**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Atributos químicos e biológicos do solo, nutrição e produção de grãos de soja
influenciados pela calagem e pela cobertura de aveia
preta em sistema plantio direto**

Fernando José Garbuio

**Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de
Plantas**

**Piracicaba
2009**

Fernando José Garbuio
Engenheiro Agrônomo

Atributos químicos e biológicos do solo, nutrição e produção de grãos de soja influenciados pela calagem e pela cobertura de aveia preta em sistema plantio direto

Orientador:
Prof. Dr. LUÍS REYNALDO FERRACCIÚ ALLEONI

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2009**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Garbuio, Fernando José

Atributos químicos e biológicos do solo, nutrição e produção de grãos de soja influenciados pela calagem e pela cobertura de aveia preta em sistema plantio direto / Fernando José Garbuio. - - Piracicaba, 2009.
98 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2009.
Bibliografia.

1. Acidez do solo 2. Calagem 3. Cobertura do solo 4. Fertilizantes nitrogenados
5. Grãos - Produção 6. Húmus 7. Latossolos - Propriedades físico-químicas
Microbiologia do solo 9. Nutrição vegetal 10. Plantio direto 11. Soja I. Título

CDD 633.34
G214a

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Aos meus pais **Aroldo, Vera e Tia Roseli**,

pela minha educação, formação e valores de vida ensinados,
que possibilitaram alcançar mais esta conquista

À minha irmã **Angela**, padrinhos **Arles e Arlete**, a **Eloisa** e
a meus avós **Ovídio e Henriqueta** (*in memoriam*) e **Alceu e Edite**,

pelo apoio, amor, carinho e confiança

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Luís Reynaldo Ferracciú Alleoni pela orientação, convívio, amizade neste período importante de minha vida.

Ao Prof. Eduardo Fávero Caires, da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela orientação na iniciação científica e apoio no projeto de doutorado, pela disponibilização da área experimental para as avaliações, bem como pela amizade e parceria.

Aos Profs. Davey Jones e Daniel Murphy pela recepção no grupo de pesquisa da Universidade do País de Gales, Bangor e pelas sugestões no trabalho científico durante o período de doutorado sanduíche.

Ao Programa de Pós Graduação em Solos e Nutrição de Plantas e ao Departamento de Ciência de Solo por terem me acolhido e contribuído para minha formação, por meio de seu corpo docente e funcionários, além da disponibilização de recursos e materiais para o desenvolvimento da pesquisa.

Aos colegas e amigos que ajudaram, apoiaram e contribuíram nesta caminhada, em especial: Alexandre Martinez, Rodrigo Coqui, Eros Francisco, Flávio Marques, Cíntia Lopes, Julius e Susana Blum, Leonidas e Patrícia Melo, Mariana Gabos, Suzana, Benedito e Márcia Correia, Brivaldo e Ceres Almeida, Larissa e Poliana Macedo, Marcelo Sheneider, Andrey, Scapim, Brutus, Herbert, Hélio, Zardo, Adriel, Aitor, John e não podia esquecer um irmão, Gabriel.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa e pelo apoio financeiro ao projeto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado sanduíche concedida.

E a todos que, diretamente ou indiretamente, colaboraram para a realização deste trabalho.

A Deus.

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO	13
Referências	15
2 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO, ESPECIAÇÃO IÔNICA, NUTRIÇÃO E PRODUÇÃO DE GRÃOS DE SOJA EM FUNÇÃO DA CALAGEM SUPERFICIAL E COBERTURA DE AVEIA PRETA EM SISTEMA PLANTIO DIRETO	19
Resumo	19
Abstract	19
2.1 Introdução	20
2.2 Material e Métodos	22
2.3 Resultados e Discussão	25
2.3.1 Atributos químicos do solo	25
2.3.2 Solução do solo	42
2.3.3 Nutrição e produção de grãos de soja	52
2.4 Conclusões	53
Referências	54
3 CALAGEM SUPERFICIAL, COBERTURA DE AVEIA PRETA E COMPARTIMENTOS DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO	59
Resumo	59
Abstract	59
3.1 Introdução	60
3.2 Material e Métodos	61
3.3 Resultados e Discussão	64
3.4 Conclusões	74
Referências	74
4 EFEITO DA CALAGEM E COBERTURA DE RESÍDUOS DE AVEIA PRETA NA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO	79
Resumo	79
Abstract	79
4.1 Introdução	80
4.2 Material e Métodos	82

4.3 Resultados e Discussão	84
4.4 Conclusões	94
Referências	95

RESUMO

Atributos químicos e biológicos do solo, nutrição e produção de grãos de soja influenciados pela calagem e pela cobertura de aveia preta em sistema plantio direto

A acidez do solo é um sério problema que limita o crescimento radicular das culturas. A aplicação de calcário na superfície do solo visando à correção da acidez é utilizada em áreas cultivadas no sistema de plantio direto (SPD) já instalado. A amenização da acidez no subsolo devido à aplicação do calcário na superfície é influenciada pelo manejo da cobertura vegetal e pela adubação nitrogenada. Além disso, a calagem e a cobertura vegetal afetam os ciclos de C e de N devido à influência em atributos biológicos do solo, como estrutura e atividade microbiana, qualidade e quantidade de substrato disponível aos microorganismos decompositores. Os objetivos desse estudo foram avaliar o efeito da calagem e da cobertura de resíduos de aveia preta, com e sem adubação nitrogenada (i) nos atributos químicos e na especiação iônica da solução de um Latossolo Vermelho Distrófico, textura média, na nutrição e na produção de grãos de soja em experimento conduzido em Ponta Grossa-PR (25°10'S, 50°05'W) sob SPD; (ii) nos compartimentos de C e de N, no potencial de mineralização de N e na taxa de decomposição de aminoácidos; e (iii) estudar o efeito do pH inicial do solo e local de adição de resíduos de aveia preta na composição da solução do solo e no comportamento da comunidade microbiana. A calagem aumentou o pH do solo e os teores de Ca e Mg trocáveis e reduziu os teores de Al e Mn até 60 cm de profundidade, independentemente dos tratamentos de cobertura vegetal. A adição de N promoveu acidificação do solo. A maior parte do Al estava complexada com carbono orgânico dissolvido na solução do solo, ao contrário de Ca e de Mg, que estavam predominantemente na forma livre. A produção de grãos de soja aumentou de forma linear com a aplicação de calcário. A atividade microbiana, o potencial de mineralização de N e taxa de decomposição de aminoácidos foi estimulada devido ao aumento do pH do solo proporcionado pela calagem, principalmente na camada superficial. Aminoácidos liberados da decomposição inicial dos resíduos de aveia preta foram rapidamente consumidos pelos microorganismos do solo principalmente em valores altos de pH do solo. Portanto, a calagem superficial, o manejo da cobertura vegetal e a adubação nitrogenada interferiram na disponibilidade de nutrientes e na composição e atividade da biomassa microbiana em SPD.

Palavras-chave: Acidez do solo; Especiação iônica; Biomassa microbiana; Mineralização; Substâncias húmicas; Glicose

ABSTRACT

Chemical and biological attributes of the soil, soybean nutrition and yield as affected by liming and by black oat cover crop under no-till system

Soil acidity is a serious problem in tropical and subtropical regions of the world reducing root growth and crop yield. Surface liming is a common practice to ameliorate soil acidity in areas under no-till system (NTS). The subsoil acidity amelioration, as a result of surface liming, is affected by cover crop residues as well as N fertilization. Liming and crop residues play important roles on C and N cycles due to changes in soil biological attributes, such as microbial community and activity, quantity and quality of substrate to microorganisms. The aims of this study were to evaluate the effects of surface liming and black oat residues, with or without N addition, on (i) soil chemical attributes, ionic speciation, soybean nutrition and yield of a loamy, kaolinitic, thermic Rhodic Hapludox in an experiment carried out in Ponta Grossa, state of Paraná, Brazil (25°10'S, 50°05'W) under NTS; (ii) C and N pools, potentially mineralizable N and decomposition rate of amino acids; and (iii) to evaluate the initial soil pH and black oat residues placement on soil solution composition and microbial behaviour. Surface liming increased soil pH and contents of Ca and Mg throughout soil profile, and also it reduced Al content to a 60 cm soil depth, regardless of cover crop treatments. The addition of N caused soil acidification. The Al content in soil solution was found mainly complexed to dissolved organic compounds, in contrast to Ca and Mg, which were found in a free form. Soybean yield was increased by lime rates. Due to soil pH increase, surface liming stimulated soil microbial biomass, potentially mineralizable N and amino acids decomposition rate, mainly at soil surface layer. Amino acids released from the initial decomposition of black oat residues were immediately used by soil microorganisms. Surface liming, cover crop residues and N fertilization affected nutrients availability and microbial biomass composition and activity under NTS.

Keywords: Soil acidity; Ionic speciation; Microbial biomass; Mineralization; Humic substances; Glucose

1 INTRODUÇÃO

A acidez do solo limita as altas produtividades das culturas. Os solos podem ser naturalmente ácidos devido à pobreza de bases trocáveis do material de origem ou a fatores que favoreceram a remoção dessas bases durante sua formação. Por outro lado, a acidez dos solos pode ser aumentada por lixiviação, erosão, remoção de cátions básicos pelos cultivos e por alguns fertilizantes nitrogenados. A acidez do solo pode impedir o pleno crescimento das plantas, além de interferir nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. A disponibilidade de nutrientes pode diminuir, e a presença de elementos na forma tóxica às plantas pode causar efeitos diretos na produtividade das culturas. O calcário é um corretivo de acidez do solo mais utilizado, pois é um produto de ocorrência natural, disponível com relativa frequência, abundância e boa distribuição geográfica. O calcário é um produto de baixa solubilidade, e sua ação neutralizante depende da superfície de contato e do tempo de reação com o solo.

O sistema plantio direto (SPD) desenvolvido na década de 1970 no estado do Paraná teve como objetivo substituir o sistema convencional de preparo de solo, visando a menores perdas do solo por erosão. Com a adoção do novo sistema de cultivo, várias dúvidas surgiram em relação ao manejo da correção da acidez do solo. Um dos conceitos básicos do sistema plantio direto é o não revolvimento do solo. Assim, a calagem deve ser realizada na superfície do solo sem incorporação. A ação do calcário em corrigir a acidez do solo está limitada a profundidade de sua incorporação (GONZALEZ-ERICO et al., 1979; RITCHEY et al., 1980; PAVAN; BINGHAN; PRATT, 1984). Os autores dos primeiros trabalhos sobre correção do solo por meio de aplicação superficial de calcário mostraram que a correção da acidez ocorre de forma lenta na superfície do solo (MOSCHLER et al., 1973; BLEVINS; MURDOCK; THOMAS, 1978).

Vários pesquisadores brasileiros demonstraram a eficiência da aplicação superficial de calcário na correção da acidez em camadas superficiais e do subsolo em SPD (OLIVEIRA; PAVAN, 1996; CAIRES et al., 2008; FLORES et al., 2008). Os mecanismos propostos para explicar os efeitos da calagem superficial na melhoria de subsolos ácidos são: (i) movimentação física de partículas do calcário, (ii) lixiviação de cátions básicos trocáveis a partir da movimentação de ânions inorgânicos como NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- e HCO_3^- e (iii) lixiviação de complexos organometálicos no perfil do solo. A movimentação de partículas finas de calcário em SPD pode ser relacionada com o aumento de bioporos, devido ao aumento da atividade da macro e meso fauna. O não revolvimento e a boa agregação do solo permitem a formação de canais, que

podem permanecer intactos com o passar do tempo. Trabalhando com colunas de um Cambissolo, Amaral et al. (2004) observaram rápida movimentação de partículas finas de calcário até a profundidade de 20 cm.

A disponibilidade de N mineral no solo normalmente é muito baixa e dependente de diversos fatores de solo como, por exemplo, disponibilidade de substrato para microorganismos, quantidade e atividade dos microorganismos. A atividade microbiana é altamente relacionada com o pH do solo. Com isso, a calagem por meio da elevação do pH do solo, proporciona aumento da atividade microbiana (FUENTES et al., 2006), o que pode ocasionar aumento da taxa de mineralização da matéria orgânica, disponibilizando mais N ao sistema. Este comportamento, associado aos processos de mineralização e imobilização, torna complexo o manejo do N. Em solos sob SPD, o NO_3^- movimenta-se no perfil e leva quantidade estequiometricamente equivalente de cátions, os quais podem ser perdidos para o lençol freático. No entanto, se houver absorção do NO_3^- pelas raízes das plantas nas camadas subsuperficiais, os cátions acompanhantes são liberados e retidos nas cargas negativas do solo.

A presença de resíduos vegetais na superfície do solo, no SPD, pode contribuir para a amenização dos efeitos negativos da acidez sobre o desenvolvimento das culturas de interesse agrícola (MIYAZAWA; PAVAN; CALEGARI, 1993; FRANCHINI et al., 1999; CASSIOLATO et al., 2000; MIYAZAWA; PAVAN; FRANCHINI, 2000). Os resíduos vegetais liberam diversos ácidos orgânicos de baixa massa molecular como málico, cítrico, oxálico, salicílico etc. (STROBEL, 2001). Esses ácidos orgânicos possuem grupos funcionais, principalmente carboxílicos e fenólicos, os quais podem formar complexos com metais no solo e participar de importantes processos como redução da toxidez por Al (ÁLVAREZ; VIADÉ; FERNÁNDEZ-MARCOS, 2009), adsorção de íons, constituição química da rizosfera e movimentação de cátions no solo (JONES; PRABOWO; KOCHIAN, 1996). Em experimentos em laboratório Cassiolato et al. (2000), Franchini et al. (2001a,b) e Miyazawa, Pavan e Franchini (2002) mostraram que o efeito no aumento do pH e na mobilidade de Ca^{2+} e de Mg^{2+} para subsuperfície, proveniente da aplicação superficial de calcário, é influenciado por compostos orgânicos de baixa massa molecular solúveis em água, liberados a partir da decomposição inicial dos resíduos de culturas depositados sob a superfície do solo.

Em estudo a campo, Caires et al. (2006) observaram que os resíduos de aveia preta mantidos na superfície do solo não influenciaram a ação da calagem superficial em camadas

subsuperficiais do solo. Resultado semelhante também foi observado por Amaral, Anghinoni e Deschamps (2004), em colunas de solo indeformadas. Isso pode estar relacionado às diferenças nas quantidades de material vegetal adicionadas nos experimentos em laboratório, que são superiores às produzidas em condições de campo. A intensa atividade microbiana no SPD pode acarretar rápida decomposição dos compostos orgânicos mais lábeis (van HEES et al., 2003, 2005).

O objetivo geral deste estudo foi avaliar os efeitos da calagem superficial e do manejo da cobertura de aveia preta sob SPD em alguns atributos químicos e biológicos do solo, nutrição e produção de grãos de soja.

Os objetivos específicos foram:

- Estudar as alterações causadas pela calagem superficial, cobertura de aveia preta e adubação nitrogenada nos atributos químicos do solo, composição química da solução do solo e especiação iônica do Al, Ca e Mg, bem como a nutrição e produção de grãos de soja em área manejada há longo tempo em SPD;
- Avaliar os compartimentos de C e de N, potencial de mineralização de N e a taxa de decomposição de aminoácidos em função da calagem superficial, cobertura de aveia preta e adubação nitrogenada;
- Avaliar o efeito a curto prazo da liberação de compostos orgânicos da decomposição inicial de resíduos de aveia preta em função do pH inicial do solo e do local de aplicação dos resíduos, bem como a resposta da comunidade microbiana à adição de pequena quantidade de ^{14}C -glicose.

Referências

ÁLVAREZ, E.; VIADÉ, A.; FERNÁNDEZ-MARCOS, M.L. Effect of liming with different sized limestone on the forms of aluminium in a Galician soil (NW Spain). **Geoderma**, Amsterdam, v. 152, p. 1-8, 2009.

AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; DESCHAMPS, F.C. Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.115-123, 2004.

AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; HINRICHS, R.; BERTOL, I. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um Cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.359-367, 2004.

BLEVINS, R.L.; MURDOCK, L.W.; THOMAS, G.W. Effect of lime application on no-tillage and conventionally tilled corn. **Agronomy Journal**, Madison, v.70, p.3222-3326, 1978.

CAIRES, E.F.; GARBUIO, F.J.; CHURKA, S.; BARTH, G.; CORRÊA, J.C.L. Effects of soil acidity amelioration by surface liming on no-till corn, soybean, and wheat root growth and yield. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 28, p. 57-64, 2008.

CAIRES, E.F.; GARBUIO, F.J.; ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A. Calagem superficial e cobertura de aveia preta antecedendo os cultivos de milho e soja em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.87-98, 2006.

CASSIOLATO, M.E.; MEDA, A.R.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M.; OLIVEIRA, J.C. Evaluation of oat extracts on the efficiency of lime in soil. **Brazilian Archive of Biology and Technology**, Curitiba, v.43, p.533-536, 2000.

FLORES, J.P.C.; CASSOL, L.C.; ANGHINONI, I; CARVALHO, P.C.F. Atributos químicos do solo em função da aplicação superficial de calcário em sistema de integração lavoura-pecuária submetido a pressões de pastejo em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2385-2396, 2008.

FRANCHINI, J.C.; GONZALEZ-VILA, F.J.; CABRERA, F.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Rapid transformations of plants water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.213, p.55-63, 2001a.

FRANCHINI, J.C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.34, p.2267-2276, 1999.

FRANCHINI, J.C.; MEDA, A.R.; CASSIOLATO, M.E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; Potencial de extratos de resíduos vegetais na mobilização do calcário no solo por método biológico. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.58, p.357-360, 2001b.

FUENTES, J.P., BEZDICEK, D.F., FLURY, M., ALBRECHT, S., SMITH, J.L. Microbial activity affected by lime in a long-term no-till soil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 88, p. 123-131, 2006.

GONZALEZ-ERICO, E.; KAMPRATH, E.J.; NADERMAN, G.C.; SOARES, W.V. Effect of depth of lime incorporation on the growth of corn on an Oxisol of Central Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.43, p.1155-1158, 1979.

JONES, D.L.; PRABOWO, A.M.; KOCHIAN, L.V. Aluminium-organic acid interactions in acid soils – II. Influence of solid phase sorption on organic acid-Al complexation Al rhizotoxicity. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 182, p. 229-237, 1996.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.17, p.411-416, 1993.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. Evaluation of Plant Residues on the Mobility of Surface Applied Lime. **Brazilian Archive of Biology and Technology**, Curitiba, v.45, p.251-256, 2002.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; FRANCHINI, J. C. Resíduos vegetais: Influência na química de solos ácidos. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS NO SISTEMA PLANTIO DIRETO, 2000. Ponta Grossa,, **Anais... Ponta Grossa**, 2000. p. 82-94.

MOSCHLER, W.W.; MARTENS, D.C.; RICH, C.I.; SHEAR, G.H. Comparative lime effects on continuous no tillage and conventionally tilled corn. **Agronomy Journal**, Madison, v.65, p.781-783, 1973.

OLIVEIRA, E.L.; PAVAN, M.A. Control of soil acidity in no-tillage system for soybean production. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.38, p.47-57, 1996.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F.T., PRATT, P.F. Redistribution of exchangeable calcium, magnesium, and aluminum following lime or gypsum applications to a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.48, p.33-38, 1984.

RITCHEY, K.D.; SOUZA, D.M.G.; LOBATO, E; CORREIA, O. Calcium leaching to increase rooting depth in a Brazilian savannah Oxisol. **Agronomy Journal**, Madison, v.72, p.40-44, 1980.

STROBEL, B.W. Influence of vegetation on low molecular weight carboxylic acids in soil solution – a review, **Geoderma**, Amsterdam, v.99, p.169-198, 2001.

van HEES, P.A.W.; JONES, D.L.; JENTSCHKE, G.; GODBOLD, D.L. Organic acids concentrations in soil solution: effects of young coniferous trees and ectomycorrhizal fungi. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.37, p.771-776, 2005.

van HEES, P.A.W.; VINOGRADOFF, S.I.; EDWARDS, A.C.; GODBOLD, D.L.; JONES, D.L. Low molecular weight organic acid adsorption in forest soils: Effects on soil solution concentrations and biodegradation rates. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.35, p.1015-1026, 2003.

2 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO, ESPECIAÇÃO IÔNICA, NUTRIÇÃO E PRODUÇÃO DE GRÃOS DE SOJA EM FUNÇÃO DA CALAGEM SUPERFICIAL E COBERTURA DE AVEIA PRETA EM SISTEMA PLANTIO DIRETO

Resumo

A acidez do solo é um sério problema que limita o crescimento radicular, conseqüentemente a produção das culturas. A amenização da acidez no subsolo devido à aplicação do calcário na superfície é influenciada pelo manejo da cobertura vegetal e adubação nitrogenada. O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da calagem nos atributos químicos do solo, especiação do Al, Ca e Mg na solução do solo, nutrição e produção de grãos de soja em sistema plantio direto (SPD). O experimento foi conduzido em Ponta Grossa-PR, (25°10'S, 50°05'W) em um Latossolo Vermelho Distrófico, textura média. O delineamento experimental empregado foi em blocos ao acaso, com três repetições. Nas parcelas foram aplicadas três doses de calcário dolomítico (4, 8 e 12 t ha⁻¹, PRNT=85%) em maio de 2004. Nas subparcelas foram conduzidas as coberturas vegetais (sem cobertura de aveia preta, com cobertura de aveia preta e com cobertura de aveia preta + 180 kg ha⁻¹ de N). Foram avaliados os teores de nutrientes e Al trocável, íons na solução do solo, bem como a concentração de nutrientes no tecido foliar da soja, além da produção da massa seca de aveia e produção de grãos de soja. A calagem aumentou o pH do solo e os teores de Ca e Mg trocáveis até 60 cm de profundidade e reduziu os teores de Al e Mn até 60 cm e além de Cu e Fe disponíveis na camada de 0-5 cm. O tratamento com aveia preta e adubação nitrogenada promoveu diminuição no pH e aumento dos teores de Al e Mn, principalmente 24 meses após a aplicação do calcário. Os teores de Ca, Mg e Al na solução do solo aumentaram com a calagem, principalmente na superfície. A adubação nitrogenada causou redução dos teores de Ca e Mg em todo o perfil do solo. O Al na solução do solo, em sua maioria, estava complexado com carbono orgânico dissolvido, ao contrário do Ca e do Mg, que se encontravam na forma livre. Os conteúdos de Ca e Mg no tecido foliar da soja aumentaram com a calagem, enquanto os teores de Zn e Mn diminuíram. A adubação nitrogenada reduziu o teor de Ca e aumentou o teor de Mn nas folhas de soja. A produção de grãos de soja aumentou de forma linear com a calagem na superfície. Por sua vez, a cobertura de aveia preta e a adubação nitrogenada não influenciaram a produção de grãos de soja. Portanto, a calagem superficial e o manejo da cobertura vegetal interferem na disponibilidade e dinâmica de nutrientes em SPD.

Palavras-chave: Acidez do solo; Solução do solo; Especiação iônica; Micronutrientes

Abstract

Soil acidity is a serious problem in many agricultural areas worldwide, limiting root growth and crop yield. The subsoil acidity amelioration, as a result of surface liming, is affected by cover crop management as well as nitrogen fertilization. The aim of this study was to evaluate liming effects on soil chemical attributes, Al, Ca, and Mg speciation in soil solution, soybean nutrition and yield under no-till system (NTS). The experiment was carried out in Ponta Grossa, Paraná State, Brasil, (25°10'S, 50°05'W) on a loamy, kaolinitic, thermic Rhodic Hapludox. A randomized complete block design was used, with three replications in a split-plot experiment. Dolomitic lime was surface applied at 4, 8 and 12 t ha⁻¹ on the main plots, and three treatments with cover crop were applied on the subplots: (i) fallow, (ii) black oat residues, and (iii) black oat

residues after N fertilization at 180 kg ha⁻¹. Nutrients content, exchangeable Al, soil solution composition, soybean nutrition and yield as well as black oat dry mass production were evaluated. Surface liming increased soil pH and exchangeable Ca and Mg to a 60 cm depth and it reduced exchangeable Al and available Mn to a 60 cm depth, and Cu and Fe only at the soil surface (0-5 cm). Black oat crop residues + nitrogen fertilization caused soil acidification, increasing Al and Mn contents. The total contents of Ca, Mg, and Al in soil solution were increased by liming at soil surface. N fertilizer decreased Ca and Mg content throughout the soil profile. The Al in soil solution was mainly found complexed to dissolved organic carbon, whilst Ca and Mg were found in a free form. Surface liming was able to increase Ca e Mg content on soybean leaves, but Zn and Mn content were decreased. Ca content was decreased and Mn content was increased on soybean leaves as a result of nitrogen application. Surface liming increased soybean yield, and cover crop treatments did not affect soybean grain production. In conclusion, surface liming and cover crop treatment did affect soil chemical attributes and their dynamics in soils under NTS, with little effects on soybean nutrition and yield.

Keywords: Soil acidity; Soil solution; Ionic speciation; Micronutrients

2.1 Introdução

A acidez do solo limita a produção agrícola das culturas devido aos baixos teores de cátions básicos, principalmente cálcio (Ca), e à alta toxidez por alumínio (Al), afetando diretamente o crescimento radicular e absorção de água e nutrientes pelas plantas (MARSH; GROVE, 1992, TANG et al., 2003). Normalmente a correção da acidez é feita com aplicação de calcário, mas em solos sob sistema plantio direto (SPD) a aplicação deste corretivo é realizada na superfície, sem incorporação. Sendo assim, a correção de camadas superficiais do solo é mais rápida e eficiente se comparada com a correção de camadas do subsolo, principalmente em solos com cargas variáveis (ERNANI; RIBEIRO; BAYER, 2004).

