

FERNANDA SCHULTHAIS

**CONTRIBUIÇÃO DE RESÍDUOS DE MILHO E DE SOJA PARA O CARBONO E
SUAS FRAÇÕES EM AMOSTRAS DE SOLOS SUBMETIDAS A CULTIVOS
SUCESSIVOS E À APLICAÇÃO DE FÓSFORO**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2012

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

T

S386c
2012

Schulthais, Fernanda, 1984-

Contribuição de resíduos de milho e de soja para carbono e suas frações em amostras de solos submetidas a cultivos sucessivos e à aplicação de fósforo / Fernanda Schulthais. – Viçosa, MG, 2012.

ix, 64f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Orientador: Roberto Ferreira de Novais

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Húmus. 2. Solos - Teor de carbono. 3. Solos - Teor de fósforo. 4. Soja - Cultivo. 5. Milho - Cultivo. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. II. Título.

CDD 22. ed. 631.417

FERNANDA SCHULTHAIS

**CONTRIBUIÇÃO DE RESÍDUOS DE MILHO E DE SOJA PARA O CARBONO E
SUAS FRAÇÕES EM AMOSTRAS DE SOLOS SUBMETIDAS A CULTIVOS
SUCESSIVOS E À APLICAÇÃO DE FÓSFORO**

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

APROVADA: 30 de novembro de 2012.

Ivo Ribeiro da Silva
(Coorientador)

Liovando Marciano da Costa

Ecila Mercês de Albuquerque Villani

Carlos Alberto Silva

Prof. Roberto Ferreira de Novais
(Orientador)

À minha mãe.

Com amor dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo presente da vida e pelas pessoas que foram colocadas em meu caminho.

Aos meus pais Waldemiro e Madalena, pelo amor, carinho e apoio oferecidos.

Aos meus irmãos Ademilson e Alesandra, e à Marcela que sempre acreditaram em mim e que estiveram presentes sempre.

Ao Fabrício pelo sorriso e toque especial de alegria de cada dia.

À minha pequena e querida sobrinha pela alegria que ela nos proporciona.

Aos meus amigos que souberam compartilhar as alegrias e as dificuldades que a vida acadêmica traz.

Àqueles amigos que mesmo distante se fizeram presentes.

Pelos erros e acertos que me fizeram crescer.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Solos pelas oportunidades que recebi.

Ao CNPq e ao programa NUTREE pela bolsa de estudos concedida e pelo apoio financeiro para pesquisa.

Ao professor Roberto Ferreira de Novais pela orientação exemplar e constante, e exemplo profissional.

Ao professor Ivo Ribeiro da Silva pela orientação, colaboração e sugestões para o desenvolvimento da tese e incentivo desde o período de graduação.

Ao professor Leonardus pelas valiosas sugestões para a redação da tese.

Aos funcionários e amigos do Laboratório de Isótopos Estáveis e de Solos Florestais e do Departamento de Solos: Sr. Cardoso, Beto, Poliana, Helen, Flávia, Camila, Greice, Fellip, Diogo, Ivan, Aline, Fernanda Caparelli, Diogo, Thalles, Carol Müller, Julenice, Robson, Bárbara, Carol, Gracinha, com quem pude aprender muito.

Às minhas amigas e companheiras de república: Marina, Nara, Isabel, Lora e Melissa.

À Helen que contribuiu muito para a realização das análises feitas.

Enfim, a todas as pessoas que acreditaram em mim.

Muito Obrigada!!!

BIOGRAFIA

Fernanda Schulthais, filha de Waldemiro Francisco Schulthais e Madalena Peroni Schulthais, nasceu em 27 de Dezembro de 1984 no Município de Colatina, Espírito Santo.

Em 1999, concluiu o ensino fundamental na Escola de 1º e 2º Grau Professor “Carlos Mendes”.

Em 2002, concluiu o ensino médio no Centro Federal de Educação Tecnológica do Espírito Santo, Unidade de Ensino Descentralizada de Colatina.

Em 2003, iniciou o curso de Engenharia Florestal, na Universidade Federal de Viçosa, sendo o mesmo concluído em Julho de 2007.

Em Agosto de 2007, ingressou no Programa de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas, na Universidade Federal de Viçosa, concluindo-o em Julho de 2009.

Em Agosto de 2009, ingressou no Programa de Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se a defesa em Novembro de 2012.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
INTRODUÇÃO GERAL	1
LITERATURA CITADA	3
Capítulo 1: Alterações em propriedades químicas de solos submetidos a cultivos sucessivos	5
Resumo	5
Introdução	7
Material e Métodos	9
Resultados e Discussão	13
Conclusões	27
Literatura Citada	28
Capítulo 2: Contribuição de resíduos de parte aérea e de raízes de milho e de soja para o carbono e suas frações em amostras de solo previamente incubadas com fósforo	34
Resumo	34
Introdução	35
Material e Métodos	37
Resultados e Discussão	41
Conclusões	58
Literatura Citada	59
CONCLUSÕES GERAIS	64

RESUMO

SCHULTHAIS, Fernanda, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2012.

Contribuição de resíduos de milho e de soja para o carbono e suas frações em amostras de solos submetidas a cultivos sucessivos e à aplicação de fósforo.

Orientador: Roberto Ferreira Novais. Coorientadores: Ivo Ribeiro da Silva e Emanuelle Mercês Barros Soares.

A substituição da vegetação natural para implantação de cultivos pode contribuir para a redução dos teores de matéria orgânica do solo (MOS) e da qualidade de suas propriedades químicas, físicas e biológicas. Assim, tem se buscado entender os fatores que podem contribuir para a manutenção e, ou, para os aumentos dos teores de MOS de modo que sua sustentabilidade, ao longo dos ciclos de cultivo, seja mantida. Portanto, para o presente trabalho, foram conduzidos dois experimentos que tiveram como objetivos: avaliar alterações em propriedades químicas de solos, como consequência da entrada de C de resíduos oriundos de cultivos sucessivos de milho ou de soja, em amostras de um solo anteriormente sob mata nativa e, o efeito da aplicação de resíduos de raiz e parte aérea de plantas de milho e de soja em amostras de um solo previamente incubadas com uma fonte solúvel de P sobre a estabilização do C adicionado. Para o experimento 1, foram coletadas amostras das camadas de 0-20 e 40-60 cm de um Latossolo Vermelho argiloso sob mata nativa. Subamostras de 3 dm³ foram acondicionadas em vasos e cultivadas com milho ou soja, além de uma testemunha (sem planta), durante oito cultivos sucessivos em casa de vegetação. Antes de qualquer cultivo (cultivo 0) e ao final dos cultivos 2, 4, 6 e 8 foram coletadas amostras de material vegetal e de solo para análises. Nas amostras de material vegetal foram determinados os teores de P, K, Ca, Mg, S, Fe, Zn, Mn e Cu. Nas amostras de solo foram determinados os teores de P pelos extratores Mehlich-1, Bray-1 e Resina, P remanescente, K disponível, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H+Al, C e N total e C e N lábil. O esquema experimental adotado foi um fatorial 2x3, correspondendo às duas camadas de solo utilizadas e às espécies (milho e soja) e à testemunha (sem planta), disposto em blocos casualizados com seis repetições num esquema de parcela subdividida do tipo “plantas perenes”. Após a análise de variância foram testados contrastes ortogonais para cada variável em estudo. A produção de matéria seca e os teores de nutrientes na parte aérea e raízes das plantas de milho e soja foram alterados pela imobilização temporária dos nutrientes nos resíduos dessas culturas. A adição de resíduos de plantas de milho ou soja durante os cultivos sucessivos contribuíram para o aumento dos teores de C total (CT) do

solo em relação à testemunha (sem planta). Os maiores teores de P disponível pelos extratores Mehlich-1 e Bray-1 nos solos cultivados na profundidade de 40-60 cm evidenciam a utilização de mecanismos pelas plantas que proporcionam maiores teores de P disponível no solo. Os maiores teores de C lábil (CL) nos solos cultivados parece ter contribuído para o bloqueio dos sítios de adsorção dos oxiidróxidos de Fe e Al pelo P adicionado e, apesar da incorporação dos resíduos aos solos, ao final de cada cultivo, os teores de K foram drasticamente reduzidos, principalmente para os solos cultivados com milho, enquanto os teores de Ca^{2+} e de Mg^{2+} não sofreram essas reduções. Para o experimento 2, foi utilizada a mesma amostra da camada de 40-60 cm utilizada no experimento 1. Essa amostra foi dividida em subamostras que foram incubadas com doses crescentes de P, de acordo com sua capacidade máxima de adsorção de P (CMAP). Decorridos 120 dias, essas subamostras receberam doses crescentes de C na forma de resíduo de raiz ou parte aérea de milho ou de soja. Os tratamentos constituíram o fatorial $4 \times [(2 \times 2 \times 3) + 1]$ correspondentes às quatro doses de P aplicadas (0; 0,25; 0,5 e 1,0 vez o valor da CMAP), às duas espécies utilizadas (milho e soja), e aos seus compartimentos (raiz e parte aérea), às três doses de resíduos aplicadas (5, 10 e 25 g kg^{-1} de C) mais a testemunha (0 g kg^{-1} de C), dispostos em blocos casualizados com três repetições. Durante o período de incubação foi medido o efluxo de CO_2 das subamostras. Decorrido o período da incubação, essas subamostras tiveram o CL determinado e também foram submetidas a um fracionamento físico para obtenção das frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM). Essas frações tiveram seus teores de C e N totais determinados. A incorporação de resíduos de raízes promoveu o maior acúmulo do C do solo comparativamente à adição de resíduos de parte aérea. A aplicação das doses crescentes de P associadas à incorporação de doses crescentes de resíduos favoreceu o aumento dos teores de CT do solo e de suas frações MOP e MAM. Mesmo com a adição das doses mais elevadas de C, as amostras de solo não foram saturadas por C orgânico, tomando como referência o teor de C na camada superficial sob mata nativa (0-20 cm) como referência de saturação.

ABSTRACT

SCHULTHAIS, Fernanda, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2012.
Contribution of corn and soybean residues to carbon and its fractions in soil under successive crops and phosphorus application. Adviser: Roberto Ferreira Novais. Co-advisers: Ivo Ribeiro da Silva and Emanuelle Mercês Barros Soares.

The substitution of natural vegetation by crops can induce a reduction in the levels of soil organic matter (SOM) and its chemical, physical and biological quality properties. This study analyzed the factors involved in the maintenance and/or increases in SOM levels to ensure sustainability over successive crop cycles. For this purpose, two experiments were conducted to: evaluate changes in soil chemical properties as a result of the entry of C from residues of successive corn or soybean crops in samples of soil previously under native forest and evaluate the effect of corn and soybean root and shoot residues in soil samples preincubated with a soluble P source on the stabilization of applied C. For experiment 1, samples were collected from the 0-20 and 40-60 cm layers of an Oxisol under native forest. Pots were filled with 3 dm³ subsamples to plant corn or soybean and as control (without plant); the pots were maintained for eight successive crop cycles in a greenhouse. Prior to cultivation (cultivation 0) and after the 2nd, 4th, 6th, and 8th crop, plants and soil were sampled for analysis. In the plant material, the levels of P, K, Ca, Mg, S, Fe, Zn, Mn, and Cu were determined. In the soil samples, the levels of P were determined by Mehlich-1, Bray-1 and resin, remaining P, available K, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H+Al, total C and N and labile C and N. The experiment was arranged in a 2x3 factorial design, corresponding to the two soil layers and the species (corn and soybean) and control (without plant) arranged in randomized blocks with six replications in a split-plot design. After analysis of variance, orthogonal contrasts were tested for each study variable. The dry matter production and nutrient levels in corn and soybean shoots and roots were affected by temporary nutrient immobilization in the residues of these crops. The addition of corn or soybean residues during the crop sequence raised the levels of total C (CT) in the soil compared to the control (without plant). The highest levels of available P by Mehlich-1 and Bray-1 in the 40-60 cm layer of cultivated soils demonstrated the existence of plant mechanisms that increase available P levels in the soil. The higher levels of labile C (CL) in cultivated soils seemed to contribute to the blocking of adsorption sites of Fe and Al oxyhydroxides by the applied P. Moreover, despite the inclusion of residues in the soils at each harvest, the K levels dropped drastically, especially in soils under maize, while the

levels of Ca^{2+} and Mg^{2+} were not affected. For experiment 2, the same sample was used as in experiment 1 (40-60 cm layer). This sample was divided into sub-samples and incubated at increasing graded P rates, up to the maximum P adsorption capacity (MPAC). After 120 days, these subsamples were treated with increasing doses of C residue in the form of corn or soybean roots or shoots. The treatments consisted of the factorial $4 \times [(2 \times 2 \times 3) + 1]$, corresponding to four P levels (0, 0.25, 0.5 and 1.0 times MPAC), the two tested species (corn and soybean), and their compartments (roots and shoots), the three residue doses (5, 10 and 25 g kg^{-1} C) plus the control (0 g kg^{-1} C), arranged in a randomized block design with three replications. During the incubation period, the CO_2 efflux from the subsamples was measured. After incubation, the CL of these subsamples was determined and they were physically fractionated in particulate organic matter (MOP) and mineral-associated organic matter (MAM). The total C and N levels of these fractions were determined. The incorporation of root residues promoted a greater accumulation of soil C than the addition of shoot residues. The application of increasing P associated with increasing residue doses favor increased levels of soil CT and of the MOP and MAM fractions. Even after the application of the highest C doses, the soil samples were not saturated by organic carbon, with reference to the C content in the surface layer under native forest (0-20 cm) as a reference of saturation.

INTRODUÇÃO GERAL

Alguns fatores que contribuem para a manutenção e, ou, para o aumento dos teores de matéria orgânica do solo (MOS) ainda precisam ser mais bem estudados.

Atenção especial deve ser dada para áreas sob vegetação natural e que passam a ser cultivadas intensamente, principalmente para aquelas sob baixo nível tecnológico. Nesses sistemas, o ritmo da ciclagem da MOS e dos nutrientes é acelerado e, muitas vezes, a reposição de nutrientes não é atendida. Assim, ao longo dos cultivos, esses sistemas deixam de ser sustentáveis levando à degradação de suas características químicas, físicas e biológicas e culminando com a redução da produtividade ao longo do tempo. Alguns autores sugerem que, em alguns casos, a conversão de resíduos em MOS pode não ser eficiente e, ou, os processos que favorecem sua degradação são gradativamente acelerados, ao contrário do que ocorre em áreas bem manejadas (Koutika et al., 1999; Zinn et al., 2002; Cerri et al., 2003; Smith, 2004).

