Somando-se a isso, ácidos orgânicos excretados pelas raízes e por microrganismos podem incrementar a dissolução dos minerais (Grinsted et al., 1982). Os ácidos orgânicos têm mostrado ação na dissolução de feldspatos, micas e olivinas (Harley & Gilkes, 2000). Minerais presentes em rochas máficas, como o basalto, são mais susceptíveis à dissolução na presença de solutos orgânicos que minerais de rochas félsicas como os feldspatos do granito (Raulund-Rasmaussen et al., 1998). Os ácidos orgânicos diferem em suas efetividades de dissolução, sendo os de ligação “bidentada”, como do oxalato, mais efetivos que os de ligação “monodentada” como do acetato

(Harley & Gilkes, 2000).

A dissolução de minerais é geralmente maior na presença de ácidos orgânicos que na presença de ácidos inorgânicos em concentrações semelhantes (Harley & Gilkes, 2000). As propriedades complexas dos ácidos orgânicos permitem o enfraquecimento das ligações metal-oxigênio da superfície do mineral mesmo em reduzidas concentrações em solução (Welch & Ullman, 1993). Como resultado, os ácidos orgânicos podem dissolver silicatos em condições de neutralidade onde os mecanismos baseados apenas em extrusão de prótons estariam limitados (Welch & Ullman, 1993).

Os carbonatos advindos do CO_2 em equilíbrio com a água, assim como os ânions orgânicos, atuam como ligantes na remoção de cátions da solução do solo promovendo a solubilização de minerais, uma vez que deslocam o equilíbrio de suas reações de dissociação (Gadd, 2007; Hoffland et al., 2004). Os carbonatos advindos do ácido carbônico podem atuar diretamente na remoção de elementos como cálcio e magnésio (Berg & Banwart, 2000). Neste processo, há enfraquecimento da estrutura cristalina dos silicatos, tornando-os mais suscetíveis ao desgaste físico ou à reações de hidrólise (Harley & Gilkes, 2000; Sterflinger, 2000). A importância relativa do CO_2 em relação aos ácidos orgânicos, quanto à ação solubilizadora, ainda não está bem estabelecida. O ânion carbonato HCO_3^- , por ser o principal acompanhante de cátions em águas de drenagem continentais, é considerado ainda como o agente de intemperismo dominante (Hoffland et al., 2004).

Dessa forma, conhecer o papel relativo destes processos pode ser importante para entender porque algumas práticas agrícolas e manejos de solo e cultura são mais favoráveis à disponibilização dos nutrientes de pós de rocha que outras, e auxiliar na definição de tecnologias para aumentar a velocidade de liberação de nutrientes desses materiais. Assim, os objetivos deste trabalho foram: i) avaliar o papel de alguns processos biogeoquímicos envolvidos no intemperismo, como CO_2 , ácidos orgânicos e microbiota do solo sobre a disponibilização de nutrientes em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico incubado com os pós de basalto, charnockito, esteatito e gnaisse; ii) avaliar o comportamento de características químicas do solo e a liberação de nutrientes e metais pesados decorrentes da incubação de pós de basalto, charnockito, esteatito e gnaisse em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico.

2. Materiais e Métodos

O experimento e as análises foram realizados no Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, Minas Gerais.

2.1. Matriz experimental

O experimento foi montado em delineamento inteiramente casualizado e em arranjo fatorial 5 x 4 com três repetições, sendo quatro pós de rocha (basalto, charnokito, esteatito e gnaisse) adicionados ao solo na dose correspondente a 40 t ha⁻¹, mais um controle sem rocha, em quatro ambientes de simulação de processos biogeoquímicos. Esses ambientes foram: i) solo estéril; ii) solo estéril sob pressão parcial de CO₂ correspondente à rizosfera; iii) solo estéril com adição dos ácidos cítrico e oxálico em concentrações rizosféricas; iv) solo estéril com reintrodução da microbiota e adição de uma fonte de C e N prontamente disponíveis.

Os solos foram incubados por 130 dias em microcosmos constituídos por frascos de vidro de 600 mL de capacidade, com o equivalente a 300 g de solo seco, sob temperatura ambiente e no escuro.

2.2. Obtenção e análises químicas e mineralógicas dos pós de rocha

O gnaisse é uma rocha de variado grau metamórfico, com grande variação mineralógica, embora comumente rica em feldspatos de K, plagioclásios, micas e quartzo. As rochas gnáissicas são muito comuns no Brasil, em geral, e na Zona da Mata mineira, em particular. Ocorrem principalmente associadas ao embasamento cristalino nas regiões sudeste, centro-oeste e nordeste do país (Bigarella et al., 2009). O pó de gnaisse foi adquirido junto ao comércio local, sendo pertencente ao Grupo Gnaisse Piedade em sua unidade metabásica (Brasil, 1983) e obtido pela separação das frações finas resultantes da moagem da rocha para obtenção de brita para a construção civil. O charnockito é uma variedade de hiperstênio-granito, sendo uma rocha ígnea sob influência de metamorfismo plutônico (Williams et al., 1970). São rochas muito utilizadas como pedra ornamental e tipicamente ricas em feldspatos escuros (Branco, 2008). Sua ocorrência no Brasil, embora mais restrita que o gnaisse, está comumente associada ao cinturão charnockítico nos estados de São Paulo, Espírito Santo, Minas

Gerais e Bahia (Celino & Botelho, 2005). O pó de charnockito foi adquirido a partir do resíduo de corte e acabamento em empresas locais de beneficiamento de rochas ornamentais.

O esteatito (pedra-sabão) é uma rocha metamórfica maciça muito comum na região do Quadrilátero Ferrífero (MG), composta essencialmente por talco e com excelentes propriedades físicas (baixa dureza e baixa xistosidade) que determinam sua grande utilização artística ou artesanal. O pó de esteatito foi adquirido de resíduos da produção de artesanatos da região de Mariana, MG. Basalto é o nome comum que recebem rochas ígneas vulcânicas ricas em plagioclásios cálcicos e clinopiroxênios em uma matriz fina ou vítrea, de aspecto maciço e de cores cinza ou preta. Esta rocha é amplamente utilizada na construção civil e é comum ao longo da bacia do rio Paraná. O pó de basalto foi adquirido a partir do resíduo da moagem para obtenção de brita para a construção civil em pedreira no município de Paula Freitas, PR. Todos esses materiais apresentam problemas ligados à disposição final de resíduos, o que torna o seu uso agrícola também promissor (Luz et al., 2010).

Os pós de rocha foram secos ao ar e peneirados, sendo utilizadas as porções que passaram na malha de 0,105 mm e que foram retidas na de malha de 0,053 mm de abertura. Para a caracterização química e mineralógica, subamostras foram secas em estufa a 65 °C por 72 horas, moídas em almofariz de ágata e passadas totalmente pela peneira de malha de 0,053 mm de abertura. Os elementos principais foram analisados por espectrometria de fluorescência de raios-X e os demais por espectrofotometria de emissão de plasma após digestão triácida (Silva, 2009; EPA 3052, 1996). A análise mineralógica foi realizada por difração de raios-X. O pH de abrasão dos pós de rocha foi determinado segundo Grant (1969).

2.3. Obtenção e preparo do solo

O solo utilizado foi um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico coletado de 0 a 20 cm sob pastagem no município de Viçosa, MG. O solo foi passado por peneira de malha de 2 mm de abertura, umedecido, homogeneizado e acondicionado em sacos plásticos de polipropileno com o correspondente a 300 g de solo seco cada. Em seguida, os sacos foram esterilizados em autoclave por 2 horas a 121 °C. Uma parte do solo foi mantida umedecida e não esterilizada para servir de fonte de inóculo de microrganismos. Uma amostra do solo estéril foi retirada para caracterização química

(Tabela 1).

Tabela 1. Características químicas do Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico.

pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	CTC _{efetiva}	CTC _{pH 7,0}
H ₂ O	... mg kg ⁻¹
5,53	2,32	67	0,40	0,23	1,1	7,71	1,90	8,51
SB	V	m	P-rem	C org	Zn	Fe	Mn	Cu
cmol _c kg ⁻¹ %	mg L ⁻¹	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
0,80	9,4	57,9	24,5	25,0	0,71	145,9	10,7	0,64

H+Al: acidez potencial. CTC_{efetiva}: capacidade de troca catiônica no pH do solo. CTC_{pH7,0}: capacidade de troca catiônica potencial em pH 7,0. SB: somatório dos cátions básicos Ca, Mg e K. V: percentagem da CTC_{pH7,0} ocupada pelos cátions básicos. m: percentagem da CTC_{efetiva} ocupada pelo Al³⁺. P-rem: fósforo remanescente em solução após agitação de 7,5 g de solo em 75 mL de uma solução com 60 mg L⁻¹ de P. C-org: carbono orgânico do solo.

2.4. Obtenção do inóculo para reintrodução da microbiota

O inóculo microbiano para reintrodução da microbiota do solo nos microcosmos foi obtido a partir da agitação em água de solo não estéril (Alef & Nannipieri, 1995) com posterior tamisação do sobrenadante com peneira de malha 0,053 mm. A reintrodução da microbiota consistiu da aplicação de 10 mL deste sobrenadante (obtido de o equivalente a 10 g de solo seco) em cada vaso. Nos microcosmos que permaneceriam sob ausência de microbiota foi aplicado 10 mL de sobrenadante esterilizado (inóculo estéril) em autoclave a 121 °C por 30 minutos.

2.5. Montagem dos microcosmos

Os sacos de polipropileno contendo solo estéril receberam os pós de rocha, de acordo com os tratamentos, e foram homogeneizados. Em seguida, o solo de cada saco foi transferido para frascos de vidro de 600 mL de capacidade (microcosmos), onde foram criados os ambientes sob CO₂, ácidos orgânicos ou com reintrodução da microbiota.

O enriquecimento do ar do solo com CO₂ foi realizado a partir da reação de Na₂CO₃ com HCl, princípio também utilizado por Mousseau (1986) e Dave & Purohit (2004). Para tal, um pequeno tubo de ensaio contendo massa conhecida de Na₂CO₃ foi posicionado no centro do microcosmo com solo e foi feito um pequeno orifício na tampa do microcosmo. Este orifício foi, em seguida, fechado com cola de silicone resistente à autoclaveagem. Em seguida, a umidade do solo nos microcosmos foi ajustada para 25 % com água deionizada e inóculo esterilizado. Os microcosmos foram

então autoclavados por 40 min a 121 °C e, após esfriarem completamente, receberam 2,5 mL de HCl 6 mol L⁻¹ (injetados com seringa pelo orifício perfurável de silicone) apenas dentro do tubo de ensaio contendo Na₂CO₃ que, instantaneamente, liberou CO₂ na atmosfera do microcosmo (Figura 1). A quantidade de CO₂ liberada foi calculada para o volume não ocupado com solo do microcosmo, mais o espaço poroso do solo, de modo a gerar uma concentração de 7 % (v/v), próxima aos valores encontrados por Buyanovsky & Wagner (1983) no ambiente rizosférico.

O enriquecimento do solo com os ácidos cítrico e oxálico foi realizado através da adição de solução destes ácidos (com pH corrigido para o pH do solo), em substituição à adição de água nos demais tratamentos, de modo semelhante ao realizado por Andrade (2005). A concentração final desses ácidos no solo foi definida para atingir concentrações rizosféricas possíveis (1 mmol dm⁻³), ainda que elevadas segundo Jones (1998). Em seguida, os microcosmos receberam 10 mL de inóculo estéril para atingirem a umidade de 25 % e foram então autoclavados por 40 min a 121 °C.

Nos tratamentos com reintrodução da microbiota os microcosmos foram primeiramente autoclavados por 40 min a 121 °C e, após esfriarem completamente, receberam o inóculo microbiano para reintrodução da microbiota. Em seguida, foi adicionado 10 mL de uma solução de sacarose com NH₄Cl e NaNO₃ em concentrações correspondentes a adição de 40 mL por microcosmo de um meio básico para crescimento microbiano (20 g L⁻¹ de sacarose e 0,5 g L⁻¹ de NH₄Cl e NaNO₃), segundo Alef & Nannipieri (1995). A adição de C e N objetivou favorecer o crescimento microbiano e, assim, estimular a microbiota a acessar os demais nutrientes.