Como a toxidez por Al é um dos principais problemas que causa redução de produtividade das culturas, é necessário entender o comportamento do Al no solo, bem como saber a distribuição de suas várias espécies na solução do solo e seu potencial de complexação com ligantes orgânicos e inorgânicos. A concentração total de Al na solução do solo é controlada pela dissolução de minerais de Al da fase sólida, o que depende principalmente do pH do solo (LINDSAY, 1979). A influência do pH no comportamento do Al é fortemente modificada pela presença de complexantes originados da matéria orgânica do solo - MOS (van HEES; LUNDSTRÖM; GIESLER, 2000). Alto conteúdo de MOS pode desempenhar papel importante na complexação do Al em solução (ISMAIL; BLEVINS; FRYE, 1994; ÁLVAREZ; VIADÉ; FERNÁNDEZ-MARCOS, 2009). Em valores de pH superior a 5,5, a solubilidade de Al(OH)_{3(s)} controla a disponibilidade de Al³⁺ para a solução do solo, mas em valor de pH inferior a 5,5, a

disponibilidade de Al^{3+} é controlada pelo equilíbrio de compostos orgânicos na fase líquida e sólida (BROWN et al., 2008).

A intensa aplicação de fertilizantes nitrogenados em solos com o objetivo de aumento da produção de culturas, como gramíneas, pode causar acidez, com intensidade variável, dependendo da dose, frequência e tipo de fertilizante aplicado (CHIEN; GEARHART; COLLAMBER, 2008). Schwab, Ransom e Owensby (1989) avaliaram o efeito da contínua aplicação de nitrato de amônia em um Chernossolo por 40 anos em doses anuais de até 224 kg ha^{-1} de N. Estes autores observam intensa acidificação na camada superficial (0-20 cm), redução dos teores de cátions trocáveis (Ca, Mg e K) e consequentemente aumento do teor de Al trocável. A movimentação de cátions no perfil do solo devido à adubação nitrogenada pode ser uma das formas de melhorar a eficiência da calagem superficial em aumentar os teores destes elementos no subsolo.

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da aplicação superficial de calcário, da cobertura de aveia preta e da adubação nitrogenada nos atributos químicos do solo, especiação iônica de Al, Ca e Mg na solução do solo, bem como seus respectivos efeitos na nutrição e produção de soja em SPD.

2.2 Material e Métodos

O experimento foi localizado no município de Ponta Grossa, região dos Campos Gerais do estado do Paraná, ($25^{\circ}10' \text{ S}$, $50^{\circ}05' \text{ W}$), em um Latossolo Vermelho distrófico, textura média. A implantação do sistema plantio direto na área experimental foi em 1978. As análises químicas, anteriores a instalação do experimento (maio de 2004), foram realizadas de acordo com os métodos descritos por Pavan et al. (1992) (Tabela 1). Análises granulométricas do solo foram conduzidas conforme os procedimentos de EMBRAPA (1997), enquanto que os resultados das análises mineralógicas da fração argila foram extraídos de Cambri (2004) (Tabela 2).

Tabela 1 - Resultados de análises químicas do solo, em diferentes profundidades, antes da instalação do experimento, em 2004

Prof.	pH ¹	C	P ²	H + Al	Al	Ca	Mg	K	CTC _{pH7}	V
		g dm ⁻³	mg dm ⁻³	-----mmol dm ⁻³ -----						%
0-5	4,2	21	10	109	9	8	10	3	129	16
5-10	4,1	19	8	121	14	5	5	2	132	9
10-20	4,1	15	3	105	13	4	3	1	113	7
20-40	4,2	15	2	105	10	4	3	1	113	7
40-60	4,3	13	1	94	7	5	2	1	102	8

¹: em CaCl₂ 0,01 M; ²: P extraído por Mehlich-1.

Tabela 2 - Resultados de análises granulométricas do solo e quantidades estimadas de minerais na fração argila, antes da instalação do experimento, em 2004

Profundidade	Atributos granulométricos			Atributos mineralógicos		
	Areia	Silte	Argila	Caulinita	Hematita	Goethita
(cm)	----- g kg ⁻¹ -----					
0-20	465	240	295	266	2	27

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados com parcelas subdivididas e três repetições. As parcelas receberam calcário dolomítico nas doses de 4, 8 e 12 t ha⁻¹, contendo 310 g kg⁻¹ de CaO, 230 g kg⁻¹ de MgO e 85% de poder relativo de neutralização total. As doses de calcário foram calculadas visando elevar a saturação por bases do solo a 40, 65 ou 90% na camada de 0-20 cm. O calcário foi aplicado a lanço na superfície do solo em maio de 2004. Nas subparcelas foram avaliados três tratamentos de cobertura vegetal: (i) sem cobertura de aveia preta – Av₀N₀, (ii) com cobertura de aveia preta – Av₁N₀ e (iii) com cobertura de aveia preta + 180 kg ha⁻¹ de N – Av₁N₁. A fonte de N utilizada foi nitrato de amônio, aplicado no início do perfilhamento da aveia preta. No tratamento sem cobertura, a aveia preta foi dessecada logo após sua emergência com 2 L ha⁻¹ de *glyphosate*. Estes tratamentos foram implantados anualmente. A sucessão de cultura desde o início do experimento (2004) a 2007 foi: aveia preta (2004), milho (2004-2005), aveia preta (2005), soja (2005-2006), aveia-preta (2006) e soja (2006-2007).

A produção de matéria seca da parte aérea da aveia preta foi determinada na fase de grão leitoso, retirando-se o correspondente a 1 m de plantas por subparcela, o que correspondeu a 0,51 m² de área amostrada. A parte aérea das plantas coletadas foi lavada com água deionizada e colocada para secar em estufa com circulação de ar forçada a 60 °C. Após secagem, as amostras foram pesadas e, posteriormente, moídas para a determinação das concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Zn e Mn, de acordo com os métodos descritos em Malavolta, Vitti e Oliveira (1997). Após a amostragem, a cultura de aveia preta foi dessecada com 2 L ha⁻¹ de *glyphosate*. O pH, os teores de cátions solúveis e a condutividade elétrica do material vegetal também foram determinados no extrato aquoso de aveia preta de acordo com o método em Miyazawa, Pavan e Franchini (2000).

A soja (cv. CD 214 RR) foi semeada em novembro de 2006 na densidade de 16 sementes por metro (inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum*) e espaçamento de 0,45 m entre as linhas. A adubação de base foi de 33 kg ha⁻¹ de P e 42 kg ha⁻¹ de K. Os tratos culturais realizados para controle de plantas daninhas, insetos e doenças foram de acordo com o recomendado para a região. No início do florescimento da cultura soja, foi realizada amostragem de folhas, retirando-se o terceiro trifólio a partir do ápice das plantas, em 30 plantas por subparcela. As amostras de folhas foram lavadas em água deionizada e colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar a 60 °C. Após secagem, as amostras foram moídas. Foram determinados os teores de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Zn e Mn, conforme os métodos descritos em Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

A coleta de amostras de solo foi realizada em três épocas: (i) após a colheita da soja em maio de 2006, (ii) 60 dias após a dessecação da aveia preta em novembro de 2006 e (iii) após a colheita da soja em maio de 2007, respectivamente aos 24, 30 e 36 meses após a aplicação do calcário. Foram retiradas 12 subamostras de solo por subparcela para compor uma amostra composta das camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, e cinco subamostras para as camadas de 20-40 e 40-60 cm de profundidade. As amostras até 20 cm foram retiradas com trado calador, enquanto aquelas até 60 cm, com trado holandês. As amostras de solo foram secas em estufa com circulação forçada de ar a 40 °C e passadas em peneira com malha de 2 mm.

O pH do solo foi determinado em solução de CaCl₂ 0,01 M; a soma H⁺+Al³⁺ foi estimada pelo método da solução tampão SMP; Al³⁺ trocável foi extraído com solução de KCl 1 M e determinado por titulação com NaOH 0,025 M; Ca²⁺, Mg²⁺ e P foram extraídos com resina

trocadora de íons, sendo que Ca^{2+} e Mg^{2+} foram determinados por espectroscopia de absorção atômica, e o P por colorimetria. Cu, Fe, Mn e Zn, foram extraídos com DTPA e determinados por espectroscopia de absorção atômica. Os teores de NO_3^- e NH_4^+ foram obtidos após extração com solução de KCl 1 M em amostras de solo que foram congeladas logo após a coleta (CANTARELLA; TRIVELIN, 2001). A determinação de NO_3^- e NH_4^+ em extrato de KCl foi realizada em sistema de análise de injeção em fluxo contínuo (ASIA-Ismatec, Suíça). O teor de S- SO_4 foi avaliado por meio de extração com solução de fosfato de cálcio - $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 0,01 M e posterior determinação por turbidimetria do BaCl_2 (CANTARELLA; PROCHNOW, 2001)

A extração da solução do solo foi realizada em alguns tratamentos selecionados da segunda coleta de solo, ou seja, após 30 meses da aplicação do calcário. Essa época de amostragem é a que mais bem reflete os efeitos da cobertura vegetal e da adubação nitrogenada no desenvolvimento da cultura da soja, semeada logo após a coleta do solo.

O método do extrato aquoso foi empregado para obtenção da solução do solo (WOLT, 1994), com relação solo:água 1:1. Em um tubo de centrífuga foram tomados 20 g de solo, aos quais foram adicionados 20 g de água ultrapurificada. Posteriormente, os tubos foram colocados em mesa agitadora horizontal e agitados por 15 min a 150 rpm, permanecendo posteriormente em descanso por 1 h. Após esse período, a solução foi agitada por mais 5 min e centrifugada durante 30 min a 1.500 rpm. Após centrifugação, o extrato foi passado em membrana de celulose de 0,45 μm de malha. Nas soluções foram determinados pH, condutividade elétrica (CE), carbono orgânico dissolvido (COD), Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn, Cu, Zn, SO_4 , Cl, PO_4 , F e NO_3 . A especiação iônica na solução do solo foi obtida com uso do programa Visual Minteq (GUSTAFSSON, 2009), em que foram inseridos os resultados dos atributos químicos da solução do solo.

A produtividade da soja foi avaliada por meio de colheita manual e posterior trilhagem em máquina debulhadora estacionária. Foram colhidos 12 m^2 centrais de cada subparcela, desprezando-se as bordaduras. Após a debulha, os grãos foram pesados determinando-se, então, o rendimento de grãos a 130 g kg^{-1} de água.

Os resultados foram submetidos à análise de variância seguindo o modelo em parcelas subdivididas. Na ausência de interação significativa entre as doses de calcário e o manejo da cobertura vegetal, foram ajustadas equações de regressão por polinômios ortogonais aos resultados obtidos em função dos tratamentos, utilizando-se as médias das observações. Foi

realizado o teste de correlação simples de Pearson para os atributos químicos do solo e a nutrição e produção de soja.

2.3 Resultados e Discussão

2.3.1 Atributos químicos do solo

A massa seca de aveia preta ($\hat{y}$, em t ha^{-1}) aumentou de forma linear com as doses de calcário (x , em t ha^{-1}) ($\hat{y} = 4.339,9 + 114,8 x$, $R^2 = 0,97$, $p < 0,01$), mas não foi afetada pela adubação nitrogenada ($Av_1N_0 = 4.877,5 \text{ t ha}^{-1}$ e $Av_1N_1 = 5.179,7 \text{ t ha}^{-1}$). A calagem não proporcionou alterações nos teores de P, K e S totais nas plantas de aveia preta (Tabela 3). Entretanto, os teores de Ca e Mg aumentaram de forma linear com as doses de calcário aplicadas na superfície (Tabela 3). A adubação nitrogenada aumentou os teores de P, K e S nas plantas de aveia preta (Tabela 3).

Tabela 3 - Concentração de nutrientes nas plantas de aveia preta, considerando as doses de calcário na superfície e o manejo da cobertura vegetal em sistema plantio direto

Tratamentos	P	K	S	Ca	Mg
-----g kg ⁻¹ -----					
Calcário, t ha⁻¹					
0	1,7	31,0	1,1	2,4	1,1
4	1,9	32,9	1,2	2,6	1,6
8	1,8	29,0	1,1	2,8	1,7
12	1,8	30,2	1,1	3,0	1,9
Efeito	ns	ns	ns	L**	L**
C.V. (%)	13	10	12	12	13
Cobertura					
Av₁N₀	1,7	28,5	0,9	2,8	1,6
Av₁N₁	1,9	33,0	1,3	2,7	1,6
Valor F	7,5*	24,3**	58,8**	0,9 ns	1,5 ns
C.V. (%)	11	7	11	11	12

Av₁N₀: aveia preta; Av₁N₁: com aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N; ns: não significativo; L: efeito linear por análise de regressão; ** $p < 0,01$.

A calagem não proporcionou alterações nos valores de pH e CE do extrato de aveia preta (Tabela 4). Porém, os teores solúveis de Ca, Mg e K no extrato aumentaram linearmente com aplicação de calcário. A adubação nitrogenada apenas aumentou a condutividade elétrica e o teor de K solúvel (Tabela 4). As características químicas do extrato de aveia preta foram semelhantes às obtidas em outros estudos (FRANCHINI et al., 2001; MEDA et al., 2001; CAIRES et al.,

2006). A soma de cátions solúveis e a CE são eficientes indicadores dos efeitos dos materiais vegetais no aumento do pH e do Ca trocável e na diminuição do Al trocável no solo (CASSIOLATO et al., 2002). Os compostos orgânicos liberados do tecido da planta são responsáveis por estes efeitos no solo e estão na forma de ânions orgânicos de baixa massa molecular formando compostos com os cátions básicos (FRANCHINI et al., 2003).

Tabela 4 - Valores de pH e teores de cátions solúveis do extrato de aveia preta, considerando as doses de calcário na superfície e o manejo da cobertura vegetal em sistema plantio direto

Tratamentos	pH	C.E.	Ca	Mg	K
		$\mu\text{S cm}^{-1}$	-----mmol _e L ⁻¹ -----		
Calcário, t ha⁻¹					
0	5,1	1.737,8	1,4	1,5	11,7
4	5,3	1.795,5	1,6	2,2	12,4
8	5,1	1.572,2	1,8	2,4	10,2
12	5,2	1.712,3	2,0	2,7	10,6
Efeito	ns	ns	L**	L**	L**
C.V. (%)	6	11	12	12	9
Cobertura					
Av ₁ N ₀	5,2	1.525,9	1,7	2,2	10,4
Av ₁ N ₁	5,2	1.883,0	1,7	2,3	12,0
Valor F	1,0ns	37,0**	1,2ns	0,9ns	18,4**
C.V. (%)	3	8	11	13	9

C.E.: condutividade elétrica; Av₁N₀: aveia preta; Av₁N₁: com aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N; ns: não significativo; L: efeito linear por análise de regressão; ** $p < 0,01$.

Houve interação significativa entre as doses de calcário e manejos da cobertura vegetal apenas para os teores de Ca e Mg trocáveis na camada de 0-5 cm após 36 meses da aplicação do calcário. A ausência de interação nas demais profundidades mostra que o efeito das doses de calcário não foi influenciado pela cobertura de aveia preta ou adubação nitrogenada.

As doses de calcário aplicadas na superfície promoveram aumento linear no pH medido em solução de CaCl₂ e nos teores de Ca e Mg trocáveis no solo nas cinco camadas (Tabela 5). Esses aumentos tiveram maior magnitude mais próximos à superfície do solo, o que pode ser observado pelos coeficientes angulares das equações de regressão, cujos valores diminuíram com aumento da profundidade, o que está de acordo com resultados de outros estudos realizados na região sul do Brasil por Ciotta et al. (2004) e Caires et al. (2005). Estes efeitos permaneceram consistentes mesmo após 36 meses da aplicação do calcário na superfície.

Tabela 5 - Equações de regressão e coeficientes de determinação para atributos químicos do solo ($\hat{y}$), em diferentes profundidades, em função das doses de calcário na superfície (x , t ha⁻¹), após 24, 30 e 36 meses da calagem superficial em sistema plantio direto

$\hat{y}$	Profundidade	Tempo após a calagem	Equação de regressão	R ²
	cm	meses		
pH em CaCl ₂ 0,01 M	0-5	24	$\hat{y} = 4,56 + 0,13x$	0,94**
		30	$\hat{y} = 4,31 + 0,15x$	0,93**
		36	$\hat{y} = 4,36 + 0,15x$	0,94**
	5-10	24	$\hat{y} = 4,31 + 0,04x$	0,96**
		30	$\hat{y} = 4,03 + 0,05x$	0,98**
		36	$\hat{y} = 4,12 + 0,06x$	1,00**
	10-20	24	$\hat{y} = 4,29 + 0,02x$	0,69**
		30	$\hat{y} = 4,04 + 0,03x$	0,98**
		36	$\hat{y} = 4,16 + 0,03x$	1,00**
	20-40	24	$\hat{y} = 4,37 + 0,03x$	0,86**
		30	$\hat{y} = 4,27 + 0,03x$	0,90**
		36	$\hat{y} = 4,23 + 0,02x$	0,81**
	40-60	24	$\hat{y} = 4,50 + 0,02x$	0,87**
		30	$\hat{y} = 4,46 + 0,01x$	0,87**
		36	$\hat{y} = 4,35 + 0,01x$	0,82**
Ca ²⁺ , mmol _c kg ⁻¹	0-5	24	$\hat{y} = 18,38 + 3,19x$	0,81**
		30	$\hat{y} = 14,44 + 2,89x$	0,86**
		36	$\hat{y} = 15,25 + 2,88x$	0,83**
	5-10	24	$\hat{y} = 5,57 + 0,87x$	0,97**
		30	$\hat{y} = 5,93 + 0,67x$	0,94**
		36	$\hat{y} = 6,02 + 1,12x$	0,97**
	10-20	24	$\hat{y} = 4,30 + 0,29x$	0,98**
		30	$\hat{y} = 4,75 + 0,31x$	0,92**
		36	$\hat{y} = 4,34 + 0,62x$	0,99**
	20-40	24	$\hat{y} = 4,01 + 0,74x$	0,99**
		30	$\hat{y} = 4,74 + 0,51x$	0,88**
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 5,78$	-
	40-60	24	$\hat{y} = 5,08 + 0,47x$	0,94**
		30	$\hat{y} = 4,64 + 0,31x$	0,84**
		36	$\hat{y} = 5,05 + 0,17$	0,61**
Mg ²⁺ , mmol _c kg ⁻¹	0-5	24	$\hat{y} = 10,50 + 2,40x$	0,79**
		30	$\hat{y} = 8,56 + 2,02x$	0,91**
		36	$\hat{y} = 8,15 + 2,21x$	0,84**
	5-10	24	$\hat{y} = 2,54 + 0,79x$	0,98**
		30	$\hat{y} = 5,18 + 0,62x$	0,73**
		36	$\hat{y} = 2,75 + 1,01x$	0,98**
	10-20	24	$\hat{y} = 2,13 + 0,33x$	0,95**
		30	$\hat{y} = 3,71 + 0,36x$	0,92**
		36	$\hat{y} = 2,02 + 0,64x$	0,98**
	20-40	24	$\hat{y} = 1,79 + 0,67x$	0,98**
		30	$\hat{y} = 3,43 + 0,48x$	0,93**
		36	$\hat{y} = 2,91 + 0,21x$	0,41**
	40-60	24	$\hat{y} = 2,14 + 0,38x$	0,92**
		30	$\hat{y} = 3,27 + 0,27x$	0,93**
		36	$\hat{y} = 2,06 + 0,19x$	0,81**

*: $p < 0,05$ e **: $p < 0,01$, por análise de regressão.

O teor de Al trocável reduziu de forma linear em todas as camadas estudadas e nas três épocas de avaliação em função das doses de calcário, com exceção apenas da camada de 0-5 cm, na qual a redução seguiu modelo exponencial para as três épocas de avaliação (Tabela 6). Na ausência de calagem o solo apresentava teor de Al trocável em torno de $10 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ em todo o perfil estudado. O efeito exponencial dos teores de Al trocável na camada superficial deve-se à drástica redução destes teores com a dose mais baixa de calcário aplicada (4 t ha^{-1}). Com a aplicação desta dose, o pH do solo atingiu valores em torno de 5, sendo que nessa condição o Al encontra-se praticamente insolúvel. Abreu Jr., Muraoka e Lavorante (2003) investigaram os componentes da acidez e suas relações com os atributos químicos de 26 solos de regiões brasileiras e mostraram que o teor de Al trocável diminuiu drasticamente com o aumento do pH em CaCl_2 0,01 M até 5,5.

O teor de K trocável reduziu apenas na primeira época amostrada (24 meses após aplicação do calcário) em função das doses de calcário aplicadas em profundidades inferiores a 5 cm (Tabela 6). O efeito de redução nos teores de K trocável não foi observado na camada superficial (0-5 cm). Em alguns estudos, a calagem ocasionou aumento no teor de K trocável na camada mais superficial pelo retorno do nutriente presente na parte aérea da cultura anterior (CAIRES et al., 1998) ou pela redução da lixiviação de K associada ao aumento das cargas negativas dependentes de pH (QUAGGIO et al., 1998). A redução do K trocável ocorrida no solo com aplicação de calcário, nesse estudo, pode estar relacionada com a competição entre cátions nos sítios de troca do solo, principalmente Ca e Mg como constatado por Caires et al. (2001). Como Ca e Mg são divalentes, possuem força de ligação mais forte que a do K, tendo preferência de ligação com os colóides do solo (SPOSITO, 1989).

O teor de P disponível extraído com resina trocadora de íons aumentou com as doses de calcário de forma linear para as três épocas amostradas na camada de 0-5 cm, sendo que na segunda e terceira épocas esse efeito foi observado também na camada de 5-10 cm (Tabela 6). Devido à elevação do pH do solo após a calagem, ocorre desprotonação nas hidroxilas de radicais orgânicos e da superfície das argilas, reduzindo a capacidade de adsorção fosfato nas superfícies adsorventes (NOVAIS; SMYTH, 1999); com isso a disponibilidade de P pode aumentar com a calagem. O efeito da calagem no aumento da disponibilidade de P não foi observado na mesma

Tabela 6 - Equações de regressão e coeficientes de determinação para atributos químicos do solo ($\hat{y}$), em diferentes profundidades, em função das doses de calcário na superfície (x , t ha⁻¹), após 24, 30 e 36 meses da calagem superficial em sistema plantio direto

$\hat{y}$	Profundidade	Tempo após a calagem	Equação de regressão	R ²
	cm	meses		
Al ³⁺ , mmol _c kg ⁻¹	0-5	24	$\hat{y} = 10,80 \cdot 2,05^{-x}$	1,00**
		30	$\hat{y} = 10,10 \cdot 2,03^{-x}$	1,00**
		36	$\hat{y} = 14,00 \cdot 2,11^{-x}$	1,00**
	5-10	24	$\hat{y} = 12,68 - 0,66x$	0,98**
		30	$\hat{y} = 11,61 - 0,79x$	0,96**
		36	$\hat{y} = 13,52 - 0,93x$	1,00**
	10-20	24	$\hat{y} = 14,00 - 0,47x$	0,98**
		30	$\hat{y} = 10,30 - 0,49x$	0,99**
		36	$\hat{y} = 13,86 - 0,54x$	0,93**
	20-40	24	$\hat{y} = 11,06 - 0,46x$	0,89**
		30	$\hat{y} = 10,60 - 0,45x$	0,95**
		36	$\hat{y} = 13,57 - 0,47x$	0,82**
	40-60	24	$\hat{y} = 8,71 - 0,36x$	0,94**
		30	$\hat{y} = 9,71 - 0,35x$	0,95**
		36	$\hat{y} = 9,49 - 0,27x$	0,85**
K ⁺ , mmol _c kg ⁻¹	0-5	24	$\hat{y} = \bar{y} = 3,49$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 2,96$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 2,84$	0,84*
	5-10	24	$\hat{y} = 1,97 - 0,05x$	0,63**
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 1,42$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 1,89$	-
	10-20	24	$\hat{y} = 1,74 - 0,04x$	0,77**
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 1,09$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 1,59$	-
	20-40	24	$\hat{y} = 1,67 - 0,03x$	0,72**
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 1,45$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 1,33$	-
P, mg kg ⁻¹	0-5	24	$\hat{y} = 9,72 + 0,68x$	0,99**
		30	$\hat{y} = 16,99 + 1,25x$	0,99**
		36	$\hat{y} = 8,92 + 0,79x$	0,90**
	5-10	24	$\hat{y} = \bar{y} = 13,89$	-
		30	$\hat{y} = 17,57 + 0,69x$	0,91*
		36	$\hat{y} = 10,15 + 0,31x$	0,41*
	10-20	24	$\hat{y} = \bar{y} = 6,53$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 9,01$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 4,16$	-
	20-40	24	$\hat{y} = \bar{y} = 4,84$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 4,56$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 1,24$	-
	40-60	24	$\hat{y} = \bar{y} = 1,61$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 1,90$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 0,62$	-

*: $p < 0,05$ e **: $p < 0,01$, por análise de regressão.

área em estudos anteriores, quando o extrator utilizado foi Mehlich-1. Isto pode estar relacionado à sensibilidade do extrator. Por sua vez, Souza et al. (2007) observaram redução de P disponível extraído com Mehlich-1, em altas doses de calcário, e atribuíram esse efeito à precipitação de P na forma de fosfato de Ca.

Os teores de NO_3^- e de NH_4^+ foram pouco influenciados pelas doses de calcário nas épocas e profundidades avaliadas (Tabela 7). A calagem reduziu os teores de NO_3^- nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm) na segunda e terceira épocas. Este efeito pode estar relacionado ao aumento de carga líquida negativa proporcionado pela calagem, causando repulsão e lixiviação dos íons NO_3^- para profundidades maiores, como foi observado pelo aumento destes teores na camada de 40-60 cm após 36 meses da calagem. Outra possível explicação é o fato de a calagem ter aumentado a massa de aveia preta. Nesse caso a absorção de NO_3^- pela aveia preta pode ter aumentado também, assim reduzindo os teores disponíveis no solo. O teor de NH_4^+ , ao contrário do teor de nitrato, aumentou com a calagem apenas na camada superficial após 30 e 36 meses da calagem. O aumento do teor de amônio foi em menor magnitude. O íon NO_3^- foi o mais abundante na extração com KCl. Solos em condições aeróbicas e também com elevada taxa de nitrificação, NO_3^- domina as formas de N inorgânico.