Em contrapartida, em áreas onde o uso e, ou, o manejo do solo é realizado de maneira adequada, a expectativa é que ao longo dos cultivos os teores de MOS sejam mantidos, e, ou, aumentados. A qualidade do resíduo aportado é um fator decisivo para que isto ocorra. De modo geral, espera-se que a adição de resíduos com maior relação C/N, teor de lignina, suberina e fenóis contribua para os maiores teores de C no solo (Tian et al., 1993; Berg, 2000; Rasse et al., 2005; Vivanco & Austin, 2006; Mendez-Millan et al., 2010). Neste contexto, muitos estudos relatam a contribuição preferencial do sistema radicular das culturas para o aporte de C ao solo, seja pela sua maior recalcitrância (Rasse et al., 2005; Vivanco & Austin, 2006), pela proteção física desses resíduos no caso de áreas cultivadas (Batjes, 1998; Mendez-Millan et al., 2010) ou pela ocorrência de efeito *priming* negativo (Kuzyakov et al., 2000; Kuzyakov et al., 2006).

A influência da adição de N e P ao solo sobre a estabilização dos resíduos adicionados também tem sido discutida na literatura. Alguns trabalhos relatam o efeito positivo da aplicação de N sobre estabilização do C no solo, enquanto outros mostram que, para o caso da adição de P, este efeito é contrário, ou seja, a aplicação de P contribui para a maior respiração dos microrganismos do solo e, como consequência, menor permanência do C em formas estáveis (Ilsted & Singh, 2005; Gnankambary et al., 2008). Todavia, pouco se discute sobre o efeito da adição de P ao solo sobre a estabilização do C e como se dá esse efeito. Alguns autores atribuem que por ser mais limitante, sua adição favorece a respiração microbiana (Gnankambary et al., 2008). Todavia, ainda não é considerada que a

adição de P, principalmente em doses elevadas, pode atuar no bloqueio e, ou, na desativação dos oxiidróxidos de Fe e Al, os mesmos que atuam na proteção da MOS oriunda dos resíduos que são adicionados ao solo e, então, favorecer o efluxo de CO₂.

Assim, para o presente estudo foram realizados dois experimentos. O primeiro teve como objetivo avaliar as possíveis mudanças em atributos químicos de solos, como consequência da entrada de C de resíduos oriundos de cultivos sucessivos de milho ou de soja, em amostras de um Latossolo Vermelho argiloso, anteriormente sob mata nativa. No segundo, o objetivo foi avaliar o efeito da aplicação de resíduos de raiz ou parte aérea de plantas de milho ou de soja em amostra do mesmo solo, previamente incubadas com P, sobre a estabilização do C adicionado.

LITERATURA CITADA

- BATJES, N.H. Mitigation of atmospheric CO₂ concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biol. Fertil. Soils*, 27:230-235, 1998.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.*, 133:13-22, 2000.
- CERRI, C.E.P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D.S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R. & CERRI, C.C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:1879-1887, 2003.
- GNANKAMBARY, Z.; ILSTEDT, U.; NYBERG, G.; HIEN, V. & MALMER, A. Nitrogen and phosphorus limitation of soil microbial respiration in two tropical agroforestry parklands in the south-Sudanese zone of Burkina Faso: The effects of tree canopy and fertilization. *Soil Biol. Biochem.*, 40:350-359, 2008.
- ILSTEDT, U. & SINGH, S. Nitrogen and phosphorus limitations of microbial respiration in a tropical phosphorus-fixing Acrisol (Ultisol) compared with organic compost. *Soil Biol. Biochem.*, 37:1407-1410, 2005.
- KOUTIKA, L.S.; ANDREUX, F.; HASSINK, J.; CHONÉ, T. & CERRI, C.C. Characterization of organic matter in topsoils under rain forest and pasture in the Eastern Brazilian Amazon Basin. *Biol. Fertil. Soils*, 29:309-313, 1999.
- KUZYAKOV, Y. & BOL, R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil Biol. Biochem.*, 38:747-758, 2006.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K. & STAHR, A. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1485-1498, 2000.
- MENDEZ-MILLAN, M.; DIGNAC, M.F.; RUMPEL, C.; RASSE, D.P. & DERENNE, S. Molecular dynamics of shoot vs. root biomarkers in agricultural soil estimated by natural abundance ¹³C labeling. *Soil Biol. Biochem.*, 42:169-177, 2010.
- RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant Soil*, 269:341-356, 2005.

- SMITH, P. Carbon sequestration in croplands: The potential in Europe and the global context. *Eur. J. Agron.*, 20: 229-236, 2004.
- TIAN, G.; KANG, B.T. & BRUSSARD, L. Mulching effect of plant residues with chemically contrasting compositions on maize growth and nutrients accumulation. *Plant Soil*, 153:179-187, 1993.
- VIVANCO, L. & AUSTIN, A.T. Intrinsic effects of species on leaf and root decomposition: A comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia*, 150:97-107, 2006.
- ZINN, Y.L.; RESCK, D.V.S. & SILVA, J.E.. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. *For. Ecol. Manage.*, 166: 285-294, 2002.

Capítulo 1: Alterações em propriedades químicas de solos submetidos a cultivos sucessivos

Resumo: A retirada da vegetação natural para implantação de cultivos altera o ritmo da ciclagem de nutrientes no sistema solo-planta bem como suas propriedades químicas, físicas e biológicas. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar alterações em atributos químicos de solos, como consequência da entrada de C de resíduos oriundos de cultivos sucessivos de milho ou de soja, em amostras de um solo anteriormente sob mata nativa. Foram coletadas amostras das camadas de 0-20 e 40-60 cm de um Latossolo Vermelho argiloso eutrófico. Sub-amostras de 3 dm³ foram acondicionadas em vasos e cultivadas com milho ou soja, além de uma testemunha (sem planta), durante oito cultivos sucessivos em casa de vegetação. Antes de qualquer cultivo (cultivo 0) e ao final dos cultivos 2, 4, 6 e 8 foram coletadas amostras de material vegetal e de solo para análises. Nas amostras de material vegetal foram determinados os teores de P, K, Ca, Mg, S, Fe, Zn, Mn e Cu. Nas amostras de solo foram determinados os teores de P pelos extratores Mehlich-1, Bray-1 e Resina, P remanescente, K disponível, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H+Al, C e N total e C e N lábil. O esquema experimental adotado foi um fatorial 2x3, correspondendo às duas camadas de solo utilizadas e às culturas (milho ou soja) e à testemunha (sem planta), disposto em blocos casualizados com seis repetições num esquema de parcela subdividida do tipo “plantas perenes”. Após a análise de variância foram testados contrastes ortogonais para cada variável em estudo. A produção de matéria seca e os teores de nutrientes nos compartimentos parte aérea e raízes das plantas de milho e soja foram alterados pela permanência temporária dos nutrientes nos resíduos dessas plantas. Embora a condução de cultivos sucessivos tenha contribuído para a redução dos teores de C originais, observadas em relação à testemunha (sem planta), ao longo dos cultivos, a adição de resíduos de milho ou soja durante os cultivos sucessivos contribuíram para o aumento dos teores de C do solo. Os maiores teores de P disponível pelos extratores Mehlich-1 e Bray-1 para os solos cultivados com milho ou soja, comparativamente à testemunha (sem planta) na profundidade de 40-60 cm evidenciam que, ao ser alterado o ritmo de ciclagem dos nutrientes, principalmente para solos com teores de matéria orgânica e de nutrientes mais baixos, a planta utiliza-se de mecanismos que, ao longo dos cultivos, proporcionam maiores teores de P disponível. O aumento dos teores de C lábil comparativamente à testemunha (sem planta) parece ter contribuído para o bloqueio dos sítios de adsorção de P

no solo observado pelos maiores teores de P-remanescente (P-rem) nos solos cultivados. Apesar da manutenção dos resíduos no solo, os teores de K disponível foram drasticamente reduzidos ao longo dos cultivos, principalmente nos solos cultivados com milho, enquanto que os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , para os quais poderia se esperar essas reduções, não sofreram alterações.

INTRODUÇÃO

Para solos brasileiros, geralmente com baixa fertilidade natural, a ideia de se manter ou melhorar suas propriedades químicas a partir de práticas que ofereçam nula ou pequena reposição de nutrientes ao longo dos cultivos, via adição de resíduos da própria área, precisa ser avaliada.

A substituição de áreas sob sistemas naturais por cultivos altera o ritmo da ciclagem da matéria orgânica do solo (MOS) e, como consequência, a ciclagem de nutrientes no sistema solo-planta. Em sistemas naturais, os nutrientes que entram e saem do sistema estão em equilíbrio dinâmico, e à medida que os solos passam a ser cultivados esse equilíbrio é alterado. De modo geral, esses cultivos aceleram o ritmo da ciclagem desses nutrientes no solo. Para solos submetidos a cultivos anuais, por exemplo, onde o ciclo da cultura é curto, o ritmo da ciclagem de nutrientes é alterado constantemente, o que pode levar à rápida decomposição da MOS estabilizada ao longo de anos, com consequente perdas de C na forma de CO₂ e de nutrientes por lixiviação, erosão, exportação com as culturas, etc.

Assim, algumas situações merecem atenção especial como é o caso de sistemas com baixo nível tecnológico em que, muitas vezes, a reposição de nutrientes que a cultura extrai não é realizada ou é insuficiente, o que acarreta reduções na produtividade ao longo do tempo e a redução gradativa dos teores da MOS levando à degradação das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo.

A melhoria das propriedades químicas dos solos está relacionada à manutenção e, ou, ao aumento dos teores de MOS. Todavia, devem-se considerar também os benefícios que a MOS previamente existente promove ao solo quando este é submetido a um novo cultivo (Andrade et al., 2003; Falleiro et al., 2003; Blair et al., 2006).

Neste contexto, embora o equilíbrio químico nos solos tropicais e intemperizados aponte para reações de adsorção do P em formas não lábeis, para sistemas agrícolas, a entrada de C no solo pode alterar esta retenção de P pelo solo. Essa alteração/diminuição da adsorção de P tem como causa a competição entre constituintes da matéria orgânica e o P adicionado, pelos sítios de adsorção dos oxiidróxidos de Fe e Al, em particular, ou também pelo prévio bloqueio dos mesmos (Andrade et al., 2003; Guppy et al., 2005; Fernández R. et al., 2008a,b), contribuindo com a maior absorção de P pela planta e, portanto, com a maior produção vegetal (Azevedo et al., 2004; Andrade et al., 2007). Assim, para o caso dos solos mais intemperizados e ácidos parece que o prévio bloqueio

dos sítios de adsorção de P, como pela adição de resíduos ao solo ao longo dos cultivos, é muito mais eficiente para aumentar a disponibilidade de P para as plantas do que a prévia aplicação de P e posterior tentativa de bloqueio desses sítios pela adição de resíduo, o que implica dizer que a reversibilidade de P para formas mais lábeis a partir de formas deste nutriente já estabilizadas ao longo do tempo, aparentemente, contribui muito pouco para a sua disponibilidade para as culturas.

A retirada da vegetação nativa como, por exemplo, de florestas ou de Cerrado, pode levar à rápida diminuição tanto dos teores da MOS estabilizada ao longo de anos, como também das frações mais lábeis, o que altera drasticamente a ciclagem de nutrientes no solo. As frações mais lábeis como o C lábil (CL), matéria orgânica particulada (MOP), biomassa microbiana, etc., mais sensíveis às alterações de uso e, ou, ao manejo do solo, são aquelas que podem contribuir mais para a alteração de propriedades químicas dos solos dada a maior reatividade dessas frações (Addiscott, 1995; Blair & Crocker, 2000; Blair et al., 2006). Em contrapartida, formas mais recalcitrantes são dominantes e, portanto, constituem um compartimento que desempenha papel crucial no sequestro do C em formas estáveis com prolongado tempo de residência, mas com efetividade menor para o desempenho de funções químicas no solo (Stevenson, 1994).

Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar as possíveis mudanças em propriedades químicas de solos, como consequência da entrada de C de resíduos oriundos de cultivos sucessivos de milho ou de soja, em amostras de um Latossolo Vermelho argiloso, anteriormente sob mata nativa.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta de amostras, montagem e condução do experimento

Amostras de duas camadas de um Latossolo Vermelho eutrófico argiloso sob floresta nativa primária, naturalmente rico em P, de Patos de Minas - MG, foram coletadas e passadas em peneira de 2 mm e, em seguida, química e fisicamente caracterizadas (Quadro 1). Foram utilizadas amostras das camadas de 0-20 e 40-60 cm com o intuito de se trabalhar com solo com alto e baixo teor de C, respectivamente. Subamostras de 3,0 dm³ foram acondicionadas em vasos para a execução do experimento em casa de vegetação. Em todos os cultivos, cada vaso recebeu apenas adubação básica com N [100 mg dm⁻³ na forma de NH₄NO₃, exceto para o quarto cultivo no qual a fonte de N utilizada foi o (NH₄)₂SO₄] e sementes de milho (*Zea mays* L. híbrido AG9010) ou soja (*Glycine Max* L. variedade Conquista), além de uma testemunha, sem plantio e com os mesmos procedimentos adotados nos tratamentos com plantas. Após a emergência foram deixadas seis plantas por vaso. Irrigações diárias foram feitas buscando manter a umidade do solo próximo à capacidade de campo.

Decorridos 30 dias da emergência das plantas, todo o material vegetal, incluindo a parte aérea e sistema radicular, foi coletado, lavado, seco em estufa à 68 °C durante três dias, pesado, moído em moinho tipo Willey com malha de 0,841 mm e incorporado homogeneamente ao solo, e uma nova semeadura realizada, sendo realizados ao todo oito cultivos sucessivos. A lavagem da parte aérea foi feita com água deionizada dois dias antes da coleta e, para as raízes, foi adotada a seguinte sequência: água corrente para retirar o solo aderido às raízes, água deionizada, solução de HCl 0,1 mol L⁻¹ e água deionizada. As amostras de solo, após cada cultivo, foram secas ao ar, passadas em peneira com malha de 2 mm, homogeneizadas e acondicionadas no vaso para um novo cultivo.

A cada dois cultivos (a partir do segundo), foram tomadas subamostras de material vegetal (0,3 g de cada um dos compartimentos parte aérea e raiz) e de solo (100 cm³) para análises.