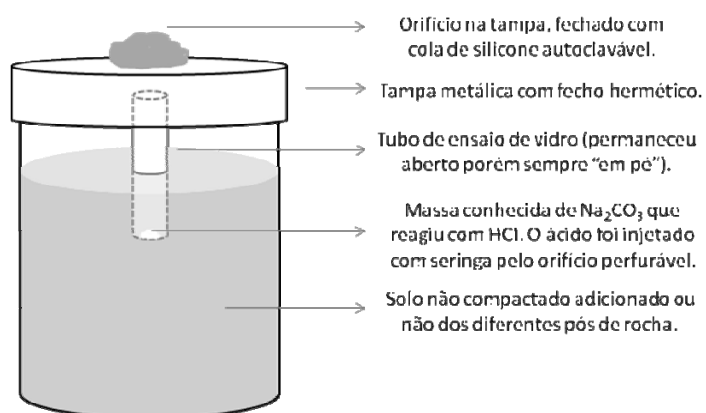


Figura 1. Esquema dos microcosmos que foram enriquecidos com CO₂. Nos demais microcosmos o tubo de ensaio permaneceu vazio.

2.6. Análises químicas do solo

Ao final do experimento, o solo de cada frasco foi homogeneizado, seco ao ar e passado em peneira de 2 mm de abertura. Os macronutrientes Ca^{2+} , Mg^{2+} (extraídos em $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$), P e K, os micronutrientes Fe, Cu, Zn, Mn e o metais pesados Cd, Cr, Pb e Ni (extraídos em solução Mehlich 1) foram determinados conforme Silva (2009). Foram também avaliadas a acidez ativa (pH em água), acidez potencial (em Acetato de Ca $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 7,0), acidez trocável (Al^{+3} no pH do solo) e fósforo remanescente (Silva, 2009), e calculadas a soma de bases (Ca, Mg e K) e a capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC).

Como as condições criadas nos microcosmos para a simulação dos processos biogeoquímicos em condições rizosféricas podem alterar a disponibilidade dos elementos do solo (e não apenas dos elementos das rochas), os dados foram expressos em termos de incrementos em relação ao controle sem rocha dentro de cada um dos quatro ambientes de simulação de processos biogeoquímicos. Os incrementos, portanto, permitiram avaliar o efeito dos processos biogeoquímicos sobre as alterações promovidas apenas pelas rochas, excluindo o efeito dos próprios processos sobre a disponibilidade de elementos no solo. Além disso, como cada rocha contém diferentes teores de nutrientes, mas foram aplicadas na dose única de 40 t ha^{-1} , os dados de disponibilização de elementos também foram usados para calcular a eficiência de disponibilização dos elementos no solo (EDS), segundo a fórmula análoga ao índice de eficiência agronômica (Fageria, 1998):

$$\text{EDS (\%)} = 100 \times (\text{TD}_{\text{R1}} - \text{TD}_{\text{R0}}) / \text{TE}$$

TD_{R1} : Teor disponível do elemento no solo na presença da rocha

TD_{R0} : Teor disponível do elemento no solo na ausência da rocha

TE: quantidade total aplicada do elemento no solo.

A eficiência de disponibilização representa a porcentagem do elemento aplicado que é disponibilizado no solo após um determinado tempo.

2.7. Análises estatísticas

Os dados de incrementos na disponibilidade de elementos, alterações em características químicas do solo e de eficiência de disponibilização de elementos foram submetidos à análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Newman-Keuls (SNK) a 5 %. A interação na ANOVA foi considerada como significativa

quando $p \leq 0,10$. Adicionalmente, os dados de incrementos foram testados quanto à diferença estatística do valor zero pelo teste t bilateral a 5 %.

3. Resultados

3.1. Composição química e mineralógica dos pós de rocha

A análise química dos pós revelou um caráter mais ácido do gnaiss e do charnockito associados a maiores teores de K em relação às demais rochas (Tabela 2). Apesar disso, o gnaiss apresentou teores elevados de Fe e P, sendo até mesmo superiores aos do basalto. Os teores de P e K do pó de esteatito foram muito baixos, mas os de Mg atingiram 146 g kg^{-1} (ou 24,3 % de MgO). O pH de abrasão dos pós de rocha foi de 8,3 para o gnaiss; 6,9 para o charnockito; 8,6 para o esteatito e 8,5 para o basalto.

A análise mineralógica dos pós revelou alguma semelhança entre os pós de gnaiss e charnockito quanto aos grupos de minerais constituintes (quartzos, feldspatos, anfibólios e micas), mas com diferenças quanto a presença identificável de apatitas no gnaiss e de ortopiroxênios no charnockito (Tabela 2). Os pós de esteatito e basalto diferiram consideravelmente entre si quanto à composição mineralógica. No basalto, feldspatos, piroxênios e magnetita compõem a maior parte de seus constituintes. O esteatito apresentou-se rico em minerais filossilicatados como o talco e as cloritas, com presença de carbonatos (dolomita) e anfibólios (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização química e mineralógica dos pós de rocha

Elementos principais	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO
Gnaiss	54,7	14,8	12,3	6,1	2,4	2,5	3,7	2,2	1,1	0,2
Charnockito	60,4	13,6	8,0	5,1	3,0	2,7	2,2	2,3	1,4	0,1
Basalto	51,5	17,2	10,6	9,8	3,6	0,5	2,7	1,2	0,2	0,2
Esteatito	47,2	4,2	8,6	2,3	24,3	< 0,01	< 0,01	0,1	0,02	0,1
Outros elementos	Cd	Co	Cr	Cu	La	Li	Ni	Pb	V	Zn
Gnaiss	< 3	16	13	11	138	15	< 3	< 8	179	148
Charnockito	< 3	68	24	323	74	15	74	11	167	134
Basalto	< 3	33	61	274	<20	8	44	< 8	378	103
Esteatito	< 3	87	869	39	< 20	< 3	1513	< 8	68	84
Composição mineralógica										
Gnaiss	Quartzo, ortoclásio, andesina (plagioclásio), anfibólios, micas, rutilo e apatita									
Charnockito	Quartzo, ortoclásio, andesina, ortopiroxênios (hiperstênio), diopsídio, micas e anfibólios									
Basalto	Labradorita (plagioclásio), augita (clinopiroxênio), magnetita, traços de argilominerais									
Esteatito	Talco, cloritas, dolomita e anfibólios									

3.2. Disponibilização de macronutrientes no solo

Os teores médios de macronutrientes nos tratamentos controles (sem adição de rocha) foram de $0,38 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ para o Ca, $0,22 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ para o Mg, $2,1 \text{ mg kg}^{-1}$ para o P e 65 mg kg^{-1} para o K. Os incrementos na disponibilidade de macronutrientes pela adição das rochas em relação aos seus respectivos controles estão apresentados na Tabela 3.

Ca e Mg foram disponibilizados em quantidades significativas pelas rochas charnockito, esteatito e basalto. Os incrementos mais expressivos foram observados para o Ca nos tratamentos com esteatito, com incrementos médios de $0,38 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (controle) para $1,20 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (média $0,82 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ mais $0,38 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ do controle – Tabela 3), portanto um aumento de 212 % na disponibilização. O aumento na disponibilização de Mg foi de 400 % (de $0,22$ para $1,11 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). Estes incrementos corresponderam a uma eficiência média de disponibilização de 49 % do Ca total aplicado, mas de apenas 3,6 % do Mg total aplicado (Figura 2).

Os incrementos na disponibilização de Ca e Mg pelo basalto e charnockito corresponderam a aumentos médios de 60 % para o Ca e de 30 % para o Mg em relação ao controle (Tabela 3). Porém, o charnockito apresentou eficiência de disponibilização de Ca e Mg superior ao basalto (Figura 2). Os incrementos na disponibilização de Mg pelas rochas basalto e charnockito foram de duas a três vezes menores que os incrementos na disponibilização de Ca, diferentemente do ocorrido para o esteatito, cujos incrementos de Ca e Mg foram semelhantes ($0,85 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ em média).

O CO_2 e os ácidos orgânicos aumentaram a eficiência da liberação de Ca e Mg do esteatito (Figura 2). Neste caso, houve ainda menor disponibilização de Ca e Mg promovidas pela microbiota em relação aos demais processos biogeoquímicos. Nas demais rochas, a disponibilidade de Mg não foi afetada pelos processos biogeoquímicos avaliados. Para o gnaisse, apenas o CO_2 promoveu incrementos significativos na disponibilidade de Ca, que foram em média 30 % maiores que no tratamento controle sem rocha (Tabela 3). No basalto, os processos biogeoquímicos aumentaram em 20 % a disponibilização de Ca em relação ao solo apenas estéril e com basalto. As disponibilizações de Ca e Mg pelo charnockito não foram afetadas pelos processos avaliados.

Tabela 3. Aumentos na disponibilidade de macronutrientes em solos incubados com pós de rocha em relação à não aplicação, na presença de diferentes processos biogeoquímicos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre processos biogeoquímicos e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Aumentos médios destacados (*) diferem estatisticamente de zero pelo teste t bilateral ($p < 0,05$).

		Gnaisse	Charnockito	Esteatito	Basalto	médias
Ca mg kg ⁻¹	CO ₂	0,12 * Ac	0,27 * Ab	0,94 * Aa	0,23 * Bb	0,39 *
	Ác. Orgânicos	0,01 Bc	0,24 * Ab	0,90 * ABa	0,24 * Ab	0,35 *
	Microbiota	0,06 ABC	0,21 * Ab	0,59 * Ca	0,24 * Ab	0,28 *
	Solo estéril	0,07 ABC	0,27 * Ab	0,84 * Ba	0,20 * Bb	0,35 *
	médias	0,07	0,25 *	0,82 *	0,23 *	CV: 3,2 %
Mg mg kg ⁻¹	CO ₂	0,01 Ac	0,09 * Ab	0,97 * Aa	0,06 * Ab	0,28 *
	Ác. Orgânicos	-0,03 Ac	0,09 * Ab	1,01 * Aa	0,08 * Ab	0,29 *
	Microbiota	-0,01 Ac	0,08 * Ab	0,66 * Ca	0,05 * Ab	0,20 *
	Solo estéril	0,00 Ac	0,09 * Ab	0,91 * Ba	0,06 * Ab	0,27 *
	médias	-0,01	0,09 *	0,89 *	0,06 *	CV: 1,8 %
K mg kg ⁻¹	CO ₂	-6,7 * Cc	5,3 * Aa	0,3 Ab	-1,7 Ab	-0,7
	Ác. Orgânicos	3,0 Ab	6,7 * Aa	-3,7 ABc	-0,5 Abc	1,4
	Microbiota	-2,0 Bb	7,3 * Aa	-0,3 Ab	1,3 Ab	1,6
	Solo estéril	-0,7 Bb	7,0 * Aa	-4,7 * Bbc	-0,7 Ab	0,3
	médias	-1,6	6,6 *	-2,1	-0,4	CV: 19,5 %
P mg kg ⁻¹	CO ₂	5,3 *	9,0 *	1,0	2,4 *	4,4 * A
	Ác. Orgânicos	6,5 *	9,4 *	0,1	2,7 *	4,7 * A
	Microbiota	3,2 *	4,3 *	0,0	0,1	1,9 B
	Solo estéril	5,8 *	9,0 *	0,7	1,6	4,3 * A
	médias	5,2 * b	7,9 * a	0,4 d	1,7 c	CV: 38 %

A disponibilização de K no solo foi aumentada em média em 10 % na presença do charnockito em relação ao controle sem rocha, de modo independente dos processos biogeoquímicos (Tabela 3). Foram observados, no entanto, decrementos na disponibilização de K nos tratamentos gnaisse com CO₂ e esteatito com solo estéril. A eficiência de disponibilização de K não diferiu entre os tratamentos, permanecendo inferiores a 1,6 % do K total aplicado em todos os tratamentos (dados não mostrados).

As disponibilizações de Ca, Mg e K refletiram, como esperado, em incrementos na soma de bases, que variaram de 0,11 cmol_c kg⁻¹ (гнаisse com CO₂) a 1,91 cmol_c kg⁻¹ (esteatito com CO₂) devido à aplicação das rochas (segundo as mesmas tendências dos incrementos nas disponibilizações de Ca e Mg) (Anexo C).