Os teores de S- SO_4 aumentaram após a calagem nas camadas de 5-10 e 10-20 cm em todas as épocas amostradas (Tabela 7). A redução dos teores de S- SO_4 ocorreu apenas na camada superficial (0-5 cm) e na segunda época de coleta. Como o sulfato é fortemente retido em solos mais ácidos e com menor carga elétrica negativa (RAIJ; PEECH, 1972), a calagem superficial pode causar movimentação de sulfato da superfície do solo para profundidades maiores, ou seja, com mais sítios de adsorção. Os menores teores de sulfato na camada superficial e os maiores teores de sulfato na camada mais profunda amostrada (Tabela 7) é outro reflexo desse efeito das cargas elétricas na dinâmica do S no perfil do solo. A adubação com fertilizantes que contenham S em suas formulações e também a mineralização da matéria orgânica, que pode liberar S para o sistema, e a consequente não absorção deste elemento pelas plantas, pode causar seu acúmulo em camadas do subsolo, nas quais as cargas positivas são mais abundantes.

Tabela 7 - Equações de regressão e coeficientes de determinação para atributos químicos do solo ($\hat{y}$), em diferentes profundidades, em função das doses de calcário na superfície (x , t ha⁻¹), após 24, 30 e 36 meses da calagem superficial em sistema plantio direto

$\hat{y}$	Profundidade	Tempo após a calagem	Equação de regressão	R ²
	cm	meses		
NO ₃ ⁻ , mg kg ⁻¹	0-5	24	$\hat{y} = \bar{y} = 35,13$	-
		30	$\hat{y} = 28,16 - 0,75x$	0,97**
		36	$\hat{y} = 23,30 - 0,56x$	0,64*
	5-10	24	$\hat{y} = \bar{y} = 17,73$	-
		30	$\hat{y} = 18,92 - 0,36x$	0,75*
		36	$\hat{y} = 33,58 - 0,63x$	0,69*
	10-20	24	$\hat{y} = \bar{y} = 12,99$	-
		30	$\hat{y} = 17,84 - 0,43x$	0,63*
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 26,98$	-
	20-40	24	$\hat{y} = \bar{y} = 13,20$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 15,72$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 22,55$	-
	40-60	24	$\hat{y} = \bar{y} = 10,44$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 13,55$	-
		36	$\hat{y} = 17,40 + 0,57x$	0,54**
NH ₄ ⁺ , mg kg ⁻¹	0-5	24	$\hat{y} = \bar{y} = 9,36$	-
		30	$\hat{y} = 6,58 + 0,25x$	0,67**
		36	$\hat{y} = 9,09 + 0,47x$	0,36**
	5-10	24	$\hat{y} = \bar{y} = 8,26$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 6,89$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 9,27$	-
	10-20	24	$\hat{y} = \bar{y} = 6,85$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 5,20$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 8,31$	-
	20-40	24	$\hat{y} = \bar{y} = 6,93$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 7,03$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 7,23$	-
	40-60	24	$\hat{y} = \bar{y} = 9,00$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 8,55$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 9,66$	-
SO ₄ ²⁻ , mg kg ⁻¹	0-5	24	$\hat{y} = \bar{y} = 9,43$	-
		30	$\hat{y} = 9,80 - 0,31x$	0,91**
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 8,71$	-
	5-10	24	$\hat{y} = 11,83 + 0,21x$	0,48*
		30	$\hat{y} = 11,12 + 0,24x$	0,66**
		36	$\hat{y} = 11,49 + 0,31x$	0,87**
	10-20	24	$\hat{y} = 16,46 + 0,26x$	0,65*
		30	$\hat{y} = 15,51 + 0,34x$	1,00**
		36	$\hat{y} = 13,64 + 0,46x$	0,98**
	20-40	24	$\hat{y} = \bar{y} = 23,30$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 21,04$	-
		36	$\hat{y} = 18,09 + 0,81x$	0,75**
	40-60	24	$\hat{y} = \bar{y} = 28,09$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 24,30$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 23,11$	-

*: $p < 0,05$ e **: $p < 0,01$, por análise de regressão.

Os teores de micronutrientes no solo, principalmente Mn e Fe (Tabela 8), reduziram com aplicação de calcário em praticamente todas as profundidades e épocas avaliadas. O teor de Cu reduziu apenas na camada superficial (0-5 cm) nas três épocas estudadas, enquanto o teor de Zn não foi influenciado pela calagem (dados não mostrados). Com o aumento do pH causado pela aplicação de calcário e em ambiente aeróbico pode ocorrer formação de MnO_2 ocasionando menor disponibilidade de Mn para as plantas, pelo fato de a concentração de Mn^{2+} ser controlada pela dissolução de MnO_2 de acordo com a seguinte reação: $\text{MnO}_2(\text{s}) + 2\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Mn}^{2+} + 1/2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$ (LINDSAY, 1972). Saha, Adhikari e Mandal (1999) observaram redução dos teores solúvel e trocável de Mn com aplicação de calcário, sendo este mobilizado na forma de óxido.

No caso do Fe, a forma absorvida pelas plantas é Fe^{2+} , mas este nutriente pode ocorrer em solos também na forma Fe^{3+} , a qual apresenta menor solubilidade. O equilíbrio entre estas formas é diretamente influenciada pelo pH do solo. Fe e Mn são os micronutrientes cujas disponibilidades às plantas são mais afetadas pela variação do pH do solo.

A redução dos teores de Cu disponíveis no solo foi de pequena magnitude, em torno de $0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cu por tonelada de calcário aplicada. Os teores de Cu praticamente não variaram ao longo das três coletas avaliadas. Por sua vez, os teores médios de Zn extraídos com DTPA nas doses de calcário aplicadas foram: 3,3, 3,0, 2,7, 2,2 e $1,6 \text{ mg kg}^{-1}$ nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, respectivamente. Ao contrário dos resultados obtidos nesse estudo e do obtido por Caires et al. (2009), Nascimento et al. (2007) observaram redução dos teores disponíveis de Zn em solo tratado com calcário, sendo que com a redução da forma disponível de Zn ocorreu aumento dos teores de Zn nas formas orgânica e na fração ligada a óxidos cristalinos de Fe.

Tabela 8 - Equações de regressão e coeficientes de determinação para atributos químicos do solo ($\hat{y}$), em diferentes profundidades, em função das doses de calcário na superfície (x , t ha^{-1}), após 24, 30 e 36 meses da calagem superficial em sistema plantio direto

$\hat{y}$	Profundidade	Tempo após a calagem	Equação de regressão	R^2
	cm	meses		
Mn, mg kg^{-1}	0-5	24	$\hat{y} = 12,47 - 0,50x$	0,83**
		30	$\hat{y} = 11,78 - 0,50x$	0,90**
		36	$\hat{y} = 7,62 - 0,23x$	0,70**
	5-10	24	$\hat{y} = 7,03 - 0,16x$	0,99**
		30	$\hat{y} = 6,02 - 0,14x$	0,95**
		36	$\hat{y} = 4,58 - 0,15x$	0,92**
	10-20	24	$\hat{y} = \bar{y} = 4,10$	-
		30	$\hat{y} = 3,80 - 0,06x$	0,94**
		36	$\hat{y} = 2,90 - 0,05x$	0,95*
	20-40	24	$\hat{y} = \bar{y} = 3,87$	-
		30	$\hat{y} = 3,40 - 0,05x$	0,44*
		36	$\hat{y} = 2,91 - 0,07x$	0,88*
	40-60	24	$\hat{y} = 4,67 - 0,09x$	0,88**
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 3,23$	-
		36	$\hat{y} = 3,38 - 0,06x$	0,68*
Cu, mg kg^{-1}	0-5	24	$\hat{y} = 1,15 - 0,03x$	0,69**
		30	$\hat{y} = 1,21 - 0,03x$	0,53**
		36	$\hat{y} = 1,18 - 0,04x$	0,85**
	5-10	24	$\hat{y} = \bar{y} = 1,36$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 1,35$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 1,41$	-
	10-20	24	$\hat{y} = \bar{y} = 1,37$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 1,33$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 1,39$	-
	20-40	24	$\hat{y} = \bar{y} = 1,25$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 1,25$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 1,34$	-
	40-60	24	$\hat{y} = \bar{y} = 1,08$	-
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 1,08$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 1,08$	-
Fe, mg kg^{-1}	0-5	24	$\hat{y} = 85,79 - 5,12x$	0,86**
		30	$\hat{y} = 92,49 - 5,37x$	0,80**
		36	$\hat{y} = 42,90 - 2,62x$	0,81**
	5-10	24	$\hat{y} = 128,21 - 5,37x$	0,93**
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 69,16$	-
		36	$\hat{y} = 44,06 - 1,26$	0,94**
	10-20	24	$\hat{y} = 71,80 - 1,16x$	0,81**
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 51,06$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 31,13$	-
	20-40	24	$\hat{y} = 57,16 - 1,48x$	0,96**
		30	$\hat{y} = 42,29 - 0,61x$	0,55**
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 22,63$	-
	40-60	24	$\hat{y} = 36,53 - 0,81x$	0,93**
		30	$\hat{y} = \bar{y} = 24,74$	-
		36	$\hat{y} = \bar{y} = 14,71$	-

*: $p < 0,05$ e **: $p < 0,01$, por análise de regressão.

O manejo da cobertura vegetal influenciou os atributos químicos do solo principalmente após aplicação de 180 kg ha⁻¹ de N. A época de amostragem mais influenciada pelos tratamentos de cobertura vegetal foi a segunda (30 meses da aplicação de calcário) pelo fato de ser a época mais próxima da aplicação de nitrogênio e da dessecação da aveia preta. Atributos químicos de amostras do solo do tratamento com cobertura de aveia preta sem adição de nitrogênio foram pouco influenciados, o que também foi observado por Caires et al. (2006).

A aplicação de nitrogênio causou acidificação do solo devido ao processo de nitrificação, como pode ser observado nos valores de pH do solo (Figura 1). Os fertilizantes nitrogenados possuem diferentes capacidades de gerar acidez. Por exemplo, 4 mols de H⁺ são gerados para cada mol de sulfato de amônio. No caso da uréia e do nitrato de amônio, apenas 2 mols de H⁺ são gerados para cada mol destes produtos, ou seja, quando usados, uréia e nitrato de amônio, a acidificação no solo tende a ser menor do que a gerada pelo uso de sulfato de amônio. A reação de dissolução do nitrato de amônio é a seguinte: $\text{NH}_4\text{NO}_3 + 2\text{O}_2 \rightarrow 2\text{H}^+ + 2\text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O}$.

O teor de Al trocável também aumentou após adição do nitrogênio. Isto foi reflexo da redução do pH do solo (Figura 1). A alteração no teor de Al trocável foi mais bem observada na segunda época de amostragem, na qual também o efeito da aplicação de nitrogênio no pH do solo foi mais pronunciado.

Os teores de Ca e Mg trocáveis foram reduzidos após adubação nitrogenada (Figura 2). Como a interação entre os tratamentos de calagem e de cobertura vegetal foi significativa, a maior redução, proporcional aos teores, ocorreu nas doses 0 e 4 t ha⁻¹ de calcário dolomítico. A adubação nitrogenada foi eficiente para promover lixiviação de Ca e Mg das camadas superiores para o subsolo. Não foi observado aumento dos teores de Ca e Mg em camadas mais profundas, o que indica que pode ter ocorrido lixiviação para profundidades ainda maiores. Os teores de Ca e Mg permaneceram constantes durante as três épocas de avaliação. Esse resultado indica que a adubação nitrogenada auxilia na movimentação de produtos da reação do calcário no solo. Entretanto, essa não é, provavelmente, a única forma de lixiviação destes elementos, que podem também se movimentar na forma de complexos orgânicos de alta ou de baixa massa molecular (CASSIOLATO et al., 2000; FRANCHINI et al., 2001) e até mesmo pela movimentação física de partículas finas de calcário (AMARAL et al., 2004).

Os teores de S-SO₄ e P disponíveis não foram influenciados pela cobertura de aveia preta e pela adubação nitrogenada (Figura 3). Os teores permaneceram praticamente constantes durante as épocas avaliadas. Os teores de S-SO₄ aumentaram com o aumento da profundidade devido ao maior número de sítios de ligação no subsolo. Ao contrário do S-SO₄, os teores de P foram menores em camadas mais profundas em função do aumento da fixação em óxidos de Fe e de Al.

A adubação nitrogenada aumentou os teores de NO₃⁻ em todas as camadas estudadas, mas apenas na segunda época de amostragem (Figura 4). Os teores de NH₄⁺ não foram influenciados pela cobertura de aveia preta com ou sem adição de N. O aumento dos teores de nitrato apenas na segunda época de avaliação comprova a rápida movimentação desse ânion no solo. Como a instalação do experimento ocorreu em 2004, as parcelas que receberam N já estavam na terceira aplicação em 2006. O nitrogênio aplicado anteriormente, se não foi absorvido pelas plantas, foi lixiviado. Os teores de amônio não foram influenciados pela adubação nitrogenada, mesmo que a fonte de N tenha sido o nitrato de amônio, o que evidencia que ocorreu rápida nitrificação do NH₄⁺ provocada pelos microorganismos.

Os resíduos vegetais de aveia preta deixados sobre a superfície do solo foram eficientes em elevar o teor de K na camada de 0-5 cm apenas na segunda época de amostragem, a qual foi realizada logo após a dessecação da aveia preta (Figura 5). Caires, Garbuio e Barth (2008) também observaram aumento dos teores de K trocável em parcelas em que os resíduos de aveia preta foram mantidos sobre a superfície do solo. Esse efeito pode estar relacionado a capacidade de ciclagem de nutrientes pela aveia preta, como já foi observado por Rosolem, Calonego e Folloni (2003). Na primeira época de amostragem, a adubação nitrogenada aumentou o teor de K apenas nas camadas de 5-10 e de 10-20 cm. O aumento do teor de K trocável pode ser devido à lixiviação de K da camada superficial para as camadas mais profundas, como resultado da movimentação de cátions junto a íons nitrato.

Os teores de Cu (Figura 5), Fe e Mn (Figura 6) foram pouco influenciados pelos tratamentos de cobertura vegetal. Como reflexo da redução do pH do solo, os teores disponíveis de Cu, Fe e Mn disponíveis foram aumentados, principalmente na camada superficial, de maneira semelhante ao que ocorreu com o Al. Como discutido anteriormente, o pH do solo tem grande impacto sobre a disponibilidade destes micronutrientes.

Figura 1 - Valores de pH e teor de Al trocável no solo em função do manejo da cobertura vegetal após 24, 30 e 36 meses da aplicação de calcário na superfície em sistema plantio direto. Letras iguais na mesma época de amostragem não diferem (Tukey, $p = 0,05$). Av_0N_0 : pousio; Av_1N_0 : aveia preta; Av_1N_1 : com aveia + 180 kg ha⁻¹ de N

Figura 2 - Teores de Ca e Mg trocáveis no solo em função do manejo da cobertura vegetal após 24, 30 e 36 meses da aplicação de calcário na superfície em sistema plantio direto. Letras iguais na mesma época de amostragem não diferem (Tukey, $p = 0,05$). Av_0N_0 : pousio; Av_1N_0 : aveia preta; Av_1N_1 : com aveia + 180 kg ha⁻¹ de N

Figura 3 - Teores de $S-SO_4^{2-}$ e de P disponíveis no solo em função do manejo da cobertura vegetal após 24, 30 e 36 meses da aplicação de calcário na superfície em sistema plantio direto. Letras iguais na mesma época de amostragem não diferem (Tukey, $p = 0,05$). $Av_0 N_0$: pousio; $Av_1 N_0$: aveia preta; $Av_1 N_1$: com aveia + $180\ kg\ ha^{-1}$ de N

Figura 4 - Teores de NO_3^- e de NH_4^+ no solo em função do manejo da cobertura vegetal após 24, 30 e 36 meses da aplicação de calcário na superfície em sistema plantio direto. Letras iguais na mesma época de amostragem não diferem (Tukey, $p = 0,05$). Av_0N_0 : pousio; Av_1N_0 : aveia preta; Av_1N_1 : com aveia + 180 kg ha⁻¹ de N

Figura 5 - Teores de Cu e K disponíveis no solo em função do manejo da cobertura vegetal após 24, 30 e 36 meses da aplicação de calcário na superfície em sistema plantio direto. Letras iguais na mesma época de amostragem não diferem (Tukey, $p = 0,05$). Av_0N_0 : pousio; Av_1N_0 : aveia preta; Av_1N_1 : com aveia + $180\ kg\ ha^{-1}$ de N

Figura 6 - Teores de Fe e Mn disponíveis no solo em função do manejo da cobertura vegetal após 24, 30 e 36 meses da aplicação de calcário na superfície em sistema plantio direto. Letras iguais na mesma época de amostragem não diferem (Tukey, $p = 0,05$). Av_0N_0 : pousio; Av_1N_0 : aveia preta; Av_1N_1 : com aveia + 180 kg ha⁻¹ de N

2.3.2 Solução do solo

Os atributos químicos da solução do solo foram influenciados pela calagem e pelo manejo da cobertura vegetal. Não ocorreu interação significativa entre as doses de calcário e o manejo da cobertura vegetal, indicando que os efeitos da calagem na solução do solo não foram dependentes da cobertura de aveia preta ou da adubação nitrogenada.

O pH na solução do solo aumentou com a calagem em todas as profundidades e épocas amostradas (Tabela 9). A influência da calagem nos valores de pH foi semelhante tanto na solução do solo quanto nos valores de pH em solução de CaCl_2 0,01 M. O mesmo ocorreu com os tratamentos que receberam N, sendo que o pH foi menor nas amostras dessas parcelas (Tabela 9).

A condutividade elétrica (CE) aumentou com a calagem apenas na camada superficial (0-5 cm) (Tabela 9). Por outro lado, a aplicação de N aumentou a CE em todas as camadas amostradas. A força iônica (I) da solução do solo aumentou devido à aplicação de calcário apenas na camada superficial (Tabela 9), ao contrário da adubação nitrogenada, que proporcionou aumentos em todas as profundidades, exceto na camada mais superficial (0-5 cm). Como I é função da concentração e da valência dos íons na solução do solo, a liberação de íons Ca^{2+} e de Mg^{2+} para a solução por meio da dissolução do calcário promoveu aumento da força iônica. Isso ocorreu principalmente na camada superficial pelo fato de a calagem também ter sido superficial, embora o aumento de Ca e de Mg também tenha sido observado em outras profundidades, mas não a ponto de promover o aumento da força iônica. Já a adubação nitrogenada aumentou I pelo aumento dos teores de NO_3^- , em todo o perfil do solo.

Como a I é a medida da intensidade do campo elétrico, uma correlação linear entre força iônica e condutividade elétrica pode ser estabelecida. A relação observada entre esses dois parâmetros foi representada pela equação: $I = 0,017\text{CE} - 0,0005$ ($r = 0,80$, $p < 0,01$), em que I é a força iônica em mol L^{-1} e CE é a condutividade elétrica em dS m^{-1} . Gillman e Bell (1978) encontraram alta correlação entre CE e I para solos altamente intemperizados. Símom e Garcia (1999) também estabeleceram alta correlação entre estes atributos para solos da Espanha e afirmaram que a medida da CE pode também ser usada para estimar a quantidade de sais solúveis na solução do solo. Esse resultado está um pouco mais alto do obtido por Pavan, Takachi e Miyazawa (1995) para vários solos do estado do Paraná. A equação obtida por eles foi: $I = 0,009\text{CE} - 0,0015$, consideradas as mesmas unidades desse estudo.

Tabela 9 - Valores de pH, condutividade elétrica (CE), força iônica (I) e teores de carbono orgânico dissolvido (COD) e substâncias húmicas (SH) na solução do solo em função da calagem superficial e do manejo da cobertura vegetal, em diferentes profundidades, após 30 meses da aplicação do calcário

Tratamentos	pH	CE	I	COD	SH
Calcário, t ha⁻¹		$\mu\text{S cm}^{-1}$	mmol L^{-1}	-----mg L ⁻¹ -----	
			0-5 cm		
0	4,1	303	4,8	137	1,0
8	5,7	362	7,7	117	2,9
Valor F	386,7**	17,7*	13,1*	1,8ns	175,5**
Cobertura					
Av₀N₀	4,9 b	264 b	5,5	121	1,9 ab
Av₁N₀	5,1 a	306 b	6,8	131	2,2 a
Av₁N₁	4,6 c	428 a	6,7	131	1,7 b
Valor F	53,3**	11,1**	2,8ns	1,1ns	8,9**
			5-10 cm		
0	4,0	216	2,9	94	0,5
8	4,5	203	3,8	104	0,7
Valor F	13,3*	1,2ns	1,5ns	0,3ns	18,9*
Cobertura					
Av₀N₀	4,4 a	157 b	2,8 b	100	0,6
Av₁N₀	4,4 a	206 b	3,3 b	92	0,6
Av₁N₁	4,1 b	266 a	3,9 a	105	0,6
Valor F	9,2**	19,1**	8,0*	3,0ns	1,5ns
			10-20 cm		
0	4,1	186	2,8	54	0,4
8	4,3	168	2,7	49	0,5
Valor F	6,4*	2,3ns	2,8ns	1,2ns	3,2ns
Cobertura					
Av₀N₀	4,3 b	142 b	2,6 b	40	0,5
Av₁N₀	4,3 b	138 b	2,2 b	60	0,4
Av₁N₁	4,0 a	250 a	3,4 a	53	0,4
Valor F	29,4**	33,8**	5,0*	3,0ns	3,5ns
			20-40 cm		
0	4,1	210	2,5	35	0,3
8	4,4	188	2,6	34	0,3
Valor F	15,6*	4,1ns	0,4ns	0,1ns	3,0ns
Cobertura					
Av₀N₀	4,3 b	171 b	2,1 b	37	0,3
Av₁N₀	4,4 a	156 b	2,0 b	37	0,3
Av₁N₁	4,1 c	270 a	3,5 a	30	0,3
Valor F	64,0**	108,7**	13,3**	0,4ns	1,2ns
			40-60 cm		
0	4,2	178	2,1	15	0,3
8	4,5	173	2,1	18	0,2
Valor F	11,7*	0,2ns	0,1ns	2,9ns	0,9ns
Cobertura					
Av₀N₀	4,4 a	164b	1,9b	14	0,2
Av₁N₀	4,6 a	131b	1,6b	16	0,2
Av₁N₁	4,1 b	232a	2,9a	19	0,3
Valor F	12,2**	6,7*	4,5*	0,6ns	0,7ns

ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$. Av₀ N₀: pousio; Av₁ N₀: aveia preta; Av₁ N₁: aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N. Letras iguais na mesma coluna não diferem (Tukey, $p = 0,05$).

O teor de carbono orgânico dissolvido (COD) na solução do solo não foi alterado pelos tratamentos, mas ocorreu diminuição desse teor com o aumento da profundidade (Tabela 9), o que realça a relação entre COD e carbono orgânico no solo. A concentração de COD na solução do solo depende do equilíbrio existente entre a fase líquida e sólida da matéria orgânica do solo (KALBTIZ et al., 2000). Por outro lado, a concentração de substâncias húmicas aumentou com a aplicação de calcário em camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm), como resultado do aumento da atividade microbiana no solo em função do aumento do pH. A decomposição de frações da matéria orgânica pode ter aumentado e com isso também aumentou a produção de compostos humificados, mesmo num curto espaço de tempo. Também, o aumento do pH em solos de carga variável pode reduzir os sítios de adsorção de compostos orgânicos nas cargas elétricas positivas, com possível aumento destes compostos na solução do solo.

A cobertura de aveia preta não influenciou na concentração de substâncias húmicas, provavelmente pelo pouco tempo e produção de material orgânico desde o início de implantação dos tratamentos (em média 9,8 t ha⁻¹ de massa seca). A concentração de substâncias húmicas na solução do solo na camada superficial diminuiu após adubação nitrogenada, o que pode estar relacionado ao processo de acidificação, que promoveu redução na atividade dos microorganismos decompositores de matéria orgânica no solo. O aumento de substâncias húmicas na solução do solo tem importância na complexação de Ca e de Al no solo. Alguns autores mostraram a eficiência das substâncias húmicas, em particular o fulvato, no aumento de mobilidade destes íons no perfil do solo (van der WATT et al., 1991; HUE; LICUDINE, 1999).

Ao contrário do que ocorreu com o Al trocável, o Al na solução do solo aumentou com a calagem nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm) (Tabela 10). O aumento no teor de Al total após a calagem em todas as camadas amostradas não era esperado. Com aumento do pH do solo, parte do Al que estava no complexo de troca pode ter sido deslocada para a solução do solo e ter ficado na forma precipitada. Devido ao equilíbrio químico estabelecido entre as fases líquida e sólida do solo, e como grande quantidade de Al foi deslocada para fase líquida, este efeito aumentou a concentração deste elemento na solução do solo, com influência também na forma livre (Al³⁺). A cobertura de aveia preta não afetou os teores de Al na solução do solo, mas a adição de 180 kg ha⁻¹ reduziu estes teores. Ou seja, com a redução do pH da solução do solo, menos Al foi deslocado do complexo de troca, e sua concentração não aumentou na solução do solo.