Quadro 1. Caracterização química e física das amostras das camadas de 0-20 e 40-60 cm do Latossolo Vermelho utilizado, antes da implantação do experimento

Característica	0-20 cm	40-60 cm
pH-H ₂ O (1:2,5)	6,3	6,4
P Mehlich-1 (mg dm ⁻³)	26,2	8,0
P Bray-1 (mg dm ⁻³)	38,6	4,4
P Resina (mg dm ⁻³)	58,4	28,5
P-rem (mg L ⁻¹)	28,1	8,8
K (mg dm ⁻³)	182,6	87,6
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	9,3	1,1
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	3,5	0,8
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,0	0,0
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	2,4	2,2
SB (cmol _c dm ⁻³)	13,3	2,1
t (cmol _c dm ⁻³)	12,6	2,1
T (cmol _c dm ⁻³)	15,7	4,2
V (%)	80,5	48,6
m (%)	0,0	0,0
C total (g kg ⁻¹)	40,5	10,6
N total (g kg ⁻¹)	2,9	0,8
C lábil (g kg ⁻¹)	3,5	0,6
N lábil (g kg ⁻¹)	0,20	0,07
Areia grossa (g kg ⁻¹)	110	100
Areia fina (g kg ⁻¹)	100	80
Silte (g kg ⁻¹)	270	280
Argila (g kg ⁻¹)	520	540
Equivalente de umidade (kg kg ⁻¹)	0,28	0,27

pH em H₂O, relação 1:2,5. P-Mehlich-1 e K, extrator Mehlich-1 (Defilipo & Ribeiro, 1997). P-Bray-1, Extrator Bray-1 (Bray & Kurtz, 1945). P-Resina (Raij et al., 1987). P-rem, 60 mg L⁻¹ de P em 10 mmol L⁻¹ de CaCl₂ (Alvarez V. et al., 2000). Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺, Extrator: KCl 1 mol L⁻¹ (Vettori, 1969). H+Al, extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹, pH 7,0 (Vettori, 1969). C e N total (analisador elementar conectado a um espectrômetro de massa de razão isotópica). C e N lábil (Shang & Tiessen, 1997). Areia, silte e argila – Método da pipeta (Ruiz, 2005).

Análise do material vegetal

Nos cultivos 2, 4, 6 e 8 foram tomadas subamostras do material vegetal de parte aérea e de raízes, moído e homogeneizado e submetidas à calcinação em mufla a 475 °C, e determinados os teores dos macro e micronutrientes. Fósforo, Ca, Mg, S, Fe, Zn, Mn e Cu foram dosados por espectrofotometria de plasma induzido e o K, por fotometria de chama.

Determinação do Carbono Total (CT), abundância natural de ¹³C (δ¹³C) e Nitrogênio Total (NT)

Subamostras de solo dos cultivos 0, 2, 4, 6 e 8 foram passadas em peneira de 0,149 mm (100 mesh) e tiveram o teor de C, de N e o δ¹³C medidos por combustão da matéria orgânica num analisador elementar conectado a um espectrômetro de massa de razão

isotópica de fluxo contínuo (ANCA-GLS, Sercom, Crewe, UK). A razão isotópica foi expressa em partes por 1000 (‰), em relação ao padrão de Pee Dee Belemnita (PDB), conforme Bernoux et al. (1998).

Determinação do Carbono Lábil (CL) e Nitrogênio Lábil (NL)

O teor de C lábil do solo (CL), oxidável pelo KMnO_4 , foi determinado segundo o método proposto por Blair et al. (1995), modificado por Shang & Tiessen (1997). Amostras de solo inicialmente (0 - antes de serem submetidas aos cultivos) e após os cultivos 2, 4, 6 e 8 foram analisadas. Para essa determinação sub-amostras foram passadas em peneira de 0,250 mm, pesadas (contendo aproximadamente 15 mg de C), acondicionadas em tubo de centrífuga de 50 mL juntamente com 25 mL de solução de KMnO_4 33 mmol L^{-1} (Shang & Tiessen, 1997), agitadas horizontalmente por 1 h a 170 rpm, centrifugadas por 5 min a 850 g. Após a centrifugação foi pipetada uma alíquota de 0,1 mL do sobrenadante para tubos de ensaio e adicionados 10 mL de água deionizada. As dosagens foram realizadas em espectrofotômetro de UV/VIS no comprimento de onda de 565 nm, sendo o CL estimado a partir da equação da curva-padrão da absorbância como variável dependente da concentração do KMnO_4 . Vale ressaltar que em todas as etapas decorridas após a adição do KMnO_4 procurou-se minimizar a exposição à luz. Para a determinação do NL uma alíquota de 10 mL do sobrenadante foi submetida ao processo de destilação Kjeldahl (Bremmer & Mulvaney, 1982).

A padronização da solução de KMnO_4 foi feita utilizando-se oxalato de sódio 50 mmol L^{-1} ($\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$).

Análise do solo

Para análise dos teores de P disponível, foram tomadas sub-amostras de solo de cada tratamento dos cultivos 2, 4, 6 e 8 nas quais foram determinados os teores de P pelos extratores Mehlich-1, Bray-1 e Resina Aniônica e o P-remanescente. Para os extratores Mehlich-1 e Bray-1, a relação solo:solução utilizada foi de 1:10, com tempo de agitação de 5 min. Para a Resina Aniônica, seguiu-se o método proposto por Raij et al. (1987), utilizando-se uma relação solo:solução de 1:1 e 16 h de agitação. Para esses extratores e para a determinação do P-remanescente, o P foi dosado por colorimetria conforme Braga & Defelipo (1974). Também foi determinado o pH (H_2O), acidez trocável, acidez potencial e os teores de K disponível e os de Ca e Mg trocáveis no solo. Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+}

foram determinados por espectrometria de absorção atômica e o K, por fotometria de chama.

Estatística

O esquema experimental adotado foi um fatorial 2x3, correspondendo às duas camadas de solo amostradas e às culturas (milho e soja) e à testemunha (sem planta), disposto em blocos casualizados com seis repetições, disposto num esquema de parcela subdividida do tipo “plantas perenes”, representada pelas coletas realizadas nos mesmos vasos nos cultivos 2, 4, 6 e 8. Os dados foram submetidos à análise de variância e foram testados, para cada variável em estudo, os contrastes ortogonais (Quadro 2) utilizando-se o quadrado médio combinado e os graus de liberdade do resíduo combinado.

Quadro 2. Contrastes testados

Contraste	
C ₁	Prof ₁ vs Prof ₂ d/Cultivo 2
C ₂	Sem planta vs com planta d/Prof ₁ d/Cultivo 2
C ₃	Milho vs Soja d/Prof ₁ d/Cultivo 2
C ₄	Sem planta vs com planta d/Prof ₂ d/Cultivo 2
C ₅	Milho vs Soja d/Prof ₂ d/Cultivo 2
C ₆	Prof ₁ vs Prof ₂ d/Cultivo 4
C ₇	Sem planta vs com planta d/Prof ₁ d/Cultivo 4
C ₈	Milho vs Soja d/Prof ₁ d/Cultivo 4
C ₉	Sem planta vs com planta d/Prof ₂ d/Cultivo 4
C ₁₀	Milho vs Soja d/Prof ₂ d/Cultivo 4
C ₁₁	Prof ₁ vs Prof ₂ d/Cultivo 6
C ₁₂	Sem planta vs com planta d/Prof ₁ d/Cultivo 6
C ₁₃	Milho vs Soja d/Prof ₁ d/Cultivo 6
C ₁₄	Sem planta vs com planta d/Prof ₂ d/Cultivo 6
C ₁₅	Milho vs Soja d/Prof ₂ d/Cultivo 6
C ₁₆	Prof ₁ vs Prof ₂ d/Cultivo 8
C ₁₇	Sem planta vs com planta d/Prof ₁ d/Cultivo 8
C ₁₈	Milho vs Soja d/Prof ₁ d/Cultivo 8
C ₁₉	Sem planta vs com planta d/Prof ₂ d/Cultivo 8
C ₂₀	Milho vs Soja d/Prof ₂ d/Cultivo 8

Prof.1 (camada de 0-20 cm); Prof.2 (camada de 40-60 cm).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Produção de matéria seca e teor de nutrientes na planta

De modo geral, a maior produção de matéria seca (PMS) foi verificada no primeiro cultivo realizado, principalmente para a profundidade 1 (Quadro 3). Por outro lado, para a profundidade 2 verifica-se menor PMS e menores variações desses valores ao longo dos cultivos. A maior PMS inicial na profundidade 1 (camada de 0-20 cm) está relacionada à sua maior fertilidade natural comparativamente à profundidade 2 (camada de 40-60 cm) (Quadros 1 e 4) das amostras de solo. Todavia, com a condução dos cultivos sucessivos, a permanência temporária dos nutrientes no resíduo incorporado ao solo possivelmente acarretou as perdas de produção observadas. Essas perdas foram mais acentuadas para a cultura do milho, que apresentou, inicialmente, maior PMS.

Na camada mais superficial do solo a deposição de resíduos é maior, o que garante maior ciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, maior fertilidade natural nessas camadas mais superficiais dos solos (Silva & Mendonça, 2007). Contudo, à medida que cultivos sucessivos são realizados, a produtividade pode ser comprometida. Isso ocorre quando a reposição dos nutrientes exportados não é realizada de modo adequado ou quando estes se encontram imobilizados nos restos culturais (Boer et al., 2007). A qualidade do resíduo aportado também pode interferir nas taxas de ciclagem de nutrientes. De modo geral, as taxas de ciclagem do resíduo de milho são menores comparativamente aos de resíduos de soja dada a maior relação C/N e teor de lignina (Tian et al., 1993; Aita & Giacomini, 2003; Rasse et al., 2005).

Os teores dos nutrientes na parte aérea e nas raízes das plantas de milho e soja variaram de acordo com os cultivos realizados (Quadro 5). A cultura do milho, por apresentar maior demanda pelo K, apresentou maiores teores foliares deste nutriente. Porém, à medida que sua disponibilidade no solo foi diminuindo ao longo dos cultivos sucessivos (Quadro 4), notam-se decréscimos nos teores foliares deste elemento. Por outro lado, houve aumento nos teores foliares de Ca e Mg ao longo dos cultivos, embora os teores destes elementos não tenham aumentado nos solos cultivados. Tal fato foi verificado principalmente para o teor desses nutrientes na parte aérea, tanto para a profundidade 1 quanto para a 2. Para alguns autores, isso pode ser consequência do efeito substitutivo do K por Ca e Mg (Caires et al., 2003; Marschner, 2012). Por outro lado, apenas esta justificativa não parece ser plenamente satisfatória, sugerindo o envolvimento de alterações

no solo não identificadas neste trabalho que fizeram com que a absorção destes dois cátions fosse aumentada.

Os baixos teores de S na parte aérea e nas raízes das plantas de milho e soja cultivadas (Quadro 5), principalmente no segundo cultivo, parecem ser reflexo da imobilização temporária deste nutriente, principalmente após a maior produção de matéria seca do primeiro cultivo.

Observa-se também que ao longo dos cultivos ocorreu aumento gradativo dos teores de Mn na parte aérea, que ultrapassam os teores considerados críticos que variam de 20 a 150 mg kg⁻¹ para o milho e de 21 a 100 mg kg⁻¹ para a soja (Ribeiro et al., 1999) (Quadro 5). É possível observar que esses valores aumentam com a diminuição gradativa do pH desses solos ao longo dos cultivos (Quadros 1 e 4), o que promove a maior disponibilidade deste elemento. Todavia, apesar de o solo utilizado ser um Latossolo Vermelho e de ter tido seus valores de pH diminuídos ao longo dos cultivos, os teores foliares de Fe diminuíram à medida que os de Mn aumentaram, ficando abaixo da faixa de suficiência que é de 20 a 250 e de 50 a 350 mg kg⁻¹ para milho e soja, respectivamente (Ribeiro et al., 1999), evidenciando o forte antagonismo entre esses nutrientes na nutrição das plantas (Marschner, 2012). Em contrapartida, os teores de Fe e de Cu nas raízes são elevados o que mostra que mesmo após a lavagem desses resíduos, ainda existe contaminação desse material.

Quadro 3. Produção de matéria seca da parte aérea, de raízes e total (parte aérea + raiz) de plantas de milho e soja cultivadas em duas profundidades de um Latossolo Vermelho durante oito cultivos sucessivos

Cultura	Prof. ^{1/}	Cultivo								Acumulada
		1°	2°	3°	4°	5°	6°	7°	8°	
..... g vaso ⁻¹										
Parte aérea										
Milho	1	19,1	1,7	1,9	3,7	4,9	4,7	4,1	7,6	47,8
Milho	2	3,5	3,0	1,8	2,1	3,1	2,6	2,4	3,7	22,2
Soja	1	10,7	6,8	3,7	5,5	6,8	7,0	6,8	9,6	57,0
Soja	2	4,5	4,8	3,0	3,8	3,7	3,0	2,8	3,5	29,0
Raiz										
Milho	1	10,5	1,0	2,0	2,9	3,8	3,4	3,0	4,9	31,4
Milho	2	3,5	2,8	1,9	2,1	2,4	1,9	1,7	2,0	18,3
Soja	1	3,6	2,0	1,3	1,4	2,0	1,7	1,5	2,3	15,7
Soja	2	1,9	1,7	0,9	0,9	0,9	0,6	0,6	0,6	8,3
Matéria seca total										
Milho	1	29,6	2,7	3,9	6,6	8,7	8,1	7,1	12,5	79,1
Milho	2	7,0	5,7	3,7	4,2	5,6	4,5	4,1	5,7	40,5
Soja	1	14,4	8,8	5,0	6,9	8,7	8,7	8,4	11,9	72,7
Soja	2	6,4	6,5	3,9	4,7	4,6	3,6	3,4	4,1	37,2

^{1/} Prof.1: amostras da camada de 0-20 cm; Prof.2: amostras da camada de 40-60 cm

Quadro 4. Características químicas das amostras de duas profundidades de um Latossolo Vermelho após diferentes cultivos com milho ou soja e da testemunha (sem planta)