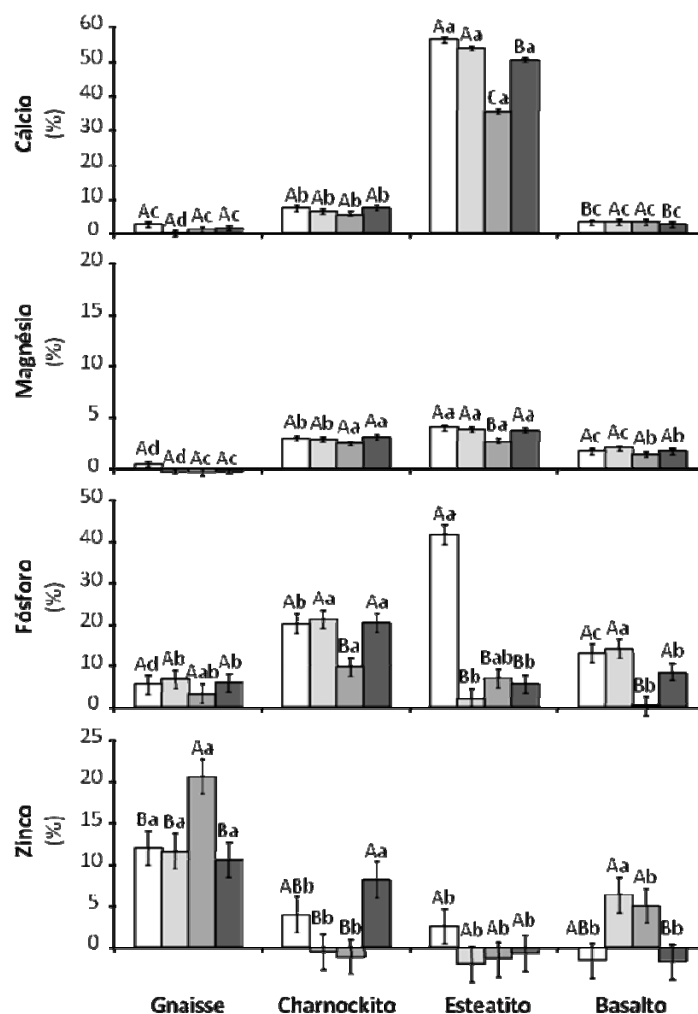


Figura 2. Eficiências de disponibilização de elementos (percentagem do total aplicado que foi disponibilizado no solo) dos pós de rocha aplicados na presença dos processos biogeoquímicos CO₂ (□), ácidos orgânicos (▨), microbiota (■) e solo estéril (■). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre processos biogeoquímicos e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$).

Foram observados incrementos médios na disponibilização de P no solo de 252 % para o gnaiss e de 385 % para o charnockito em relação ao controle sem aplicação (Tabela 3). Os aumentos na disponibilidade de P pelo pó de basalto foram menos expressivos que no gnaiss e no charnockito, diferindo de zero apenas na presença do CO₂ e dos ácidos orgânicos. Na presença da microbiota do solo foram observados incrementos 135 % menores que na presença dos demais processos biogeoquímicos. A eficiência de disponibilização do P do charnockito (18 % em média) foi de duas a três vezes maior que a eficiência do basalto e do gnaiss em disponibilizar este elemento no solo (Figura 2).

3.3. Disponibilização de micronutrientes

A disponibilidade dos micronutrientes Fe, Cu, Zn e Mn foi alterada tanto pela aplicação das diferentes rochas quanto pelos diferentes ambientes de simulação de processos biogeoquímicos (Tabela 4). Embora a interação entre estes fatores tenha sido significativa para todos os micronutrientes avaliados, podem-se destacar os incrementos gerais na disponibilização de Zn pelo gnaisse, de Cu pelo charnockito e de Mn pelo basalto (Tabela 4). Dentre os micronutrientes avaliados, apenas o Zn teve sua eficiência de disponibilização claramente aumentada, sendo superior no gnaisse em relação às demais rochas (Figura 2).

A disponibilidade de Fe foi especialmente incrementada pela microbiota na presença do gnaisse (23 % superior ao controle) e pelos ácidos orgânicos na presença do basalto (73 % superior ao controle). A disponibilização de Cu pelo charnockito também foi incrementada em 240 % na presença de CO₂ e de solo estéril, enquanto nos demais ambientes o incremento em relação ao controle foi de 185 %. A microbiota incrementou em 88 % a liberação de Zn pelo gnaisse. A disponibilização de Mn pelo charnockito foi incrementada em aproximadamente 10 % na presença de CO₂ e de solo estéril, enquanto no basalto, o maior incremento (de 21 %) foi induzido pelos ácidos orgânicos.

3.4. Disponibilização de metais pesados

Os incrementos nas disponibilizações dos metais pesados Cd, Cr, Pb e Ni pelas rochas foram, em geral, não significativos e pouco influenciados pelos diferentes processos biogeoquímicos (Tabela 4 e Anexo C). Exceções ocorreram quando o charnockito e o esteatito foram adicionados ao solo. No caso do charnockito, houve incrementos nas disponibilidades de Cd (atingindo níveis no solo de 0,02 mg kg⁻¹) e Ni (atingindo 0,30 mg kg⁻¹). No caso do esteatito, houve incremento na disponibilidade de Ni (atingindo 0,13 mg kg⁻¹). Todas estas exceções, no entanto, ocorreram apenas na presença do CO₂ (Tabela 4). A eficiência de disponibilização destes elementos pelo charnockito chegou a 27 % para o Cd e 15 % para o Ni na presença do CO₂ (dados não mostrados).

Tabela 4. Aumentos na disponibilidade de micronutrientes e metais pesados no solo incubados com pós de rocha em relação à não aplicação, na presença de diferentes processos biogeoquímicos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre processos biogeoquímicos e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Aumentos médios destacados (*) diferem estatisticamente de zero pelo teste t bilateral ($p < 0,05$).

		Gnaisse		Charnockito		Esteatito		Basalto		médias
Fe mg kg ⁻¹	CO ₂	-24,5	Ba	-13,2	Aa	-36,2	Aa	-13,1	BCa	-21,8
	Ác. Orgânicos	-5,1	Bb	-17,8	Ab	-29,5	Ab	108,1 *	Aa	13,9
	Microbiota	104,4 *	Aa	-5,9	Ab	-74,9 *	Ac	55,6	ABab	19,8
	Solo estéril	-8,2	Ba	23,2	Aa	-34,1	Aa	-20,9	Ca	-10,0
	médias	16,6		-3,4		-43,7		32,4		CV: 12,8 %
Cu mg kg ⁻¹	CO ₂	0,04	Ab	1,42 *	Aa	0,03	Ab	0,02	Ab	0,38 *
	Ác. Orgânicos	-0,16	Bc	1,08 *	Ba	-0,09	Ac	0,11	Ab	0,24 *
	Microbiota	0,07	Ab	1,23 *	Ba	0,01	Ab	0,13	Ab	0,36 *
	Solo estéril	-0,07	ABb	1,56 *	Aa	-0,08	Abc	-0,07	Ab	0,33 *
	médias	-0,03		1,32 *		-0,03		0,05		CV: 7,3 %
Zn mg kg ⁻¹	CO ₂	0,36 *	Ba	0,11	ABb	0,04	Ab	-0,03	Ab	0,12
	Ác. Orgânicos	0,35 *	Ba	-0,01	Bb	-0,03	Ab	0,13	Ab	0,11
	Microbiota	0,61 *	Aa	-0,03	Bb	-0,02	Ab	0,10	Ab	0,17 *
	Solo estéril	0,31 *	Ba	0,22 *	Aa	-0,01	Ab	-0,08	Ab	0,11
	médias	0,41 *		0,07		-0,01		0,03		CV: 8 %
Mn mg kg ⁻¹	CO ₂	0,80	Ab	1,27 *	Ab	2,67 *	Aa	1,23 *	Bb	1,49 *
	Ác. Orgânicos	0,30	Ab	0,17	Bb	0,70	Bb	2,20 *	Aa	0,84
	Microbiota	0,50	Aab	-0,37	Bb	0,27	Bab	1,10 *	Ba	0,38
	Solo estéril	0,23	Aa	0,97 *	Aa	0,67	Ba	0,40	Ba	0,57
	médias	0,46		0,51		1,08 *		1,23 *		CV: 27,4 %
Cd mg kg ⁻¹	CO ₂	0,000		0,017 *		0,000		0,000		0,004 A
	Ác. Orgânicos	0,000		0,007		0,000		0,000		0,002 A
	Microbiota	0,000		0,000		0,000		0,000		0,000 A
	Solo estéril	0,000		0,007		0,000		0,000		0,002 A
	médias	0,000	b	0,008	a	0,000	b	0,000	b	CV: 0,6 %
Ni mg kg ⁻¹	CO ₂	0,000	Ac	0,297 *	Aa	0,133 *	Ab	0,000	Abc	0,107
	Ác. Orgânicos	0,000	Aa	0,107	Ba	0,000	Ba	0,000	Aa	0,027
	Microbiota	0,000	Aa	0,000	Ba	0,000	Ba	0,000	Aa	0,000
	Solo estéril	0,000	Aa	0,007	Ba	0,000	Ba	0,000	Aa	0,002
	médias	0,000		0,103		0,033		0,000		CV: 6,9 %

3.5. Alterações em características químicas do solo

Os incrementos no pH do solo promovidos pelas rochas foram significativamente maiores que zero em todos os tratamentos com esteatito e em todos os tratamentos sob a presença da microbiota (Tabela 5). O esteatito

incrementou, em média, em 0,7 unidades o pH do solo, contra apenas 0,1 unidades incrementadas pelas demais rochas em relação ao controle sem rocha.

Tabela 5. Características químicas dos solos incubados ou não (controle) com pós de rocha na presença de diferentes processos biogeoquímicos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre processos biogeoquímicos e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Gnaisse	Charnockito	Esteatito	Basalto	Controle	médias
pH_{H2O}	CO₂	4,44 Db	4,48 Db	5,08 Da	4,45 Db	4,40 Cb	4,57
	Ác. Orgânicos	4,71 Bbc	4,78 Bb	5,35 Ba	4,72 Bbc	4,67 Bc	4,84
	Microbiota	4,89 Ab	4,93 Ab	5,45 Aa	4,97 Ab	4,75 Ac	5,00
	Solo estéril	4,51 Cbc	4,57 Cb	5,20 Ca	4,52 Cbc	4,45 Cc	4,65
	<i>médias</i>	4,63	4,69	5,27	4,66	4,57	CV: 0,9 %
Al³⁺ cmol _c kg ⁻¹	CO₂	1,07	0,97	0,43	1,03	1,30	0,96 A
	Ác. Orgânicos	0,97	0,87	0,33	1,10	1,17	0,89 A
	Microbiota	0,67	0,73	0,40	0,73	1,03	0,71 B
	Solo estéril	0,90	1,17	0,37	0,97	1,13	0,91 A
	<i>médias</i>	0,90 b	0,93 b	0,38 c	0,96 b	1,16 a	CV: 19,8 %
Acidez Potencial cmol _c kg ⁻¹	CO₂	7,70 Aa	7,77 Aa	5,77 Ab	7,43 Aa	7,57 Aa	7,25
	Ác. Orgânicos	7,77 Aa	7,50 Aa	5,73 Ab	7,50 Aa	7,97 Aa	7,29
	Microbiota	6,77 Bb	6,70 Bb	5,33 Ac	6,83 Bb	7,53 Aa	6,63
	Solo estéril	7,83 Aa	7,50 Aa	5,67 Ab	7,60 Aa	7,77 Aa	7,27
	<i>médias</i>	7,52	7,37	5,63	7,34	7,71	CV: 3,4 %
CTC_{pH 7,0} cmol _c kg ⁻¹	CO₂	8,63 Aab	8,95 Aa	8,49 Aab	8,55 Aab	8,38 Ab	8,60
	Ác. Orgânicos	8,62 Aa	8,70 Aa	8,35 Aa	8,44 Aa	8,83 Aa	8,59
	Microbiota	7,60 Bbc	7,79 Bbc	7,38 Bc	7,92 Bb	8,32 Aa	7,80
	Solo estéril	8,68 Aa	8,66 Aa	8,19 Aa	8,64 Aa	8,55 Aa	8,54
	<i>médias</i>	8,38	8,53	8,10	8,39	8,52	CV: 2,9 %
P-rem mg L ⁻¹	CO₂	23,2 Aa	18,8 Aab	21,3 Aab	19,8 Bab	17,5 Bb	20,1
	Ác. Orgânicos	19,5 Ab	19,1 Ab	23,0 Aab	25,9 Aa	21,5 ABab	21,8
	Microbiota	19,2 Aa	21,5 Aa	22,9 Aa	20,4 Ba	20,9 ABa	21,0
	Solo estéril	23,5 Aa	22,2 Aa	24,5 Aa	23,3 ABa	24,7 Aa	23,6
	<i>médias</i>	21,4	20,4	22,9	22,3	21,1	CV: 10,9 %

Houve também reduções significativas na acidez trocável (Al³⁺) e na acidez potencial promovida pelas rochas, destacando-se as reduções de até 29 % promovidas pelo esteatito na acidez potencial, seguidas de reduções menores promovidas pelo charnockito e pelo basalto (Tabela 5). Estas reduções foram, de um modo geral, menos frequentes na presença de apenas solo estéril.