Tabela 10 - Concentração total de Al, Ca e Mg e das formas livres Al^{3+} , Ca^{2+} e Mg^{2+} na solução do solo em função da calagem superficial e do manejo da cobertura vegetal, em diferentes profundidades, após 30 meses da aplicação do calcário

Tratamentos	Al total	Al ³⁺	Ca total	Ca ²⁺	Mg total	Mg ²⁺
Calcário, t ha ⁻¹	-----μmol L ⁻¹ -----		-----mmol L ⁻¹ -----			
0-5 cm						
0	172	7,8	0,9	0,7	0,6	0,6
8	606	46,4	1,3	1,2	1,8	1,7
Valor F	20,5**	15,1*	50,6*	55,6*	925,8**	74,6*
Cobertura						
Av ₀ N ₀	549	36,9 a	1,0 b	0,9	1,0 b	1,0
Av ₁ N ₀	458	36,9 a	1,1 ab	1,0	1,2 ab	1,2
Av ₁ N ₁	160	7,6 b	1,3 a	1,1	1,4 b	1,2
Valor F	2,7ns	7,0*	6,2*	4,0ns	6,2*	1,4ns
5-10 cm						
0	195	20,5	0,6	0,5	0,4	0,4
8	534	144,5	0,5	0,5	0,7	0,7
Valor F	374,2*	125,4**	0,1ns	0,1ns	7,8*	7,4*
Cobertura						
Av ₀ N ₀	552 a	151,0 a	0,4 b	0,4 b	0,4 b	0,4 b
Av ₁ N ₀	450 a	82,5 a	0,5 ab	0,5 ab	0,5 ab	0,5 ab
Av ₁ N ₁	92 b	4,2 c	0,7 a	0,6 a	0,7 a	0,7 a
Valor F	21,3*	89,4**	7,6*	5,0*	7,8*	7,6*
10-20 cm						
0	223	26,2	0,5	0,4	0,3	0,3
8	223	53,6	0,4	0,4	0,5	0,5
Valor F	0,1ns	19,9*	0,6ns	0,8ns	3,5ns	3,4ns
Cobertura						
Av ₀ N ₀	339 a	69,7 a	0,3 b	0,3 b	0,3 b	0,3 b
Av ₁ N ₀	290 a	44,1 a	0,3 b	0,3 b	0,3 b	0,3 b
Av ₁ N ₁	41 b	5,9 b	0,7 a	0,6 a	0,6 a	0,5 a
Valor F	5,5*	7,6*	30,6**	23,1**	8,1*	8,1*
20-40 cm						
0	86	4,5	0,5	0,4	0,3	0,3
8	175	83,0	0,4	0,3	0,4	0,4
Valor F	2,7ns	40,2*	2,6ns	2,3ns	3,2ns	3,0ns
Cobertura						
Av ₀ N ₀	97 a	25,6 a	0,3 b	0,3 b	0,3 b	0,3 b
Av ₁ N ₀	67 a	12,8 a	0,3 b	0,2 b	0,2 b	0,2 b
Av ₁ N ₁	28 b	2,8 b	0,6 a	0,6 a	0,5 a	0,5 a
Valor F	6,5*	18,7**	33,3**	35,2**	29,1*	29,5**
40-60 cm						
0	50	17,7	0,4	0,4	0,2	0,2
8	127	40,4	0,3	0,3	0,3	0,3
Valor F	7,6*	13,9*	1,1ns	2,5ns	6,8ns	6,7ns
Cobertura						
Av ₀ N ₀	32	9,6	0,3 ab	0,3 ab	0,3	0,3
Av ₁ N ₀	32	7,8	0,2 b	0,2 b	0,2	0,2
Av ₁ N ₁	22	6,8	0,6 a	0,5 a	0,4	0,4
Valor F	3,1ns	3,0ns	5,0*	4,7*	2,3ns	2,4ns

ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$. Av_0N_0 : pousio; Av_1N_0 : aveia preta; Av_1N_1 : aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N. Letras iguais na mesma coluna não diferem (Tukey, $p = 0,05$).

A aplicação de calcário aumentou os teores de Ca na solução do solo apenas na camada superficial (Tabela 9). Os efeitos da calagem nos teores de Ca total e de Ca^{2+} na solução do solo foram pouco pronunciados, principalmente nas camadas abaixo dos 5 cm. Em estudo com aplicação de calcário na superfície e incorporado, Zambrosi, Alleoni e Caires (2007) observaram que abaixo dos 10 cm de profundidade os teores de Ca na solução do solo aumentaram apenas nos tratamentos em que o calcário foi incorporado. Após a calagem o teor de Ca trocável aumentou com maior magnitude na camada superficial, o que foi refletido para a concentração deste nutriente na solução do solo. A adubação nitrogenada aumentou os teores deste nutriente em todas as camadas amostras (Tabela 10). Como foi observada redução dos teores de Ca trocável devido à adubação nitrogenada (Figura 2), os teores aumentaram na solução do solo devido ao deslocamento químico ocorrido da fase sólida para solução do solo, como resultado do aumento da concentração de nitrato na solução. Isso explica a elevada movimentação de Ca de camadas superficiais para maiores profundidades.

A exemplo do Ca, os teores de Mg total e de Mg^{2+} também aumentaram com a calagem (Tabela 10). O efeito da calagem nos teores de Mg na solução do solo foi observado até a camada de 5-10 cm, pelo fato de o MgCO_3 ser mais solúvel que o CaCO_3 e também pela adsorção preferencial de Ca em relação a Mg nas cargas negativas dos colóides do solo (DAL BÓ et al., 1986). A adubação nitrogenada também causou aumento desses teores na solução do solo em todas as profundidades, pela mesma razão discutida anteriormente para os teores de Ca em solução.

Os teores totais de K e de F na solução do solo foram pouco alterados pelos tratamentos (Tabela 11). O teor total de K reduziu com a calagem apenas nas camadas de 5-10 e 10-20 cm. Já o teor de F não foi influenciado pelos tratamentos de calagem ou de cobertura vegetal. A calagem promoveu aumento no teor de Fe enquanto a adubação nitrogenada teve efeito contrário, de modo semelhante ao que ocorreu com o Al. O Mn se comportou de forma contrária, sendo que o teor de Mn reduziu com o aumento do pH e aumentou com a acidificação do solo causada pela adubação nitrogenada.

Tabela 11 - Teores de K, Fe, Mn, SO₄, Cl, F e NO₃ na solução do solo em função da calagem superficial e do manejo da cobertura vegetal, em diferentes profundidades, após 30 meses da aplicação do calcário

Tratamentos	K	Fe	Mn	SO ₄	Cl	F	NO ₃
Calcário, t ha ⁻¹	mmol L ⁻¹	-----µmol L ⁻¹ -----					
				0-5 cm			
0	0,6	31	80	163	214	13	1684
8	0,6	115	7	228	332	12	1475
Valor F	0,1ns	790,6**	97,5**	24,3*	26,3*	0,4ns	1,2ns
Cobertura							
Av ₀ N ₀	0,4	105	26 b	150	120 b	14	1077 b
Av ₁ N ₀	0,7	86	24 b	157	273 b	14	1360 b
Av ₁ N ₁	0,7	30	82 a	130	425 a	11	2302 a
Valor F	1,2ns	3,1ns	32,9**	0,6ns	4,8*	0,3ns	19,4**
				5-10 cm			
0	0,6	37	42	46	80	16	784
8	0,2	102	13	102	97	18	690
Valor F	13,3*	136,4**	9,7*	3,8ns	2,6ns	0,1ns	0,3ns
Cobertura							
Av ₀ N ₀	0,3	109 a	15 b	93	50	17	439 b
Av ₁ N ₀	0,4	84 a	15 b	86	103	20	557 b
Av ₁ N ₁	0,5	16 b	52 a	44	111	13	1215 a
Valor F	1,3ns	22,8**	11,2**	2,8ns	5,6ns	1,1ns	20,4**
				10-20 cm			
0	0,4	44	28	48	63	4	893
8	0,2	47	11	84	52	7	583
Valor F	34,8*	0,1ns	6,6*	2,6ns	2,6ns	3,0ns	2,2ns
Cobertura							
Av ₀ N ₀	0,3	69 a	10 b	73	56	5	640 b
Av ₁ N ₀	0,2	58 a	10 b	65	51	7	636 b
Av ₁ N ₁	0,4	9 b	39 a	59	66	4	938 a
Valor F	2,7ns	6,3*	14,0**	0,2ns	0,5ns	3,3ns	4,8*
				20-40 cm			
0	0,3	21	32	53	66	10	897
8	0,2	39	12	103	68	10	754
Valor F	3,0ns	3,5ns	2,9ns	3,2ns	0,6ns	0,1ns	1,0ns
Cobertura							
Av ₀ N ₀	0,2	24 a	16 b	92	44	12	618 b
Av ₁ N ₀	0,2	57 a	9 b	95	79	12	448 b
Av ₁ N ₁	0,3	8 b	40 a	46	79	7	1411 a
Valor F	3,0ns	7,4*	38,5**	3,8ns	3,0ns	2,5ns	57,6**
				40-60 cm			
0	0,2	15	35	41	51	8	771
8	0,1	29	13	63	69	9	685
Valor F	6,4ns	1,1ns	3,0ns	0,8ns	1,0ns	1,7ns	0,7ns
Cobertura							
Av ₀ N ₀	0,2	12a	19 b	43	80	8	717 b
Av ₁ N ₀	0,1	16 a	5 b	89	53	12	238 b
Av ₁ N ₁	0,2	8 b	47 a	24	52	6	1230 a
Valor F	3,6ns	9,6**	10,9**	2,8ns	0,5ns	4,0ns	15,8**

ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$. Av₀ N₀: pousio; Av₁ N₀: aveia preta; Av₁ N₁: aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N. Letras iguais na mesma coluna não diferem (Tukey, $p = 0,05$).

A concentração de SO_4 na solução do solo aumentou com a calagem (Tabela 11), fato contrário ocorrido com o teor de SO_4 extraído com solução de fosfato de cálcio (Tabela 7). Como a calagem reduziu os sítios de ligação para o sulfato na camada superficial, esse composto foi liberado para solução do solo, ficando passível de movimentação para profundidades maiores. O mesmo efeito ocorreu com o teor de Cl , com aumento deste teor na camada superficial, provavelmente pelo mesmo motivo do sulfato, embora a adubação nitrogenada também tenha aumentado a concentração deste elemento na mesma camada. A concentração de nitrato na solução do solo aumentou apenas após adição de N em todo o perfil do solo (Tabela 11). Esse efeito foi o mesmo que ocorreu com o nitrato extraído com solução de KCl 1M (Figura 4).

As formas de Ca predominantes na solução do solo foram a livre (Ca^{2+}) e a complexada com carbono orgânico dissolvido (Ca-COD) (Tabela 12). As formas CaSO_4 e CaNO_3 foram encontradas em menor quantidade, mas foram influenciadas pelos tratamentos, ao contrário das espécies de Ca ligadas ao F , Cl e HPO_4 , as quais foram encontradas em quantidades inferiores a 0,1% ou em alguns casos nem foram observadas. Como esperado, o efeito da calagem ficou limitado à camada superficial (0-5 cm). A forma livre de Ca aumentou com aplicação de calcário, e a forma complexada pelo COD foi reduzida praticamente na mesma proporção. A quantidade da forma CaSO_4 também aumentou após a calagem na camada superficial, provavelmente pelo aumento dos teores de sulfato nesta camada causados pela adição de calcário.

A adubação nitrogenada reduziu a proporção de Ca^{2+} na solução, porém Ca-COD aumentou, compensando esta redução (Tabela 12). A forma CaSO_4 foi reduzida pela adição de N apenas no subsolo (40-60 cm). Já a quantidade de CaNO_3 , apesar de ser encontrada em quantidades inferiores a 1%, aumentou com aplicação de nitrogênio na aveia preta. Esse resultado ajuda explicar a maior movimentação de Ca para o subsolo em função do aumento dos teores de NO_3^- na solução do solo.

A formação de Ca-COD é importante para a movimentação deste elemento no perfil do solo. Zambrosi, Alleoni e Caires (2008) observaram alta complexação de Ca com COD até a profundidade de 80 cm. Esses autores apontaram que a movimentação de Ca no solo é parcialmente devida à complexação de Ca com compostos orgânicos de alta ou baixa massa molecular (CASSIOLATO et al., 2000). Também, Zambrosi, Alleoni e Caires (2008) observaram correlação positiva entre os teores de SO_4 e de Ca na solução do solo, indicando que essa também pode ser uma forma de lixiviação deste elemento.

Tabela 12 - Distribuição das espécies de Ca obtidas na especiação iônica da solução do solo em função da calagem superficial e do manejo da cobertura vegetal, em diferentes profundidades, após 30 meses da aplicação do calcário

Tratamentos	Ca ²⁺	Ca-COD	CaSO ₄	CaNO ₃
Calcário, t ha⁻¹	-----%-----			
	0-5 cm			
0	85,4	13,6	0,6	0,3
8	90,8	7,3	1,6	0,3
Valor F	38,7*	32,2*	16,1*	1,5ns
Cobertura				
Av₀N₀	89,7	8,9	1,2	0,3 b
Av₁N₀	87,7	10,9	1,1	0,3 b
Av₁N₁	86,9	11,6	1,0	0,4 a
Valor F	0,8ns	0,7ns	0,5ns	19,4**
	5-10 cm			
0	91,1	7,2	0,5	0,2
8	91,9	7,0	0,9	0,2
Valor F	0,1ns	0,1ns	1,1ns	0,6ns
Cobertura				
Av₀N₀	94,6 a	3,7 b	0,9	0,1 b
Av₁N₀	93,8 a	4,5 b	0,8	0,1 b
Av₁N₁	86,1 b	13,1 a	0,4	0,2 a
Valor F	20,2**	41,5**	2,7ns	15,5**
	10-20 cm			
0	95,1	3,3	0,5	0,2
8	95,3	3,2	0,9	0,1
Valor F	0,1ns	0,1ns	3,4ns	1,9ns
Cobertura				
Av₀N₀	97,6 a	1,4 b	0,7	0,2
Av₁N₀	95,6 a	3,5 a	0,7	0,2
Av₁N₁	92,3 b	4,8 a	0,6	0,2
Valor F	6,6*	6,9*	0,6ns	0,5ns
	20-40 cm			
0	94,2	6,2	0,6	0,2
8	93,5	2,5	1,1	0,2
Valor F	0,2ns	67,8**	2,7ns	1,2ns
Cobertura				
Av₀N₀	92,4	3,7	1,0	0,1 b
Av₁N₀	94,2	4,7	1,0	0,1 b
Av₁N₁	95,0	4,6	0,5	0,3 a
Valor F	0,7ns	0,3ns	3,9ns	49,7**
	40-60 cm			
0	97,0	2,0	0,6	0,2
8	96,4	2,7	0,7	0,2
Valor F	0,9ns	4,1ns	0,3ns	0,8ns
Cobertura				
Av₀N₀	96,0	3,0	0,6 a	0,2 b
Av₁N₀	98,2	0,8	1,0 a	0,1 b
Av₁N₁	96,0	3,1	0,3 b	0,3 a
Valor F	2,3ns	3,0ns	7,7*	18,0**

ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$. Av₀ N₀: pousio; Av₁ N₀: aveia preta; Av₁ N₁: aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N. Letras iguais na mesma coluna não diferem (Tukey, $p = 0,05$).

A distribuição de espécies de Mg na solução do solo não foi influenciada pelos tratamentos em todas as profundidades avaliadas (dados não mostrados). A forma livre de Mg (Mg^{2+}) foi predominante na solução do solo, com valores superiores a 98%. As formas de Mg complexadas por COD ou MgSO_4 variaram entre 0,1 e 2%. Esses resultados concordam com os obtidos por Nogueira e Mozeto (1990) e Zambrosi, Alleoni e Caires (2008).

A forma predominante de Al na solução do solo foi à ligada a compostos orgânicos com quantidades superiores a 60% na camada superficial e 40% no subsolo (Tabela 13). A calagem aumentou a forma de Al livre (Al^{3+}), mas em pequena proporção. A grande quantidade de Al total na solução que aumentou devido à calagem foi encontrada na solução do solo nas formas de Al-OH. Com aumento na quantidade das formas hidroxiladas de Al na solução do solo, ocorreu redução das formas complexadas com COD. A forma de Al ligada a fluoreto (Al-F) foi pouco influenciada pela calagem, apenas com redução na camada superficial. A forma AlSO_4 aumentou com a calagem, como resultado do aumento dos teores de SO_4 na solução.

As formas de Al^{3+} aumentaram com o aumento da profundidade, independentemente do tratamento, como reflexo da redução do pH do solo. As quantidades das formas hidroxiladas foram menores nas camadas mais profundas. Em condições de alta acidez, Al-F foi importante na complexação do Al. A redução da toxidez por Al é dependente das espécies formadas de Al na solução do solo. O efeito tóxico de espécies de Al decresce na seguinte ordem: $\text{Al}^{3+} > \text{Al}(\text{OH})^{2+} > \text{Al}(\text{OH})_2^+ > \text{Al}(\text{OH})_4^-$. As formas ligadas ao flúor ou a complexos orgânicos não são consideradas tóxicas (BLOOM; ERICH, 1995). A adubação nitrogenada proporcionou redução nas quantidades da forma Al-OH devido à acidificação. Com isso, o Al-F passou a ter maior importância, principalmente em camadas do subsolo. Independentemente da condição de acidez, a maior parte do Al estava ligada a compostos orgânicos (Al-COD). Isso indica que em SPD a redução da toxidez de Al está intimamente relacionada a sua complexação com compostos orgânicos na solução do solo. Em SPD, Zambrosi, Alleoni e Caires (2008) também observaram esse efeito do COD na complexação do Al, e em menores proporções, encontraram Al ligado a sulfato e fosfato. A importância da complexação do Al por compostos orgânicos na solução do solo, principalmente em condições de acidez em SPD, vem sendo destacada nos últimos anos. Nolla e Anghinoni (2006) observaram que em condições de pH 6,4, grande parte do Al estava na forma hidroxilada [$\text{Al}(\text{OH})_2^+$ e $\text{Al}(\text{OH})_4^-$], mas em condições mais ácidas, com pH em torno de 4, a maior parte do Al estava ligada ao COD.

Tabela 13 - Distribuição das espécies de Al obtidas na especiação iônica da solução do solo em função da calagem superficial e do manejo da cobertura vegetal, em diferentes profundidades, após 30 meses da aplicação do calcário

Tratamentos	Al ³⁺	Al-COD	Al-OH	Al-F	Al-SO ₄
Calcário, t ha⁻¹	-----%				
	0-5 cm				
0	4,6	85,5	0,5	8,9	0,8
8	8,4	68,2	23,3	1,7	3,3
Valor F	7,4*	176,8**	11,3*	87,6**	13,0*
Cobertura					
Av₀N₀	4,8	74,9	17,8	3,9b	2,1
Av₁N₀	5,0	75,4	5,8	3,2b	3,0
Av₁N₁	4,6	80,3	12,0	8,7a	1,0
Valor F	2,8ns	0,6ns	2,4ns	9,2ns	2,8ns
	5-10 cm				
0	9,6	80,5	0,8	7,7	1,1
8	18,7	66,6	5,3	7,2	3,2
Valor F	18,5*	4,8*	13,6*	0,1ns	6,5*
Cobertura					
Av₀N₀	21,3 a	71,6 ab	4,7 a	3,5 b	3,0 a
Av₁N₀	16,7 a	68,2 b	4,0 a	5,0 b	3,0 a
Av₁N₁	4,4 b	80,8 a	0,5 b	13,9 a	0,4 b
Valor F	28,9**	5,9*	11,4**	13,4**	7,0**
	10-20 cm				
0	19,3	73,6	1,9	2,3	2,4
8	18,0	66,2	3,7	3,0	3,8
Valor F	0,1ns	2,6ns	20,0*	2,8ns	17,1*
Cobertura					
Av₀N₀	32,0 a	59,6	4,3 a	2,0 b	3,6 a
Av₁N₀	14,7 ab	72,2	3,4 a	2,5 b	4,2 a
Av₁N₁	9,2 b	77,8	0,7 b	9,5 a	1,4 b
Valor F	9,3*	2,4ns	19,1**	8,3*	17,9**
	20-40 cm				
0	16,8	68,3	2,1	17,1	2,8
8	26,5	52,1	6,2	14,6	5,9
Valor F	2,2ns	2,3ns	4,0ns	1,9ns	2,6ns
Cobertura					
Av₀N₀	18,6	60,0	3,5	16,6 ab	5,2
Av₁N₀	23,8	60,9	7,5	6,8 b	5,9
Av₁N₁	22,6	59,6	1,5	24,1 a	1,9
Valor F	0,2ns	0,1ns	3,3ns	7,2*	1,6ns
	40-60 cm				
0	29,2	40,2	3,7	21,0	3,8
8	24,3	46,1	8,6	25,0	4,2
Valor F	2,5ns	3,0ns	8,5*	1,0ns	0,1ns
Cobertura					
Av₀N₀	22,5	48,6	3,3 b	27,2 a	2,7 b
Av₁N₀	32,9	35,1	13,0 a	8,6 b	7,9 a
Av₁N₁	25,0	45,7	2,0 b	33,1 a	1,3 b
Valor F	2,6ns	1,4ns	31,8**	5,3*	18,1**

ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$. Av₀ N₀: pousio; Av₁ N₀: aveia preta; Av₁ N₁: aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N. Letras iguais na mesma coluna não diferem (Tukey, $p = 0,05$).

2.3.3 Nutrição e produção de grãos de soja

A calagem aumentou os conteúdos de Ca e de Mg e reduziu os conteúdos de K, Zn e Mn no tecido foliar da soja (Tabela 11). Os teores de N, Cu e Fe nas folhas de soja não foram afetados pelas doses de calcário (Tabela 11). Os teores de Ca e Mg aumentaram de acordo com aumento dos teores no solo em função da aplicação de calcário. O aumento de Ca e de Mg nas folhas de soja foi devido à maior disponibilidade destes nutrientes no solo após a calagem (MUCHOVEJ; BORGES; NOVAIS, 1993; CAIRES et al., 1999; 2001).

Tabela 11 - Concentração de nutrientes nas folhas de soja, considerando as doses de calcário na superfície e o manejo da cobertura vegetal em sistema plantio direto

Tratamentos	N	Ca	Mg	K	S	P	Cu	Fe	Zn	Mn
	-----g kg ⁻¹ -----					-----mg kg ⁻¹ -----				
Calcário, t ha⁻¹										
0	58,3	8,2	3,4	23,8	1,9	4,5	9,2	117,4	53,8	110,2
4	55,9	8,3	3,8	22,3	2,5	4,6	8,0	119,2	44,9	82,1
8	60,6	9,1	4,1	21,5	2,0	4,6	8,8	114,2	44,1	79,1
12	59,4	9,3	4,2	20,3	2,0	4,5	8,9	116,0	40,1	78,2
Efeito	ns	L**	L**	L*	ns	ns	ns	ns	L**	L**
C.V. (%)	17	10	7	10	21	6	17	8	8	9
Cobertura										
Av₀ N₀	57,5	8,9 ab	3,8	21,4	2,2	4,4	8,5	123,3	44,3	86,6 ab
Av₁ N₀	55,8	8,2 b	3,9	22,0	1,9	4,7	9,2	114,3	46,1	81,4 b
Av₁ N₁	62,3	9,0 a	3,9	22,5	2,2	5,6	8,4	112,6	46,8	94,3 a
Valor F	1,4 ns	4,6*	1,1 ns	1,2	1,8	5,9**	0,7 ns	1,9 ns	1,8 ns	6,4**
C.V. (%)	17	8	6	8	21	4	22	7	8	10

Av₀N₀: pousio; Av₁N₀: aveia preta; Av₁N₁: aveia preta + 180 kg ha⁻¹ de N; ns: não significativo; L: efeito linear por análise de regressão; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$. Letras iguais na mesma coluna não diferem (Tukey, $p = 0,05$).

A redução do conteúdo de Mn no tecido foliar de soja foi correlacionada com o pH ($r = -0,80$, $-0,68$ e $-0,64$, $p < 0,01$, para as camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente) e com o teor de Mn disponível no solo ($r = 0,77$ e $r = 0,58$, $p < 0,01$, para as camadas de 0-5 e 5-10 cm, respectivamente). Mesmo que o teor disponível de Zn no solo não tenha sido influenciado pela calagem, o conteúdo de Zn no tecido foliar de soja foi reduzido, o que pode estar relacionado à baixa eficiência da extração de Zn do solo por DTPA. A redução dos teores de micronutrientes nas folhas de soja após aplicação de calcário também foi observada por Parker et al. (1980), Martins et al. (1998), Caires et al. (2001; 2003). Os conteúdos de Cu e, principalmente, de Fe foram reduzidos com a calagem na camada de 0-5 cm, mas a planta não

mostrou sintomas de deficiência destes elementos, já que os teores de Cu e de Fe disponíveis no solo se encontravam em níveis adequados ao desenvolvimento das plantas de soja.

A cobertura de aveia preta e a adubação nitrogenada aumentaram os teores foliares de Ca, P e Mn (Tabela 11). Os teores de Ca e de P podem estar relacionados com a liberação destes elementos dos resíduos vegetais de aveia preta. O teor de Mn nas folhas de soja aumentou principalmente no tratamento com 180 kg ha^{-1} de N, o que pode estar relacionado ao aumento da disponibilidade de Mn após redução do pH resultante da adubação nitrogenada.

A produção de grãos de soja aumentou de forma linear com aplicação de calcário na superfície (Figura 10) e não foi influenciada pelo manejo da cobertura vegetal ($Av_0N_0 = 2.970,0$; $Av_1N_0 = 2.949,3$; $Av_1N_1 = 2.964,4 \text{ kg ha}^{-1}$). O aumento da produção grãos de soja está relacionado com os efeitos da calagem nos atributos químicos do solo que influenciaram a nutrição das plantas. A interação dos efeitos, como redução dos teores de Al e de Mn e aumento dos teores de Ca e de Mg no solo com consequente aumento da absorção de Ca e Mg e redução de Mn pelas plantas de soja seria a possível explicação para o aumento de produção de grãos de soja.

Figura 10 - Produção de grãos de soja em função de doses de calcário aplicadas na superfície do solo em sistema plantio direto. **: $p < 0,01$

2.4 Conclusões

A calagem superficial foi eficiente em melhorar as condições químicas do solo até 60 cm de profundidade. Com isso melhorou a nutrição de plantas e aumentou a produção de grãos de soja. A cobertura de aveia preta, principalmente com adição de N, proporcionou acidificação no

solo e redução dos teores trocáveis de Ca e Mg. Porém, a produção de grãos de soja não foi influenciada.

O efeito da calagem na solução do solo ficou mais limitado a camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm), enquanto a adubação nitrogenada influenciou os atributos de solução do solo em todo perfil avaliado (0-60 cm). A maior parte do Al encontrado na solução do solo estava complexada com compostos orgânicos (Al-COD), ao contrário do Ca e do Mg, que estavam em suas formas livres na solução do solo (Ca^{2+} e Mg^{2+}), passíveis de serem lixiviados.