Prof. ^{1/}	Cultura	Cultivo	P Mehlich-1	P Bray-1	P Resina	P-rem	C total	C lábil	N total	N lábil	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K	pH	Al ³⁺	H+Al
		 mg dm ⁻³ mg dm ⁻³ mg dm ⁻³ mg L ⁻¹ g kg ⁻¹ g kg ⁻¹ g kg ⁻¹ g kg ⁻¹ cmol _c dm ⁻³ cmol _c dm ⁻³ mg dm ⁻³ cmol _c dm ⁻³
1	Sem planta	2	26,6	36,8	54,9	23,9	37,6	3,7	3,0	0,2	11,4	4,0	192,2	5,6	0,3	2,7
1	Sem planta	4	24,7	37,7	56,6	23,8	37,8	3,7	3,2	0,3	12,6	4,2	201,8	5,4	0,6	3,4
1	Sem planta	6	25,5	36,2	59,3	21,8	35,9	3,4	2,9	0,3	12,5	4,3	201,4	5,1	0,7	4,0
1	Sem planta	8	23,9	37,5	62,0	20,8	37,5	3,2	3,3	0,3	11,9	4,1	204,7	4,9	0,5	5,6
1	Milho	2	24,6	35,1	51,5	24,5	40,0	3,9	3,2	0,2	10,1	3,6	130,5	6,1	0,0	2,4
1	Milho	4	24,4	35,0	50,9	24,5	38,9	3,8	2,9	0,2	10,7	3,6	89,3	5,5	0,0	3,0
1	Milho	6	23,9	34,8	45,9	24,2	38,8	3,8	3,2	0,3	11,6	3,7	53,2	5,4	0,7	3,6
1	Milho	8	21,1	34,0	51,1	24,3	39,1	3,6	3,2	0,3	11,1	3,5	35,5	5,3	0,5	3,7
1	Soja	2	25,3	35,5	56,1	24,6	38,2	3,7	3,1	0,2	10,2	3,4	128,5	5,9	0,5	2,4
1	Soja	4	24,7	36,9	54,3	23,9	38,9	3,7	3,2	0,2	10,8	3,5	123,0	5,6	0,0	3,2
1	Soja	6	23,9	36,9	52,8	23,5	35,6	3,7	2,8	0,3	12,1	3,6	109,3	4,8	0,4	3,8
1	Soja	8	23,7	37,5	57,2	24,1	39,4	3,5	3,2	0,3	10,6	3,2	90,1	5,0	1,6	4,0
2	Sem planta	2	7,5	3,6	29,5	6,3	10,7	0,8	0,9	0,1	1,3	0,9	100,0	5,3	0,0	2,1
2	Sem planta	4	7,2	3,0	25,6	5,3	10,4	0,7	1,1	0,2	1,4	0,9	104,7	4,6	0,5	2,8
2	Sem planta	6	7,1	2,6	22,4	4,5	10,6	0,7	1,1	0,1	1,7	0,9	106,8	4,1	1,5	3,3
2	Sem planta	8	7,3	2,1	28,2	3,6	10,3	0,6	1,1	0,2	1,4	0,9	113,5	4,0	2,2	3,5
2	Milho	2	7,6	3,9	23,9	6,7	11,8	0,9	1,0	0,1	1,3	0,9	36,3	5,5	0,5	2,0
2	Milho	4	7,3	3,1	24,4	6,1	11,4	0,8	1,1	0,1	1,3	0,8	37,5	4,8	0,7	2,7
2	Milho	6	7,4	3,4	16,8	6,5	11,0	0,9	1,0	0,1	1,6	0,8	15,5	4,4	0,6	3,1
2	Milho	8	7,6	3,6	17,6	6,7	12,4	0,9	1,2	0,1	1,2	0,7	10,2	4,1	1,4	3,5
2	Soja	2	7,8	3,7	25,5	6,8	11,0	0,9	0,9	0,1	1,3	0,8	70,0	5,6	0,5	2,1
2	Soja	4	7,4	3,3	20,2	6,2	11,7	0,7	1,1	0,1	1,4	0,8	60,0	4,6	0,7	2,9
2	Soja	6	7,6	3,6	19,8	5,8	10,3	0,9	1,0	0,1	1,4	0,8	69,0	4,1	1,6	3,4
2	Soja	8	8,2	3,2	26,0	5,3	12,2	0,8	1,2	0,1	1,3	0,8	82,7	3,9	2,5	3,9

^{1/} Prof.1 (0-20 cm); Prof.2 (40-60 cm). P-Mehlich-1 e K, extrator Mehlich-1 (Defilipo & Ribeiro, 1997). P-Bray-1, Extrator Bray-1 (Bray & Kurtz, 1945). P-Resina (Raj et al., 1987). P-rem, 60 mg L⁻¹ de P em 10 mmol L⁻¹ de CaCl₂ (Alvarez V. et al., 2000), C total e N total (analisador elementar conectado a um espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (ANCA-GLS, Sercom, Crewe, UK). C e N lábil, (Shang & Tiessen, 1997). Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺, Extrator: KCl 1 mol L⁻¹ (Vettori, 1969). pH em H₂O – relação 1:2,5. H+Al, extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹, pH 7,0 (Vettori, 1969).

Quadro 5. Teores de nutrientes na parte aérea ou em raízes de plantas de milho ou soja cultivadas em duas profundidades de um Latossolo Vermelho nos cultivos 2, 4, 6 e 8 analisados

Cultura	Prof. ^{1/}	Cultivo	K	Ca	Mg	P	S	Fe	Cu	Mn	Zn
		 g kg ⁻¹ mg kg ⁻¹				
Parte aérea											
Milho	1	2	44,1	3,6	4,0	2,3	0,4	51,4	6,0	55,5	18,3
Milho	1	4	30,7	6,0	3,7	1,0	1,3	52,1	4,3	77,6	26,7
Milho	1	6	25,6	7,8	3,8	0,7	1,2	56,0	3,7	94,1	23,7
Milho	1	8	18,1	9,2	5,2	0,6	1,2	39,8	5,5	108,1	35,8
Milho	2	2	28,9	2,0	2,5	0,5	0,3	15,6	7,7	150,7	7,1
Milho	2	4	22,7	4,2	3,7	0,9	1,6	34,3	8,9	263,7	27,2
Milho	2	6	22,5	6,1	4,1	0,6	1,3	40,4	7,0	651,2	35,6
Milho	2	8	17,0	6,6	4,7	0,5	1,4	6,1	4,9	1693,8	58,7
Soja	1	2	10,3	12,7	5,3	0,7	0,8	61,1	3,6	69,8	13,7
Soja	1	4	14,7	14,0	5,2	1,0	1,3	54,9	3,4	84,1	19,6
Soja	1	6	13,0	12,9	4,6	0,7	1,1	64,8	3,3	100,0	18,6
Soja	1	8	10,6	14,5	4,9	0,6	1,1	46,3	3,8	177,0	29,6
Soja	2	2	11,1	4,6	3,0	0,6	0,4	25,0	3,2	186,0	10,0
Soja	2	4	17,8	7,2	4,3	1,3	1,1	26,4	6,0	364,0	22,3
Soja	2	6	19,3	9,0	4,8	1,6	1,4	13,8	6,7	753,5	40,4
Soja	2	8	18,2	9,1	5,5	1,3	1,5	2,4	8,1	1109,0	51,4
Raiz											
Milho	1	2	5,5	1,8	0,5	0,6	0,3	528,7	9,9	30,7	8,2
Milho	1	4	16,4	4,1	3,0	0,8	1,1	524,4	19,3	35,4	12,3
Milho	1	6	10,5	5,2	3,9	0,5	1,5	207,5	12,6	43,1	10,8
Milho	1	8	6,9	6,4	5,1	0,5	1,7	288,9	15,0	67,5	11,5
Milho	2	2	12,4	0,4	0,2	0,4	0,3	386,5	9,6	69,0	5,5
Milho	2	4	13,8	1,0	1,1	0,6	0,8	402,0	12,5	68,1	11,0
Milho	2	6	8,9	1,6	2,3	0,4	1,0	149,6	17,0	108,9	23,9
Milho	2	8	7,4	2,0	2,8	0,3	1,2	199,6	15,1	185,4	34,6
Soja	1	2	1,5	1,9	1,2	0,4	0,3	314,2	7,5	28,8	5,0
Soja	1	4	10,2	1,8	5,5	0,9	1,6	193,4	10,5	70,2	10,6
Soja	1	6	6,9	2,3	4,7	0,7	1,1	227,2	7,3	65,9	6,3
Soja	1	8	7,1	2,4	5,6	0,6	1,2	196,1	9,3	239,6	15,3
Soja	2	2	2,8	1,1	0,3	0,4	0,2	296,5	9,7	71,2	9,0
Soja	2	4	12,3	1,3	3,9	1,0	1,4	217,9	14,3	161,7	12,8
Soja	2	6	10,4	2,4	2,9	1,1	1,5	122,9	13,3	248,2	11,9
Soja	2	8	6,8	2,0	1,1	1,0	1,3	254,3	18,4	348,2	20,3

^{1/} Prof.1 (0-20 cm); Prof.2 (40-60 cm)

Carbono total (CT), carbono oxidável por permanganato de potássio - carbono lábil (CL), abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$), nitrogênio total (NT) e nitrogênio lábil (NL)

Os teores médios de carbono total (CT) e de carbono lábil (CL) foram maiores na profundidade 1 (camada de 0-20 cm) quando comparado a profundidade 2 (camada de 40-60 cm) independente dos cultivos realizados (C_1 , C_6 , C_{11} e C_{16}) (Quadros 4 e 6). Tal resultado já era esperado por ser a camada mais superficial aquela que recebeu grande aporte de resíduos da mata nativa sobrejacente. Ao longo do tempo, esses resíduos depositados são decompostos/mineralizados, sofrem alterações químicas originando compostos carbonados de estabilidade variada, constituindo assim a matéria orgânica do solo (MOS) e suas diferentes frações, que podem apresentar maior ou menor estabilidade (Silva & Mendonça, 2007) e, assim, promover alterações nas propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos (Yiemer & Abdelkadir, 2011; Cui et al., 2012).

Quando se comparam os teores médios de CT entre o solo não cultivado e aqueles cultivados por milho ou soja dentro da profundidade 1 em cada um dos cultivos analisados (C_2 , C_7 , C_{12} e C_{17}) (Quadros 4 e 6) pode-se observar que a implantação dessas culturas com posterior incorporação dos resíduos da parte aérea e das raízes proporcionou maiores teores de CT quando comparado à testemunha (sem planta), independente do cultivo analisado. A mesma tendência pode ser observada para a profundidade 2 (C_9 e C_{19}). Embora o C derivado da parte aérea contribua para o *input* de C no solo, alguns trabalhos apontam para a maior contribuição do C das raízes para a manutenção do C em formas estáveis no solo (Rasse et al., 2005; Vivanco & Austin, 2006; Mendez-Millan et al., 2010). Em seu trabalho de revisão, Rasse et al. (2005) mostraram que, para algumas espécies, mesmo as raízes finas apresentam elevados teores de lignina, composto com maior resistência à degradação. Alguns autores também sugerem sua proteção física e coloidal dado o seu contato direto com o solo (Batjes, 1998), ou mesmo para a ocorrência de efeito “*priming negativo*” quando é feita sua incorporação ao solo, resultando na permanência desse material por mais tempo numa forma estável (Kuzyakov et al., 2000; Kuzyakov & Bol, 2006).

Todavia, para a profundidade 1, ao se considerar o teor de CT desse solo antes de qualquer cultivo (Quadro 1) e os teores de CT nas testemunhas (sem planta) ao longo dos cultivos (Quadro 4), pode-se observar que a condução dos cultivos sucessivos provocou redução inicial dos teores de CT do solo e que depois se manteve ao longo dos cultivos realizados. Possivelmente, o revolvimento do solo para a incorporação do resíduo após cada colheita, principalmente após os primeiros cultivos realizados, aliado às temperaturas

elevadas no interior da casa de vegetação e à manutenção de teores adequados de água no solo, contribuíram para a perda de parte do C nativo do solo, principalmente daquele em formas mais lábeis e, ou, para a menor estabilização do C aportado ao solo via adição de resíduos para o caso dos solos cultivados com milho ou soja.

A partir do sexto cultivo foi possível observar que o teor médio de CL tornou-se maior para os solos cultivados (com milho ou soja) quando comparado à testemunha (sem planta), tanto para a profundidade 1 quanto para a 2 (Quadro 6) (C_{12} , C_{17} , C_{14} e C_{19}). Alguns trabalhos sugerem que as alterações de uso e, ou, manejo do solo pode contribuir para o aumento ou para a diminuição do C do solo e de suas frações dependendo das condições às quais o solo é submetido (Cerri et al., 2003; Beldini et al., 2010; Siqueira et al., 2011). Todavia, a fração lábil de C no solo é mais sensível a essas alterações e o C oriundo do resíduo aportado é preferencialmente acumulado nessa fração (Figueiredo et al., 2010; Hernandez-Ramirez et al., 2011).

Em relação às culturas, milho ou soja, independente da profundidade e do cultivo realizado, tanto os teores de CT como os de CL, quando significativos, foram maiores nos solos cultivados com milho (Quadro 6). Resíduos que apresentam relação C/N mais baixa apresentam maior labilidade e, como consequência, menores tempos de decomposição, ou seja, são mais facilmente decomponíveis (Istedt & Singh, 2005; Silva & Mendonça, 2007), como é o caso do resíduo da soja.

Ao se observar os valores de abundância natural do ^{13}C do solo ($\delta^{13}\text{C}$), verifica-se que os resíduos das culturas de milho e de soja incorporados ao solo promoveram, mesmo que pequenas, alterações nos $\delta^{13}\text{C}$, tanto na profundidade 1 quanto na profundidade 2 (Quadro 7). É possível observar aumentos nos $\delta^{13}\text{C}$ nos solos cultivados com milho e reduções para aqueles cultivados com soja quando comparado à testemunha (sem planta). Plantas com metabolismo C_4 apresentam $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos (-9 à -17 ‰) por discriminarem menos este elemento, enquanto para as plantas com metabolismo C_3 , esses valores são mais negativos (-20 à -34 ‰), dada a maior discriminação nestas espécies (Smith & Epstein, 1971). Os $\delta^{13}\text{C}$ tem sido bastante utilizados na literatura pois têm possibilitado estudos relacionados à dinâmica da MOS, principalmente nos casos em que ocorre a substituição da vegetação natural por cultivos (Balesdent & Mariotti, 1993; Besnard et al., 1996; Shang & Tiessen, 2000; Wilcke & Lilienfein, 2004). Todavia, no presente estudo, a pequena alteração nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ pode estar associada à baixa PMS que ocorreu principalmente após o segundo cultivo o que possivelmente causou um efeito de diluição dos resíduos incorporados.

Quadro 6. Contrastes médios para os teores de C e N total e de C e N lábil de amostras de duas profundidades de um Latossolo Vermelho cultivado ou não com milho ou soja

Cultivo	Contraste médio				
	C-Total	N-total	C-lábil	N-lábil	
 g kg ⁻¹				
2	C ₁	-27,42 **	-2,17 **	-2,89 **	-0,118 **
	C ₂	1,45 **	0,13 *	0,03 ns	0,008 ns
	C ₃	-1,74 **	-0,07 ns	-0,20 *	0,001 ns
	C ₄	0,65 ns	0,00 ns	0,05 ns	-0,048 **
	C ₅	-0,80 ns	-0,05 ns	0,06 ns	0,009 ns
4	C ₆	-27,39 **	-2,03 **	-3,06 **	-0,116 **
	C ₇	1,14 *	-0,13 *	0,06 ns	-0,025 **
	C ₈	0,05 ns	0,27 **	-0,11 ns	0,006 ns
	C ₉	1,10 *	0,04 ns	0,03 ns	-0,050 **
	C ₁₀	0,33 ns	0,01 ns	-0,12 ns	-0,015 ns
6	C ₁₁	-26,14 **	-1,95 **	-2,82 **	-0,196 **
	C ₁₂	1,31 **	0,12 °	0,30 **	0,026 °
	C ₁₃	-3,28 **	-0,41 **	-0,07 ns	-0,028 °
	C ₁₄	0,04 ns	-0,12 °	0,22 **	0,021 °
	C ₁₅	-0,64 ns	-0,01 ns	-0,04 ns	-0,004 ns
8	C ₁₆	-27,00 **	-2,09 **	-2,62 **	-0,169 **
	C ₁₇	1,72 **	-0,04 ns	0,37 **	-0,057 **
	C ₁₈	0,29 ns	0,00 ns	-0,04 ns	0,002 ns
	C ₁₉	1,94 **	0,06 ns	0,24 **	-0,047 **
	C ₂₀	-0,21 ns	0,03 ns	-0,13 °	0,010 ns

C₁, C₆, C₁₁ e C₁₆ → Prof₁ vs Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₂, C₇, C₁₂ e C₁₇ → Sem planta vs com planta d/Prof₁ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₃, C₈, C₁₃ e C₁₈ → Milho vs Soja d/Prof₁ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₄, C₉, C₁₄ e C₁₉ → Sem planta vs com planta d/Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₅, C₁₀, C₁₅ e C₂₀ → Milho vs Soja d/Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8. Prof.1 (0-20 cm), Prof.2 (40-60 cm). ns, °, * e **: não significativo e significativo a 10, 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

Quadro 7. Abundância natural de ^{13}C do solo ($\delta^{13}\text{C}$) das amostras de duas profundidades de um Latossolo Vermelho antes de serem cultivadas e após o oitavo cultivo sucessivo com milho ou soja

Cultivo	Cultura	Profundidade^{1/}	$\delta^{13}\text{C}$
		 ‰
0	Sem planta	1	-23,69
0	Sem planta	2	-15,17
8	Sem planta	1	-21,24
8	Sem planta	2	-15,92
8	Milho	1	-22,26
8	Milho	2	-14,70
8	Soja	1	-23,81
8	Soja	2	-17,64

Profundidade 1 (0-20 cm); profundidade 2 (40-60 cm).