Além destas alterações ocorreram também incrementos significativos de 7 % na CTC a pH 7,0 e de 32 % no fósforo remanescente na presença do CO₂ pelas rochas charnockito e gnaiss (Tabela 5). Os demais tratamentos não alteraram significativamente estas características no solo.

4. Discussão

4.1. Composição química e mineralógica dos pós de rocha

Confrontando a composição mineralógica dos pós de rocha com as fórmulas moleculares básicas destes minerais disponíveis na literatura (Machado et al., 2001; Branco, 2008) pode-se inferir quais foram os principais minerais fontes dos elementos mais abundantes das rochas. Para os elementos presentes em menores concentrações nos pós (micronutrientes e outros elementos), contudo, tais inferências podem ser pouco seguras uma vez que eles podem ocorrer em minerais traços não identificáveis, ou ocorrerem como elementos incompatíveis hospedados em cristais de diversos minerais (Almeida, 2009).

Dessa forma, para as rochas avaliadas, os principais minerais potencialmente fontes de Ca foram: as apatitas, os anfibólios e a andesina no pó de gnaiss; os piroxênios, anfibólios e a andesina no pó de charnockito; os piroxênios e a labradoria no pó de basalto e; a dolomita e os anfibólios no pó de esteatito. Os principais minerais potencialmente fontes de Mg foram: os anfibólios no pó de gnaiss; os piroxênios e anfibólios no pó de charnockito; piroxênios no pó de basalto; a dolomita, anfibólios, talco e cloritas no pó de esteatito. Os principais minerais potencialmente fontes de K foram os ortoclásios e micas nos pós de gnaiss e charnockito. Os principais minerais potencialmente fontes de P foram provavelmente: as apatitas no pó de gnaiss e os piroxênios nos pós de charnockito e basalto.

Os altos teores de Fe e P e os baixos teores de Si do gnaiss (Tabela 2), em relação aos gnaisses típicos do gnaiss Piedade, sugerem sua proximidade com gnaisses granulíticos (Brasil, 1983). Segundo Oliveira (1980), citado por Brasil (1983), o gnaiss Piedade apresenta em média 62 % de SiO₂, 4,1 % de CaO, 2,5 % de MgO, 3,6 % de K₂O e 0,3 % de P₂O₅. Tais teores diferem dos teores do pó de gnaiss utilizado (Tabela 2), o que pode estar ligado ao local de origem do gnaiss deste trabalho (unidade

metabásica da borda leste do gnaiss Piedade (Brasil, 1983)), ou à ocorrência de segregação de minerais durante a tamisação dos materiais.

Os pós de rocha utilizados foram obtidos pela simples separação das frações finas resultantes da moagem ou corte das rochas. O pó pode diferir da composição da rocha original pela segregação dos materiais finos, como apontado por Grigorieff et al. (2002), para amostras minerais de um modo geral. Esta segregação pode contribuir para o enriquecimento das frações finas do pó com minerais de menor dureza. Os resíduos de corte e moagem, portanto, podem ser produtos diferentes da rocha moída, mas como a expressão “pó de rocha” já se generalizou para esses casos (Martins et al., 2010), foi aqui mantida.

4.2. Disponibilização de macronutrientes no solo

Os incrementos na disponibilidade de Ca e Mg promovidos pelas rochas (Tabela 3) estão relacionados à susceptibilidade ao intemperismo dos minerais fontes destes elementos presentes nas rochas. De acordo com a susceptibilidade intempérica dos minerais fontes de Ca, pode-se inferir que, no charnockito, o Ca foi disponibilizado, provavelmente, a partir do diopsídio (piroxênio), dos anfibólios e, em menor proporção, da andesina (plagioclásio). No basalto o Ca foi disponibilizado, provavelmente, a partir do intemperismo da augita e, em menor parte, da labradorita (Branco, 2008; Melo et al., 2009). No esteatito, no entanto, a liberação de Ca está, provavelmente, associada à presença da dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). A presença da dolomita no esteatito deve estar relacionada também às eficiências de disponibilização de Ca no solo, de quase 50 %, muito superiores às demais rochas avaliadas, indicando a baixíssima resistência intempérica deste mineral (Figura 2). Apesar dos teores totais elevados de Ca no gnaiss (Tabela 2), a disponibilização deste elemento no solo foi baixa em comparação às demais rochas, indicando a alta resistência intempérica das andesinas, principal fonte de Ca desta rocha (Brasil, 1983).

Embora os incrementos na disponibilização de Ca pelo charnockito e pelo basalto não tenham diferido entre si (Tabela 3), a maior eficiência de disponibilização de Ca pelo charnockito (Figura 2) sugere que o diopsídio e os anfibólios do charnockito tenham sido menos resistentes ao intemperismo que a augita e a labradorita do basalto, o que poderia estar relacionado ao grau de alteração prévia do pó de charnockito utilizado.

Os incrementos na disponibilização de Mg no solo seguiram, aproximadamente, as mesmas tendências dos incrementos na disponibilização de Ca, sendo superior na presença do charnockito, basalto e, especialmente, do esteatito em relação ao gnaiss. A semelhança na magnitude dos incrementos de Ca e Mg promovidos pelo esteatito (Tabela 3) corroboram também para a hipótese de que a dolomita tenha sido o principal mineral responsável pela disponibilização destes elementos no solo, visto que apresenta Ca e Mg em uma mesma proporção em sua estrutura. No entanto, diferentemente do Ca, o Mg do esteatito não apresentou-se com uma eficiência de disponibilização tão discrepante em relação às demais rochas (Figura 2). Isto pode estar relacionado simplesmente aos teores totais mais elevados de Mg no esteatito devido à presença de outros minerais fontes como o talco e as cloritas (Storemyr, 2004), ou estar ligado à imobilização por reações do intemperismo de parte do Mg disponibilizado.

Sawhney (1972) e Melo et al. (2009) afirmam que durante o intemperismo de certos minerais no solo a disponibilidade de alguns cátions, especialmente K^+ e Mg^{2+} , pode diminuir pela neoformação de minerais, ligação em óxidos de Fe e Al, ou ainda fixação em minerais cloritizados ou do tipo 2:1. Tal fenômeno poderia explicar também a ocorrência de incrementos negativos na disponibilidade de Mg e K em alguns tratamentos (Tabela 3). Segundo Escosteguy & Klamt (1998), diferenças na liberação de Ca e Mg entre pós de rocha com iguais teores totais desses elementos também podem estar relacionadas a esses fenômenos de indisponibilização.

Os elevados teores totais de Mg no esteatito, aproximadamente dez vezes maior que o Ca (Tabela 2), sugeririam que os incrementos na disponibilidade de Mg seriam superiores aos incrementos na disponibilidade de Ca, o que não ocorreu (Tabela 3). Ao contrário do Ca, a maior parte do Mg no esteatito não está associado à dolomita, mas sim ao talco e às demais cloritas (Brasil, 1983; Storemyr, 2004). No entanto, as cloritas e o talco (componente majoritário dos esteatitos), são filossilicatos magnesianos de forte resistência ao intemperismo (Storemyr, 2004).

Diferentemente do ocorrido no esteatito, a disponibilização de Mg no charnockito e no basalto foi inferior a do Ca (Tabela 3). Tal fato, aparentemente, não está relacionado apenas aos maiores teores totais de Ca nestas rochas, mas também a menor resistência dos minerais fontes de Ca em comparação aos minerais fontes de Mg, como sugerem as diferenças nas eficiências de disponibilização (Figura 2). Em

outras palavras, os dados apontam que diopsídios e anfibólios são mais facilmente intemperizáveis que ortopiroxênios e andesina no charnockito e que a augita é mais facilmente intemperizável que a labradorita no basalto. Tais diferenças em termos de susceptibilidade intempérica são coerentes com os princípios que regem a estabilidade de silicatos como revisado por Kämpf et al. (2009).

Os incrementos e as eficiências na disponibilização de Ca e Mg observadas para as rochas charnockito, esteatito e basalto em relação aos demais macronutrientes indicam, portanto, a associação destes elementos com minerais de menor resistência ao intemperismo. Tal associação poderia explicar também porque é necessário maior tempo de incubação para a disponibilização de K de pós de rocha em relação à disponibilização de Ca como observado por Escosteguy & Klamt (1998).

As liberações de Ca e Mg do esteatito e de Ca do basalto foram influenciadas também pela atuação dos processos biogeoquímicos. Para o esteatito, dada a grande contribuição da dolomita nos incrementos observados, é seguro afirmar que o CO₂ e os ácidos orgânicos atuaram efetivamente em incrementar o intemperismo deste mineral. No entanto, para o basalto a liberação de Ca foi incrementada pelos ácidos orgânicos e pela microbiota (Tabela 3). O papel desempenhado pelos ácidos orgânicos pode não estar ligado somente a acidificação do solo, pois ao final do experimento, o pH do solo não foi significativamente reduzido por este processo (Tabela 5). A atuação como “ligante” dos ânions oxalato, citrato e, em menor importância, do bicarbonato pode ter, portanto, acelerado a dissolução dos minerais fontes de Ca e Mg por deslocar os equilíbrios de dissolução desses minerais (Barker et al., 1997; Formoso, 2006). Isto é corroborado pela constatação de que a ligação de cátions com o ânion carbonato pode ser estável em condições próximas da neutralidade de pH (Berg & Banwart, 2000). No caso do gnaiss a acidificação do solo promovida pelo enriquecimento dos microcosmos com CO₂, e a consequente formação de ácido carbônico, foi o único processo capaz de disponibilizar Ca dos seus minerais fontes (apatitas, anfibólios e andesina). É importante lembrar que os dados observados são referentes à disponibilização de elementos advindos das rochas e não advindos de formas não-trocáveis do solo uma vez que foram expressos como incrementos em relação ao controle sem rocha (Tabelas 3 e 4).

A disponibilização diferenciada de K promovida pelo charnockito em relação às demais rochas está, provavelmente, ligada a maior susceptibilidade intempérica dos

ortoclásios escuros (principal fonte de K dessas rochas). No entanto, os teores totais de K do gnaiss e do charnockito são muito próximos, de modo que não explicariam as diferenças nas disponibilizações observadas para esse elemento (Tabelas 2 e 3). Além disso, os principais minerais fontes de K destas duas rochas pertencem aos mesmos grupos (ortoclásios e micas). Contudo, embora os gnaisses contenham frequentemente feldspatos como minerais majoritários (Brasil, 1983), os teores totais de Na nessas rochas (Tabela 2) indicam maior relação andesina/ortoclásio no gnaiss em relação ao charnockito. Além disso, os teores totais de Fe no gnaiss sugerem maior proporção de biotita no gnaiss em relação ao charnockito. Tais diferenças indicam que as micas abrigam maior proporção do K total no gnaiss em relação ao charnockito. Possivelmente, esta diferença na proporção dos minerais fontes de K está diretamente ligada a maior liberação de K do charnockito em relação ao gnaiss (Tabela 3). Além disso, como os minerais fontes de K no gnaiss são relativamente estáveis, é possível que até mesmo as reduções na disponibilidade de K observadas na presença do gnaiss estejam ligadas à maior presença de micas nesta rocha. Estes decrementos observados para K em relação ao controle sem rocha podem estar ligados à fixação de íons K^+ em minerais secundários cloritizados formados durante o intemperismo (Melo et al., 2009), formação esta que tende a ser favorecida pela maior presença de micas como substrato (Kämpf et al., 2009).