Referências

- ÁLVAREZ, E.; VIADÉ, A.; FERNÁNDEZ-MARCOS, M.L. Effect of liming with different sized limestone on the forms of aluminium in a Galician soil (NW Spain). **Geoderma**, Amsterdam, v. 152, p. 1-8, 2009.
- ABREU JR., C.H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A.F. Relationship between acidity and chemical properties of Brazilian soils. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, p. 337-343, 2003.
- AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; HINRICHS, R.; BERTOL, I. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um Cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 359-367, 2004.
- BLOOM, P.R.; ERICH, M.S. The quantification of aqueous aluminum. In: SPOSITO, G. (Ed.). **The environmental chemistry of aluminum**. Boca Raton: Lewis, 1995. p. 1-38.
- BROWN, T.T.; KOENIG, R.T.; HUGGINS, D.R.; HARSH, J.B.; ROSSI, R.E. Lime effects on soil acidity, crop yield, and aluminum chemistry in direct-seeded cropping system. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 634-640, 2008.
- CAIRES, E. F.; BLUM, J.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J.; KUSMAN, M. T. Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 275-286, 2003.
- CAIRES, E.F.; GARBUIO, F.J.; ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A. Calagem superficial e cobertura de aveia preta antecedendo os cultivos de milho e soja em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 87-98, 2006.
- CAIRES, E.F.; ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A.; BARTH, G. Surface application of lime for crop grain production under a no till system. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, p. 791-798, 2005.
- CAIRES, E.F.; ALLEONI, L.R.F.; FONSECA, A.F.; CHURKA, S. Surface liming and Zinc availability in a long-term experiment under no-till system. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 40, p. 2898-2911, 2009.

CAIRES, E.F.; CHUEIRI, W.A.; MADRUGA, E.F.; FIGUEIREDO, A. Alterações de características químicas do solo e respostas da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 27-34, 1998.

CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; FELDHAUS, I., BLUM, J. Crescimento radicular e nutrição da soja cultivada no sistema plantio direto em resposta ao calcário e gesso na superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 1029-1040, 2001.

CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; MENDES, J.; CHUEIRI, W.A.; MADRUGA, E.F. Produção de milho, trigo e soja em função das alterações das características químicas do solo pela aplicação de calcário e gesso na superfície, em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 314-327, 1999.

CAIRES, E.F.; GARBUIO, F.J.; BARTH, G. Surface application of lime and cover black oat and corn residues for no-till soybean production. **Communications of Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 39, p. 2102-2118, 2008.

CAMBRI, M.A. **Calagem e formas de alumínio em três localidades sob sistema de plantio direto**. 2004, 83 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

CANTARELLA, H.; PROCHNOW, L.I. Determinação de sulfato em solos. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, E.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285p.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação de vapor. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, E.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285p.

CASSIOLATO, M.E.; MEDA, A.R.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M.; OLIVEIRA, J.C. Evaluation of oat extracts on the efficiency of lime in soil. **Brazilian Archive of Biology and Technology**, Curitiba, v. 43, p. 533-536, 2000.

CHIEN, S.H.; GEARHART, M.M.; COLLAMER, D.J. The effect of different ammoniacal nitrogen source on soil acidification. **Soil Science**, Philadelphia, v. 173, p. 544-551, 2008.

CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTOURA, S.M.V.; WOBETO, C.; ALBUQUERQUE, J.A. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolo Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 317-326, 2004.

DAL BÓ, M.A.; RIBEIRO, A.C.; COSTA, L.M.; THIÉBAUT, J.T.L.; NOVAIS, R.F. Efeito da aplicação de diferentes fontes de cálcio em colunas de solo cultivadas com cana de açúcar. I Movimentação de bases no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 10, p. 195-198, 1986.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro – Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2. 1997. 212 p.

ERNANI, P.R.; RIBEIRO, M.F.S.; BAYER, C. Chemical modifications caused by liming below the limed layer in a predominantly variable charge acid soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 35, p. 889-901, 2004.

FRANCHINI, J.C.; GONZALEZ-VILA, F.J.; CABRERA, F.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Rapid transformations of plants water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 213, p. 55-63, 2001.

FRANCHINI, J.C.; HOFFMANN-CAMPO, C.B.; TORRES, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Organic composition of green manure during growth and its effect on cation mobilization in an acid Oxisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 34, p. 2045-2058, 2003.

GILLMAN, G.P.; BELL, L.C. Soil solution studies on weathered soils from tropical North Queensland. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 16, p. 67-77, 1978.

GUSTAFSSON, J.P. 2009. **Visual Minteq**. Available at: <http://www.lwr.kth.se/English/OurSoftware/Vminteq>. Acesso em: 20 Jul 2009.

HUE, N.V.; LICUDINE, D.L. Amelioration of subsoil acidity through surface application of organic manures. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 28, p. 623–632, 1999.

ISMAIL, I.; BLEVINS, R.L.; FRYE, W.W. Long-term no-tillage effects on soil properties and continuous corn yield. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 193-198, 1994.

KALBITZ, K.; SOLINGER S.; PARK, J.H.; MICHALZIK, B.; MATZNER, E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. **Soil Science**, Philadelphia, v. 165, p. 277-304, 2000.

LINDSAY, W.L. **Chemical equilibria in soils**. Blackburn Press, Caldwell, NJ, 1979.

LINDSAY, W.L. Inorganic phase equilibria of micronutrients in soil. In: MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M.; LINDSAY, W.L. (Ed.). **Micronutrients in agriculture**. Madison: Soil Science Society of America, 1972. p.41-57.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.

MARSH, B.H.; GROVE, J.H. Surface and subsurface soil acidity: soybean root response to sulfate-bearing spent lime. **Soil Science Society of America**, Madison, v. 56, p. 1837-1842, 1992.

MARTINS, O.C.; NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; RIBEIRO, A.C. Respostas à aplicação de diferentes misturas de calcário e gesso em solos. II Crescimento de raízes, adsorção de nutrientes e produtividade da soja. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 45, p. 451-466, 1998.

MEDA, A.D.; CASSIOLATO, M.E.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M. Alleviating soil acidity through plant organic compounds. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 44, p. 185-189, 2001.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. Resíduos vegetais: Influência na química de solos ácidos. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS NO SISTEMA PLANTIO DIRETO. 2000. Ponta Grossa. **Anais... Ponta Grossa**. 2000. p. 82-94.

MUCHOEVJ. R.M.C.; BORGES, A.C.; NOVAIS, R.F. Mineral nutrient composition of soybean grown in acid soil as affected by rate and Ca:Mg ratio of the liming material. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 40, p. 162-175, 1993.

NASCIMENTO, C.W.A.; MELO, E.E.C.; NASCIMENTO, R.S.M.P.; LEITE, P.V.V. Effect of liming on the plant availability and distribution of Zinc and Cooper among soil fractions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 38, p. 545-560, 2007.

NOGUEIRA, A.R.A.; MOZETO, A.A. Interações químicas do sulfato e do carbonato de cálcio em seis solos paulistas sob vegetação de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, p. 1-6, 1990.

NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Atividade de especiação química na solução afetadas pela adição de fósforo em Latossolo sob plantio direto em diferentes condições de acidez. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 955-963, 2006.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

PARKER, M.B.; PLANK, C.O.; ETHEREDGE, J.E.; MOSS, R.B. Long term effects of lime and micronutrients on soil and leaf analysis an yield of soybean grown on a Greenville soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 11, p. 297-316, 1980.

PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: Instituto Agrônômico do Paraná, 1992. 38 p. (Circular, 76)

PAVAN, M.A.; TAKACHI, C.Y.; MIYAZAWA, M. Estimativa da força iônica corrigida para pares de íons através da condutividade elétrica da solução do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 19, p. 345-347, 1995.

QUAGGIO, J.A.; GALLO, P.B.; FURLANI, A.M.C.; MASCARENHAS, H.A.A. Isoquantas de produtividade de soja e sorgo para níveis de calcário e molibdênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 337-344, 1998.

RAIJ, B. van; PEECH, M. Electrochemical properties of some Oxisols and Alfisols of the tropics. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 36, p. 587-593, 1972.

ROSOLEM, C.A.; CALONEGO, J.C.; FOLONI, J.S.S. Lixiviação de Potássio da palha de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 355-362, 2003.

SAHA, J.K.; ADHIKARI, T.; MANDAL, B. Effect of lime and organic matter on distribution of Zinc, Cooper, Iron, and Manganese in acid soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 30, p. 1819-1829, 1999.

SCHWAB, A.P.; RANSOM, M.D.; OWENSBY, C.E. Exchange properties of an Argiustoll: effect of long-term ammonium nitrate fertilization. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 53, p. 1412-1417, 1989.

SÍMOM, M.; GARCÍA, I. Physico-chemical properties of the soil-saturation extracts: estimation from electrical conductivity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 90, p. 99-109, 1999.

SOUZA, R.F.; FAQUIN, V.; ANDRADE, A.T.; TORRES, P.R.F. Formas de fósforos em solos sob influência da calagem e adubação orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p.1535-1544, 2007.

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

TANG, C.; RENGEL, Z.; DIATLOFF, E.; GAZEY, C. Response of wheat and barley to liming on a sandy soil with subsoil acidity. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 80, p. 235-244, 2003.

van der WATT, H. V. H; BARNARD, R. O.; CRONJE, I. J.; DEKKER, J; CROFT, G. J. B.; van der WALT, M. Amelioration of subsoil acidity by application of a coal-derived calcium fulvate to the soil surface. **Nature**, London, v. 350, p. 146-148, 1991.

van HEES, P.A.W.; LUNDSTRÖM, U.S.; GIESLER, R. Low molecular weight acids and their Al complexes in soil solution – composition, distribution and seasonal variation in three podzolized soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 94, p. 173-200, 2000.

WOLT, J.D. **Soil solution chemistry**. New York, John Wiley, 1994. 345p.

ZAMBROSI, F.C.B.; ALLEONI, L.R.F.; CAIRES, E.F. Liming and ionic speciation of an Oxisol under no-till system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, p. 190-203, 2008.

ZAMBROSI, F.C.B; ALLEONI, L.R.F.; CAIRES, E.F. Nutrient concentration in soil water extract and soybean nutrition in response to lime and gypsum applications to an acid Oxisol under no till system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 79, p. 169-179, 2007.

3 CALAGEM SUPERFICIAL, COBERTURA DE AVEIA PRETA E COMPARTIMENTOS DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO

Resumo

A taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e a disponibilização de nitrogênio (N) no perfil do solo são dependentes da disponibilidade de substratos orgânicos e da atividade microbiana. Os efeitos da calagem superficial e da cobertura de resíduos de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb), com ou sem nitrogênio, foram avaliados em área sob sistema plantio direto (SPD), num Latossolo Vermelho distrófico, textura média, em Ponta Grossa-PR (25°10'S, 50°05'W). O delineamento experimental utilizado foi em blocos ao acaso em esquema de parcela subdivididas, com três repetições. Nas parcelas principais foram aplicados os tratamentos de calcário, controle e 8 t ha⁻¹ de calcário dolomítico, e nas subparcelas foram instalados os tratamentos de cobertura vegetal: (i) pousio, sem resíduos de aveia preta, (ii) com resíduos de aveia preta e (iii) resíduos de aveia preta após aplicação de 180 kg ha⁻¹ de N. Foram avaliados alguns atributos químicos do solo, compartimentos de carbono (C) e N, potencial de mineralização de N (PMN) e taxa de mineralização de aminoácidos. A produção de massa seca de aveia preta durante os três anos avaliados não foi influenciada pelos tratamentos. A calagem superficial aumentou o pH do solo até 20 cm de profundidade e a condutividade elétrica (CE) na camada superficial (0-5 cm). A adubação nitrogenada causou acidificação do solo, aumento da CE e dos teores de NO₃⁻ em todo o perfil do solo. Devido à alta taxa de nitrificação, NO₃⁻ foi a forma predominante de N inorgânico. O potencial de mineralização aumentou nas camadas de 0-5 e 5-10 cm bem como o C na biomassa microbiana devido à aplicação de calcário na superfície. Os resíduos de aveia preta aumentaram o carbono solúvel em água quente (HWC) apenas na camada superficial do solo (0-5 cm). O HWC correlacionou positivamente ($p < 0,01$) com o C orgânico ($r = 0,77$), N total ($r = 0,82$), C-BM ($r = 0,77$) e N-BM ($r = 0,83$). A taxa de mineralização de aminoácidos, avaliada por meio do carbono marcado ¹⁴C no ¹⁴CO₂ respirado aumentou com a calagem apenas na camada superficial. A aplicação de calcário na superfície aumentou a atividade microbiana devido ao aumento do pH em camadas superficiais. Além disso, a cobertura de resíduos de aveia preta, com ou sem adubação nitrogenada, aumentou o HWC, um dos mais lábeis compartimentos da MOS.

Palavras-chave: Biomassa microbiana; Aminoácidos; Nitrificação; Mineralização

Abstract

The rate of mineralization of soil organic matter (SOM) and the availability of nitrogen (N) within the soil profile is dependent on the distribution of organic substrates and the activity of microorganisms. The short-term effects of surface lime application and black oat (*Avena strigosa* Schreb) cover residues - with or without N fertilization - were evaluated in a long-term no-till (NT) system under a loamy, kaolinitic, thermic Typic Hapludox in Ponta Grossa, state of Paraná, Brazil. Dolomitic lime was surface applied at 0 or 8 t ha⁻¹ on the main plots, and three treatments with crop covering were applied on the subplots: (i) fallow, (ii) black oat residues, and (iii) black oat residues after N fertilization at 180 kg ha⁻¹. Selected soil chemical properties, pools of carbon

(C) and N, potentially mineralizable N (PMN), and amino acid mineralization rate were evaluated. Black oat dry biomass was not affected by the treatments during three years. Surface liming increased both soil pH to a 20 cm depth and electric conductivity (EC) at the soil surface (0-5 cm). Nitrogen application decreased soil pH and increased EC as well as NO_3^- content throughout the soil profile (0-20 cm). Due to rapid nitrification, inorganic N was predominantly found as NO_3^- . PMN was increased in soil surface layers (0-5 and 5-10 cm) as well as microbial biomass C after lime application. Black oat cover residues increased the hot water extractable C (HWC) at the soil surface (0-5 cm). HWC was positively related ($p < 0.01$) to the organic C ($r = 0.77$), total N ($r = 0.82$), MB-C ($r = 0.77$) and MB-N ($r = 0.83$). Amino acid mineralization, evaluated through labeled ^{14}C evolved as $^{14}\text{CO}_2$, was increased by lime only in the topsoil. It is suggested that surface application of lime increases soil microbial activity due to an increase in soil pH at surface layers. In addition, cover of black oat residues, either with or without N fertilization, increased HWC, one of the most labile pools of SOM.

Keywords: Microbial biomass; Amino acids; Nitrification; Mineralization

3.1 Introdução

A mineralização da matéria orgânica é um processo chave que regula os ciclos dos nutrientes no solo. Umidade e temperatura do solo são os fatores edáficos mais importantes no controle dos processos de mineralização de carbono (C) e nitrogênio (N). As práticas de manejo de solo influenciam a estrutura da comunidade microbiana e seus processos bioquímicos por meio de mudanças na quantidade e na qualidade dos resíduos vegetais que entram no solo. Portanto, biomassa microbiana e atividades enzimáticas são os primeiros indicadores de mudanças nas propriedades do solo induzidas por sistemas de manejo (ACOSTA-MARTINEZ; TABATABAI, 2000).

A adoção do sistema plantio direto (SPD) no Brasil tem sido expressiva nos últimos anos. Na safra de 2007/2008, os agricultores brasileiros colheram em torno de 100 milhões de toneladas de grãos em mais de 25 milhões de hectares em SPD, representando mais de 50% da produção total de grãos no Brasil. A maioria dos solos no Brasil em que o SPD tem sido utilizado são Latossolos e Argissolos, cuja composição da fração argila é constituída de minerais com cargas variáveis, como caulinita e óxidos de Fe, Al e Mn, entre outros, os quais apresentam baixa capacidade de troca de cátions (FONTES; ALLEONI, 2006). Outro problema em solos com alto grau de intemperismo é a limitação da produção das culturas devido à acidez do solo. Em SPD, grandes quantidades de resíduos vegetais são mantidas na superfície do solo aumentando a sustentabilidade do sistema devido à redução da erosão (COGO; MOLDENHAUER; FOSTER, 1984) e ao aumento de matéria orgânica e dos níveis de fertilidade (TISDALE; NELSON;

BEATON, 1985; SHARPLEY; SMITH, 1989; DRINKWATER; WAGONER; SARRANTONIO, 1998). A aplicação de calcário é frequentemente requerida para aumento de produção das culturas. Como o solo não é revolvido em SPD, a não ser na operação de semeadura, o calcário é distribuído sobre a superfície do solo em vez de ser incorporado.

Calagem, cobertura de resíduos vegetais e adubação nitrogenada podem proporcionar efeitos variáveis no estoque de C, bem como na absorção de N pelas plantas, devido às diferenças na taxa de mineralização dos resíduos vegetais e da matéria orgânica. O aumento do pH do solo, como resultado da aplicação de calcário, pode afetar a disponibilidade dos nutrientes devido, entre outras às mudanças na atividade microbiana do solo. As coberturas vegetais afetam a quantidade e a qualidade dos resíduos adicionados na superfície do solo os quais são importantes na entrada de C da biomassa no solo e na retenção de N inorgânico (KUO; SAINJU; JELLUM, 1997), enquanto a adubação nitrogenada pode aumentar a produção de biomassa das plantas (SAINJU; SINGH; WHITEHEAD, 2002; LU et al., 2009).

As raízes se proliferam próximas à camada superficial do solo, principalmente em SPD, em que é fácil o acesso ao N mineralizado proveniente da decomposição do material orgânico. Geralmente, a atividade microbiana em camadas superficiais de solos sob SPD é maior do que em solos sob preparo convencional (LINN; DORAN, 1984). A alta atividade microbiana nos primeiros centímetros de solo tem sido atribuída a disponibilidade dos resíduos de plantas, dando a entender que a superfície do solo é a principal fonte de produção de N inorgânico (MURPHY; SPARLING; FILLERY, 1998). Trabalhos de campo com o objetivo de verificar o efeito da calagem superficial, resíduos de culturas e adubação nitrogenada nos compartimentos de C e N em áreas sob SPD em solos ácidos são limitados.

Nesse estudo objetivou-se avaliar os efeitos da calagem superficial e dos resíduos de aveia preta, com e sem adubação nitrogenada, nas propriedades químicas do solo, compartimentos de C e N, potencial de mineralização de N e taxa de mineralização de aminoácidos em um solo ácido de textura média sob SPD durante 26 anos.

3.2 Material e Métodos

O experimento foi instalado em Ponta Grossa, PR (25°10'S, 50°05'W) em um Latossolo Vermelho distrófico, textura média. Na tabela 1 estão os resultados de análises químicas, em maio de 2004, antes da instalação do experimento. A distribuição de partículas na camada

superficial (0-20 cm) foi de 295, 240, 465 g kg⁻¹ de argila, silte e areia, respectivamente. Considerando a fração argila, o solo tinha 268,5 g kg⁻¹ de caulinita, 26,8 g kg⁻¹ de goethita e 2,4 g kg⁻¹ de hematita. A precipitação anual é em torno de 1.550 mm com as médias das temperaturas máxima e mínima 22 e 13 °C, respectivamente. No início do experimento, a área experimental estava sob produção de grãos em SPD por 26 anos.

Tabela 1 - Resultado das análises químicas do solo antes da instalação do experimento (Maio de 2004) em diferentes profundidades

Prof.	pH CaCl ₂ 0,01 M	C	P ¹	H + Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	V
cm		g dm ⁻³	mg dm ⁻³	-----mmol _c dm ⁻³ -----					%
0-5	4,2	21	10	109	9	8	10	2,8	16
5-10	4,1	19	8	121	14	5	5	1,5	9
10-20	4,1	15	3	105	13	4	3	1,2	7

¹ Mehlich-1.

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados com parcelas subdivididas e três repetições. O tamanho da parcela foi de 6,5 x 6,4 m. Nas parcelas principais foram aplicados dois tratamentos: controle (sem calcário) e 8 t ha⁻¹ de calcário dolomítico (310 g kg⁻¹ de CaO, 230 g kg⁻¹ de MgO e 85% de poder relativo de neutralização total). A dose de calcário foi calculada para elevar a saturação por bases na camada superficial (0-20 cm) a 65%. Nas subparcelas foram avaliados três tratamentos de cobertura vegetal: (i) Av₀N₀: pousio, sem cobertura de aveia preta; (ii) Av₁N₀: com cobertura de aveia preta; (iii) Av₁N₁: com cobertura de aveia preta + 180 kg ha⁻¹ de N. O calcário foi aplicado manualmente sobre a superfície do solo em maio de 2004. Os tratamentos de cobertura vegetal foram implantados durante o inverno de 2004, 2005 e 2006, com densidade de sementes de 80 kg ha⁻¹ e espaçamento entre linhas de 0,17 m, sem fertilizantes. Nas parcelas que ficaram em pousio (Av₀N₀), a aveia preta foi dessecada em todos os anos com *glyphosate* logo após sua emergência. O N foi aplicado no estágio de alongação da cultura, usando nitrato de amônio como fonte. A sequência de cultura no verão foi: milho (2004-2005) e soja (2005-2006). Durante o período de florescimento, nos três anos, a parte aérea da aveia preta foi coletada em três linhas contínuas de 1 m (0,51 m²) para obtenção da produção de biomassa.

As amostras de solo foram coletadas em todas as parcelas nas seguintes profundidades: 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Foram retiradas 12 subamostras por parcela com trado calador para compor uma amostra composta. A amostragem foi realizada 30 meses após a aplicação do calcário e 30 dias após dessecação da aveia preta em 2006.

O pH do solo e a condutividade elétrica foram determinados em extrato aquoso conforme WOLT (1994). Em 20 g de solo, seco a 40 °C, foram adicionados 20 ml de água deionizada. As amostras foram agitadas por 15 min a 150 rpm. Após 1 h de repouso, as amostras foram agitadas novamente por mais 5 min e centrifugadas a 1.500 rpm por 30 min.

O C orgânico total do solo foi obtido pelo método de Walkley-Black. O N total do solo foi obtido após digestão ácida pelo método Kjeldahl. Nitrato (N-NO_3^-) e amônio (N-NH_4^+) foram extraídos com solução de KCl 1 mol L^{-1} (1:5 solo:solução). As amostras foram agitadas por 1 h e filtradas. N-NO_3^- e N-NH_4^+ dos extratos foram determinados em sistema de análise de injeção em fluxo contínuo (ASIA-Ismatec, Suíça). O C (C-BM) e N (N-BM) da biomassa microbiana foram obtidos pelo método da fumigação-extração (BROOKES et al., 1985), usando 10 g de solo, os quais foram fumigados por 24 h. Após a fumigação, foram adicionados 40 ml da solução de K_2SO_4 0,5 mol L^{-1} . As amostras foram agitadas e centrifugadas. O mesmo procedimento foi utilizado para as amostras não-fumigadas. O C oxidável e o N total foram determinados no analisador Shimadzu TOC-5000. Os fluxos de C e N foram convertidos para C-BM e N-BM usando coeficientes: $K_{ec} = 0,45$ (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987) e $K_{en} = 0,45$ (JENKINSON, 1988). O potencial de mineralização de N (PMN) foi calculado pelo acúmulo de N-NH_4^+ durante sete dias de incubação anaeróbica (10 g : 40 ml água) a 40 °C (KEENEY; BREMNER, 1966). O teor de N-NH_4^+ nos extratos foi determinado pelo método do hipoclorito-salicílico de Mulvaney (1966). O C solúvel em água quente (HWC) foi obtido pela incubação de 5 g de solo com 25 ml de água em tubo de polipropileno por 18 h a 70 °C (SPARLING; VOJVODIC-VUKOVIC; SCHIPPER, 1998). Os tubos foram agitados manualmente no final da incubação e centrifugados. O C nos extratos foi determinado no analisador Shimadzu TOC-5000. O potencial de nitrificação foi obtido com a incubação aeróbica de 10 g de solo por oito semanas a 25° C após adição de dose equivalente a 90 kg ha^{-1} de N-NH_4^+ na forma de sulfato de amônio (ALEF; NANNIPIERI, 1995). Após o período de incubação, o nitrato produzido foi extraído com KCl 1 mol L^{-1} . O teor de nitrato no extrato de KCl foi determinado por colorimetria pelo método da sulfanilamida (MIRANDA; ESPECY; WINK, 2001).

A mineralização de aminoácidos foi obtida pela adição de uma mistura uniforme de 15 ^{14}C -aminoácidos no solo e subsequente determinação do $^{14}\text{CO}_2$ respirado (JONES, 1999). A combinação de aminoácidos foi obtida pela mistura das seguintes formas L-isoméricas em equimolar proporção para atingir uma concentração individual de aminoácido de 666 μM e atividade específica de 1,0 kBq ml^{-1} : alanina, arginina, ácido aspártico, ácido glutâmico, glicina, histidina, isoleucina, leucina, lisina, fenilalanina, prolina, serina, treonina, tirosina, e valina. Foram adicionados 50 μl da mistura de aminoácidos a 5 g de solo em tubos de polipropileno (50 cm^3). Um recipiente com 1 ml de solução NaOH 1 mol L^{-1} foi colocado nos tubos para captura do $^{14}\text{CO}_2$. Este recipiente foi trocado após 3, 6 e 24 h. O $^{14}\text{CO}_2$ foi determinado por cintilação líquida.

Os resultados foram submetidos a análise de variância. As médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Tukey ($p = 0,05$).

3.3 Resultados e Discussão

A produção de massa seca de aveia preta não foi afetada pela calagem superficial e nem pela adubação nitrogenada durante os três anos avaliados (Tabela 2). O desenvolvimento da aveia preta e sua produção de massa seca, no inverno de 2004, foram influenciados por déficit hídrico no estágio vegetativo da cultura. Em média, a produção acumulada de massa seca de aveia preta durante os três anos foi em torno de 9,8 t ha^{-1} . Com objetivo de aumentar a produção de massa seca de aveia preta foram realizadas calagem e adubação nitrogenada. Como a aveia preta não é uma leguminosa, a adubação nitrogenada deveria aumentar sua produção, mas como resultado de longo tempo da área em SPD (26 anos), na qual a decomposição da matéria orgânica disponibiliza quantidades de N suficientes para o desenvolvimento, a aveia preta não respondeu à adubação nitrogenada durante os três anos. Ausência de resposta da calagem na cultura de aveia preta também foi observada por Caires, Garbuió e Barth (2008).