Teores de fósforo disponível pelos extratores Mehlich-1, Bray-1, Resina de troca aniônica, e fósforo remanescente

Os teores de P pelos diferentes extratores e o P remanescente (P-rem) (Quadros 4 e 8) foram sempre maiores para a profundidade 1 quando comparada à profundidade 2 (C_1 , C_6 , C_{11} e C_{16}). Estes resultados estão de acordo com aqueles encontrados por Schindwein & Anghinoni (2000) e por Andrade et al. (2012), que mostraram a ocorrência de um gradiente dos teores de P disponível pelo extrator Mehlich-1 a partir da superfície, tanto em solos sob plantio direto como em solos sob plantio convencional.

Alguns autores sugerem que os teores de P mais elevados nas camadas mais superficiais são decorrentes do maior aporte de resíduos e que estes, ao serem ciclados, favorecem o acúmulo de P nas camadas mais superficiais do solo (Costa et al., 2010; Resende et al., 2011). A deposição de resíduos na superfície também contribui para o menor contato do P com os constituintes minerais do solo, competição e bloqueio dos sítios de adsorção e, conseqüentemente, para a redução de sua adsorção ao solo, além da manutenção de formas orgânicas desse elemento no solo (Santos & Tomm, 2003; Silva & Mendonça, 2007; Andrade et al., 2012).

Quadro 8. Contrastes médios para os teores de P extraídos por Mehlich-1, Bray-1 e Resina aniônica e P-remanescente de amostras de duas profundidades de um Latossolo Vermelho cultivado ou não com milho ou soja

Cultivo	Contraste	Contraste médio			
		P-Mehlich-1	P-Bray-1	P-Resina	P-remanescente
	 mg dm ⁻³ mg L ⁻¹	
2	C ₁	-17,89 **	-32,13 **	-27,93 **	-17,67 **
	C ₂	-1,70 **	-1,51 **	-1,10 ns	0,65 ns
	C ₃	0,71 °	0,39 ns	4,61 **	0,13 ns
	C ₄	0,20 ns	0,15 ns	-4,80 **	0,42 ns
	C ₅	0,23 ns	-0,21 ns	1,62 ns	0,09 ns
4	C ₆	-17,29 **	-33,40 **	-30,48 **	-18,20 **
	C ₇	-0,23 ns	-1,71 **	-3,97 **	0,37 ns
	C ₈	0,28 ns	1,85 **	3,39 **	-0,59 ns
	C ₉	0,16 ns	0,23 ns	-3,31 **	0,84 ns
	C ₁₀	0,03 ns	0,23 ns	-4,15 **	0,13 ns
6	C ₁₁	-17,09 **	-32,79 **	-32,99 **	-17,57 **
	C ₁₂	-1,56 **	-0,35 ns	-9,95 **	2,01 **
	C ₁₃	-0,05 ns	2,08 **	6,86 **	-0,66 ns
	C ₁₄	0,39 ns	0,87 *	-4,09 **	1,66 **
	C ₁₅	0,18 ns	0,28 ns	3,02 *	-0,73 ns
8	C ₁₆	-15,22 **	-33,38 **	-32,83 **	-17,88 **
	C ₁₇	-1,51 **	-1,73 **	-7,82 **	3,35 **
	C ₁₈	2,61 **	3,52 **	6,07 **	-0,19 ns
	C ₁₉	0,62 °	1,34 **	-6,41 **	2,43 **
	C ₂₀	0,56 ns	-0,41 ns	8,42 **	-1,48 *

C₁, C₆, C₁₁ e C₁₆ → Prof₁ vs Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₂, C₇, C₁₂ e C₁₇ → Sem planta vs com planta d/Prof₁ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₃, C₈, C₁₃ e C₁₈ → Milho vs Soja d/Prof₁ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₄, C₉, C₁₄ e C₁₉ → Sem planta vs com planta d/Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₅, C₁₀, C₁₅ e C₂₀ → Milho vs Soja d/Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8. Prof.1 (0-20 cm), Prof.2 (40-60 cm). ns, °, * e **: não significativo e significativo a 10, 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

De modo geral, independente do cultivo realizado, na profundidade 1, os teores de P disponível pelos extratores Mehlich-1 e Bray-1 foram maiores para os solos não cultivados em comparação àqueles cultivados com milho ou soja (C₂, C₇, C₁₂ e C₁₇) (Quadro 8). Todavia, para a profundidade 2 houve tendência de os teores de P disponível por estes extratores serem maiores para os solos cultivados com milho ou soja, comparativamente à testemunha (sem planta) (C₄, C₇, C₁₂ e C₁₇). Os maiores teores de MOS favorecem o tamponamento das possíveis alterações que a adoção de um novo uso e, ou, manejo poderia trazer ao solo, enquanto que para solos com menores teores de MOS e de nutrientes a planta se utiliza de mecanismos que garantem maior exploração do solo e,

como consequência, maior absorção de nutrientes, no caso o P (Friesen et al., 1997; Lynch & Brown, 2001; Hassan et al., 2012). Assim, à medida que a planta absorve o P, ele passa a fazer parte da ciclagem biogeoquímica ao longo dos cultivos, fica sob formas mais protegidas (orgânicas) e, por isso, possivelmente os teores de P pelos extratores Mehlich-1 e Bray-1 foram maiores nos solos cultivados com milho ou soja para profundidade 2.

Para a Resina, tanto na profundidade 1 como na profundidade 2, os teores médios de P foram maiores na testemunha (sem planta) comparativamente aos solos cultivados com milho ou soja (C₄, C₇, C₉, C₁₂, C₁₄, C₁₇ e C₁₉) (Quadro 8). Por ter apresentado, de modo geral, menor produção de matéria seca e, como consequência, menor imobilização de P no resíduo, os teores médios de P foram sempre maiores nos solos cultivados com soja independente da profundidade analisada (C₃, C₈, C₁₀, C₁₃, C₁₅, C₁₈ e C₂₀). A condução de cultivos sucessivos aliada a não aplicação de P, parece ter contribuído para a redução do P-lábil, visto que parte do P que a planta absorve fica temporariamente imobilizado no resíduo até que ocorra a sua decomposição/mineralização (Giacomini et al., 2003), o que pode contribuir para a sustentabilidade desses sistemas ao longo dos cultivos realizados dada a menor adsorção do P pelos oxiidróxidos de Fe e Al nesses casos.

Quando são observados os valores do P-rem antes de qualquer cultivo (Quadro 1) e aqueles obtidos após o oitavo cultivo nos solos não cultivados (Quadro 4) (28,06 e 20,83 mg L⁻¹ para a profundidade 1 e de 8,78 e 3,56 mg L⁻¹ para a profundidade 2, respectivamente), é possível observar redução dos valores de P-rem o que também ocorre para o CL (Quadro 4). Todavia, é possível observar também que, dentro de cada cultivo, esses valores foram sempre maiores para os solos cultivados com milho ou soja quando comparados à testemunha, independente da profundidade analisada, embora significativos apenas nos cultivos 6 e 8 (C₁₂, C₁₄, C₁₇ e C₁₉) (Quadro 8).

Esses resultados estão alinhados com aqueles obtidos para os teores de CL como pode ser observado por correlações lineares positivas e significativas entre os valores de P-rem e os teores de CL para ambas as profundidades estudadas ($r = 0,84$ e $0,79$ para as profundidades 1 e 2, respectivamente, ambas significativas a 1 %). A perda dessa fração mais lábil de C no solo parece estar contribuindo para a liberação de possíveis sítios de adsorção de P e consequente diminuição do P-rem. Em contrapartida, o resíduo adicionado, principalmente pela sua forma mais reativa, no caso o CL parece estar contribuindo para o bloqueio e, ou, para a competição dos sítios de adsorção de P e, consequente manutenção e, ou, aumento do P na solução do solo com o aumento do P-rem. O bloqueio e, ou, a competição desses sítios de adsorção tem mostrado-se mais efetivos

para a disponibilidade de P para as culturas do que a tentativa de reversibilidade de formas de P já estabilizadas e não disponíveis às plantas (Andrade et al., 2003; Guppy et al., 2005). Neste contexto, o aporte de resíduos ao solo e a busca de práticas de manejo que favoreçam a permanência do C adicionado no solo, seja em formas mais estáveis ou nas suas formas mais lábeis, contribui para a manutenção ou para a melhoria das propriedades químicas dos solos. Para o caso do P, aumentos do CL contribuem para a sua maior permanência na solução do solo.

Acidez ativa (pH), acidez trocável (Al^{3+}), acidez potencial ($H+Al$) e bases trocáveis

Os valores de pH do solo foram sempre maiores para a profundidade 1 quando comparado a profundidade 2, independente do cultivo realizado (C_1 , C_6 , C_{11} e C_{16}) (Quadros 4 e 9), embora inicialmente semelhantes (Quadro 1). Na profundidade 1, quando se comparam os valores de pH dos solos não cultivados (testemunha) em relação aos cultivados com milho ou soja, existe tendência de eles serem maiores nos solos cultivados (C_2 , C_7 e C_{17}). Os maiores teores de bases trocáveis e de C total na camada mais superficial, como é o caso do presente estudo, associados às características tamponantes da matéria orgânica, contribuem para a ocorrência desses valores de pH mais elevados próximo à superfície, resultados que estão de acordo com aqueles encontrados por Falleiro et al. (2003) e Andrade et al. (2012). Todavia, à medida que o solo testemunha (sem planta) recebe água e permanece sob temperaturas elevadas no interior da casa de vegetação o valor de pH cai para ambas as profundidades estudadas, o que no caso dos solos cultivados com milho ou soja, é amenizado pela adição do resíduo da cultura.

Quanto à cultura utilizada, independente do cultivo e da profundidade, os valores de pH foram, à partir do sexto cultivo maiores para os solos cultivados com milho (C_{13} , C_{15} , C_{18} e C_{20}) (Quadros 4 e 9). Os solos cultivados com soja foram gradativamente acidificados ao longo dos cultivos comparativamente àqueles cultivados com milho. De modo geral, as leguminosas absorvem mais cátions básicos e nitrogênio na forma de NH_4^+ (quando não realizam fixação biológica do N_2 , como no caso deste estudo em que não ocorreu nodulação da soja) comparativamente às demais culturas, o que causa a extrusão de H^+ pelo sistema radicular e conseqüente acidificação do solo (Taiz & Zaiger, 2004). A menor labilidade do resíduo de milho incorporado, o que favorece sua maior permanência no solo, também pode ter contribuído para o maior tamponamento do pH nos solos cultivados com milho.

A acidez potencial (H+Al) foi sempre maior na profundidade 1, o que está diretamente relacionado aos maiores teores de C encontrados para essa camada, enquanto os teores de Al³⁺ foram maiores para a profundidade 2 (Quadro 9).

Os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺ trocáveis foram maiores para a profundidade 1 quando comparado à profundidade 2 (C₁, C₆, C₁₁ e C₁₆) (Quadro 9). A camada mais superficial do solo é aquela que recebe maior aporte de resíduo e onde a ciclagem dos nutrientes é mais intensa (Silva & Mendonça, 2007; Pavinato et al., 2009), o que favorece a ocorrência de maiores teores desses nutrientes mais próximos à superfície, como observado neste trabalho (Quadro 1).

Para a profundidade 1, independente do cultivo realizado, os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺ trocáveis foram maiores nos solos não cultivados (testemunha) (C₂, C₇, C₁₂ e C₁₇). Para a profundidade 2 esta tendência também ocorreu, porém só foi significativa para o caso do Mg²⁺ nos cultivos 6 e 8. A permanência temporária dos nutrientes no resíduo contribui para a ocorrência de menores teores de Ca²⁺ e Mg²⁺ trocáveis nos solos cultivados com milho ou soja comparativamente à testemunha.

É importante ressaltar que apesar de não ter sido realizada reposição de Ca²⁺ e Mg²⁺ ao solo via adição de corretivos de acidez e, ou, fertilizantes, os teores desses nutrientes se mantiveram ao longo dos cultivos, mesmo nos solos cultivados com milho ou soja (Quadro 4). Ao serem observados os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺ e de K disponível das amostras antes de qualquer cultivo e os teores nas testemunhas (sem planta) mantidas na casa de vegetação ao longo dos cultivos (Quadros 1 e 4) ocorre um aumento nesses teores, principalmente após o segundo cultivo. Possivelmente esses aumentos estão relacionados à decomposição/mineralização da MOS preexistente. A disponibilidade desses nutrientes previamente sob formas não disponíveis, evidencia a alteração dos equilíbrios desses nutrientes quando o solo é submetido a uma nova intensidade de uso.

Assim como os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺, os teores médios de K disponível foram maiores na profundidade 1 (C₁, C₆, C₁₁ e C₁₆) (Quadros 1 e 9). Nos solos cultivados com milho ou soja ocorreu decréscimo gradativo dos teores médios do K disponível no solo tanto na profundidade 1 (C₂, C₇, C₁₂ e C₁₇) quanto na profundidade 2 comparativamente à testemunha (sem planta) (C₄, C₉, C₁₄ e C₁₉). Todavia, essa redução do K disponível foi mais acentuada para os solos cultivados com milho na profundidade 1, enquanto para a profundidade 2 apenas o cultivo do milho causou reduções nos teores de K disponível (Quadros 4 e 9). A maior recalctrância do resíduo do milho que apresenta relação C/N mais elevada e maior teor de lignina (Tian et al., 1993; Vivanco & Austin, 2006) pode

estar favorecendo a imobilização do K neste resíduo. Todavia, por não fazer parte de componentes estruturais de tecidos vegetais (Marschner, 2012), esperar-se-ia que a liberação de K de resíduos incorporados fosse rápida. Schomberg & Steiner (1999), apesar de observarem maiores taxas de liberação de K em leguminosas do que em gramíneas, mostraram que para ambas as culturas essa liberação ocorre em intervalos de dias. Assim, seria esperada maior imobilização de nutrientes como Ca e Mg que fazem parte de componentes estruturais das plantas (Marschner, 2012), foi o que não ocorreu no presente trabalho.