A ação dos ácidos orgânicos em incrementar a disponibilização de K dos minerais do gnaiss (Tabela 3) deve estar ligada, tal como para o Ca, a atuação destes como “ligantes”, visto que o pH do solo não sofreu alteração expressiva neste tratamento (Tabela 5).

A disponibilização diferenciada de P promovida pelo charnockito em relação às demais rochas pode estar ligada simplesmente aos seus maiores teores de P total. No entanto, os teores totais de P do gnaiss e do charnockito são próximos e a eficiência de disponibilização de P do charnockito foi superior a do gnaiss (Tabela 2 e Figura 2), sugerindo que o P encontra-se em formas mais disponíveis no charnockito do que no gnaiss.

A disponibilização diferenciada do P do charnockito pode estar ligada a presença de P como elemento incompatível, hospedado em piroxênios (Almeida, 2009), ou a presença de apatita como mineral traço não identificado (possivelmente pela presença como cristais recristalizados, extremamente finos ou mal formados no interior

de piroxênios (Ferrari, 2000)). Nestas formas, o P poderia estar mais facilmente disponível que nas apatitas bem cristalizadas do gnaisse. A microbiota do solo, entretanto, promoveu incrementos menores na disponibilização de P no solo que os demais processos biogeoquímicos (Tabela 3), o que pode estar ligado à absorção e consequente imobilização do P em formas orgânicas pela microbiota. No entanto, como a maior parte das formas orgânicas de P não são extraídas pelo extrator ácido Mehlich 1 (Stevenson & Cole, 1999), é possível que a disponibilização de P das rochas pela microbiota não tenha, na realidade, diferido dos demais processos biogeoquímicos, mas apenas tenha sido convertida em formas orgânicas e, assim, subestimada pelo extrator.

Os valores negativos de eficiência de disponibilização de P e K no esteatito devem ser vistos com cuidado, uma vez que o índice de eficiência tende a ser muito sensível quando a quantidade total aplicada é muito pequena. Assim, comparando-se os valores dos decrementos em P e K observados (Tabela 3) com os valores de eficiência de disponibilização de P (Figura 2) pode-se concluir que as magnitudes das eficiências negativas estão ligadas aos teores totais muito baixos de P e K no esteatito, e não a reações de indisponibilização diferenciadas para o esteatito.

O desempenho do pó de charnockito, enquanto fonte de macronutrientes no solo, indicou um grande potencial de utilização desta rocha para a prática da rochagem nas regiões onde seus subprodutos possam ser obtidos localmente com custos reduzidos. Dessa forma, é necessária sua inclusão dentre as potenciais fontes alternativas de nutrientes para a agricultura brasileira, citadas por Matos & Mello (2010), onde já se encontram o gnaisse, o esteatito e o basalto.

4.3. Disponibilização de micronutrientes no solo

A disponibilização significativa de Fe no solo apenas nos tratamentos gnaisse com microbiota e basalto com ácidos orgânicos (Tabela 4) está provavelmente relacionada aos teores totais deste elemento nestas rochas (Tabela 2) e à interação destes processos com as reações envolvidas na dinâmica do Fe no solo. O Fe liberado no solo pode ser rapidamente indisponibilizado pela formação de óxidos e hidróxidos de baixíssima solubilidade (Mello & Perez, 2009). Tais reações do Fe no solo são também fortemente influenciadas pelo aumento do pH (Fageria et al., 2002). Apesar disso, os maiores incrementos observados na disponibilização deste elemento, em

função da aplicação dos pós de rocha, demonstraram-se melhor correlacionados não ao menor pH, mas aos maiores teores totais de Fe nas rochas e à maior capacidade de “imobilização” de Fe pela microbiota e pelos ácidos orgânicos. Assim, quando os íons ferro liberados das rochas não foram deixados livres na solução do solo, tal como tendeu a ocorrer na presença da microbiota ou dos ânions orgânicos oxalato e citrato, a disponibilidade do elemento no solo manteve-se mais elevada até o final do experimento. A microbiota dispõe de estratégias ativas de imobilização de Fe do solo, destacando-se a síntese e liberação de sideróforos no solo por uma ampla gama de fungos, bactérias e actinomicetos (Winkelmann, 2007). Estes compostos, que podem também estar envolvidos no acesso a outros micronutrientes catiônicos (Dimkpa et al., 2009; Carrillo-Castañeda et al., 2005), podem ter contribuído para que uma menor parcela do Fe liberado tenha oxidado a Fe^{3+} e, ou se transformado em formas indisponíveis como óxidos de Fe.

Os incrementos na disponibilização de Cu pelo charnockito destacaram-se entre os incrementos significativos observados. Nesta rocha, o Cu está associado, principalmente, a presença dos piroxênios e anfibólios, como citado por Lemes et al. (2003), minerais de baixa à média resistência intempérica segundo Melo et al. (2009), podendo também estarem associados aos ortoclásios. O CO_2 e o solo estéril, no entanto, apresentaram incrementos superiores aos demais processos (microbiota e ácidos orgânicos), o que pode estar ligado ao fato de que a ligação do Cu às estruturas celulares ou ao oxalato e citrato são fortes em relação ao extrator Mehlich 1.

Os incrementos na disponibilidade de Zn pelo gnaisse em relação às demais rochas podem estar ligados a presença do Zn em hidroxiapatitas, uma vez que o Zn^{2+} pode substituir o Ca^{2+} na estrutura desses fosfatos (Miyaji et al., 2005; Ren et al., 2009). A superioridade adicional da microbiota em disponibilizar Zn do gnaisse observada (Tabela 4) pode estar ligada, dessa forma, à forte demanda por P dos microrganismos do solo, reintroduzidos nos microcosmos. Assim, a demanda por P da microbiota deve ter aumentado o intemperismo das apatitas, o que resultou na maior liberação do Zn presente nestes minerais.

Os incrementos significativos na disponibilidade de Mn no solo, tais como os de Fe, não seguiram padrões tão claros quanto os de Zn e Cu. No basalto e no charnockito, o Mn pode estar associado à magnetita e aos piroxênios (Melo et al., 2009). Embora a disponibilização de Mn pelo basalto tenha sido, em geral, superior às demais rochas e

superior na presença dos ácidos orgânicos, os incrementos nas demais rochas apontam que o CO₂ tenha um papel mais claro na disponibilização deste elemento de pós de rocha que os demais processos biogeoquímicos. O destaque do CO₂ pode estar relacionado à maior acidez produzida nos microcosmos nestes tratamentos, uma vez que a disponibilidade de Mn no solo é fortemente dependente da acidez do solo (Fageria et al., 2002).

Quanto à liberação de macro e micronutrientes no solo pelos pós de rocha, no entanto, é importante lembrar que os extratores utilizados neste trabalho podem estar subestimando os totais liberados pelas rochas, uma vez que, por exemplo, podem não extrair elementos que foram temporariamente imobilizados pela microbiota em compostos orgânicos. Dessa forma, os dados aqui apresentados devem ser interpretados como exploratórios quanto à dinâmica dos elementos disponibilizados pelas rochas, e sugerem avaliações futuras mais detalhadas da compartimentalização dos elementos liberados no solo e em ambientes rizosféricos reais.

4.4. Disponibilização de metais pesados no solo

Embora os teores totais de alguns metais pesados sejam elevados em algumas rochas, como os de Ni e Cr no esteatito (Tabela 2), a disponibilidade no solo desses elementos foi baixa, não resultando em incrementos que aproximassem dos valores de referência para solos não contaminados segundo CETESB (2005), cujos limites são: 0,5 mg kg⁻¹ para Cd, 40 mg kg⁻¹ para Cr, 17 mg kg⁻¹ para Pb e 13 mg kg⁻¹ para Ni. No caso do esteatito, em que o Ni pode estar associado à substituição do Mg nos minerais micáceos (Quintaes, 2006), os dados evidenciam a estabilidade química desses minerais. Os pequenos incrementos observados na presença do CO₂ (Tabela 4) sugerem uma dinâmica desses elementos no solo fortemente influenciada pelo pH do solo, tal como aponta Weng et al. (2004).

4.5. Alterações em características químicas do solo

Assim como os incrementos nas disponibilizações de Ca e Mg, as alterações ligadas à redução da acidez do solo, promovidas pelo esteatito, devem estar também ligadas à presença da dolomita no esteatito. No entanto, o poder corretivo de acidez dos silicatos pode ser similar aos carbonatos quando em formas de maior solubilidade (Alcarde & Rodella, 1996). Dessa forma, charnockito, basalto e gnaiss também

promoveram reduções na acidez do solo, mas de maneira dependente dos processos biogeoquímicos atuantes. Como estas rochas não contém carbonatos, a elevação do pH deu-se pelo consumo de H^+ ligados à dissolução dos minerais silicatados (Formoso, 2006). Enquanto corretivos de acidez, pós de rocha silicatadas apresentam como vantagem uma menor liberação de CO_2 na atmosfera por unidade de pH corrigida (Duarte et al., 2009) e uma elevação mais lenta e gradual no pH que permite um rearranjo da comunidade microbiana afetada (Moreira & Siqueira, 2006) e, possivelmente, um rearranjo na distribuição das formas disponíveis dos micronutrientes catiônicos (Fageria et al., 2002). Além disso, uma elevação mais lenta do pH, provavelmente, induz menos a dispersão de argilas e a consequente depreciação da porosidade do solo, que pode ocorrer com o uso de calcários (Prado, 2003, Spera et al., 2008).

As alterações na CTC a pH 7,0 do solo observadas (Tabela 5) refletiram, principalmente, as disponibilizações de Ca e Mg e a retirada de hidrogênios das cargas negativas do solo. Dessa forma, as alterações observadas tanto na CTC quanto na acidez potencial não permitiram concluir que as rochas promoveram a formação significativa de novas cargas negativas no solo, tal como seria esperado pela formação de novos minerais de argila silicatados (Harley & Gilkes, 2000). O tratamento que numericamente mais elevou a CTC foi o charnockito na presença de CO_2 , sugerindo a possibilidade desta rocha, em doses maiores ou sob um período de incubação maior, efetivamente aumentar o total de cargas negativas do solo. Outros trabalhos também demonstraram incrementos na CTC do solo em função da aplicação de pós de rocha silicatadas (Gillman, 1980; Blum et al., 1989; Escosteguy & Klamt, 1998), embora nenhum deles utilizando as rochas charnockito, gnaiss e esteatito. Alguns trabalhos demonstraram, além disso, a formação de novos minerais (vermiculitização) a partir da fertilização de solo com flogopita, mesmo com períodos de incubação de apenas 90 e 140 dias (Norouzi & Khademi, 2010; Khayamim & Khademi, 2011), o que elevaria as cargas negativas do solo. Entretanto, esses trabalhos não avaliaram a formação de novas cargas negativas no solo. Até o momento, nenhum trabalho com aplicação de pós de rocha silicatadas em solos tropicais, onde as taxas de remoção de íons são maiores, demonstrou, experimentalmente, a formação de novas cargas negativas no solo.

Os valores de fósforo remanescente observados (Tabela 5), estimativa inversa da capacidade máxima de adsorção de P do solo (Novais et al., 2007), apontam também o CO₂ como um processo biogeoquímico importante para uma menor adsorção de fósforo induzida pela aplicação das rochas. Provavelmente, tal fato esteja ligado à maior liberação de Si no solo na presença de CO₂. O Si pode ter atuado na dessorção de P ou simplesmente pode ter ocupado os mesmos sítios de adsorção, reduzindo os sítios disponíveis para o fósforo (Carvalho et al., 2001; Pozza et al., 2007).