Tabela 2 - Produção de massa seca de aveia preta em função da calagem superficial e aplicação de nitrogênio durante três anos consecutivos

Tratamentos	2004	2005	2006
-----kg ha ⁻¹ -----			
Calcário, t ha⁻¹			
0	1.187 ± 218	3.749 ± 523	4.395 ± 353
8	1.077 ± 235	4.107 ± 501	5.114 ± 895
Valor F	0,3 ns	0,7 ns	3,1 ns
Nitrogênio, kg ha⁻¹			
0	1.216 ± 152	3.700 ± 327	4.558 ± 514
180	1.048 ± 265	4.156 ± 609	4.950 ± 938
Valor F	7,6 ns	5,4 ns	3,3 ns

ns: não significativo.

O pH no extrato aquoso (1:1, solo:água) aumentou com o calcário aplicado na superfície até a profundidade de 20 cm (Tabela 3). O aumento do pH com a calagem foi maior na camada superficial (0-5 cm), diminuindo o efeito com o aumento da profundidade. Na camada superficial (0-5 cm), o resíduo de aveia preta foi eficiente em elevar o pH do solo. O efeito da calagem superficial no pH do solo em camadas mais profundas em SPD observado neste estudo foi semelhante ao observado por outros autores (OLIVEIRA; PAVAN, 1996; CAIRES et al., 2005; 2008; CAIRES; GARBUIO; BARTH, 2008). Por sua vez, o movimento dos produtos da reação do calcário para o subsolo não foi dependente dos resíduos de aveia preta, como observado por Caires, Garbuiio e Barth (2008). Os resíduos de aveia preta mantidos na superfície do solo em áreas sob SPD promovem melhoria das condições de acidez (MEDA et al., 2001; CASSIOLATO et al., 2002) como resultado da alcalinidade e da descarboxilação de ânions orgânicos, o que leva a liberação íons hidroxila, aumentando o pH do solo (XU; TANG; CHEN, 2006).

A adubação nitrogenada reduziu o pH do solo em aproximadamente 0,4 unidade em todo o perfil do solo (Tabela 3). O efeito da adubação nitrogenada na redução do pH do solo foi resultado da nitrificação de NH_4^+ . Fertilizantes amoniacais podem gerar acidez pela liberação de íons H^+ de acordo com a seguinte reação: $\text{NH}_4\text{NO}_3 + 2\text{O}_2 \rightarrow 2\text{H}^+ + 2\text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O}$, quando nitrato de amônio é fonte de N (CHIEN; GEARHART; COLLAMER, 2008).

A calagem superficial apresentou pequeno efeito na CE, aumentando-a apenas na camada superficial (Tabela 3). A aveia preta não influenciou a CE, embora a adubação nitrogenada tenha aumentado a CE até 20 cm de profundidade. O pequeno efeito da calagem na EC está relacionado com a neutralização de íons H^+ por uma base, por exemplo, carbonato de

cálcio, e a geração de carga negativa por cada H^+ neutralizado, adsorvendo o Ca^{2+} sem nenhum aumento na força iônica, consequentemente sem efeito na CE. O aumento da CE pela adubação nitrogenada foi devido ao aumento dos teores de nitrato.

Tabela 3 - Valores de pH (1:1 p/v, relação solo:água), condutividade elétrica (CE) e teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) em função da calagem superficial e tratamentos de cobertura vegetal em diferentes profundidades

Tratamentos	pH (1:1 H_2O)	CE	NO_3^-	NH_4^+
		$\mu S\ cm^{-1}$	-----mg kg^{-1} -----	
Calcário, t ha^{-1}				
			0-5 cm	
0	$4,1 \pm 0,2$	302 ± 97	$21,6 \pm 9,6$	$10,8 \pm 4,0$
8	$5,7 \pm 0,2$	362 ± 78	$18,4 \pm 6,8$	$12,6 \pm 1,6$
Valor F	386,6**	17,7**	1,0 ns	1,1 ns
Cobertura				
Av₀ N₀	$4,9 \pm 0,8\ b$	$263 \pm 44\ b$	$14,9 \pm 1,7\ b$	$11,3 \pm 4,1$
Av₁ N₀	$5,1 \pm 0,9\ a$	$305 \pm 77\ b$	$15,7 \pm 3,1\ b$	$11,8 \pm 2,9$
Av₁ N₁	$4,6 \pm 0,9\ c$	$427 \pm 52\ a$	$29,4 \pm 7,5\ a$	$12,1 \pm 2,6$
Valor F	53,3**	11,1**	21,2**	0,1 ns
			5-10 cm	
0	$4,0 \pm 0,2$	215 ± 72	$13,5 \pm 9,0$	$7,4 \pm 2,9$
8	$4,5 \pm 0,2$	203 ± 47	$11,4 \pm 4,7$	$7,8 \pm 2,1$
Valor F	14,3**	1,2 ns	1,1 ns	0,1 ns
Cobertura				
Av₀ N₀	$4,2 \pm 0,2\ a$	$157 \pm 29\ b$	$7,6 \pm 2,0\ b$	$6,8 \pm 1,4$
Av₁ N₀	$4,4 \pm 0,2\ a$	$205 \pm 53\ a$	$8,9 \pm 1,5\ b$	$8,3 \pm 3,2$
Av₁ N₁	$4,1 \pm 0,4\ b$	$265 \pm 35\ a$	$20,9 \pm 5,8\ a$	$7,7 \pm 2,7$
Valor F	9,2**	19,1**	55,5**	0,5 ns
			10-20 cm	
0	$4,1 \pm 0,2$	185 ± 76	$14,6 \pm 9,2$	$6,2 \pm 1,4$
8	$4,3 \pm 0,1$	167 ± 46	$9,6 \pm 5,9$	$5,5 \pm 1,6$
Valor F	5,1*	2,3 ns	21,9**	4,0 ns
Cobertura				
Av₀ N₀	$4,3 \pm 0,1\ a$	$142 \pm 22\ b$	$8,5 \pm 2,0\ b$	$4,6 \pm 0,8$
Av₁ N₀	$4,3 \pm 0,1\ a$	$138 \pm 19\ b$	$6,0 \pm 2,4\ b$	$6,0 \pm 1,4$
Av₁ N₁	$4,0 \pm 0,2\ b$	$249 \pm 51\ a$	$21,8 \pm 5,5\ a$	$6,9 \pm 1,4$
Valor F	29,4**	33,8**	137,8**	3,7 ns

ns: não significativo; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$. Av₀ N₀: pousio; Av₁ N₀: aveia preta; Av₁ N₁: aveia preta + 180 kg ha^{-1} N. Médias seguidas pela mesma letra dentro das colunas não diferem pelo teste de Tukey ($p = 0,05$).

A adubação nitrogenada foi capaz de aumentar os níveis de nitrato até 20 cm de profundidade, apesar de não ter influenciado nos teores de amônio (Tabela 3). Estes efeitos não foram dependentes da aplicação de calcário. Os resíduos de aveia preta não afetaram os teores de nitrato e de amônio, com ou sem calcário, em todas as profundidades avaliadas (Tabela 3). Houve

interação significativa entre calagem e os tratamentos de cobertura vegetal na camada de 10-20 cm nos teores de nitrato. Houve redução nos teores de nitrato com a calagem apenas nas parcelas com plantas (Av_1N_0 e Av_1N_1). Os níveis de nitrato foram de $7,7 \text{ mg kg}^{-1}$ (Av_1N_0) e $26,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (Av_1N_1) na testemunha de calcário e $4,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (Av_1N_0) e $17,1 \text{ mg kg}^{-1}$ (Av_1N_1) nas parcelas que receberam 8 t ha^{-1} de calcário dolomítico. Para as parcelas em pousio, os teores de nitrato foram de $9,5$ e $8,0 \text{ mg kg}^{-1}$, sem e com calagem respectivamente.

Os teores de C orgânico e N total não foram afetados pelos tratamentos em todas as profundidades estudadas (Tabela 4). Tanto C orgânico quanto N total diminuíram com o aumento da profundidade. A relação C:N também não foi afetada pela calagem nem pelos tratamentos de cobertura, embora a relação C:N tenha aumentado com o aumento da profundidade. Ao contrário dos resultados deste estudo, Chan e Heenan (1999) observaram diminuição no teor de matéria orgânica após aplicação de calcário. A maior perda de C orgânico foi verificada na fração leve da matéria orgânica, em torno de 56% a menos de C nas parcelas que receberam o corretivo. A perda de C orgânico gerado pela calagem esteve relacionada à maior decomposição induzida pela mais alta atividade microbiana.

A aplicação de calcário foi eficiente em aumentar C-BM nas camadas de 0-5 e 5-10 cm e N-BM na camada de 0-5 cm (Tabela 4). Os resíduos de aveia preta sem adubação nitrogenada também aumentaram N-BM na camada de 0-5 cm. A relação C:N na biomassa microbiana diminuiu com a calagem apenas na camada superficial (0-5 cm) e também aumentou com o aumento da profundidade (Tabela 4). Ekenler e Tabatabai (2003) comentaram que os efeitos da calagem no C-BM são dependentes de qual pH é atingido. Estes autores encontraram efeito negativo no C-BM em altas doses de calcário aplicadas ($57,4 \text{ t ha}^{-1}$ acumulado ao longo dos anos), em que o pH atingido foi maior que 6. Meio alcalino é mais favorável ao crescimento de bactérias do que fungos, e considerando que a maior parte do C está na biomassa de fungos, eles não são eficientes em se desenvolver em valores de pH altos; com isso ocorre redução do C-BM. A maioria dos fungos tem relação C:N em torno de 12:1 a 10:1 (GRIFFIN, 1972), enquanto bactérias tem relação C:N em torno de 3:1 a 6:1 (GREENWOOD, 1968), o que explica a menor relação C:N da biomassa microbiana nas parcelas em que o calcário foi aplicado. A relação C:N da biomassa microbiana aumentou com a profundidade devido aos menores valores de N microbiano. Além disso, a redução da atividade microbiana pode também contribuir para menor imobilização de N nestas profundidades (BOLTON JR; SMITH; LINK, 1993). Portanto, neste

estudo, a calagem pode ter melhorado a qualidade das fontes disponíveis de C para os microorganismos e aumentado a atividade de grande parte da comunidade microbiana. Kemmitt et al. (2006) observaram aumento linear no C-BM, mas sem efeito na N-BM em dois Cambissolos, 37 anos após a calagem.

Tabela 4 - Teores de C orgânico (CO) e N total (NT), relação C/N, C (C-BM), N (N-BM) e relação C/N (C:N-BM) na biomassa microbiana e carbono solúvel em água quente (HWC) em função da calagem superficial e tratamentos de cobertura vegetal em diferentes profundidades

Trat.	CO	NT	C/N	C-BM	N-BM	C:N-BM	HWC
	-----g kg ⁻¹ -----			-----mg kg ⁻¹ -----			mg kg ⁻¹
	0-5 cm						
0	21,8 ± 2,2	1,8 ± 0,3	12,6 ± 2,3	283 ± 41	28,5 ± 7,0	10,3 ± 2,0	798 ± 104
8	23,7 ± 1,0	1,9 ± 0,1	12,7 ± 1,3	398 ± 35	49,2 ± 5,3	7,8 ± 0,5	952 ± 139
Valor F	2,1 ns	0,8 ns	0,1 ns	20,0**	33,6**	6,0*	3,8 ns
Cobertura							
Av ₀ N ₀	22,7 ± 2,2	1,8 ± 0,2	12,7 ± 1,3	347 ± 67	37,6 ± 7,9 b	8,9 ± 1,5	802 ± 156 b
Av ₁ N ₀	22,9 ± 1,8	1,9 ± 0,1	12,3 ± 0,9	354 ± 76	41,7 ± 9,0 a	9,0 ± 1,6	900 ± 134 a
Av ₁ N ₁	22,7 ± 2,1	1,8 ± 0,4	12,9 ± 2,8	320 ± 74	37,3 ± 8,5 b	9,3 ± 2,6	922 ± 131 a
Valor F	0,1 ns	0,4 ns	0,2 ns	2,4 ns	5,2*	0,2 ns	6,0**
	5-10 cm						
0	18,9 ± 2,3	1,3 ± 0,1	14,1 ± 1,9	227 ± 20	18,0 ± 5,9	13,4 ± 2,8	510 ± 57
8	19,1 ± 1,8	1,5 ± 0,2	13,1 ± 2,0	263 ± 30	23,7 ± 5,6	11,5 ± 2,3	536 ± 63
Valor F	0,3 ns	5,0 ns	3,0 ns	13,7**	1,5 ns	0,7 ns	0,2 ns
Cobertura							
Av ₀ N ₀	18,9 ± 1,2	1,3 ± 0,1	14,2 ± 1,0	247 ± 24	22,8 ± 4,3	11,0 ± 1,4	503 ± 84
Av ₁ N ₀	18,2 ± 2,1	1,4 ± 0,2	13,0 ± 2,3	244 ± 33	20,5 ± 6,7	12,8 ± 3,4	507 ± 25
Av ₁ N ₁	19,8 ± 2,4	1,5 ± 0,1	13,5 ± 2,4	244 ± 40	19,2 ± 8,0	13,5 ± 2,6	559 ± 47
Valor F	1,1 ns	2,9 ns	0,9 ns	0,1 ns	0,7 ns	2,5 ns	3,0 ns
	10-20 cm						
0	16,6 ± 3,1	1,2 ± 0,2	13,6 ± 3,4	218 ± 32	18,3 ± 2,7	12,0 ± 1,5	382 ± 21
8	17,7 ± 2,0	1,2 ± 0,1	14,6 ± 2,1	243 ± 45	19,0 ± 2,5	12,9 ± 2,3	359 ± 43
Valor F	0,3 ns	1,8 ns	0,5 ns	1,4 ns	0,3 ns	1,0 ns	3,0 ns
Cobertura							
Av ₀ N ₀	16,3 ± 1,6	1,2 ± 0,1	14,1 ± 2,1	223 ± 37	19,4 ± 1,5	11,5 ± 1,4	377 ± 52
Av ₁ N ₀	18,2 ± 3,5	1,2 ± 0,1	15,8 ± 3,3	240 ± 35	18,1 ± 1,3	13,4 ± 2,6	361 ± 28
Av ₁ N ₁	17,0 ± 2,3	1,4 ± 0,2	12,5 ± 2,1	228 ± 51	18,3 ± 4,1	12,5 ± 1,2	373 ± 22
Valor F	1,3 ns	5,0 ns	3,1 ns	0,3 ns	0,3 ns	1,8 ns	0,3 ns

ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$; Av₀ N₀: pousio; Av₁ N₀: aveia preta; Av₁ N₁: aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N. Médias seguidas pela mesma letra dentro das colunas não diferem pelo teste de Tukey ($p = 0,05$).

A biomassa microbiana do solo é uma das frações mais lábeis da matéria orgânica, sendo sensível às primeiras mudanças das propriedades biológicas do solo como resultado de

práticas de manejo (SAINJU et al., 2006; COOKSON; MURPHY; ROPER, 2008). Powlson e Brookes (1997) observaram depois de 18 anos que os conteúdos de C orgânico e N total foram apenas 5 e 10%, respectivamente, maior nas parcelas em que os restos da cultura anterior foram incorporados ao solo do que quando estes foram queimados. Por outro lado, o aumento do C-BM foi de até 45% nas parcelas com incorporação dos resíduos vegetais. Cookson, Murphy e Roper (2008) não observaram diferenças nos conteúdos de C e N total entre sistemas de cultivos, mas a fração leve da matéria orgânica, C orgânico dissolvido e C-BM foram maiores em SPD do que em sistema de preparo convencional, sugerindo que as frações lábeis da matéria orgânica são as mais facilmente alteradas com práticas de manejo, apesar de as técnicas de cultivo terem influenciado na distribuição da matéria orgânica dentro dos compartimentos e não no conteúdo total. Stark et al. (2008) observaram que a adição de 4 t ha⁻¹ de resíduos de tremoço foi eficiente para estimular a comunidade microbiana, resultando no aumento de atividades enzimáticas e mineralização de N. A relação C:N dos resíduos de tremoço está em torno de 14:1, enquanto a relação C:N dos resíduos de aveia preta está em torno de 30:1. Isto significa que os resíduos de tremoço são mais facilmente decomponíveis pelos microorganismos quando comparados com os resíduos de aveia preta.

Para determinar os primeiros efeitos das práticas de manejo nas frações mais lábeis da matéria orgânica do solo, o C solúvel em água quente (HWC) tem sido um dos métodos mais sensível e considerado um consistente indicador da qualidade do solo (GHANI; DEXTER; PERROTT, 2003). A temperatura de 70 °C permite a quebra de células vegetativas microbianas e também permite que componentes microbianos sejam extraídos (SPARLING; VOJVODIC-VUKOVIC; SCHIPPER, 1998). Não foi observado efeito da calagem no HWC nas profundidades estudadas (Tabela 4). Ao contrário, a cobertura de aveia preta, com e sem adubação nitrogenada, aumentou esta forma de C na camada de 0-5 cm. Independentemente dos tratamentos e das profundidades, foi observada correlação positiva ($p < 0,01$) entre o HWC e CO ($r = 0,77$), NT ($r = 0,82$), C-BM ($r = 0,77$) e N-BM ($r = 0,83$). Após três anos em que os resíduos de aveia preta foram mantidos na superfície do solo, o HWC foi o compartimento da matéria orgânica mais eficiente em detectar os efeitos da manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo.

O PMN foi estimulado pela calagem superficial até a profundidade de 10 cm (Figura 1). Não foram observados efeitos dos tratamentos de cobertura vegetal na mineralização de N em

todas as profundidades amostradas (dados não mostrados). O N acumulado durante a incubação anaeróbica foi 46, 38 e 7% maior nos tratamentos com calcário comparado com o tratamento controle, nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente. É bem conhecido que a calagem estimula a atividade de microorganismos os quais também possuem papel importante na mineralização de C e de N. Fuentes et al. (2006) mostraram que a calagem aumentou os níveis de nitrato devido a condições mais favoráveis ao crescimento de nitrificadores ($\text{pH} > 5,5$) e também devido ao aumento de C orgânico dissolvido. Neste estudo não foi observado aumento dos níveis de nitrato com a calagem. Isto pode ser explicado pelo melhor desenvolvimento da aveia preta nas parcelas que receberam calcário, o que levou a redução dos níveis de nitrato no solo devido ao aumento da absorção de N pela cultura. O efeito da calagem no PMN diminuiu com o aumento da profundidade, bem como aconteceu com o pH, sendo esta a variável determinante para o aumento da mineralização de N.

Figura 1 - Pontencial de mineralizacao de N (PMN) em função da calagem em diferentes profundidades. ns: não significativo; **: $p < 0,01$

O solo deste estudo foi coletado após a seguinte rotação: aveia preta, milho, aveia preta, soja e aveia preta. Neste sistema de rotação de culturas, a maior parte dos resíduos deixados na superfície do solo possuem alta relação C:N (>30), e além disso, a área experimental tem sido cultivada em sistema plantio direto por 26 anos. Esta combinação forneceu N suficiente para a aveia preta a partir da mineralização de N de fontes orgânicas. A mineralização de N é afetada

pelas culturas de cobertura, época de amostragem e sistema de rotação de cultura. Deng e Tabatabai (2000) observaram em uma rotação milho-milho-aveia-pousio que o N mineralizado acumulado foi maior quando o solo foi coletado após pousio, seguido da coleta após milho e por último após aveia. Deng e Tabatabai (2000) também observaram que em solos sob monocultura de milho contém mais N mineralizado do que em áreas sob monocultura de soja, e a aplicação de N (180 kg ha^{-1}) não influenciou na mineralização de N, o que está de acordo com nossos resultados.

A fonte de N inorgânico para absorção por plantas não leguminosas são tanto por N derivado da decomposição da matéria orgânica ou de adubação nitrogenada. A estimativa da mineralização de N pode ser uma ferramenta útil para reduzir as quantidades de nitrogênio aplicado, otimizando a produção das culturas sem risco de poluição ambiental. Os resultados de PMN sugerem que em áreas com acidez do solo corrigida e a longo período sob plantio direto a quantidade de N aplicado pode ser reduzida.

A aplicação de calcário aumentou a taxa de nitrificação na camada superficial do solo (0-5 cm) (Figura 2A), enquanto a adubação nitrogenada (Av_1N_1) foi capaz de aumentar a taxa de nitrificação em todo o perfil do solo estudado (0-20 cm) (Figura 2B). A taxa de nitrificação foi de aproximadamente 100% maior nos tratamentos com calagem na camada de 0-5 cm. A mesma diferença foi observada quando N foi aplicado na cultura da aveia preta na mesma profundidade, independentemente da aplicação de calcário. Com o aumento da profundidade, o efeito da calagem na nitrificação também diminuiu. Ao contrário, o efeito da adubação nitrogenada se intensificou com o aumento da profundidade. No geral, em torno de 71,4% da nitrificação ocorreu na camada superficial, caindo para 15,6% de 5-10 cm e 13,0% de 10-20 cm.

Os agentes nitrificantes foram estimulados pela aplicação de calcário devido ao aumento do pH do solo. Persson e Wiern (1995) não observaram ocorrência de nitrificação em pH abaixo de 4. Os efeitos da calagem superficial no pH do solo foram reduzidos com aumento da profundidade. Em valores baixos de pH, houve considerável redução na taxa de nitrificação.

Figura 2 - Potencial de nitrificação em função da calagem superficial (A) e dos tratamentos de cobertura (B) em diferentes profundidades. ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$; Av₀N₀: pousio; Av₁N₀: aveia preta; Av₁N₁: aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N. Médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($p = 0,05$)

A adubação nitrogenada é uma das fontes de emissão de N₂O dos solos. É bem conhecido que N₂O contribui significativamente no efeito estufa, com potencial de aquecimento global em torno de 300 vezes mais alto que do CO₂ sendo que a agricultura é identificada como fonte antropogênica primária (IPCC, 2007). Os processos de denitrificação e nitrificação são responsáveis pela emissão de aproximadamente 12 Tg de N por ano para atmosfera (GRUBER; GALLOWAY, 2008). Bremner e Blackmer (1978) mostraram que a emissão de N₂O durante a nitrificação de fertilizantes nitrogenados não teve efeito no que diz respeito a perda de N do fertilizante, mas foi significativa na emissão de óxido nitroso para atmosfera. Dusenbury et al. (2008) observaram na região do semi-árido do Canadá que a fração do N do fertilizante perdida como N₂O variou entre 0,08 a 0,45%. Oorts et al. (2007) observaram que a nitrificação aumentou pela alta temperatura do solo e adição de N (nitrato de amônio), e que a emissão de N₂O durante a primavera, verão e outono foi produto da nitrificação em vez da denitrificação. A adubação nitrogenada pode aumentar o potencial de seqüestro de C como resultado do aumento da biomassa das plantas (LU et al., 2009). Em contrapartida, o aumento da taxa de nitrificação devido à calagem e/ou adubação nitrogenada pode contribuir para o aumento de N₂O para atmosfera. A redução do potencial líquido de aquecimento global é dependente do impacto de práticas de manejo (sistema de cultivo, calagem, adubação nitrogenada).

A taxa de mineralização de aminoácido foi linear até 24 h e foi fortemente influenciada pela calagem na camada superficial (Tabela 5). A mineralização de aminoácidos reduziu gradualmente com o aumento da profundidade. Os resíduos vegetais de aveia preta e a adubação nitrogenada não influenciaram na taxa de mineralização de aminoácidos. A quantidade acumulada de aminoácido mineralizada no solo foi função do pH e do HWC, de acordo com a seguinte regressão: $AA = 7,78^{**}pH + 0,02^{**}HWC - 27,50$ ($R^2 = 0,83$, $p < 0,01$), em que AA (%) é o acumulado de aminoácidos mineralizado após 24 h, pH no extrato aquoso (1:1, m:v) e HWC ($mg\ kg^{-1}$) é o carbono solúvel em água quente.

Tabela 5 - Taxa de mineralização de aminoácidos obtida pela quantidade de $^{14}CO_2$ respirado após adição de uma mistura de 15 aminoácidos ao solo na camada de 0-5 cm

Tratamentos	3 h	6 h	24 h	Acumulado
Calcário, t ha⁻¹	-----%			
0	1,4 ± 0,3	1,5 ± 0,5	17,2 ± 4,4	20,2 ± 4,9
8	3,9 ± 0,6	5,8 ± 1,5	24,3 ± 2,9	34,0 ± 3,2
Valor F	142,9**	413,6**	36,1*	209,8**
Cobertura				
Av₀ N₀	2,8 ± 1,6	3,4 ± 2,5	20,7 ± 5,6	26,9 ± 8,7
Av₁ N₀	2,8 ± 1,4	4,3 ± 2,7	21,1 ± 3,7	28,3 ± 6,6
Av₁ N₁	2,3 ± 1,4	3,3 ± 2,3	20,5 ± 6,7	26,1 ± 9,3
Valor F	2,5 ns	1,2 ns	0,1 ns	0,7 ns

ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$; Av₀N₀: pousio; Av₁N₀: aveia preta; Av₁N₁: aveia preta + 180 kg ha⁻¹ N.

A produção e o fluxo de aminoácidos na solução do solo são dependentes de fatores físicos, químicos e biológicos, os quais irão determinar a disponibilidade de formas inorgânicas de N para uso das plantas (KEMMITT et al., 2008). Neste estudo, parte do nitrogênio mineralizado durante a incubação anaeróbica pode ter sido proveniente da mineralização de aminoácidos. O total de aminoácidos mineralizado foi positivamente correlacionado com o PMN ($r = 0,87$, $p < 0,01$). Aminoácidos representam considerável adição de N em muitos ecossistemas, especialmente aqueles que não recebem adição de N, e tanto raízes mortas como o material orgânico na superfície do solo são as principais fontes de aminoácidos (JONES; KIELLAND, 2002).

A decomposição de aminoácidos nos solos é alta, mas a contínua reposição de aminoácidos na solução solo é devida a quebra de proteínas por microorganismos (JONES, 1999). Estudando a degradação de aminoácidos afetada pela profundidade em amostras de solo do Norte do País de Gales, Kemmitt et al. (2008) mostraram que a meia-vida dos aminoácidos adicionados no solo foi de 5,8 h na camada de 0-10 cm, 20 h a 50 cm e 33 h a 100 cm de profundidade. Foi observada rápida degradação dos aminoácidos, principalmente na camada superficial (0-5 cm). Isto reflete a alta atividade microbiana em camadas mais superficiais particularmente quando calcário foi aplicado.