Considerando que os teores de K total desses solos tenham sido pouco alterados, dada à incorporação de praticamente todo resíduo produzido ao solo e a não lixiviação desse nutriente visto que os vasos não apresentavam orifícios para saída de água, pode-se conjecturar que a presença de minerais 2:1 podem estar contribuindo para a alteração do equilíbrio entre o K da solução do solo e o K trocável do solo.

Quadro 9. Contrastes médios para a medida do pH, acidez potencial e alumínio, Ca^{2+} , Mg^{2+} e K de amostras de duas profundidades de um Latossolo Vermelho cultivado ou não com milho ou soja

Cultivo	Contraste médio						
	pH	H+Al	Al^{3+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K	
		cmol/dm ³ mg/dm ³ ...	
2	C ₁	-0,432 **	-0,398 *	0,163 *	-9,228 **	-2,802 **	-81,627 **
	C ₂	0,447 **	-0,279 ns	0,245 *	-1,252 **	-0,5 **	-62,708 **
	C ₃	-0,19 ns	-0,055 ns	0,49 **	0,08 ns	-0,159 *	-2,083 ns
	C ₄	0,286 *	-0,021 ns	0,49 **	-0,006 ns	-0,03 ns	-46,81 **
	C ₅	0,115 ns	0,092 ns	0 ns	-0,02 ns	-0,055 ns	33,667 **
4	C ₆	-0,798 **	-0,39 *	0,435 **	-10,008 **	-2,96 **	-70,635 **
	C ₇	0,168 ns	-0,358 ns	-0,571 **	-1,764 **	-0,672 **	-95,625 **
	C ₈	0,07 ns	0,214 ns	0 ns	0,116 ns	-0,058 ns	33,75 **
	C ₉	0,077 ns	-0,024 ns	0,143 ns	-0,051 ns	-0,046 ns	-55,952 **
	C ₁₀	-0,233 °	0,257 ns	-0,041 ns	0,048 ns	-0,045 ns	22,5 **
6	C ₁₁	-0,897 **	-0,572 **	0,599 **	-10,516 **	-3,027 **	-57,512 **
	C ₁₂	-0,064 ns	-0,299 ns	-0,184 °	-0,693 **	-0,65 **	-120,143 **
	C ₁₃	-0,618 **	0,148 ns	-0,286 *	0,41 ns	-0,117 ns	56,119 **
	C ₁₄	0,175 ns	-0,009 ns	-0,388 **	-0,248 ns	-0,12 °	-64,536 **
	C ₁₅	-0,3 *	0,324 ns	0,939 **	-0,244 ns	0,002 ns	53,5 **
8	C ₁₆	-1,066 **	-0,831 **	1,156 **	-9,903 **	-2,79 **	-41,34 **
	C ₁₇	0,312 *	-1,776 **	0,51 **	-1,044 **	-0,721 **	-141,901 **
	C ₁₈	-0,256 °	0,294 ns	1,02 **	-0,507 °	-0,321 **	54,603 **
	C ₁₉	0,035 ns	0,156 ns	-0,327 **	-0,111 ns	-0,16 *	-67,036 **
	C ₂₀	-0,203 ns	0,373 ns	1,061 **	0,096 ns	0,078 ns	72,5 **

C₁, C₆, C₁₁ e C₁₆ → Prof₁ vs Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₂, C₇, C₁₂ e C₁₇ → Sem planta vs com planta d/Prof₁ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₃, C₈, C₁₃ e C₁₈ → Milho vs Soja d/Prof₁ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₄, C₉, C₁₄ e C₁₉ → Sem planta vs com planta d/Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8; C₅, C₁₀, C₁₅ e C₂₀ → Milho vs Soja d/Prof₂ d/cultivos 2, 4, 6 e 8. Prof.1 (0-20 cm), Prof.2 (40-60 cm). ns, °, * e **: não significativo e significativo a 10, 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

CONCLUSÕES

1. A adição de resíduos das culturas de milho ou soja durante os cultivos sucessivos contribuíram para os aumentos dos teores de C do solo em relação à testemunha (sem planta).

2. Na profundidade 2 maiores teores de P disponível pelos extratores Mehlich-1 e Bray-1 foram encontrados para os solos cultivados com milho ou soja comparativamente à testemunha (sem planta), o que indica maior disponibilidade de P ao longo dos cultivos para esses solos.

3. O aumento do C lábil parece ter contribuído para o bloqueio dos sítios de adsorção de P no solo dados os maiores valores de P-remanescente (P-rem) nos solos cultivados.

4. Apesar da manutenção dos resíduos no solo, os teores de K disponível foram drasticamente reduzidos ao longo dos cultivos, principalmente nos solos cultivados com milho, enquanto que os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , para os quais poderiam se esperar essas reduções, não sofreram alterações.

LITERATURA CITADA

- ADDISCOTT, T.M. Entropy and sustainability. *Eur. J. Soil Sci.*, 46:161-168, 1995.
- AITA, C. & GIACOMINI, S.J. Decomposição e liberação de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:601-612, 2003.
- ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. *Bol. Inf. Soc. Bras. Ci. Solo*, 25:27-32, 2000.
- ANDRADE, A.P.; MAFRA, A.L.; PICOLLA, C.D.; ALBUQUERQUE, J.C. & BERTOL, I. Atributos de um Cambissolo Húmico após 12 anos sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas. *Ci. Rural*, 42:814-821, 2012.
- ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S., ALVAREZ V., V.H. & NOVAIS, R.F. Adsorção de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:1003-1011, 2003.
- ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R. & MATEUS, R.F. Dry-matter production and phosphorus accumulation by maize plants in response to the addition of organic acids in Oxisols. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.*, 38:2733-2745, 2007.
- AZEVEDO, W.R.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L.A. & OLIVEIRA JUNIOR, A.C. Disponibilidade de fósforo para o arroz inundado sob efeito residual de calcário, gesso e esterco de curral aplicados na cultura do feijão. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:995-1004, 2004.
- BALESDENT, J.; GIRARDIN, C. & MARIOTTI, A. Site-related $\delta^{13}\text{C}$ of trees leaves and soil organic matter in a temperate forest. *Ecology*, 74:1713-1721, 1993.
- BATJES, N. H. Mitigation of atmospheric CO_2 concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biol. Fertil. Soils*, 27:230-235, 1998.
- BELDINI, T.P.; McNABB, K.L., LOCKABY, B.G.; SANCHEZ, F.G. & NAVEGANTES-CÂNCIO, O. The use of Amazonian Eucalyptus plantations on soil aggregates and organic matter density fractions. *Soil Use Manag.*, 26:53-60, 2010.
- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C. & MORAES, J.F.L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82:43-58, 1998.

- BESNARD, E.; CHENU, C.; BALESSENT, J.; PUGET, P. & ARROUAYS, D. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *Eur. J. Soil Sci.*, 47:495-503, 1996.
- BLAIR, N. & CROCKER, G.J. Crop rotation effects on soil carbon and physical fertility of two Australian soil. *Aust. J. Soil Res.*, 38:71-84, 2000.
- BLAIR, N.; FAULKNER, R.D.; TILL, A.R. & POULTON, P.R. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part I: Broadbalk experiment. *Soil Till. Res.*, 91:30-38, 2006.
- BLAIR, G.J., LEFROY, R.D.B. & LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.*, 46:1459-1466, 1995.
- BOER, C.A.; ASSIS, R.L.; SILVA, G.P.; BRAZ, A.J.B.P.; BARROSO, A.L.L.; CARGNELUTTI FILHO, A. & PIRES, F.R. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura. *Pesq. Agropec. Bras.*, 42:1269-1276, 2007.
- BRAGA, J.M. & DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica do fósforo em extrato de solo e plantas. *R. Ceres*, 21:73-85, 1974.
- BRAY, R.H. & KURTZ, L.T. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.*, 59:39-45, 1945.
- BREMNER, J.M. & MULVANEY, C.S. Nitrogen total. In: Page, A.L. ed. *Methods of soil analysis*. Part 2. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p.595-624.
- CAIRES, E.F.; BARTTH, G.; GARBUIO, F.J. & KUSMAN, M.T. Correção da acidez do solo, crescimento radicular e nutrição do milho de acordo com a calagem na superfície em sistema plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:1011-1022, 2002.
- CERRI, C.E.P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D.S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R. & CERRI, C.C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:1879-1887, 2003.
- COSTA, S.E.V.G.A.; SOUZA, E.D.; ANGHINONI, I.; FLORES, J.P.C.; VIEIRA, F.C.B.; MARTINS, A.P. & FERREIRA, E.V.O. Patterns in phosphorus and corn root distribution and yield in long-term tillage systems with fertilizer application. *Soil Till. Res.* 109:41-49, 2010.

- CUI, J.; LIU, C.; LI, Z.; WANG, L.; CHEN, X.; YE, Z. & FANG, C. Long-term changes in topsoil chemical properties under centuries of cultivation after reclamation of coastal wetlands in the Yangtze Estuary, China. *Soil Till. Res.*, 123:50-60, 2012.
- DEFELIPO, B.V. & RIBEIRO, A.C. *Análise química do solo (metodologia)*. 2. ed. Viçosa: UFV, 1997. 26p. (Boletim de Extensão, 29)
- FALLEIRO, R.M.; SOUZA, C.M.; SILVA, C.S.W.; SEDIYAMA, C.S.; SILVA, A.A. & FAGUNDES, J.L. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:1097-1104, 2003.
- FERNÁNDEZ R., I.E.J.; NOVAIS, R.F.; NUNES, F.N. & KER, J.C. Reversibilidade do fósforo não-lábil em solos submetidos à redução microbiana e química. I – Alterações químicas e mineralógicas. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:2307-2318, 2008a.
- FERNÁNDEZ R., I.E.J.; NOVAIS, R.F.; NUNES, F.N. & KER, J.C. Reversibilidade do fósforo não-lábil em solos submetidos à redução microbiana e química. II – Extrações sucessivas do fósforo pela Resina de troca aniônica. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:2319-2330, 2008b.
- FIGUEIREDO, C.C.; RESCK, D.V.S. & CARNEIRO, M.A.C. Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:907-916, 2010.
- FRIESEN, D.K.; RAO, I.M.; THOMAS, R.J.; OBCRSON, A. & SANZ, J.I. Phosphorus acquisition and cycling in crop and pasture systems in low fertility tropical soils. *Plant Soil*, 196:289-294, 1997.
- GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; HUBNER, A.P.; LUNKES, A.; GUIDINI, E. & AMARAL, E.B. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:1097-1104, 2003.
- GUPPY, C.N.; MENZIES, N.W.; MOODY, P.W. & BLAMEY, F.C.P. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. *Aust. J. Soil. Res.*, 43:189-202, 2005.
- HASSAN, H.M.; MARSCHNER, P.; McNEILL, A. & TANG, C. Growth, P uptake in grain legumes and changes in rhizosphere soil P pools. *Biol. Fertil. Soils*, 48:151-159, 2012.

- HERNANDEZ-RAMIREZ, G.; SAUER, T.J.; CAMBARDELLA, C.A.; BRANDLE, J.R. & JAMES, D.E. Carbon sources and dynamics in afforested and cultivated corn belt soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 75:216-225, 2011.
- ISTEDT, U. & SINGH, S. Nitrogen and phosphorus limitations of microbial respiration in a tropical phosphorus-fixing acrisol (Ultisol) compared with organic compost. *Soil Biol. Biochem.*, 37:1407-1410, 2005.
- KUZYAKOV, Y. & BOL, R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil Biol. Biochem.*, 38:747-758, 2006.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K. & STAHR. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1485-1498, 2000.
- LYNCH, J. & BROWN, K.M. Topsoil foraging – an architectural adaptation of plants to low phosphorus availability. *Plant Soil*, 273:225-237, 2001.
- MARSCHNER, P. Marschner's Mineral nutrition of higher plants. 3ed. Australia, Elsevier, 2012. 649p.
- MENDEZ-MILLAN, M.; DIGNAC, M.F.; RUMPEL, C.; RASSE, D.P. & DERENNE, S. Molecular dynamics of shoot vs. root biomarkers in agricultural soil estimated by natural abundance ¹³C labeling. *Soil Biol. Biochem.*, 42:169-177, 2010.
- PAVINATO, P.S.; MERLIN, A. & ROSOLEM, C.A. Disponibilidade de cátions no solo alterada pelo sistema de manejo. *Rev. Bras. Ci. Solo*, 33:1031-1040, 2009.
- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S. & BATAGLIA, O.C. Análise química do solo para fins de fertilidade. Campinas, Instituto Agronômico, 1987. 170p.
- RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant Soil*, 269:341-356, 2005.
- RESENDE, J.C.F.; MARKEWITZ, D.; KLINL, C.A.; BUSTAMANTE, M.M.C. & DAVIDSON, E.A. Phosphorus cycling in a small watershed in the Brazilian Cerrado: impacts of frequent burning. *Biogeochemistry*, 105:105–118, 2011.

- RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Ed.). Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.
- RUIZ, H.A. Incrementos da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão. R. Bras. Ci. Solo, 29:297-300, 2005.
- SANTOS, H.P. & TOMM, G.O. Disponibilidade de nutrientes e teor de matéria orgânica em função dos sistemas de cultivo e manejo do solo. Ci. Rural, 33:477-486, 2003.
- SCHLINDWEIN, J.A. & ANGHINONI, I. Variabilidade vertical de fósforo e potássio disponíveis e profundidade de amostragem do solo no sistema plantio direto. Ci. Rural, 30:611-617, 2000.
- SEQUEIRA, C.H.; ALLEY, M.M. & JONES, B.P. Evaluation of potentially labile soil organic carbon and nitrogen fractionation procedures. Soil Biol. Biochem., 43:438-444, 2011.
- SILVA, I.R. & MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L. eds. Fertilidade do Solo, SBCS, Viçosa, 2007. p276-374.
- SHANG, C. & TIESSEN, H. Carbon turnover and carbon-13 natural abundance in organo-mineral fractions of a tropical dry forest soil under cultivation. Soil Sci. Soc. Am. J., 64:2149-2155, 2000.
- SHANG, C. & TIESSEN, H. Organic matter lability in tropical Oxisol: Evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, and magnetic fractionations. Soil Sci., 162:795-807, 1997.
- SMITH, B.N. & EPSTEIN, S. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. Plant Physiol., 47:380-384, 1971.
- STEVENSON, F.J. Humus chemistry: Genesis, composition, reactions. 2.ed. New York, Willey & Sons Inc., 1994. 496p.
- TAIZ, L. & ZEIGER, E. Fisiologia vegetal. 3. ed. Porto Alegre, Artmed, 2004.
- TIAN, G.; KANG, B.T. & BRUSSARD, L. Mulching effect of plant residues with chemically contrasting compositions on maize growth and nutrients accumulation. Plant Soil, 153:179-187, 1993.