5. Conclusões

Mesmo com um curto período de incubação, os pós de gnaise, charnokito, esteatito e basalto apresentaram potencial de utilização na agricultura enquanto fontes de nutrientes, promotores de melhorias em características químicas do solo, como pH, Al³⁺, CTC, capacidade de adsorção de fósforo, e ainda com baixos riscos de disponibilização expressiva de metais pesados. Em relação aos macronutrientes, charnokito e gnaise disponibilizaram maiores quantidades de P, charnockito disponibilizou mais K e charnockito, esteatito e basalto disponibilizaram maiores quantidades de Ca e Mg. Já em relação aos micronutrientes, o gnaise disponibilizou maiores quantidades de Zn, o charnokito maiores quantidades de Cu e o basalto maiores quantidades de Fe e Mn.

Entretanto, essas disponibilizações foram também afetadas pelos processos biogeoquímicos (CO₂, ácidos orgânicos e microbiota), que atuaram de maneira significativa sobre a ocorrência e a magnitude das alterações químicas promovidas pelas rochas. Destacaram-se as atuações do CO₂ sobre a liberação de Ca e Mg do esteatito, do CO₂ e dos ácidos orgânicos sobre a liberação de P do basalto, da microbiota sobre a liberação de Fe e Zn do gnaise e do CO₂ sobre a liberação de Mn e Ni. Essas alterações indicam a importância dos componentes biológicos do solo sobre a viabilidade da rochagem e podem contribuir na seleção de tecnologias para aumentar a velocidade de liberação de nutrientes de rochas silicatadas moídas.

6. Referências Bibliográficas

- ALCARDE, J.C.; RODELLA, A.A. O equivalente em carbonato de cálcio dos corretivos da acidez dos solos. *Scientia Agricola*, 53: 204-210, 1996.
- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. London: Academic Press, 1995. 576 p.
- ALMEIDA, E.; SILVA, F.J.P.; RALISCH, R. Revitalização dos solos em processos de transição agroecológica no sul do Brasil. *Agriculturas*, 4: 7-10, 2007.
- ALMEIDA, V.V. Mineralogia e petrologia de xenólitos mantélicos das regiões de Ubatuba (SP) e Monte Carmelo (MG): evidências de fusão parcial e metassomatismo no manto superior do sudeste do Brasil. 2009. 123p. Dissertação (Mestrado em Mineralogia e Petrologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- ANDRADE, F.V. Ácidos orgânicos e sua relação com adsorção, fluxo difusivo e disponibilidade de fósforo em solos para plantas. 2005. 123p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- BARKER, W.W.; WELCH, S.A.; BANFIELD, J.F. Biogeochemical weathering of silicate minerals. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 35: 391-428, 1997.
- BERG, A.; BANWART, S.A. Carbon dioxide mediated dissolution of Ca-feldspar - implications for silicate weathering. *Chemical Geology*, 163: 25-42, 2000.
- BIGARELLA, J.J.; BECKER, R.D.; SANTOS, G.F. Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais I. 2 ed. Florianópolis: Ed. da UFSC, 2009. 425p.
- BLUM, W.E.H.; HERBINGER, B.; MENTLER, A.; OTTNER, F.; POLLAK, M.; UNGER, E.; WENZEL, W.W. The use of rock powders in agriculture. II - Efficiency of rock powders for soil amelioration. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 152: 427-430, 1989.
- BRANCO, P.M. Dicionário de mineralogia e gemologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 608p.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia - Departamento Nacional de Produção Mineral. Folha SF 23/24 Rio de Janeiro/Vitória: Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Projeto RADAMBRASIL v32. Rio de Janeiro, 1983, 775p.
- BUYANOVSKY, G.A.; WAGNER, G.H. Annual cycles of carbon dioxide level in soil air. *Soil Science Society of America Journal*, 47:1139-1145, 1983.

- CARRILLO-CASTAÑEDA, G.C.; MUÑOZ, J.J.; PERALTA-VIDEA, J.R.; GOMEZ, E.; GARDEA-TORRESDEY, J.L. Modulation of uptake and translocation of Iron and Copper from root to shoot in common bean by siderophore-producing microorganisms. *Journal of Plant Nutrition*, 28: 1853-1865, 2005.
- CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; SANTOS, C.D.; FERNANDES, L.A., CURI, N.; RODRIGUES, D.C. Interações silício-fósforo em solos cultivados com eucalipto em casa de vegetação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36: 557-565, 2001.
- CELINO, J.J.; BOTELHO, N.F. Evolução geoquímica e petrogênese de charnockitos ígneos no cinturão móvel costeiro do Brasil. *Boletim Paranaense de Geociências*, 57: 25-47. 2005.
- CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo em substituição aos valores orientadores do relatório de estabelecimento de valores orientadores de 2001. São Paulo, 2005. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em: 04 fev. 2012.
- DAVE, N.; PUROHIT, S.D. In vitro growth and shoot multiplication of *Achras zapota* in a controlled carbon dioxide environment. *Biologia Plantarum*, 48: 621-624, 2004.
- DIMKPA, C.; WEINAND, T.; ASCH, F. Plant-rhizobacteria interactions alleviate abiotic stress conditions. *Plant, Cell and Environment*, 32: 1682-1694, 2009.
- DUARTE, E.M.G.; CARVALHO, A.M.X.; SIMOES, D.F.F.; MELLO, J.W.V. Pó de basalto: alternativa agroecológica de baixa emissão de CO₂ à correção da acidez do solo. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 4: 3994-3998, 2009.
- EPA 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Washington, USA: Revision, December, 1996. CD-Rom. Windows 95/XP.
- ESCOSTEGUY, P.A.V.; KLAMT, E. Basalto moído como fonte de nutrientes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22: 11-20, 1998.
- FAGERIA, N.K. Otimização da eficiência nutricional na produção das culturas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 2:6-16, 1998.
- FAGERIA, N.K.; BALIGAR, V.C.; CLARK, R.B. Micronutrients in crop production. *Advances in Agronomy*, 77: 185-268, 2002.
- FERRARI, V.C. Fosfatos primários e secundários nos perfis de intemperismo sobre os maciços alcalino-carbonatíticos de Juquiá (SP), Anitápolis (SC) e Tapira (MG). 2000. 240p. Tese (Doutorado em Geoquímica e Geotectônica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- FIXEN, P.E.; JOHNSTON, A.M. World fertilizer nutrient reserves: a view to the future. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92: 1001-1005, 2012.

- FOLEY, A.F. *et al.* Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-575, 2005.
- FORMOSO, M.L.L. Some topics on geochemistry of weathering: a review. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 809-820, 2006.
- GADD, G.M. Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. *Mycological Research*, 111: 3–49, 2007.
- GADD, G.M.; WHITE, C. Microbial treatment of metal pollution - a working biotechnology? *Trends in Biotechnology*, 11: 353–359, 1993.
- GILLMAN G.P. The effect of crushed basalt scoria on the cation exchange properties of a highly weathered soil. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 465-468, 1980.
- GRANT, W.H. Abrasion pH, an index of chemical weathering. *Clays and Clay Minerals*, 17: 151-155, 1969.
- GRIGORIEFF, A.; COSTA, J.F.C.L.; KOPPE, J. O problema da amostragem manual na indústria mineral. *Revista Escola de Minas*, 55: 229-233, 2002.
- GRINSTED, M.J.; HEDLEY, M.J.; WHITE, R.E.; NYE, P.H. Plant induced changes in the rhizosphere of rape (*Brassica napus* var. Emerald) seedling: I. pH change and the increase in P concentrations in the soil solution. *New Phytologist*, 91: 19–29, 1982.
- HARLEY, A.D.; GILKES, R.J. Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: a geochemical overview. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 11–36, 2000.
- HINSINGER, P.; BARROS, O.N.F.; BENEDETTI, M.F.; NOACK, Y.; CALLOT, G. Plant-induced weathering of a basaltic rock: experimental evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65: 137–152, 2001.
- HOCELLA, M.F. Sustaining Earth: thoughts on the present and future roles in mineralogy in environmental science. *Mineralogical Magazine*, 66: 627–652, 2002.
- HOFFLAND, E.; KUYPER, T.W.; WALLANDER, H.; PLASSARD, C.; GORBUSHINA, A.A.; HASELWANDTER, K.; HOLMSTRÖM, S.; LANDEWEERT, R.; LUNDSTRÖM, U.S.; ROSLING, A.; SEN, R.; SMITS, M.M.; van HEES, P.A.W.; van BREEMEN, N. The role of fungi in weathering. *Frontiers in Ecology Environment*, 2: 258–264, 2004.
- JONES, D.L. Organic acids in the rhizosphere - a critical review. *Plant and Soil*, 205: 25-44, 1998.
- KÄMPF, N.; CURI, N.; MARQUES, J.J. Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente solo. *In*: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds). *Química e Mineralogia do Solo - Parte I. Viçosa: SBCS, 2009. 695p.*

- KHAYAMIM, F.; KHADEMI, H. Effect of *Neotyphodium* endophyte-tall fescue symbiosis on mineralogical changes in clay-sized phlogopite and muscovite. *Plant and Soil*, 341: 473-484, 2011.
- LENTON, T.M.; BRITTON, C. Enhanced carbonate and silicate weathering accelerates recovery from fossil fuel CO₂ perturbations. *Global Biogeochemical Cycles*, 20: GB3009, 2006.
- LEMES, M.J.L.; FIGUEIREDO FILHO, P.M.; PIRES, M.A.F. Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo na composição química das águas de abastecimento público. *Química Nova*, 26: 13-20, 2003.
- LEONARDOS, O.H.; THEODORO, S.H.; ASSAD, M.L. Remineralization for sustainable agriculture: A tropical perspective from a Brazilian viewpoint. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56: 3-9, 2000.
- LIMA, C.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R.; SILVA, L.H.M.; ROIG, A. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13: 334-340, 2009.
- LIMA, F.S.; STAMFORD, N.P.; SOUSA, C.S.; LIRA JUNIOR, M.A.; MALHEIROS, S.M.M.; VAN STRAATEN, P. Earthworm compound and rock biofertilizer enriched in nitrogen by inoculation with free living diazotrophic bacteria. *World Journal of Microbiol Biotechnology*, 26: 1769-1775, 2010.
- LOPES-ASSAD, M.L.; AVANSINI, S.H.; ROSA, M.M.; CARVALHO, J.R.P.; CECCATO-ANTONINI, S.R. The solubilization of potassium-bearing rock powder by *Aspergillus niger* in small-scale batch fermentations. *Canadian Journal of Microbiology*, 56: 598-605, 2010.
- LUZ, A.B.; LAPIDO-LOUREIRO, F.E.; SAMPAIO, J.A.; CASTILHOS, Z.C.; BEZERRA, M.S. Rochas, minerais e rotas tecnológicas para a produção de fertilizantes alternativos. *In: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.*
- MACHADO, F.B.; MOREIRA, C.A.; ZANARDO, A.; ANDRE, A.C.; GODOY, A.M.; FERREIRA, J. A.; GALEMBECK, T.; NARDY, A.J.R.; ARTUR, A.C.; OLIVEIRA, M.A.F. Enciclopédia Multimídia de Minerais. Unesp. 2001. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/museudpm>>. Acesso em: 10 fev. 2012.
- MÄDER, P.; FLIEBACH, A.; DUBOIS, D.; GUNST, L.; FRIED, P.; NIGGLI, U. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 31: 1694-1697, 2002.
- MARTINS, E.S.; RESENDE, A.V.; OLIVEIRA, C.G.; FURTINI NETO, A.E. Materiais silicáticos como fontes regionais de nutrientes e condicionadores de solos. *In: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.*