3.4 Conclusões

A aplicação de calcário na superfície de solos sob plantio direto aumentou a biomassa e atividade microbiana na superfície (0-5 cm) devido ao aumento na mineralização de N, nitrificação e mineralização de aminoácidos. A mineralização de aminoácidos pode contribuir como fonte de N em sistema plantio direto, sendo função do pH e HWC. Resíduos de cobertura de aveia preta, com e sem adubação nitrogenada, aumentaram HWC, um dos compartimentos mais lábeis da MO do solo.

Referências

- ACOSTA-MARTINEZ, V.; TABATABAI, M.A. Arylamidase activity of soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 215-221, 2000.
- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic press, 1995. 576p.
- BOLTON JR, H.; SMITH, J.L.; LINK, S.O. Soil microbial biomass and activity of a disturbed shrub-steppe ecosystem. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 545-552, 1993.
- BREMNER, J.M.; BLACKMER, A.M. Nitrous Oxide: Emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen. **Science**, Washington, v. 199, p. 295-296, 1978.
- BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 17, p. 837-842, 1985.
- CAIRES, E.F.; ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A.; BARTH, G. Surface application of lime for crop grain production under a no till system. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, p. 791-798, 2005.

CAIRES, E.F.; GARBUIO, F.J.; BARTH, G. Surface application of lime and cover black oat and corn residues for no-till soybean production. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 39, p. 2102-2118, 2008.

CAIRES, E.F.; GARBUIO, F.J.; CHURKA, S.; BARTH, G.; CORREA, J.C.L. Effects of soil acidity amelioration by surface liming on no till corn, soybean, and wheat root growth and yield. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 28, p. 57-64, 2008.

CASSIOLATO, M.E.; MIYAZAWA, M.; MEDA, A.R.; PAVAN, M.A. A laboratory method to estimate the efficiency of plant extract to neutralize soil acidity. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, p. 183-187, 2002.

CHAN, K.Y.; HEENAN, D.P. Lime-induced of soil organic carbon and effect on aggregate stability. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1841-1844, 1999.

CHIEN, S.H.; GEARHART, M.M.; COLLAMER, D.J. The effect of different ammoniacal nitrogen source on soil acidification. **Soil Science**, Philadelphia, v. 173, p. 544-551, 2008.

COGO, N.P.; MOLDENHAUER, W.C.; FOSTER, G.R. Soil loss reductions from conservation tillage practices. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 4, p. 60-64, 1984.

COOKSON, W.R.; MURPHY, D.V.; ROPER, M.M. Characterizing the relationship between soil organic matter components and microbial function and composition along a tillage disturbance gradient. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 763-777, 2008.

DENG, S.P.; TABATABAI, M.A. Effect of cropping system on nitrogen mineralization in soils. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 31, p. 211-218, 2000.

DRINKWATER, L.E.; WAGONER, P.; SARRANTONIO, M. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. **Nature**, London, v. 396, p. 262-265, 1998.

DUSENBURY, M.P.; ENGEL, R.E.; MILLER, P.R.; LEMKE, R.L.; WALLANDER, R. Nitrous oxide emissions from a Northern Great Plains Soil as influenced by nitrogen management and cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 37, p. 542-550, 2008.

EKENLER, M.; TABATABAI, M.A. Effects of liming and tillage system on microbial biomass and glycosidases in soils. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 39, p. 51-61, 2003.

FONTES, M.P.F.; ALLEONI, L.R.F. Electrochemical attributes and availability of nutrients, toxic elements, and heavy metal in tropical soils. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, p. 589-608, 2006.

FUENTES, J.P.; BEZDICEK, D.F.; FLURY, M.; ALBRECHT, S.; SMITH, J.L. Microbial activity affected by lime in a long-term no-till soil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 88, p. 123-131, 2006.

- GHANI, A.; DEXTER, M.; PERROTT, K.W. Hot-water extractable in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 1231-1243, 2003.
- GREENWOOD, D.J. Measurement of microbial metabolism in soil. In: GRAY, T.R.G.; Parkinson, D. (Ed.). **The ecology of soil bacteria**. Toronto: University of Toronto, Toronto, 1968. p.138-157.
- GRIFFIN, D.M. **Ecology of soil fungi**. New York: Syracuse University Press, Syracuse, 1972. 193p.
- GRUBER, N.; GALLOWAY, J.N. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. **Nature**, London, v. 451, p. 293-296, 2008.
- IPCC **Climate changes 2007**: Synthesis Report. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 52p.
- JENKINSON, D.S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: WILSON, J.R. (Ed.). **Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems**. 1988, p. 368-386. (CAB International: Wallingford, UK).
- JONES, D.L. Amino acid biodegradation and its potential effects on organic nitrogen capture by plants. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 613-622, 1999.
- JONES, D.L.; KIELLAND, K. Soil amino acid turnover dominates the nitrogen flux in permafrost-dominated taiga forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 209-219, 2002.
- KEENEY, D.R.; BREMNER, J.M. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. **Agronomy Journal**, Madison, v. 58, p. 498-503, 1966.
- KEMMITT, S.J.; WRIGHT, D.; GOULDING, K.W.T.; JONES, D.L. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agriculture soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 898-911, 2006.
- KEMMITT, S.J.; WRIGHT, D.; MURPHY, D.V.; JONES, D.L. Regulation of amino acid biodegradation as affected by depth. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 44, p. 933-941, 2008.
- KUO, S.; SAINJU, U.M.; JELLUM, E.J. Winter cover crops effects on organic carbon and carbohydrates. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, p. 145-152, 1997.
- LINN, D.M.; DORAN, J.W. Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p. 794-799, 1984.

- LU, F.; WANG, X.; HAN, B.; OUYANG, Z.; DUAN, X.; ZHENG, H.; MIAO, H. Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no-tillage in China's cropland. **Global Change Biology**, Malden, v. 15, p. 281-305, 2009.
- MEDA, A.R.; CASSIOLATO, M.E.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M. Alleviating soil acidity through plant organic compounds. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 44, p. 185-189, 2001.
- MIRANDA, K.M.; ESPECY, M.G.; WINK, D.A. A rapid, simple spectrophotometric method for simultaneous detection of nitrate and nitrite. **Nitric oxide-Biology and Chemistry**, San Diego, v. 5, p. 62-71, 2001.
- MULVANEY, R.L. Nitrogen-inorganic forms. In: SPARKS, D.L. (Ed.) **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1966, p. 1123-1184. ISBN 0891188258.
- MURPHY, D.V.; SPARLING, G.P.; FILLERY, I.R.P. Stratification of microbial biomass C and N and gross N mineralisation with soil depth in two contrasting Western Australian Agricultural soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 36, v. 45-55, 1998.
- OLIVEIRA, E.L.; PAVAN, M.A. Control of soil acidity in no till system for soybean production. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 38, p. 47-57, 1996.
- OORTS, K.; MERCKX, R.; GREHAN, E.; LABREUCHE, J.; NICOLARDOT, B. Determinants of annual fluxes of CO₂ and N₂O in long-term no-tillage and conventional tillage system in northern France. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 95, p. 133-148, 2007.
- PERSSON, T.; WIREN, A. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 168, p. 55-65, 1995.
- POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 159-164, 1997.
- SAINJU, U.M.; SINGH, B.P.; WHITEHEAD, W.F. Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 63, p. 162-179, 2002.
- SAINJU, U.M.; SINGH, B.P.; WHITEHEAD, W.F.; WANG, S. Carbon supply and storage in tilled and nontilled as influenced by cover crops and nitrogen fertilization. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, p. 1507-1517, 2006.
- SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.Z. Mineralization and leaching of phosphorus from soil incubated with surface-applied and incorporated crop residue. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 18, p. 101-105, 1989.

SPARLING, G.; VOJVODIC-VUKOVIC, M.; SCHIPPER, L.A. Hot water soluble C as a simple measure of labile organic matter: The relationship with microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 30, p. 1469-1472, 1998.

STARK, C.H.; CONDRON, L.M.; O'CALLAGHAN, M.; STEWART, A.; DI, H.J. Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralization resulting from farm management history and organic matter amendments. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 1352-1363, 2008.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizers**. 4th ed. New York: Macmillan, 1985. 754p.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987.

WOLT, J.D. **Soil solution chemistry: applications to environmental science and agriculture**. New York: John Willey, 1994. p. 345.

XU, J.M.; TANG, C.; CHEN, Z.L. The role of plant residues in pH change of acids soils differing in initial pH. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 709-719, 2006.

4 EFEITO DA CALAGEM E DA COBERTURA DE RESÍDUOS DE AVEIA PRETA NA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

Resumo

Práticas de manejo, tais como sistemas de cultivo e calagem, influenciam a comunidade microbiana do solo e também seus processos bioquímicos devido a quantidade e qualidade de resíduos vegetais aportados no solo. O local dos resíduos no solo, na superfície ou incorporados, também pode afetar a atividade microbiana. O objetivo deste estudo foi determinar os efeitos de curto prazo da calagem e dos resíduos de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) na composição da solução do solo e a resposta da comunidade microbiana à adição de pequena quantidade de glicose. Amostras de solo foram retiradas da camada superficial (0-20 cm) de um Latossolo Vermelho distrófico, textura média, em Ponta Grossa, Paraná, Brasil (25°10'S, 50°05'W). O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com três repetições. Os tratamentos foram: dois níveis de acidez do solo (controle e 8 t ha⁻¹ de calcário dolomítico) e três tratamentos de cobertura vegetal: (i) sem resíduos de aveia preta, (ii) resíduos de aveia preta na superfície do solo e (iii) resíduos de aveia preta incorporados ao solo. Os solos foram incubados por um período de dois meses. A solução do solo foi extraída após 4, 9, 25 e 57 dias do início da incubação. A resposta da biomassa microbiana à adição de glicose também foi avaliada. Os resíduos de aveia preta incorporados ao solo foram capazes de aumentar o pH, concentração de substâncias húmicas e carbono orgânico dissolvido bem como estimular o crescimento da biomassa microbiana. A condutividade elétrica aumentou em função do tempo de incubação, o mesmo acontecendo com os teores de nitrato. O teor de aminoácidos na solução do solo aumentou com adição de resíduos de aveia preta, na superfície ou incorporados, mas apenas na primeira época de coleta. O aumento do pH contribuiu para aumento da taxa de nitrificação. O aumento da atividade microbiana devido ao aumento do pH promoveu menores teores de aminoácidos e maiores quantidades de substâncias húmicas em todas as épocas de amostragem. A quantidade de ¹⁴C-CO₂ respirado do solo após adição de ¹⁴C-glicose foi maior sem resíduos de aveia preta do que nos outros tratamentos. Conclui-se que a liberação inicial de compostos orgânicos dos resíduos de aveia preta foi utilizada como fonte de carbono para biomassa microbiana. Ainda, a atividade microbiana aumentou com o aumento do pH.

Palavras-chave: Mineralização; Aminoácidos; Solução do solo; Atividade microbiana; Substâncias húmicas; Glicose

Abstract

Soil management practices, such as cropping system and liming, influence soil microbial community structure and its biochemical process through changes in the quantity and quality of plant residues entering into the soil. The presence and location of crop residues in soil, e.g. either on soil surface (no till system) or incorporated also may affect soil microbial activity. The aim of this study was to evaluate the short-term effects of liming and black oat residues on soil solution composition and the response of soil microbial biomass to small glucose-C addition. Soil samples were taken from a long-term experiment under a no-till agronomic system located in Ponta Grossa, PR, Brazil (25°10'S, 50°05'W). Soil was a loamy, kaolinitic, thermic Typic Hapludox. A

completely randomized factorial design was used with three replications. The treatments were: two levels of soil acidity (control and dolimitic lime at 8 t ha⁻¹) and three cover crop treatments: (i) without black oat residues, (ii) black oat residues on the soil surface, and (iii) black oat residues incorporated into the soil. The soils were incubated for up to 2 months. Soil solution was extracted after 4, 9, 25 and 57 d. The response of microbial biomass to addition of glucose was also evaluated. Black oat residues incorporated into the soil were able to increase soil solution pH, humic substances, dissolved organic C as well as to stimulate soil microbial biomass. Electrical conductivity increased throughout the experiment along with nitrate content. Amino acids content were increased by black oat residues either on soil surface or incorporated, but only at 4th day. The increase in soil pH contributed to the increase in nitrification rate. Lime application increased humic substances and decrease amino acids contents throughout the experiment as a result of high microbial activity. The ¹⁴CO₂ evolved after glucose addition was larger without black oat residues than in other treatments. In conclusion, the initial amount of organic compounds released from black oat residues were used as an initial source of C to microbial biomass. In addition, microbial activity was enhanced under soil pH increased.

Keywords: Mineralization; Amino acids; Soil solution; Microbial activity; Humic substances; Glucose

4.1 Introdução

A presença de resíduos culturais é importante para a conservação do solo e da água. Os resíduos são responsáveis pela manutenção do teor de matéria orgânica do solo e da ciclagem de nutrientes bem como proporcionando melhora dos atributos físicos e biológicos do solo. A ciclagem de nutrientes nos solos é altamente dependente da energia fornecida para a biota do solo. Os ciclos do carbono (C) e do nitrogênio (N) são altamente relacionados, sendo que o metabolismo do C é a força promotora.

Muitos compostos orgânicos são produzidos como resultado da decomposição de resíduos orgânicos deixados na superfície do solo, especialmente em sistema plantio direto (SPD), embora ácidos orgânicos de baixa massa molecular e aminoácidos apresentem vida curta nos solos. Estes compostos orgânicos são fontes de energia para microorganismos e afetam processos químicos e biológicos no solo, tais como complexação orgânica de metais e disponibilidade de N inorgânico. A composição de ácidos orgânicos nas plantas é muito variável e dependente da espécie, idade da planta e condições químico-físicas em que as plantas se encontram (AOYAMA, 1996; FRANCHINI et al., 2003).

Os resíduos vegetais decompõem-se em duas fases: uma primeira em que compostos facilmente decomponíveis são utilizados por microorganismos, e a segunda fase, mais lenta, na qual os compostos mais resistentes são decompostos (DUONG; BAUMANN; MARSCHNER,

2009). A taxa de mineralização da matéria orgânica do solo (MOS) e a disponibilidade de N no perfil do solo são dependentes da distribuição de substratos orgânicos e da atividade da biomassa microbiana. Assim, a atividade microbiana por sua vez é dependente do pH do solo, o qual é afetado pela calagem (FUENTES et al., 2006).

A taxa de mineralização de resíduos orgânicos adicionados ao solo pode ser estimada pela relação C:N do próprio resíduo (THOMAS; ASAKAWA, 1993). Matéria orgânica dissolvida na solução do solo é o resultado da ação de microorganismos na degradação da MOS, sendo que a matéria orgânica dissolvida controla a produção de enzimas usadas para quebrar MOS a matéria orgânica dissolvida (SCHIMEL; WIENTRAUB, 2003).

A mineralização e imobilização de N ocorrem simultaneamente, determinando se haverá liberação ou não de N inorgânico (MURPHY et al., 2003). Importantes fontes de N inorgânico nos solos são aminoácidos, peptídeos e proteínas, as quais são derivadas principalmente de células microbianas mortas, adição de resíduos vegetais ou adubação orgânica proveniente de fonte animal (JONES et al., 2005). A produção e o fluxo de aminoácidos na solução do solo são dependentes de atributos químicos, físicos e biológicos, os quais determinam a disponibilidade de formas inorgânicas de N para uso das plantas (KEMMITT et al., 2008). A taxa de decomposição de aminoácidos na solução do solo é alta, mas o fluxo contínuo é mantido devido à quebra de proteínas (JONES, 1999).

A utilização eficiente de substratos orgânicos de baixo peso molecular, como glicose, para avaliação da atividade microbiana, provavelmente difere entre solos com e sem cobertura de resíduos vegetais. A resposta da comunidade microbiana à adição de pequena quantidade de substrato orgânico solúvel não é consistente, podendo variar em função do tipo de solo e ecossistema (HOYLE; MURPHY; BROOKES, 2008). Entretanto, estes efeitos não vêm sendo avaliados em SPD, em que grandes quantidades de resíduos de plantas podem acumular na superfície do solo. Além disso, o local de disposição dos resíduos vegetais (superfície ou incorporado) pode influenciar, dependendo do tempo de incubação ou da fonte do resíduo (ABIVEN; RECOUS, 2007).

O objetivo deste estudo foi determinar o rápido efeito da calagem e da adição de resíduos de aveia preta na composição da solução do solo e na resposta da biomassa microbiana à adição de pequena quantidade de glicose.

4.2 Material e Métodos

As amostras de um Latossolo Vermelho distrófico, textura média, foram retiradas da camada superficial (0-20 cm), em Ponta Grossa, Paraná, Brasil (25° 10'S, 50° 05'W) sob SPD por 30 anos. A aplicação de 8 t ha⁻¹ de calcário dolomítico (310 g kg⁻¹ de CaO, 230 g kg⁻¹ de MgO e 85% de poder relativo de neutralização total) na superfície do solo foi realizada em maio de 2004, e teve como objetivo elevar a saturação por bases a 70% na camada superficial (0-20 cm). O solo foi coletado nas parcelas sem adição de calcário e nas quais receberam calcário, após 4,5 anos da aplicação. As amostras foram secas em estufa a 40° C, peneiradas (< 2 mm) e armazenadas. O resíduo de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) foi obtidos 20 dias antes da colheita. A parte aérea foi coletada, seca em estufa a 65° C por 72 horas, moída e armazenada em recipientes plásticos.

O delineamento experimental utilizado foi em esquema fatorial inteiramente casualizado com três repetições. Os tratamentos foram: dois níveis de acidez do solo (controle e aplicação de 8 t ha⁻¹ de calcário dolomítico) e três tratamentos de cobertura (sem resíduos de aveia preta, resíduos de aveia preta na superfície do solo e resíduos de aveia preta incorporados ao solo). A quantidade de resíduos de aveia preta adicionada foi equivalente a 5 t ha⁻¹ de massa seca, correspondendo a produção de massa seca de aveia preta no campo.

Em laboratório, o equivalente a 100 g solo seco foi colocado em tubos de polipropileno (150 cm³), e os tratamentos de cobertura foram aplicados (Figura 1). A umidade do solo foi ajustada para 70% da capacidade máxima de retenção de água (CMRA) e o solo incubado no escuro a 25° C por até dois meses. A umidade do solo foi reajustada a 70% da CMRA a cada cinco dias.

Figura 1 - Representação dos tratamentos de cobertura vegetal, sem resíduo de aveia preta, na superfície e incorporado

A coleta da solução do solo foi realizada aos 4, 9, 25 e 57 dias após aplicação dos tratamentos. As datas foram escolhidas com objetivo de observar os efeitos causados pelos tratamentos no início, com intervalo mais curto (4 e 9 dias), e posteriormente com intervalo mais longo (25 e 57 dias). A extração foi realizada por meio de centrifugação. As amostras foram retiradas do local de incubação e colocadas em centrífuga sem serem manipuladas (GIESLER; LUNDSTRÖM, 1993). As amostras foram centrifugadas a 4.000 rpm por 30 min. Após a extração, a solução do solo coletada foi mantida em freezer a -12° C até ser analisada.

A solução do solo foi analisada para determinação de carbono orgânico dissolvido (COD) em analisador Shimadzu TOCV-TN. O pH da solução do solo e a condutividade elétrica (CE) foram determinados com eletrodos padrões. O teor de amônio foi determinado pelo método hipoclorito-salicílico descrito por Mulvaney (1966). Nitrato foi determinado pelo método da sulfanilamida (MIRANDA; ESPEY; WINK, 2001). A concentração de substâncias húmicas na solução do solo foi estimada pela medida da absorbância da solução no comprimento de onda de 400 nm em comparação com um padrão de ácido húmico disponível comercialmente (#H16752; Sigma-Aldrich Corp. St Louis, USA) dissolvido em água. Aminoácidos totais foram determinados pelo método fluorimétrico OPAME descrito em Jones, Owen e Farrar (2002).

O C (C-BM) e N (N-BM) da biomassa microbiana foram determinados pelo método da fumigação-extração (BROOKES et al., 1985), usando 10 g de solo, os quais foram fumigados por 24 h. Após a fumigação, foram adicionados 40 ml da solução de K_2SO_4 0,5 mol L⁻¹. As amostras foram agitadas e centrifugadas. O mesmo procedimento foi utilizado para as amostras não-fumigadas. O C oxidável e o N total foram determinados no analisador Shimadzu TOC-5000. Os fluxos de C e N foram convertidos para C-BM e N-BM usando coeficientes: $K_{ec} = 0,45$ (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987) e $K_{en} = 0,45$ (JENKINSON, 1988).

Com objetivo de avaliar mudanças na biomassa microbiana no experimento, um experimento semelhante foi conduzido paralelamente no qual em cada repetição foi adicionado ¹⁴C-glicose na dose de 30 μg g⁻¹ C-glicose (0,37 kBq g⁻¹ solo). As amostras foram colocadas em recipientes fechados (500 cm³), e o ¹⁴C-CO₂ respirado do solo foi monitorado em um período de 60 dias colocando um recipiente com 1 mL de NaOH 1 mol L⁻¹. As amostras de solo foram incubados no escuro com temperatura controlada (25 ± 2° C) e os recipientes de NaOH foram trocados em intervalos regulares (5, 24, 48, 72, 96, 168, 336, 504, 912 e 1.440 h). O ¹⁴C recuperado foi determinado por cintilação líquida. No final do experimento também foi

determinado o ^{14}C no C-BM e no COD da solução do solo. O ^{14}C no extrato de K_2SO_4 e na solução do solo foi determinado por cintilação líquida.

4.3 Resultados e Discussão

A adição de resíduos de aveia preta na superfície do solo reduziu o pH da solução do solo quando comparado com os tratamentos sem resíduo ou incorporado, principalmente no tratamento sem calcário (Tabela 1). No tratamento com calcário, a incorporação dos resíduos de aveia preta aumentou o pH da solução do solo nos dias 4 e 9 de coleta. A calagem aumentou o pH da solução do solo em todas as épocas de amostragem em aproximadamente 1,4 unidade.

Tabela 1 - Valores de pH e condutividade elétrica na solução do solo em função da calagem e dos tratamentos de cobertura em diferentes épocas de amostragem da solução do solo. (média $\pm$ desvio padrão)

Tratamentos	Calcário, t ha ⁻¹			
	0	8	0	8
Aveia preta	pH		Condutividade elétrica	
	-----µS cm ⁻¹ -----			
	4 dias			
Sem	4,7 ± 0,1 a	5,7 ± 0,0 b	462 ± 8 b	521 ± 17 b
Superfície	4,2 ± 0,0 b	5,5 ± 0,2 b	840 ± 0 a	793 ± 25 a
Incorporado	4,6 ± 0,1 a	6,0 ± 0,2 a	832 ± 94 a	962 ± 246 a
Média	4,5 ± 0,2 B	5,7 ± 0,3 A	711 ± 193 A	759 ± 229 A
	9 dias			
Sem	4,4 ± 0,1 ab	5,5 ± 0,0 b	735 ± 119 a	781 ± 109 b
Superfície	4,3 ± 0,0 b	5,4 ± 0,0 b	932 ± 32 a	1120 ± 96 a
Incorporado	4,6 ± 0,2 a	5,9 ± 0,1 a	794 ± 60 a	796 ± 198 b
Média	4,4 ± 0,1 B	5,6 ± 0,2 A	820 ± 111 A	899 ± 206 A
	25 dias			
Sem	4,8 ± 0,0 a	5,9 ± 0,4 a	1426 ± 106 a	2345 ± 475 a
Superfície	3,7 ± 0,0 b	5,5 ± 0,3 a	1280 ± 76 a	1815 ± 116 b
Incorporado	4,1 ± 0,1 b	5,6 ± 0,1 a	1171 ± 86 a	1300 ± 98 c
Média	4,2 ± 0,5 B	5,7 ± 0,3 A	1292 ± 136 B	1820 ± 517 A
	57 dias			
Sem	4,0 ± 0,1 b	5,5 ± 0,0 a	2550 ± 149 a	2500 ± 170 a
Superfície	4,0 ± 0,0 b	5,4 ± 0,1 a	1509 ± 296 b	1872 ± 79 b
Incorporado	4,5 ± 0,0 a	5,5 ± 0,0 a	1647 ± 363 b	1400 ± 100 b
Média	4,2 ± 0,2 B	5,5 ± 0,0 A	1902 ± 548 A	1923 ± 490 A

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna ou maiúscula na linha não são diferentes (Tukey, $p = 0,05$).

Os maiores valores de pH da solução do solo nas parcelas que não receberam resíduos de aveia preta ou quando estes foram incorporados provavelmente estão relacionados à descarboxilação de anions orgânicos, os quais consomem um próton para cada grupamento carboxílico descarboxilado (YAN; SCHUBERT; MENGEL, 1996). O efeito de resíduos vegetais no aumento do pH também foi observado por outros autores (FRANCHINI et al., 2001, XU; TANG; CHEN, 2006; DUONG; BAUMANN; MARSCHNER, 2009). Sob condições aeróbicas, a descarboxilação é o principal processo de decomposição da matéria orgânica. Portanto, a taxa de decomposição dos resíduos de aveia preta adicionados na superfície do solo pode ser mais lenta devido ao menor contato do solo com os resíduos, principalmente no início do experimento, o que pode ter reduzido a liberação de compostos orgânicos, e consequentemente o processo de descarboxilação, não aumentando o pH da solução do solo.

Na primeira época de amostragem da solução do solo (4 dias), a CE aumentou com adição de resíduos vegetais, seja na superfície, seja incorporados (Tabela 1). Nos dias 9 e 25 não houve efeito dos resíduos de aveia preta na CE nas parcelas sem calcário. Por outro lado, nas parcelas que receberam calcário, a CE foi mais alta no tratamento sem adição de resíduo ou quando este foi adicionado na superfície do solo. Aos 57 dias, os maiores valores de CE foram encontrados nos tratamentos sem adição de resíduos, tanto para os tratamentos controle como aqueles com aplicação de calcário.