- VETTORI, L. Métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1969. 24 p. (Boletim Técnico, 7).
- VIVANCO, L & AUSTIN, A.T. Intrinsic effects of species on leaf and root decomposition: A comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia*, 150:97-107, 2006.
- YIEMER, F. & ABDELKADIR, A. Soil property following conversion of acacia woodland into grazing and farmlands in the Rift Valley area of Ethiopia. *Land Degrad. Develop.*, 22:425-431, 2011.
- WILCKE, W & LILIENFEIN, J. Soil carbon-13 natural abundance under native and managed vegetation in Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:827-832, 2004.

Capítulo 2: Contribuição de resíduos de parte aérea e de raízes de milho e de soja para o carbono e suas frações em amostras de solo previamente incubadas com fósforo

Resumo: Algumas questões relacionadas à manutenção e, ou, incrementos dos teores de matéria orgânica do solo (MOS) precisam ser mais bem compreendidas. Uma dessas questões está relacionada à qualidade dos resíduos adicionados e, ou, incorporados ao solo, o que contribui para a maior ou menor permanência do C no solo em formas com maior estabilidade. Outra questão refere-se ao efeito da adição de P sobre a estabilização do C e como se dá esse efeito. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de resíduos de raiz e parte aérea de plantas de milho e de soja em uma amostra de um Latossolo Vermelho argiloso previamente incubadas com P sobre a estabilização do C adicionado. Foi coletada uma amostra sob mata nativa da camada de 40-60 cm que foi dividida em subamostras que foram incubadas com doses crescentes de P de acordo com sua capacidade máxima de adsorção de P (CMAP). Decorridos 120 dias, essas subamostras receberam doses crescentes de C na forma de resíduo de parte aérea ou raiz de milho ou de soja. Os tratamentos constituíram o fatorial $4 \times [(2 \times 2 \times 3) + 1]$ correspondentes às quatro doses de P aplicadas (0; 0,25; 0,5 e 1,0 vez o valor da CMAP), às duas espécies utilizadas (milho e soja), e aos seus compartimentos (raiz e parte aérea), às três doses de resíduo aplicadas (5, 10 e 25 g kg⁻¹ de C) mais a testemunha (0 g kg⁻¹ de C), dispostos em blocos casualizados com três repetições. Foi medido o efluxo de CO₂ das amostras incubadas. As leituras foram feitas até 107,5 dias, diariamente no início e com períodos de tempo crescentes após esse período. Decorrido o período da incubação, as amostras tiveram o teor de C lábil (CL) determinado e também foram submetidas a um fracionamento físico originando as frações matéria orgânica partícula (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM), que tiveram seus teores de C e N totais e a abundância natural do ¹³C determinados. A incorporação de resíduos de raízes promoveu a maior manutenção do C do solo comparativamente à adição de resíduos de parte aérea. As doses crescentes de P adicionadas associadas à incorporação de doses crescentes de resíduos ao solo favoreceram o aumento dos teores de C total do solo (CT) e o C da MOP e da MAM. Mesmo com a adição das doses mais elevadas de C, as amostras de solo incubadas não foram saturadas por C, valor este tomando como referência o teor de C na camada superficial (0-20 cm) sob mata nativa.

INTRODUÇÃO

Dada a preocupação mundial relacionada aos aumentos das concentrações de CO₂ na atmosfera e com a sustentabilidade dos solos ao longo dos cultivos (Mendham et al., 2004; Corbeels et al., 2005), estudos têm sido focados na avaliação de sistemas de uso e, ou, manejo do solo que minimizem o efluxo de CO₂ e, como consequência, potencialize a permanência no solo do C previamente existente ou daquele adicionado via deposição de resíduos.

Algumas questões relacionadas à manutenção e, ou, ao incremento dos teores de matéria orgânica do solo (MOS) ainda precisam ser mais bem compreendidas. Uma delas refere-se à qualidade dos resíduos aportados e sua permanência no solo como um componente estável da MOS.

Alguns autores sugerem que a adição de resíduos que apresentam relação C/N e teores de lignina mais elevados pode contribuir mais para a estabilização de C ao solo. Esses resultados estão relacionados à decomposição mais lenta desses resíduos (Tian et al., 1993; Berg, 2000) que pode ser dada tanto pela ocorrência de efeito *priming* negativo, (quando resíduos preexistentes são decompostos) (Kuzyakov et al., 2000; Kuzyakov et al., 2006) como pela labilidade diferenciada entre resíduos (Rasse et al., 2005; Vivanco & Austin, 2006; Mendez-Millan et al., 2010).

Em estudo recente, Andretta et al. (2011) mostraram que em solos ácidos e com menor umidade, a menor atividade microbiana favorece a estabilização de compostos derivados de folhas, enquanto em solos com alta fertilidade natural, a proteção dentro de agregados parece contribuir para a preservação de compostos derivados das raízes.

Mendez-Millan et al. (2010), utilizando biomarcadores derivados da suberina, mostraram a preservação seletiva de componentes derivados de raízes de milho comparativamente à parte aérea, após a substituição do cultivo de trigo pelo cultivo de milho. Esses autores sugerem que essa preservação do C oriundo do sistema radicular é dada, possivelmente, pela maior proteção física desse material.

Neste contexto, estudos têm mostrado a contribuição e a importância do sistema radicular, algumas vezes não quantificado e não levado em consideração nos cálculos de aporte de resíduo ao solo. Alguns autores assumem que o seu contato direto com o solo favorece sua proteção física e coloidal (Batjes, 1998; Mendez-Millan et al., 2010), enquanto outros atribuem sua estabilização à ocorrência de efeito *priming* negativo o que também favorece a maior permanência e, ou, estabilização desses resíduos no solo (Kuzyakov et al., 2000; Kuzyakov et al., 2006).

Numa média de várias culturas, estima-se que o C derivado de raízes contribui 2,4 vezes mais para o C da MOS em comparação ao C da parte aérea (Rasse et al., 2005). Esses resultados estão de acordo com Vivanco & Austin (2006) que encontraram, na média de várias espécies estudadas, maiores taxas de decomposição para os resíduos da parte aérea comparativamente àqueles oriundos do sistema radicular. Vale ressaltar que o uso de técnicas isotópicas utilizadas em estudos de abundância natural do ^{13}C (Balesdent & Mariotti, 1993; Bernoux et al., 1998; Vitorello et al., 1989) associado às técnicas de fracionamento da MOS permitem avaliar a transferência e a contribuição do C oriundo de resíduos aportados para a MOS (Balesdent et al., 1998; Binkley et al., 2004; Wilcke & Lilienfein, 2004) e também para suas diferentes frações (Koutika et al., 1999; Gerzabek et al., 2001; Solomon et al., 2002; Dalal et al., 2011), bem como avaliar a sensibilidade dessas frações frente às alterações de uso e, ou, manejo do solo.

Outra questão ainda pouco discutida na literatura refere-se ao efeito da adição de P ao solo sobre a estabilização do C e como se dá este efeito. Muitos estudos relacionam a respiração microbiana, medida pelo efluxo de CO_2 , e a contribuição do C de resíduos aportados ao longo do tempo à aplicação de P e N ao solo. Enquanto a aplicação de N favorece a estabilização do C aportado, a aplicação de P parece, em condições de solos pouco intemperizados, contribuir para sua maior respiração (Amador & Jones, 1993; Istedt & Singh, 2005; Gnankambary et al., 2008; Ehlers et al., 2010).

Muitos autores atribuem que por ser mais limitante para a respiração microbiana, a adição de P ao solo contribui para o maior efluxo de CO_2 e, como consequência, para a maior decomposição dos resíduos aportados (Istedt & Singh, 2005; Gnankambary et al., 2008; Ehlers et al., 2010). Todavia, deve-se levar em consideração também que a adição de P ao solo, principalmente quando é feita aplicação de doses elevadas, pode atuar bloqueando e, ou, desativando os sítios de adsorção dos oxihidróxidos de Fe e Al, os mesmos que também atuam na proteção e estabilização do C do resíduo aportado e, então, de maneira indireta contribuir para o aumento do efluxo de CO_2 do solo.

Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de resíduos de raiz e parte aérea de plantas de milho e de soja em amostras de um Latossolo Vermelho argiloso previamente incubadas com P, sobre a estabilização no solo do C.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta da amostra em campo e montagem do experimento

Foi coletada uma amostra da camada de 40-60 cm de um Latossolo Vermelho de Patos de Minas-MG, que foi seca ao ar, passada em peneira de 2 mm (TFSA) e caracterizada química e fisicamente (Quadro 1). Essa amostra foi selecionada dada a necessidade de uma amostra que apresentasse, naturalmente, baixo teor de C e teores adequados de nutrientes. O baixo teor de C foi necessário para que fosse possível obter, via adição crescente de resíduos, um gradiente de saturação de C no solo. Os níveis adequados de nutrientes foram convenientes para que não fosse necessária a aplicação de nutrientes durante a incubação.

Essa amostra foi dividida em subamostras de 20 g e, 120 dias antes da incorporação do resíduo, recebeu aplicação de doses crescentes de P de acordo com a sua capacidade máxima de adsorção de P, determinada segundo Olsen & Watanabe (1957).

Quadro 1. Características químicas e físicas da amostra de solo utilizada

pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	CMAP	C	N	δ ¹³ C	P-rem	Areia	Silte	Argila
	... mg dm ⁻³cmol _c dm ⁻³ g kg ⁻¹	%	mg L ⁻¹ g kg ⁻¹		
6,37	8,0	87,6	1,06	0,77	0,00	2,17	1,82	10,6	0,8	-15,17	8,8	180	280	540

pH em H₂O – relação 1:2,5. P e K pelo extrator Mehlich-1 (Defilipo & Ribeiro, 1997). P-rem, 60 mg L⁻¹ de P em 10 mmol L⁻¹ de CaCl₂ (Alvarez V. et al., 2000). Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺, extrator: KCl 1 mol L⁻¹ (Vettori, 1969). H+Al, extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹, pH 7,0 (Vetori, 1969). CMAP, determinada segundo Olsen & Watanabe (1957). C total, δ¹³C e N total (espectrometria de massas de razão isotópica). Areia, silte e argila – Método da pipeta (Ruiz, 2005).

Para obtenção de resíduo homogêneo de planta para posterior aplicação ao solo, foram produzidas plantas de milho (*Zea mays* L.) e de soja (*Glycine Max* L.) em solução nutritiva. Foi utilizado o híbrido de milho DKB 390 e a variedade de soja Conquista. A germinação das sementes foi feita em canteiros de areia e, após a emergência, as plântulas foram cultivadas em solução nutritiva (Clark, 1975). A cada semana era realizada a troca da solução nutritiva e a cada dois dias o pH era ajustado para 5,5 ±0,1. Decorridos 40 dias, os compartimentos parte aérea e raiz foram devidamente separados, lavados, secos em estufa a 68 °C durante três dias (peso constante), moídos e tiveram os teores de C e N total determinados em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (ANCA-GLS, Sercom, Crewe, UK) (Quadro 2). Com base nesses valores de C foram calculadas as doses de resíduo a serem aplicadas.

Quadro 2. Teores de carbono e nitrogênio total e relação C/N na parte aérea e nas raízes do resíduo utilizado

Cultura	Compartimento	C	N	C/N	$\delta^{13}\text{C}$
	 g kg ⁻¹ ‰
Milho	Parte aérea	411,9	49,4	8,34	-10,53
	Raiz	407,9	38,5	10,60	-10,61
Soja	Parte aérea	432,6	58,5	7,40	-27,88
	Raiz	416,9	43,5	9,58	-26,03

Os tratamentos constituíram o fatorial $4 \times [(2 \times 2 \times 3) + 1]$ correspondente às quatro doses de P aplicadas (0; 0,25; 0,5 e 1,0 vez o valor da CMAP), às duas espécies utilizadas (milho e soja), e aos seus componentes (raiz e parte aérea), às três doses de resíduo aplicadas (5, 10 e 25 g kg⁻¹ de C na forma do resíduo produzido) mais a testemunha (0 g kg⁻¹ de C), dispostos em blocos casualizados com três repetições. A fonte de P utilizada foi o NaH₂PO₄ e as doses de P correspondentes à 0; 0,25; 0,5 e 1,0 vez o valor da CMAP correspondem a 0,0; 0,46; 0,91 e 1,82 g kg⁻¹ de P.

Após a adição de resíduos e homogeneização com o solo, as amostras foram divididas em dois grupos. Para o primeiro grupo foram pesados 2 g de cada amostra que foram acondicionados em pote de vidro hermeticamente fechado para posterior análise do efluxo de CO₂. Essa quantidade de amostra pesada foi definida de acordo com testes realizados previamente de modo que o efluxo de CO₂ das amostras nos primeiros dias de leitura se mantivesse dentro da faixa de linearidade de leitura do CRDS (Cavity Ringdown Spectrometer-G2121-i Isotopic CO₂). O restante da amostra foi acondicionado em outro pote de vidro hermeticamente fechado para posteriores análises, compondo assim o segundo grupo de amostras.

Efluxo de CO₂ das amostras incubadas

Para essas análises foi utilizado o primeiro grupo de amostras. O efluxo de CO₂ das amostras incubadas foi medida em um analisador de amostras gasosas CRDS. Para isso, as amostras contendo 2 g (solo + resíduo adicionado) foram incubadas em potes de vidro que apresentavam na tampa um septo de borracha no qual era introduzida uma agulha, que conectada a um sistema de mangueiras, levava a amostra gasosa até a cavidade no aparelho onde a leitura foi realizada. No início da incubação as leituras foram feitas diariamente, e, à medida que o efluxo de CO₂ diminuía, o intervalo de tempo entre uma leitura e outra aumentava, totalizando 107,5 d de incubação. Após cada leitura, os potes eram abertos para permitir as trocas gasosas com o ambiente e também para que pudessem ser umedecidas. O efluxo de CO₂ foi expresso em $\mu\text{g g}^{-1}$ de C na amostra.

Carbono oxidável por permanganato de potássio - Carbono lábil (CL)

Para essa análise foi utilizado o segundo grupo de amostras, também incubadas em potes de vidro hermeticamente fechados, porém sem septo. Esses potes eram abertos todas as semanas para que houvesse trocas gasosas com o ambiente e também para o umedecimento das amostras. Decorridos 107,5 dias essas amostras foram secas ao ar, passadas em peneira de 2 mm e submetidas à determinação do C lábil (CL), segundo o método proposto por Blair et al. (1995) modificado por Shang & Tiessen (1997). Subamostras foram moídas e passadas em peneira de 0,250 mm, pesadas (aproximadamente 1,0 g), receberam aplicação de 25 mL de solução de KMnO_4 0,033 mol L^{-1} , foram agitadas horizontalmente durante 1 h a 170 rpm e centrifugadas durante 5 min a 850 g. Foi pipetada uma alíquota de 100 μL do sobrenadante a qual foi diluída 101 vezes. A dosagem da concentração de KMnO_4 dessas amostras foi realizada em espectrofotômetro de UV/VIS no comprimento de onda de 565 nm. O CL foi estimado a partir da equação da curva padrão que relaciona a absorbância em função da concentração do KMnO_4 . Para evitar problemas de oxidação do KMnO_4 buscou-se sempre minimizar a exposição dessa solução à luz. A solução de KMnO_4 foi padronizada com oxalato de sódio 50 mmol L^{-1} .