- MATOS, G.M.M.; MELLO, I.S.C. Inventário e cartografia de recursos agrominerais convencionais e alternativos do território brasileiro. *In*: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). Agrominerais para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.
- MELLO, J.W.; PEREZ, D.V. Equilíbrio Químico das Reações no Solo. *In*: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds). Química e Mineralogia do Solo - Parte I. Viçosa: SBCS, 2009. 695p.
- MELO, V.F.; CASTILHOS, R.M.V.; PINTO, L.F.S. Reserva mineral do solo. *In*: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds). Química e Mineralogia do Solo - Parte I. Viçosa: SBCS, 2009. 695p.
- MIYAJI, F.; KONO, Y.; SUYAMA, Y. Formation and structure of zinc-substituted calcium hydroxyapatite. *Materials Research Bulletin*, 40: 209-220, 2005.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e Bioquímica do Solo. 2 ed. Lavras: Editora da UFLA, 2006. 729p.
- MOUSSEAU, M. CO₂ enrichment *in vitro*. Effect on autotrophic and heterotrophic cultures of *Nicotiana tabacum* (var. Samsun). *Photosynthesis Research*, 8: 187-191, 1986.
- NOROUZI, S.; KHADEMI, H. Ability of alfalfa (*Medicago sativa* L.) to take up potassium from different micaceous minerals and consequent vermiculitization. *Plant and Soil*, 328: 83-93, 2010.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F.N. Fósforo. *In*: NOVAIS, R.F. *et al.* (Eds). Fertilidade do Solo. Viçosa: SBCS, 2007. 1017p.
- PIMENTEL, D.; HEPPEL, P.; HANSON, J.; DOUDS, D.; SEIDEL, R. Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience*, 55: 573-583, 2005.
- POZZA, A.A.A.; COSTA, E.T.S.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.G.S.M.; MOTTA, P.E.F. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42: 1627-1633, 2007.
- PRADO, R.M. The liming and the physics properties in tropical soils: a review. *Revista Biociências*, 9: 7-16, 2003.
- QUINTAES, K.D. The influence of the steatite (soapstone) composition in mineral migration to food meal - minerals from steatite. *Cerâmica*, 52: 298-306, 2006.
- RAULUND-RASMUSSEN, K.; BORGGAARD, O.K.; HANSEN, H.C.B.; OLSONN, M. Effect of natural organic soil solutes on weathering rates of soil minerals. *European Journal of Soil Science*, 49: 397-406, 1998.

- REN, F.; XIN, R.; GE, X.; LENG, Y. Characterization and structural analysis of zinc-substituted hydroxyapatites. *Acta Biomaterialia*, 5: 3141-3149, 2009.
- RODRIGUES, A.F.S.; FONSECA, D.S.; HIDER, M.; PARAHYBA, R.E.; CAVALCANTE, V.M.M. Agrominerais: recursos e reservas. *In*: FERNANDES, F.R.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z.C. (Eds). *Agrominerais para o Brasil*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 380p.
- SAWHNEY, B.L. Selective sorption and fixation of cations by clay minerals: a review. *Clays and Clay Minerals*, 20: 93-100, 1972.
- SILVA, F.C. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. 2 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p.
- SOUZA, M.E.P. *Oligochaetas em solos sob sistemas de manejos a pleno sol e agroflorestal e vermicompostagem associada com pós de rocha*. 2010. 72p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.
- SPERA, S.T.; DENARDIN, J.E.; ESCOSTEGUY, P.A.V.; SANTOS, H.P.; FIGUEROA, E.A. Dispersão de argila em microagregados de solo incubado com calcário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32: 2613-2620, 2008.
- STERFLINGER, K. Fungi as geologic agents. *Geomicrobiology Journal*, 17: 97–124, 2000.
- STEVENSON, F.J.; COLE, M.A. *Cycles of Soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulphur, Micronutrients*. 2 ed. New York: John Wiley & Sons Ltd, 1999. 427p.
- STOREMYR, P. Weathering of soapstone in a historical perspective. *Materials Characterization*, 53: 191-207, 2004.
- THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.H. The use of rocks to improve family agriculture in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 721-730, 2006.
- TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W.H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292: 281-284, 2001.
- van STRAATEN, P.V. Farming with rocks and minerals: challenges and opportunities. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 731-747, 2006.
- WELCH, S.A.; BARKER, W.W.; BANFIELD, J.F. Microbial extracellular polysaccharides and plagioclase dissolution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63: 1405–1419, 1999.
- WELCH, S.A.; ULLMAN, W.J. The effect of organic acids on plagioclase dissolution rates and stoichiometry. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57: 2725–2736, 1993.
- WELCH, S.A.; VANDEVIVERE, P. Effect of microbial and other naturally occurring polymers on mineral dissolution. *Geomicrobiology Journal*, 12: 227–238, 1994.

WENG, L.P.; WOLTHOORN, A.; LEXMOND, T.M.; TEMMINGHOFF, E.J.M.; van RIEMSDIJK, W.H. Understanding the effects of soil characteristics on phytotoxicity and bioavailability of nickel using speciation models. *Environmental Science & Technology*, 38: 156-162, 2004.

WILLIAMS, H.; TURNER, F.J.; GILBERT, C.M. *Petrografia: uma introdução ao estudo das rochas em seções delgadas*. São Paulo: Polígono e Editora da USP, 1970. 424p.

WINKELMANN, G. Ecology of siderophores with special reference to the fungi. *Biometals*, 20: 379-392, 2007.

CONCLUSÕES GERAIS

Em condições de campo, o gnaiss promoveu tanto o crescimento das plantas quanto incrementos no pH, CTC, fósforo remanescente e na disponibilidade de P no solo. De um modo geral, as disponibilizações de elementos pelo gnaiss foram pouco afetadas pelos manejos de adubação orgânica, especialmente para os macronutrientes.

Em casa de vegetação, as rochas utilizadas não restringiram a atividade biológica do solo, nem a atuação dos fungos micorrízicos arbusculares. Embora a atividade biológica seja importante para o intemperismo de minerais, neste estudo a planta demonstrou-se igualmente capaz de atuar sobre a disponibilização de elementos das rochas quando comparada com a presença conjunta da planta com a microbiota do solo ou em associação micorrízica, sendo ambos muito superiores à capacidade do solo isoladamente.

Em condições de laboratório, mesmo com um curto período de incubação, os pós de gnaiss, charnokito, esteatito e basalto apresentaram potencial de utilização enquanto fontes de nutrientes e promotores de melhorias em características químicas do solo. Em relação aos macronutrientes, charnokito e gnaiss disponibilizam maiores quantidades de P, charnockito disponibilizou mais K e charnockito, esteatito e basalto disponibilizaram maiores quantidades de Ca e Mg. Já em relação aos micronutrientes, o gnaiss disponibilizou maiores quantidades de Zn, o charnokito maiores quantidades de Cu e o basalto maiores quantidades de Fe e Mn. Esses dados apontam que ao utilizar um determinado pó de rocha, a disponibilização de alguns elementos estará sendo favorecida em relação à outros elementos, o que deve ser considerado no manejo da fertilidade do solo com pós de rocha. Além disso, estas disponibilizações de elementos foram também afetadas pelos processos biogeoquímicos (CO₂, ácidos orgânicos e microbiota), que atuaram de maneira significativa sobre a ocorrência e a magnitude das alterações químicas promovidas pelas rochas. Destacaram-se as atuações do CO₂ sobre a liberação de Ca e Mg do esteatito, do CO₂ e dos ácidos orgânicos sobre a liberação de P do basalto, da microbiota sobre a liberação de Fe e Zn do gnaiss e do CO₂ sobre a liberação de Mn e Ni. Estas alterações indicam a importância dos componentes biológicos do solo sobre a viabilidade da rochagem e podem contribuir na seleção de

tecnologias para aumentar a velocidade de liberação de nutrientes de rochas silicatadas moídas.

Dessa forma, a utilização de pós de rocha silicatadas, como parte das estratégias do manejo da fertilidade do solo, demonstrou-se promissora, uma vez que promoveu alterações desejáveis em características químicas do solo e na disponibilização de nutrientes associadas a baixos riscos de disponibilização expressiva de metais pesados. Os dados evidenciaram também a necessidade de experimentos com planta e não apenas com solo, para uma melhor avaliação do potencial de disponibilização de elementos por pós de rocha silicatadas.

A disponibilização de elementos tóxicos, no entanto, precisa ser melhor avaliada em outras condições de solo, planta e granulometria dos pós de rocha. Além disso, os resultados promissores obtidos por Souza (2010) e Lopes-Assad (2010), sugerem que tanto a disponibilização de metais pesados quanto a de nutrientes por pós de rocha ainda demandam estudos envolvendo biotecnologias, como a vermicompostagem e os biofertilizantes líquidos.

ANEXOS

ANEXO A - Capítulo I



Figura 1A. Estudantes e monitores da Escola Família Agrícola *Puris* (Araponga, MG) e estudantes da Universidade Federal de Viçosa durante a experimentação participativa - preparo do composto orgânico do tipo “Caparaó” utilizado no experimento.



Figura 2A. Estudantes e monitores da Escola Família Agrícola *Puris* (Araponga, MG) e estudantes da Universidade Federal de Viçosa durante a experimentação participativa - aplicação do pó de gnaise e discussão sobre o modo de aplicação e montagem do experimento de campo.

Tabela 1A. Teores de Cd, Cr, Mn, Ni e Pb na matéria seca da parte aérea das plantas de feijão do primeiro cultivo, 50 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaïsse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Médias iguais a zero representam valores menores que o limite de quantificação.

		Adubação Verde	Composto	Vermicomposto	Controle	médias
Cd mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Sem gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	<i>médias</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	
Cr mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,430	0,048	0,282	0,138	0,224 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,522	0,224	0,078	0,868	0,423 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,476 <i>A</i>	0,136 <i>A</i>	0,180 <i>A</i>	0,503 <i>A</i>	
Mn mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	36,87	30,62	42,16	27,09	34,19 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	42,51	40,11	54,31	41,18	44,53 <i>a</i>
	<i>médias</i>	39,69 <i>A</i>	35,37 <i>A</i>	48,24 <i>A</i>	34,14 <i>A</i>	
Ni mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Sem gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	<i>médias</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	
Pb mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Sem gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	<i>médias</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	

Tabela 2A. Conteúdos de Cd, Cr, Mn, Ni e Pb na matéria seca da parte aérea das plantas de feijão do primeiro cultivo, 50 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaïsse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais. Médias iguais a zero representam valores menores que o limite de quantificação.

		Adubação Verde	Composto	Vermicomposto	Controle	médias
Cd mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Sem gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	<i>médias</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	
Cr mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	0,001	0,003	0,001	0,000	0,001 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,001 <i>A</i>	0,002 <i>A</i>	0,000 <i>A</i>	0,001 <i>A</i>	
Mn mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	0,085	0,060	0,071	0,053	0,067 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,074	0,055	0,068	0,036	0,058 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,079 <i>A</i>	0,057 <i>A</i>	0,069 <i>A</i>	0,044 <i>A</i>	
Ni mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
	Sem gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	<i>médias</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	
Pb mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
	Sem gnaïsse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	<i>médias</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	

Tabela 3A. Conteúdos de nutrientes na matéria seca da parte aérea das plantas de feijão do segundo cultivo, 450 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaïsse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Adubação Verde	Composto	Vermicomposto	Controle	médias
P mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	3,1	3,3	5,4	1,6	3,3 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	2,9	3,3	4,9	1,4	3,1 <i>a</i>
	<i>médias</i>	3,0 <i>B</i>	3,3 <i>B</i>	5,2 <i>A</i>	1,5 <i>C</i>	CV: 29,6 %
K mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	35,6	49,1	68,2	14,2	41,8 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	40,6	43,2	59,4	16,7	40,0 <i>a</i>
	<i>médias</i>	38,1 <i>B</i>	46,1 <i>B</i>	63,8 <i>A</i>	15,4 <i>C</i>	CV: 35,8 %
Ca mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	20,6	22,7	33,9	11,5	22,2 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	18,6	22,1	31,3	9,1	20,3 <i>a</i>
	<i>médias</i>	19,6 <i>B</i>	22,4 <i>B</i>	32,6 <i>A</i>	10,3 <i>C</i>	CV: 24 %
Mg mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	10,7	10,4	14,7	5,5	10,3 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	9,6	10,4	14,5	4,5	9,7 <i>a</i>
	<i>médias</i>	10,2 <i>B</i>	10,4 <i>B</i>	14,6 <i>A</i>	5,0 <i>C</i>	CV: 24,1 %
Si mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	3,3	7,7	6,9	4,6	5,6 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	4,0	7,9	8,3	5,0	6,3 <i>a</i>
	<i>médias</i>	3,6 <i>A</i>	7,8 <i>A</i>	7,6 <i>A</i>	4,8 <i>A</i>	CV: 53 %
Zn mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	0,056	0,061	0,082	0,037	0,059 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,055	0,064	0,076	0,030	0,056 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,055 <i>B</i>	0,063 <i>AB</i>	0,079 <i>A</i>	0,033 <i>C</i>	CV: 26,1 %
Fe mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	0,507	0,428	0,600	0,627	0,540 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,468	0,507	1,098	0,644	0,679 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,487 <i>A</i>	0,467 <i>A</i>	0,849 <i>A</i>	0,636 <i>A</i>	CV: 46 %
Cu mg planta ⁻¹	Com gnaïsse	0,012	0,013	0,017	0,006	0,012 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,011	0,011	0,016	0,004	0,010 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,011 <i>B</i>	0,012 <i>B</i>	0,016 <i>A</i>	0,005 <i>C</i>	CV: 27 %