Altos valores de cátions básicos e CE no resíduo de aveia preta foram reportados por outros autores (FRANCHINI et al., 2001; CASSIOLATO et al., 2002; CAIRES et al., 2006). A liberação de íons na decomposição inicial dos resíduos de aveia preta causou o aumento da CE na solução do solo. O aumento gradual da CE com o passar do tempo está relacionado ao aumento dos teores de nitrato devido ao processo de mineralização. Fuentes et al. (2006) observaram efeito da calagem no aumento dos teores de nitrato, principalmente após 56 dias de incubação. Curtin, Campbell e Jalil (1998) observaram que após o aumento do pH de solos ácidos, obtido após adição de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, a mineralização de C e de N foram estimuladas, sugerindo que uma fração das formas mais lábeis da matéria orgânica estava disponível para mineralização após adição do corretivo.

O teor de nitrato aumentou gradualmente com o tempo, para ambos os tratamentos de calcário (controle e com 8 t ha^{-1} de calcário dolomítico) principalmente nas parcelas sem resíduo ou com resíduo adicionado na superfície do solo (Figura 2). Os maiores valores de concentração

de nitrato produzido durante o período de incubação foram encontrados nos tratamentos sem adição de resíduos de aveia preta, seguido do tratamento com resíduos na superfície e incorporados ao solo. Independentemente dos tratamentos de cobertura, a aplicação de calcário aumentou o teor de nitrato nos dias 9 e 25. Os teores de nitrato foram 27,6 e 51,1 mg L⁻¹ no dia 9 e 86,5 e 130,5 mg L⁻¹ no dia 25, sem e com calcário respectivamente.

Figura 2 - Teores de nitrato (N-NO₃⁻) e amônio (N-NH₄⁺) na solução do solo em função da calagem e dos tratamentos de cobertura vegetal: (□) sem resíduo, (▒) resíduos na superfície e (■) resíduos incorporados ao solo, em diferentes épocas de coleta da solução do solo. Médias seguidas de mesma letra, em cada época de coleta, não diferem (Tukey, $p = 0,05$). As barras representam o desvio padrão

O valor ótimo de pH para desenvolvimento de nitrificadores é em torno de 5,5. Em nosso estudo, o pH do solo atingiu valores $\geq 5,5$ com a calagem, criando a condição adequada para melhorar a nitrificação. Isto explica os baixos valores de amônio encontrados com a aplicação de calcário. Fuentes et al. (2006) obtiveram teores de amônio em torno de $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$ sem aplicação de calcário e decréscimo na ordem de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ com aplicação de calcário, efeito que foi atribuído à rápida oxidação de NH_4^+ a NO_3^- .

O teor de amônio na solução do solo foi mais alto no tratamento sem resíduo de aveia preta ou quando eles foram adicionados na superfície do solo (Figura 2). Esta diferença foi maior aos 25 dias. Aos 57 dias, o teor de amônio diminuiu em todos os tratamentos de cobertura sem adição de calcário. A correção da acidez causou redução nos teores de amônio para todos os tratamentos de cobertura em todas as épocas de amostragem (Figura 2). A média dos teores de amônio sem calcário foi de 8,9, 21,0, 18,3 e $1,8 \text{ mg L}^{-1}$, e com calcário de 4,8, 4,2, 0,8 e $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ nos dias 4, 9, 25 e 57, respectivamente.

A mineralização da MOS foi maior sem adição de resíduos vegetais, com ou sem calcário, como pode ser observado pelos maiores valores de nitrato nestes tratamentos. Nas parcelas em que resíduos de aveia preta foram adicionados, o N liberado a partir da decomposição da MOS foi consumido pela comunidade microbiana para decompor o resíduo recém-adicionado ao solo. Duong, Baumann e Marschner (2009) investigaram o efeito da frequente adição de resíduos na mineralização de C e na dinâmica do N. Eles observaram que o teor de N inorgânico aumentou nos tratamentos sem adição de resíduos. Com isso, os autores sugeriram que ocorre decomposição da MOS nativa, sendo maior a quantidade de N liberado do que a quantidade requerida pelos microorganismos. Também, Duong, Baumann e Marschner (2009) afirmam que no solo que não recebeu resíduos vegetais os microorganismos ficaram limitados pela falta de C, enquanto a limitação aos microorganismos foi o N nas parcelas com adição de resíduos, devido a alta relação C:N do resíduo. Por outro lado, Abvien e Recous (2007) não observaram efeito do local de aplicação dos resíduos, na superfície ou incorporado, na mineralização de C. Eles sugeriram que o aporte de uma camada de resíduo na superfície do solo não afeta a disponibilidade de N inorgânico aos decompositores devido a estrutura do solo ter aumentado o contato da superfície do solo com os resíduos.

O conteúdo de substâncias húmicas com adição de resíduos de aveia preta aumentou principalmente quando eles foram incorporados e nas parcelas que receberam calcário, nos dias 4

e 9 da amostragem (Tabela 2). Nos dias 25 e 57, a incorporação dos resíduos aumentou o conteúdo de substâncias húmicas mesmo nas parcelas que não receberam calcário. A calagem praticamente dobrou a concentração de substâncias húmicas em todos os períodos de amostragem.

Tabela 2 - Concentração de substâncias húmicas e teores de aminoácidos totais na solução do solo em função da calagem e dos tratamentos de cobertura em diferentes épocas de amostragem da solução do solo. (média $\pm$ desvio padrão)

Tratamentos	-----Calcário, t ha ⁻¹ -----			
	0	8	0	8
Aveia preta	Substâncias húmicas		Aminoácidos totais	
	-----μS cm ⁻¹ -----			
	4 dias			
Sem	0,38 ± 0,0 a	1,12 ± 0,4 b	14,9 ± 2,7 b	16,9 ± 5,3 a
Superfície	0,69 ± 0,6 a	0,75 ± 0,0 b	27,8 ± 3,6 a	13,9 ± 2,7 a
Incorporado	0,65 ± 0,3 a	2,07 ± 0,7 a	30,6 ± 4,4 a	16,4 ± 1,6 a
Média	0,57 ± 0,3 B	1,31 ± 0,7 A	24,4 ± 7,9 A	15,7 ± 3,4 B
	9 dias			
Sem	0,34 ± 0,0 a	1,16 ± 0,6 ab	25,2 ± 3,7 a	14,0 ± 2,6 a
Superfície	0,32 ± 0,0 a	0,83 ± 0,2 b	19,1 ± 2,5 a	4,8 ± 2,1 a
Incorporado	0,96 ± 0,3 a	1,93 ± 0,5 a	18,1 ± 8,7 a	8,4 ± 3,3 a
Média	0,54 ± 0,4 B	1,30 ± 0,6 A	20,8 ± 5,9 A	9,1 B ± 4,6 B
	25 dias			
Sem	0,36 ± 0,2 ab	0,53 ± 0,1 b	27,8 ± 7,4 a	19,9 ± 2,0 a
Superfície	0,28 ± 0,1 b	0,53 ± 0,0 b	21,5 ± 4,9 a	20,0 ± 3,2 a
Incorporado	0,65 ± 0,3 a	0,92 ± 0,2 a	25,6 ± 8,4 a	22,8 ± 6,2 a
Média	0,43 ± 0,2 B	0,66 ± 0,2 A	31,6 ± 13,7 A	20,9 ± 3,9 B
	57 dias			
Sem	0,45 ± 0,0 ab	0,65 ± 0,0 b	26,5 ± 1,8 a	18,2 ± 4,6 ab
Superfície	0,32 ± 0,0 b	0,63 ± 0,2 b	17,6 ± 4,6 b	13,1 ± 4,3 b
Incorporado	0,57 ± 0,1 a	1,13 ± 0,1 a	25,8 ± 4,5 ab	26,4 ± 1,8 a
Média	0,45 ± 0,1 B	0,80 ± 0,3 A	23,3 ± 5,4 A	19,2 ± 6,7 B

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna ou maiúscula na linha não são diferentes (Tukey, $p = 0,05$)

Poucas informações são encontradas na literatura no que diz respeito ao efeito da calagem na formação de substâncias húmicas. Como esperado, a decomposição dos resíduos vegetais foi influenciada pelo pH inicial do solo. O aumento da concentração de substâncias húmicas após a calagem pode ser explicado pelas seguintes razões: (i) o pH do solo tem efeito

direto na atividade microbiana, o que controla a formação de substâncias húmicas, e (ii) grande parte dos compostos orgânicos são adsorvidos na matriz do solo em condições de pH baixos. Portanto, com a aplicação de calcário, os compostos orgânicos formados não são adsorvidos pela matriz do solo, ficando disponíveis na solução do solo. Isso é importante pelo fato de as substâncias húmicas terem papel fundamental na complexação do Al^{3+} , tornando-o menos tóxico para as plantas (BROWN et al., 2008; ZAMBROSI; ALLEONI; CAIRES, 2008).

O efeito da adição dos resíduos de aveia preta nos teores de aminoácidos totais foi observado principalmente na primeira amostragem da solução do solo (Tabela 2). O resíduo de aveia preta, na superfície ou incorporado, aumentou a concentração de aminoácidos totais apenas nos tratamentos sem aplicação de calcário. Por outro lado, a calagem reduziu os teores de aminoácidos em todas as épocas de coleta da solução do solo.

Aminoácidos, peptídeos e proteínas representam fontes importantes de N orgânico em ecossistemas, com entradas derivadas de células microbianas mortas, resíduos vegetais ou adubos orgânicos proveniente da criação de animais (JONES et al., 2005). A adição do resíduo de aveia preta, na superfície ou incorporado ao solo, aumentou a concentração de aminoácidos no início do período de incubação (dia 4) devido à liberação de aminoácidos dos resíduos recém adicionados ao solo. Como aminoácidos são considerados de vida curta nos solos, esse efeito não se estendeu após o quarto dia. Portanto, estes resultados estão de acordo com a teoria de Jones (1999) em que o ciclo de aminoácidos na solução do solo está relacionado com a contínua quebra de proteínas e subsequente liberação para solução do solo.

Os microorganismos do solo têm alta demanda por compostos solúveis de baixa massa molecular. Após o aumento do pH do solo, como resultado da aplicação de calcário, a atividade microbiana tende a aumentar a demanda por C e N. Portanto, substancial quantidade de N orgânico se torna disponível aos microorganismos do solo, o que explica os menores teores de aminoácidos na solução do solo com aplicação de calcário. Além disso, em ecossistemas com baixa entrada de N inorgânico, aminoácidos representam uma importante fonte potencial de N (HENRY; JEFFEREIS, 2002; JONES et al., 2005).

Não houve interação significativa entre os tratamentos de calagem e cobertura vegetal para os teores de COD. Na primeira época de amostragem (dia 4), o teor de COD foi maior quando os resíduos de aveia preta foram incorporados (Figura 3). Nos dias 9, 25 e 57, o tratamento com resíduo adicionado na superfície do solo apresentou valores mais baixos de COD

quando comparado com os outros tratamentos de cobertura vegetal. O teor de COD aumentou com aplicação de calcário na primeira época de coleta da solução do solo (75,9 e 94,1 mg L⁻¹, sem e com calcário, respectivamente). Não houve efeito da calagem nas outras épocas amostradas.

Figura 3 - Teor de carbono orgânico dissolvido (COD) em função dos tratamentos de cobertura vegetal: (□) sem resíduos de aveia preta, (▒) resíduos adicionados na superfície do solo e (■) resíduos incorporados ao solo. Os resultados são referentes às médias dos tratamentos com e sem calcário. Médias seguidas pela mesma letra em cada tempo de amostragem não são diferentes (Tukey, $p = 0,05$). As barras representam o desvio padrão

O COD é a consequência do equilíbrio entre a fase sólida do solo e a fração dissolvida da MOS. O COD potencial é controlado pela biota do solo com o fluxo de entrada sendo principalmente derivado de resíduos vegetais adicionados ao solo ou exsudatos radiculares (KALBITZ et al., 2000). Os resíduos de aveia preta incorporados ao solo devem ter estimulado a biomassa microbiana, consequentemente aumentando a produção e liberação de COD para a solução do solo. O menor conteúdo de COD nas amostras em que os resíduos de aveia preta foram adicionados na superfície do solo pode ser atribuído ao menor contato do solo com os resíduos. Park, Kalbitz e Matzner (2002) conduziram experimento de laboratório com objetivo de examinar a fonte COD em solo de floresta, e observaram que o resíduo recém adicionado foi a fonte mais importante de COD. Em nosso estudo que o solo foi cultivado há longo tempo em SPD os resíduos culturais podem ser a principal fonte de COD. Além disso, Park, Kalbitz e Matzner (2002) observaram diminuição do COD liberado com adição de fontes inorgânicas de

N. Em nosso estudo foi observada correlação negativa ($p < 0,01$) entre COD e o teor de N inorgânico ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) ($r = -0,55$) liberado a partir da decomposição da MOS.

O efeito do pH na liberação de COD pode estar relacionado com processos físico-químico e biológico. O pKa dos compostos orgânicos, o qual controla a solubilidade do COD, e a acidez do solo controla a atividade microbiana, o que é um fator crucial no controle de COD em ecossistemas naturais (KALBITZ et al., 2000). Provavelmente o aumento no teor de COD devido à calagem apenas na primeira época de coleta foi devido ao estímulo à atividade dos microorganismos. A falta de resposta da calagem nas outras épocas de coleta pode ser o resultado do equilíbrio já atingido entre concentração de COD na solução do solo e os compostos na fase sólida.

O C-BM avaliado no fim da incubação (57 dias) foi maior nas amostras com os resíduos de aveia preta incorporados ao solo (Figura 4), independentemente do nível de acidez do solo. O mesmo efeito do resíduo de aveia preta também foi observado para N-BM. Não houve efeito da calagem tanto para C-BM quanto para N-BM.

Figura 4 - Carbono (C-MB) e nitrogênio (N-BM) na biomassa microbiana do solo em função dos tratamentos cobertura de vegetal: (□) sem resíduos de aveia preta, (▒) resíduos adicionados na superfície do solo e (■) resíduos incorporados ao solo. Os resultados são referentes às médias dos tratamentos com e sem calcário. Médias seguidas pela mesma letra em cada tempo de amostragem não são diferentes (Tukey, $p = 0,05$). As barras representam o desvio padrão

Os compostos orgânicos facilmente decomponíveis derivados de compartimentos mais lábeis da MOS e a melhor condição para crescimento microbiano pode ter aumentado a C-BM e N-BM quando os resíduos de aveia preta foram incorporados. Estudando a contribuição de fontes de C para a biomassa microbiana por meio de isótopo estável (^{13}C), Gregorich et al. (2000) observaram que a fonte de C para os microorganismos estava mais relacionada aos resíduos de milho (82-92% do C na biomassa microbiana foi derivado plantas C_4) do que à MOS nativa. Pietri e Brookes (2009) mostraram que existe efeito direto do pH nas diferentes disponibilidades dos substratos, na estrutura e na biomassa microbiana, o qual não foi observado em nosso estudo.

A maior taxa de respiração da comunidade microbiana do solo ocorreu após 24 h da adição da glicose (Figura 5). Não ocorreu flutuação na taxa de respiração no decorrer do experimento. A respiração aumentou até 24 h, depois disso ocorreu um declínio acentuado, mantendo-se estável, resultado que já foi observado por Hoyle, Murphy e Brookes (2008).

Figura 5 - ^{14}C - CO_2 respirado do solo após adição de ^{14}C -Glicose durante o período de incubação em função dos tratamentos de cobertura vegetal: (□) sem resíduos de aveia preta, (◻) resíduos adicionados na superfície do solo e (■) resíduos incorporados ao solo. Os resultados são referentes às médias dos tratamentos com e sem calcário. ns: não significativo; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$. As barras representam o desvio padrão

A média de respiração dos tratamentos mostrou pico de atividade dentro de 48 h, o que foi equivalente a 30% da ^{14}C -glicose originalmente adicionada. Isto é comparável com outros estudos, em que entre 23 e 42% da glicose adicionada foi recuperada na forma de CO_2 dentro de três dias (NGUYEN; GUCKERT, 2001; HOYLE; MURPHY; BROOKES, 2008).

Não houve diferença na taxa de respiração nas amostras dos tratamentos com adição dos resíduos de aveia preta (na superfície do solo ou incorporado), mas a taxa de respiração foi menor quando comparada com o tratamento sem resíduo de aveia preta (Figura 6). Aproximadamente 62,9, 49,6 e 50,6% do total de ^{14}C -glicose adicionada nos tratamentos sem aveia preta, na superfície ou resíduos incorporados, respectivamente, foram recuperados na forma de $^{14}\text{C}\text{-CO}_2$, no tempo total de incubação (1.440 h). Valores típicos de compostos orgânicos lábeis recuperados na forma de CO_2 devido à decomposição microbiana estão em torno de 50-60% (van VEEN; LADD; AMATO, 1985). A ^{14}C -glicose que não foi capturada na forma de CO_2 deve ter sido imobilizada na microflora microbiana, presente no solo como metabólitos microbianos ou incorporada na MOS humificada.

Figura 6 - $^{14}\text{C}\text{-CO}_2$ acumulado após adição de ^{14}C -Glicose durante o período de incubação em função dos tratamentos de cobertura vegetal: (□) sem resíduos de aveia preta, (◻) resíduos adicionados na superfície do solo e (■) resíduos incorporados ao solo. Os resultados são referentes às médias dos tratamentos com e sem calcário. **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$. As barras representam o desvio padrão

Quando comparada com a quantidade respirada, a quantidade de ^{14}C recuperada na biomassa microbiana e no COD na solução do solo foi baixa após 1.440 h após a adição de ^{14}C -Glicose. Não houve interação significativa entre os tratamentos de calagem e cobertura vegetal. Foram recuperados 3% do C-BM na testemunha de calcário e 1,5% na parcela que recebeu calcário; por outro lado a recuperação no COD foi de 0,07 e 0,11% para os tratamentos com e sem calcário, respectivamente. Para os tratamentos de cobertura vegetal, as quantidades recuperadas de ^{14}C no final do experimento no C-BM foram 3,3, 2,0, e 1,3% para os tratamentos sem resíduo vegetal, resíduos na superfície e incorporados, respectivamente. As quantidades recuperadas no COD foram 0,02, 0,09 e 0,02% para os tratamentos sem resíduo vegetal, resíduos na superfície e incorporados, respectivamente. A recuperação de ^{14}C na BM e no COD foi baixa. Portanto, presume-se que os outros 50% possam ter ficado retidos em compartimentos não lábeis de MOS. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Hoyle, Murphy e Brookes (2008).

A maior proporção de ^{14}C - CO_2 respirado no tratamento sem resíduo de aveia preta foi devida ao ^{14}C - CO_2 extra após adição de ^{14}C -Glicose, o qual foi utilizado no lugar de produtos derivados da mineralização de compartimentos da MOS (WU; BROOKES; JENKINSON, 1993). De Nobili et al. (2001) observaram resposta rápida da comunidade microbiana quando soluções orgânicas de compostos facilmente decomponíveis, tais como glicose, aminoácidos e exudatos radiculares, foram adicionados. Essas soluções estimulam diretamente a biomassa microbiana do solo, mas não causam efeito *priming* na mineralização microbiana da MOS. Nosso estudo mostrou que parte do ^{14}C adicionado e incorporado na BM do solo foi maior quando resíduos de aveia preta não foram adicionados ao solo, mostrando que os compostos inicialmente liberados da decomposição de resíduos vegetais em SPD podem ser rapidamente consumidos pelos microrganismos não ficando disponível para outros tipos de reações, como por exemplo, complexação de cátions metálicos na solução do solo.

4.4 Conclusões

A taxa de decomposição dos resíduos de aveia preta foi reduzida principalmente quando estes foram adicionados na superfície do solo. Quando os resíduos foram incorporados houve estímulo ao crescimento da biomassa microbiana do solo. Além disso, a liberação inicial de compostos orgânicos a partir dos resíduos de aveia preta foram usados como fonte principal

de C e de N para a biomassa microbiana, e a atividade microbiana do solo aumentou com o aumento do pH.

Referências

ABIVEN, S.; RECOUS, S. Mineralization of crop residues on the soil surface or incorporated in the soil under controlled conditions. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 43, p. 849-852, 2007.

AOYAMA, M. Fractionation of water soluble organic substances formed during plant residue decomposition and high performance size exclusion chromatography of the fractions. **Soil Science and Plant Nutrition**, Malden, v. 42, p. 31-40, 1996.

BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 17, p. 837-842, 1985.

BROWN, T.T.; KOENIG, R.T.; HUGGINS, D.R.; HARSH, J.B.; ROSSI, R.E. Lime effects on soil acidity, crop yield, and aluminum chemistry in direct-seeded cropping system. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 634-640, 2008.

CAIRES, E.F.; GARBUIO, F.J.; ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A. Calagem superficial e cobertura de aveia preta antecedendo os cultivos de milho e soja em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 87-98, 2006.

CASSIOLATO, M.E.; MIYAZAWA, M.; MEDA, A.R.; PAVAN, M.A. A laboratory method to estimate the efficiency of plant extract to neutralize soil acidity. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, p. 183-187, 2002.

CURTIN, D.; CAMPBELL, C.A.; JALIL, A. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 30, p. 57-64, 1998.

DE NOBILI, M.; CONTIN, M.; MONDINI, C.; BROOKES, P.C. Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1163-1170, 2001.

DUONG, T.T.T.; BAUMANN, K.; MARSCHNER, P. Frequent addition of wheat straw residues to soil enhances carbon mineralization rate. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 41, p. 1475-1482, 2009.

FRANCHINI, J.C.; GONZALEZ-VILA, F.J.; CABRERA, F.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Rapid transformation of plant water soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 231, p. 55-63, 2001.

FRANCHINI, J.C.; HOFFMANN-CAMPO, C.B.; TORRES, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Organic composition of green manure during growth and its effect on cation mobilization in an acid oxisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 34, p. 2045-2058, 2003.

FUENTES, J.P.; BEZDICEK, D.F.; FLURY, M.; ALBRECHT, S.; SMITH, J.L. Microbial activity affected by lime in a long-term no till soil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 88, p. 123-131, 2006.

GIESLER, R.; LUNDSTRÖM, U.S. Soil solution chemistry – the effects of bulking soil samples and spatial variation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, p. 1283-1288, 1993.

GREGORICH, E.G.; LIANG, B.C.; DRURY, C.F.; MACKENZIE, A.F.; MCGILL, W.B. Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial biomass carbon in agriculture soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 581-587, 2000.

HENRY, H.A.L.; JEFFERIES, R.L. Free amino acid, ammonium and nitrate concentrations in soil solutions of grazed coastal marsh in relation to plant growth. **Plant, Cell and Environment**, Malden, v. 25, p. 665-675, 2002.

HOYLE, F.C.; MURPHY, D.V.; BROOKES, P.C. Microbial response to the addition of glucose in low fertility soils. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 44, p. 571-579, 2008.

JENKINSON, D.S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: WILSON, J.R. (Ed.). **Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems**, Wallingford, UK: CAB International, 1988, pp. 368-386.

JONES, D.L. Amino acid biodegradation and its potential effects on organic nitrogen capture by plants. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 613-622, 1999.

JONES, D.L.; HEALEY, J.R.; WILLET, V.B.; FARRAR, J.F.; HODGE, A. Dissolved organic nitrogen uptake by plants – an important N uptake pathway? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, p. 413-423, 2005.

JONES, D.L.; OWEN, A.G.; FARRAR, J.F. Simple method to enable the high resolution determination of total free amino acids in soil solutions and soil extracts. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 1893-1902, 2002.

KALBITZ, K.; SOLINGER S.; PARK, J.H.; MICHALZIK, B.; MATZNER, E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. **Soil Science**, Philadelphia, v. 165, p. 277-304, 2000.

KEMMITT, S.J.; WRIGHT, D.; MURPHY, D.V.; JONES, D.L. Regulation of amino acid biodegradation as affected by depth. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 44, p. 933-941, 2008.

MIRANDA, K.M.; ESPEY, M.G.; WINK, D.A. A rapid, simple spectrophotometric method for simultaneous detection of nitrate and nitrite. **Nitric oxide-Biology and Chemistry**, San Diego, v. 5, p. 62-71, 2001.

MULVANEY, R.L. Nitrogen-inorganic forms. In: SPARKS, D.L. (Ed.) **Methods of soil analysis**, Madison: Soil Science Society of America, 1966. p. 1123-1184. ISBN 0891188258.

MURPHY, D.V.; RECOUS, S.; STOCKDALE, E.A.; FILLERY, I.R.P.; JENSEN, L.S., HATCH, D.J.; GOULDING, K.W.T. Gross nitrogen fluxes in soil: theory, measurement and application of ^{15}N pool dilution techniques. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 79, p. 69-118, 2003.

NGUYEN, C.; GUCKERT, A. Short-term utilization of ^{14}C -[U]glucose by soil microorganisms in relation to carbon availability. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 53-69, 2001.

PARK, J.H.; KALBITZ, K.; MATZNER, E. Resource control on the production of dissolved organic carbon and nitrogen in a deciduous forest floor. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 813-822, 2002.

PIETRI, J.C.A.; BROOKES, P.C. Substrate inputs and pH as factor controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 41, p. 1396-1405, 2009.

SCHIMEL, J.P.; WIENTRAUB, M.N. The implication of exoenzymes activity on microbial carbon and nitrogen in soil: a theoretical model. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 549-563, 2003.

THOMAS, R.J.; ASAKAWA, N.M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 1351-1361, 1993.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987.

van VEEN, J.A.; LADD, J.N.; AMATO, M. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with ^{14}C (U)glucose and ^{15}N (NH_4) $_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 17, p. 747-756, 1985.

WU, J.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. Formation and destruction of microbial biomass during the decomposition of glucose and ryegrass in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 1435-1441, 1993.

XU, J.M.; TANG, C.; CHEN, Z.L. Chemical composition controls residue decomposition in soils differing in initial pH. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 544-552, 2006.

ZAMBROSI, F.C.B.; ALLEONI, L.R.F.; CAIRES, E.F. Liming and ionic speciation of an oxisol under no-till system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, p. 190-203, 2008.

YAN, F.; SCHUBERT, S.; MENGEL, K. Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 28, p. 617-624, 1996.