Tabela 4A. Disponibilidade de Cu, Cr, Ni e Pb no solo ao final do segundo cultivo de feijão, 450 dias após a aplicação dos tratamentos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre manejos de adubação orgânica e minúscula entre a presença ou não de pó de gnaïsse não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Adubação Verde	Composto	Vermicomposto	Controle	médias
Cu mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,746	0,732	0,800	0,648	0,731 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,751	0,696	0,755	0,719	0,730 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,749 <i>A</i>	0,714 <i>A</i>	0,778 <i>A</i>	0,683 <i>A</i>	CV: 10,1 %
Cr mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	1,250	1,147	0,821	0,779	0,999 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	1,368	0,874	0,854	0,560	0,914 <i>a</i>
	<i>médias</i>	1,309 <i>A</i>	1,010 <i>AB</i>	0,837 <i>B</i>	0,669 <i>B</i>	CV: 32,6 %
Ni mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,149	0,079	0,126	0,104	0,114 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,083	0,091	0,127	0,095	0,099 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,116 <i>A</i>	0,085 <i>A</i>	0,127 <i>A</i>	0,099 <i>A</i>	CV: 73,2 %
Pb mg kg ⁻¹	Com gnaïsse	0,006	0,023	0,024	0,029	0,021 <i>a</i>
	Sem gnaïsse	0,021	0,019	0,041	0,000	0,020 <i>a</i>
	<i>médias</i>	0,014 <i>A</i>	0,021 <i>A</i>	0,032 <i>A</i>	0,014 <i>A</i>	CV: 133,5 %

ANEXO B - Capítulo II

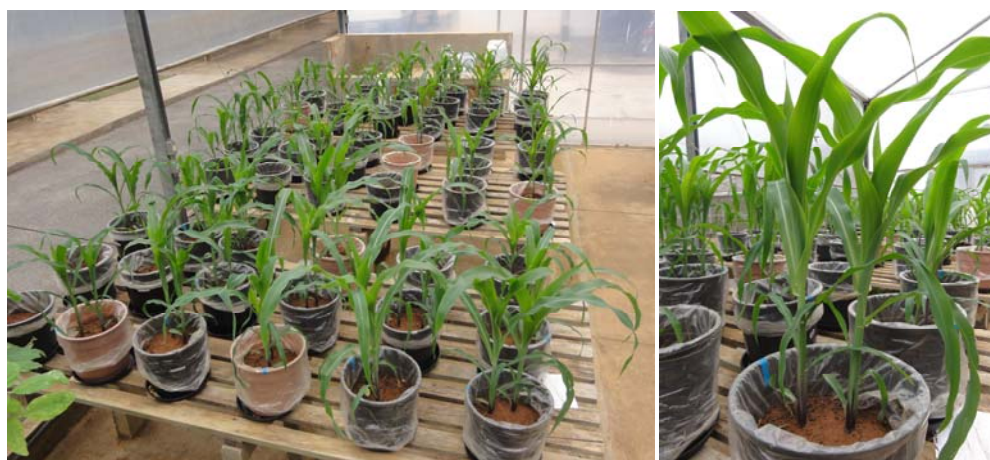


Figura 1B. Aspecto geral das plantas de milho do segundo cultivo aos 25 dias após a germinação, em casa de vegetação, na presença ou não dos diferentes pós de rocha e submetidos aos diferentes agentes de solubilização avaliados.

Tabela 1B. Conteúdos de Cd, Cr, Pb e Ni nas plantas, acumulados nos três cultivos de milho fertilizados ou não (controle) com pós de rocha e submetidos ou não aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico) e A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre agentes de solubilização e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Gnaisse	Charnockito	Esteatito	Controle	médias	
Cd mg planta ⁻¹	A_{Zm}	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	A
	A_{FM}	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	A
	A_{Mb}	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	A
	<i>médias</i>	0,000 <i>a</i>	0,000 <i>a</i>	0,000 <i>a</i>	0,000 <i>a</i>		
Cr mg planta ⁻¹	A_{Zm}	0,023	0,011	0,003	0,019	0,014	A
	A_{FM}	0,007	0,009	0,026	0,020	0,016	A
	A_{Mb}	0,011	0,021	0,036	0,040	0,027	A
	<i>médias</i>	0,013 <i>a</i>	0,014 <i>a</i>	0,022 <i>a</i>	0,026 <i>a</i>		
Pb mg planta ⁻¹	A_{Zm}	0,030	0,029	0,033	0,033	0,031	A
	A_{FM}	0,034	0,034	0,039	0,041	0,037	A
	A_{Mb}	0,053	0,023	0,033	0,035	0,036	A
	<i>médias</i>	0,039 <i>a</i>	0,028 <i>a</i>	0,035 <i>a</i>	0,036 <i>a</i>		
Ni mg planta ⁻¹	A_{Zm}	0,020	0,004	0,003	0,011	0,010	A
	A_{FM}	0,006	0,014	0,013	0,010	0,011	A
	A_{Mb}	0,007	0,017	0,012	0,016	0,013	A
	<i>médias</i>	0,011 <i>a</i>	0,012 <i>a</i>	0,009 <i>a</i>	0,012 <i>a</i>		

Tabela 2B. Disponibilidade de Ca, Mn, Zn e Fe no solo após o terceiro cultivo de milho na presença e ausência dos pós de rochas e submetidos aos agentes de solubilização A_{Zm} (solo + planta), A_{FM} (solo + planta + fungo micorrízico), A_{Mb} (solo + planta + fungo micorrízico + microbiota do solo) e A_{So} (apenas solo). Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre agentes de solubilização e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Quando a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Gnaïsse	Charnockito	Esteatito	Controle	médias
Ca²⁺ cmol _c dm ⁻³	A_{So}	5,49	6,00	6,12	5,37	5,75 A
	A_{Zm}	5,07	4,91	5,06	4,75	4,95 B
	A_{FM}	4,92	5,01	4,70	4,86	4,87 B
	A_{Mb}	4,93	4,81	4,94	4,58	4,81 B
	<i>médias</i>	5,10 ab	5,18 a	5,21 a	4,89 b	
Mn mg dm ⁻³	A_{So}	40,80 Ab	44,77 Aab	45,10 Aab	46,30 Aa	44,24
	A_{Zm}	35,27 Ba	34,87 Ba	37,37 Ba	32,83 Ba	35,08
	A_{FM}	36,27 Ba	37,00 Ba	35,23 Ba	35,37 Ba	35,97
	A_{Mb}	28,63 Ca	29,93 Ca	23,20 Cb	23,83 Cb	26,40
	<i>médias</i>	35,24	36,64	35,23	34,58	
Zn mg dm ⁻³	A_{So}	9,17 Aa	9,52 Aa	10,13 Aa	10,08 Aa	9,72
	A_{Zm}	8,81 Aa	8,69 Aa	9,02 Ba	7,69 Ba	8,55
	A_{FM}	9,06 Aa	9,33 Aa	8,37 BCa	8,63 Ba	8,85
	A_{Mb}	8,20 Aa	8,39 Aa	7,42 Ca	7,58 Ba	7,90
	<i>médias</i>	8,81	8,98	8,74	8,50	
log₁₀ Fe mg dm ⁻³	A_{So}	2,16 Aa	2,16 Ba	2,21 Aa	2,22 Aa	2,19
	A_{Zm}	2,11 Aa	2,13 Ba	2,06 Ba	2,02 Ba	2,08
	A_{FM}	2,25 Aa	2,27 Aa	2,07 Bb	2,01 Bb	2,15
	A_{Mb}	2,19 Aa	2,16 Ba	2,02 Bb	2,13 Aa	2,12
	<i>médias</i>	2,18	2,18	2,09	2,09	

ANEXO C - Capítulo III

Tabela 1C. Aumentos na disponibilidade de Cr e Pb em solos incubados com pós de rocha em relação à não aplicação, na presença de diferentes processos biogeoquímicos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre processos biogeoquímicos e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$). Como a interação entre os fatores não foi significativa ($p > 0,10$), o teste foi aplicado apenas com as médias marginais.

		Gnaiss	Charnockito	Esteatito	Basalto	médias	
Cr mg kg ⁻¹	CO ₂	0,790	0,237	0,470	1,510	0,752	A
	Ác. Orgânicos	1,354	0,787	-0,573	0,663	0,558	A
	Microbiota	1,663	0,237	-0,773	-0,210	0,229	A
	Solo estéril	0,384	0,000	0,000	0,000	0,096	A
	médias	1,048	0,315	-0,219	0,491	CV: 43,7 %	
Pb mg kg ⁻¹	CO ₂	0,123	0,193	0,030	0,130	0,119	A
	Ác. Orgânicos	0,033	0,063	0,057	-0,095	0,015	A
	Microbiota	0,007	-0,053	-0,060	-0,027	-0,033	A
	Solo estéril	0,080	0,143	0,193	0,087	0,126	A
	médias	0,061	0,087	0,055	0,024	CV: 14,8 %	

Tabela 2C. Características químicas dos solos incubados ou não (controle) com pós de rocha na presença de diferentes processos biogeoquímicos. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula entre processos biogeoquímicos e minúscula entre rochas não diferem entre si pelo teste de SNK ($p < 0,05$).

		Gnaiss	Charnockito	Esteatito	Basalto	Controle	médias
CTC (t) cmol _c dm ⁻³	CO ₂	2,00 Ab	2,15 ABb	3,16 Aa	2,15 ABb	2,12 Ab	2,31
	Ác. Orgânicos	1,82 ABc	2,07 ABbc	3,06 Aa	2,28 Ab	2,03 Abc	2,25
	Microbiota	1,50 Bb	1,83 Bb	2,44 Ba	1,82 Bb	1,82 Ab	1,88
	Solo estéril	1,75 ABc	2,33 Ab	2,89 Aa	2,01 ABc	1,91 Ac	2,18
	médias	1,77	2,10	2,89	2,06	1,97	CV: 8,4 %
Soma de Bases (SB) cmol _c dm ⁻³	CO ₂	0,93 Ac	1,19 Ab	2,73 Aa	1,11 Ab	0,82 Ad	1,35
	Ác. Orgânicos	0,85 Ac	1,20 Ab	2,76 Aa	1,18 Ab	0,86 Ac	1,37
	Microbiota	0,83 Ac	1,09 Ab	2,04 Ca	1,09 Ab	0,79 Ac	1,17
	Solo estéril	0,85 Ad	1,16 Ab	2,52 Ba	1,04 Ac	0,78 Ad	1,27
médias	0,87	1,16	2,51	1,11	0,81	CV: 4,4 %	
Saturação por Bases %	CO ₂	10,77 Ac	13,23 Ab	32,10 Aa	13,00 ABb	9,77 Ac	15,77
	Ác. Orgânicos	9,83 Ac	13,83 Ab	32,55 Aa	13,50 ABb	9,73 Ac	15,89
	Microbiota	10,97 Ac	14,03 Ab	27,70 Ca	13,77 Ab	9,53 Ad	15,20
	Solo estéril	9,73 Ad	13,43 Ab	30,80 Ba	12,07 Bc	9,13 Ad	15,03
	médias	10,33	13,63	30,79	13,08	9,54	CV: 5,1 %