Fracionamento físico da MOS

Para esta análise também foi utilizado o segundo grupo de amostras. Cinco gramas de amostras foram dispersas em 15 mL de solução de hexametáfosfato de sódio 5 g L^{-1} sob agitação horizontal a 120 rpm durante 16 h. Após agitação, as amostras foram passadas em peneira de malha com abertura de 53 μm , originando duas frações: a matéria orgânica particulada (MOP), que é a fração retida na peneira e está associada à fração areia, e a matéria orgânica associada aos minerais das frações silte e argila (MAM) (Cambardella & Elliott, 1992). Estas duas frações (MOP e MAM) foram secas em estufa, moídas, passadas em peneira de 0,149 mm e preparadas para posterior análise dos teores de C e de N em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (ANCA-GLS, Sercom, Crewe, UK).

Os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ apresentados neste trabalho foram calculados em relação ao padrão internacional PDB - Pee Dee Belemnite (δ_{PDB}), segundo Bernoux et al. (1998), e são apresentados em partes por 1000 (‰).

Estatística

Após a análise de variância foram testados, para as variáveis estudadas (efluxo de CO₂ acumulado, C total do solo, relação C/N do solo, C lábil, C das frações MOP e MAM e relação C/N das frações MOP e MAM), os contrastes: C1→ milho *vs* soja, C2→parte aérea *vs* raiz d/milho, C3→parte aérea *vs* raiz d/soja e também os contrastes adicionais CA→milho *vs* soja d/parte aérea e CB→milho *vs* soja d/raiz.

Foram ajustadas curvas de resposta para o efluxo de CO₂ em função das doses de P e C adicionadas e do tempo de incubação para se avaliar as interações entre essas variáveis e, em seguida, foi ajustado o modelo logístico [$\hat{y} = a / (1 + e^{-(b+cx)})$], utilizado na literatura para descrever o efluxo de CO₂ ao longo do tempo, dados os significados biológicos de seus parâmetros (Regazzi, 2003). O coeficiente “a” representa a saturação da curva e também a quantidade de C mais facilmente mineralizável; o coeficiente “b” representa o posicionamento atuando no deslocamento da curva horizontalmente e está relacionado ao tempo necessário para atingir a saturação da curva, enquanto o coeficiente “c” representa a taxa de crescimento da função. A partir da relação dos coeficientes $-b/c$ foi estimado o tempo necessário para atingir a metade da produção máxima de CO₂ ($t_{1/2}$), o que permite conhecer as taxas de mineralização da MO do solo e fazer inferências a respeito de sua labilidade.

Para os teores de C total do solo, C lábil, C das frações MOP e MAM e para relação C/N do solo e das frações MOP e MAM foram ajustadas curvas de resposta em função das doses de P e de C adicionadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Efluxo de CO₂ e tempo de meia vida (t_{1/2}) dos resíduos

As curvas de resposta ajustadas para o efluxo de CO₂ das amostras em função das doses de P e C aplicadas e do tempo de incubação são apresentadas no quadro 3. É possível observar que a aplicação de P, para os solos que não receberam aplicação de resíduos, contribuiu para menores efluxos de CO₂ comparativamente à testemunha (sem adição de P e de C), o que pode ser observado pelo efeito linear negativo da aplicação de P para ambos os resíduos utilizados, milho e soja, e para ambos os compartimentos, parte aérea e raiz. Todavia, pode-se observar também a interação positiva entre P e C, ou seja, à medida que se aumentam as doses de P e C, ocorre aumento mais que proporcional no efluxo de CO₂ das amostras, aumento este que compensa o efeito linear negativo da aplicação de P.

Quadro 3. Curvas de resposta ajustadas para o efluxo de CO₂ da amostra do Latossolo Vermelho incubada com resíduos de parte aérea ou raízes de milho ou de soja após incubação prévia com P, em função das doses de P e de C aplicadas e do tempo de incubação

Cultura	Compartimento	Equação
Milho	Parte aérea	$\hat{y} = -155803 - 10780^{**}P + 139548^{**}C - 27399^{**}C^2 - 6819^{**}T + 86407^{**}T^{0.5} + 67513^{**}PC - 1,25^{\circ}PT + 1283^{**}CT + 4,48^{\circ}PCT$ $R^2 = 0,90$
Milho	Raiz	$\hat{y} = -126591 - 24869^{**}P + 65706^{**}C - 6065^{**}T + 76242^{**}T^{0.5} + 55446^{**}PC + 1373^{**}CT$ $R^2 = 0,90$
Soja	Parte aérea	$\hat{y} = -159901 - 1428^{**}P + 128963^{**}C - 6998^{**}T + 88055^{**}T^{0.5} + 60588^{**}PC - 2,48^{ns}PT + 1174^{**}CT + 4,27^{\circ}PCT$ $R^2 = 0,92$
Soja	Raiz	$\hat{y} = -127870 - 2878^{**}P + 81418^{**}C - 57,00^{**}T + 72749^{**}T^{0.5} + 24501^{**}PC + 14,55^{**}CT$ $R^2 = 0,92$

\hat{y} = efluxo de CO₂ (μg g⁻¹ de C na amostra); P (g kg⁻¹); C (g kg⁻¹). ns, °, **: não significativo e significativo a 10 e a 1 %, respectivamente.

Amador & Jones (1993) observaram que em solos com elevados teores de C, o aumento das doses de P adicionadas promoveu maior respiração dos microrganismos. Esses resultados também estão de acordo com aqueles encontrados por Ehlers et al. (2010) que observaram que a não adição de P a solos incubados com C e N causava retardamento do crescimento da população microbiana e conseqüente redução de sua respiração. Vale ressaltar que esses trabalhos foram conduzidos com solos mais jovens onde o P não é um nutriente limitante maior para o crescimento de microrganismos, como no caso dos solos tropicais, além de terem sido utilizadas doses baixas deste nutriente, aquém daquelas necessárias para se atingir a CMAP do solo, como as utilizadas no presente estudo, neste

caso com o intuito de bloquear os sítios de adsorção de P.

Não houve diferença entre a aplicação de resíduos de milho ou de soja para os efluxos médios de CO₂ das subamostras de solo (Quadro 4 e Figuras 1 e 2). Quanto aos compartimentos da planta, raiz e parte aérea, observou-se que, em média, a incorporação de raízes ao solo levou ao menor efluxo de CO₂ quando comparado à aplicação de parte aérea, tanto para o milho quanto para a soja (Figuras 1 e 2), embora significativo apenas para o caso da soja (Quadro 4).

Quadro 4. Contrastes médios para efluxo de CO₂ acumulado das subamostras do Latossolo Vermelho incubada com resíduos de parte aérea ou raízes de milho ou soja após incubação prévia com P

Contraste	Efluxo de C-CO ₂
	... µg g ⁻¹ de C no solo
C1	122,4676 ^{ns}
C2	-343,6399 ^{ns}
C3	-654,5819*
CA	277,9386 ^{ns}
CB	-33,0033 ^{ns}

C1→ milho vs soja; C2→parte aérea vs raiz d/milho; C3→parte aérea vs raiz d/soja; CA→milho vs soja d/parte aérea e CB→milho vs soja d/raiz. ^{ns}, * : não significativo e significativo a 5 %, respectivamente.

Gale & Cambardella (2000), Rasse et al. (2005), Vivanco & Austin (2006) e Mendez-Millan et al. (2010) mostraram a maior participação do C derivado de raízes para o compartimento do C estável no solo. A maior recalcitrância desses resíduos que apresentam relação C/N mais elevada e maiores teores de lignina contribuem para sua maior permanência no solo, como observado por outros autores (Tian et al., 1993; Berg, 2000). Para solos sob cultivos, mesmo que a produção de matéria seca da parte aérea seja maior que a de raízes, esses resíduos ficam na superfície onde o contato com o solo é restrito, o que dificulta sua estabilização, dado o reduzido acesso aos microrganismos (Gatto et al., 2003) e a consequente incorporação à MOS (Loya et al., 2004).

Independente da dose de P e do resíduo (soja ou milho) ou compartimento (raiz ou parte aérea), à medida que se aumentaram as doses de C incorporadas os efluxos de CO₂ aumentaram (Quadros 3 e 4 e Figuras 1 e 2). Esses resultados corroboram com aqueles encontrados para os valores dos coeficientes “a” que indicam a maior quantidade de C mais facilmente mineralizável na medida em que se aumentam as doses de resíduo aplicadas (Figuras 1 e 2).

Alguns autores atribuem que para solos mais intemperizados e com elevada

capacidade tampão de P, a taxa de decomposição do C de fontes orgânicas parece ser muito influenciada pela disponibilidade de P, dada a limitação da atividade microbiana ocasionada quando sua disponibilidade é baixa (Istedt & Singh, 2005; Gnankambary et al., 2008; Ehlers et al., 2010). Todavia, outro fator que pode estar contribuindo para esse maior efluxo de CO₂ é a competição do P e do C adicionado pelos sítios de adsorção dos oxihidróxidos de Fe e Al, que contribuem tanto para a adsorção de P quanto para a proteção coloidal do resíduo aportado (Novais & Smyth, 1999). Como as amostras em questão foram incubadas previamente com o P, possivelmente parte desses sítios pode ter sido bloqueada, o que contribuiu para o efluxo de CO₂ do solo quando o C na forma de resíduo de milho ou soja foi adicionado ao solo (Quadro 3 e Figuras 1 e 2).

De modo geral o tempo de meia vida ($t_{1/2}$: tempo necessário para atingir a metade do efluxo máximo de CO₂), foi menor para os solos incubados com o resíduo de soja comparativamente ao resíduo de milho (Quadro 5). Em relação aos compartimentos utilizados, parte aérea e raiz, os menores valores de $t_{1/2}$ foram observados, de modo geral, nas amostras que receberam resíduos de parte aérea. Esses resultados indicam que a qualidade química do material aportado é um fator decisivo para que a ocorrência dos efluxos de CO₂ seja menor, uma vez que todo o material, independente do resíduo utilizado, foi igualmente incorporado ao solo de modo que a proteção física das raízes não se sobressaísse à da parte aérea, como no caso de áreas cultivadas. Esses resultados estão de acordo com aqueles obtidos por Tian et al. (1993), Berg (2000) e Foelkel (2005) que mostram que características químicas de resíduos adicionados ao solo como maior relação C/N e presença de compostos como ligninas e fenóis podem favorecer a permanência do C no solo devido à sua maior recalcitrância química.

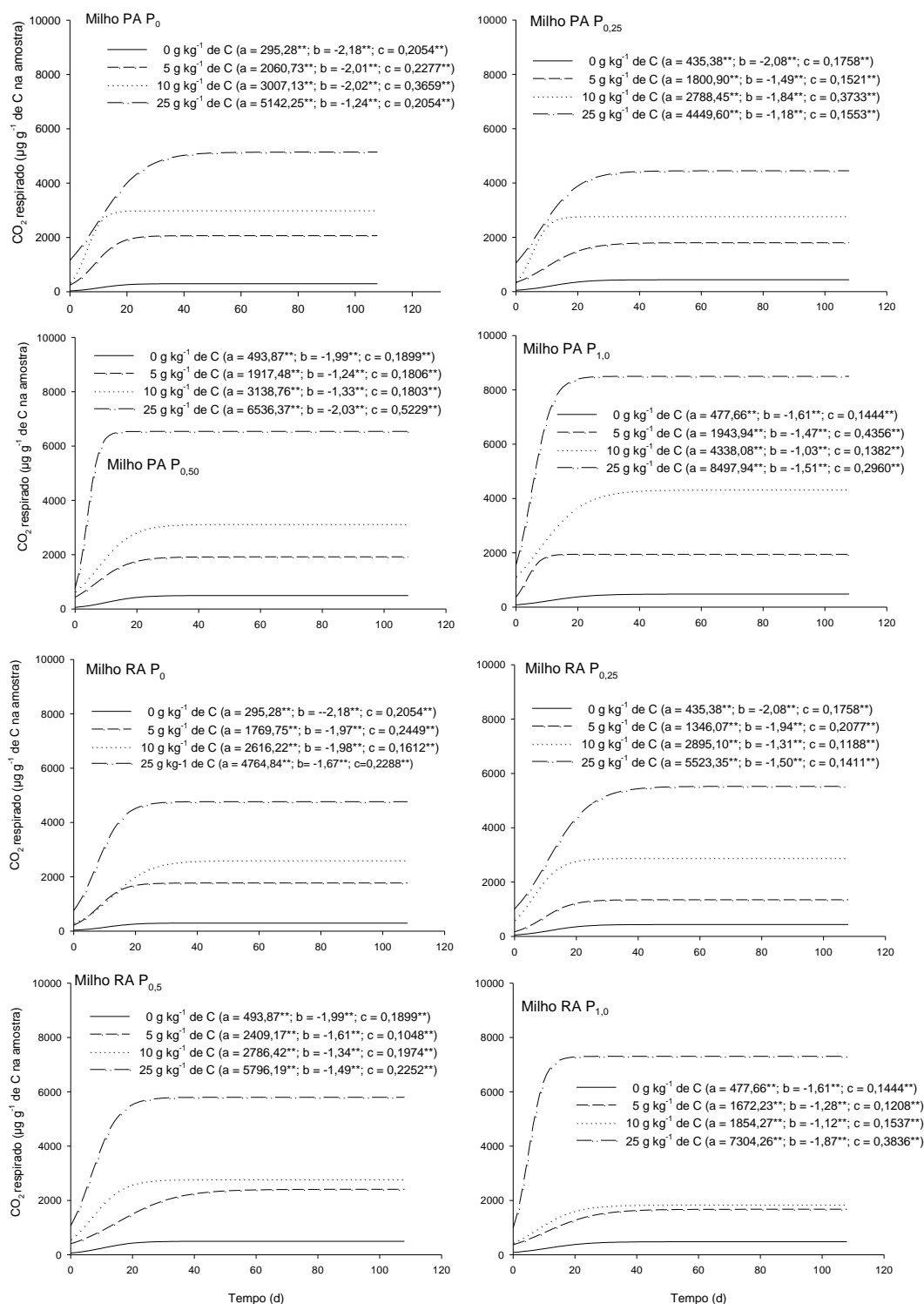


Figura 1. Efluxo de CO₂ das subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que recebeu doses crescentes de resíduo (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C) de parte aérea (PA) e raízes (RA) de milho. Os valores de a, b e c correspondem aos coeficientes do modelo logístico ajustado [$\hat{y} = a / (1 + e^{-(b+cx)})$]. *, ** : significativo a 5 e 1 %, respectivamente.

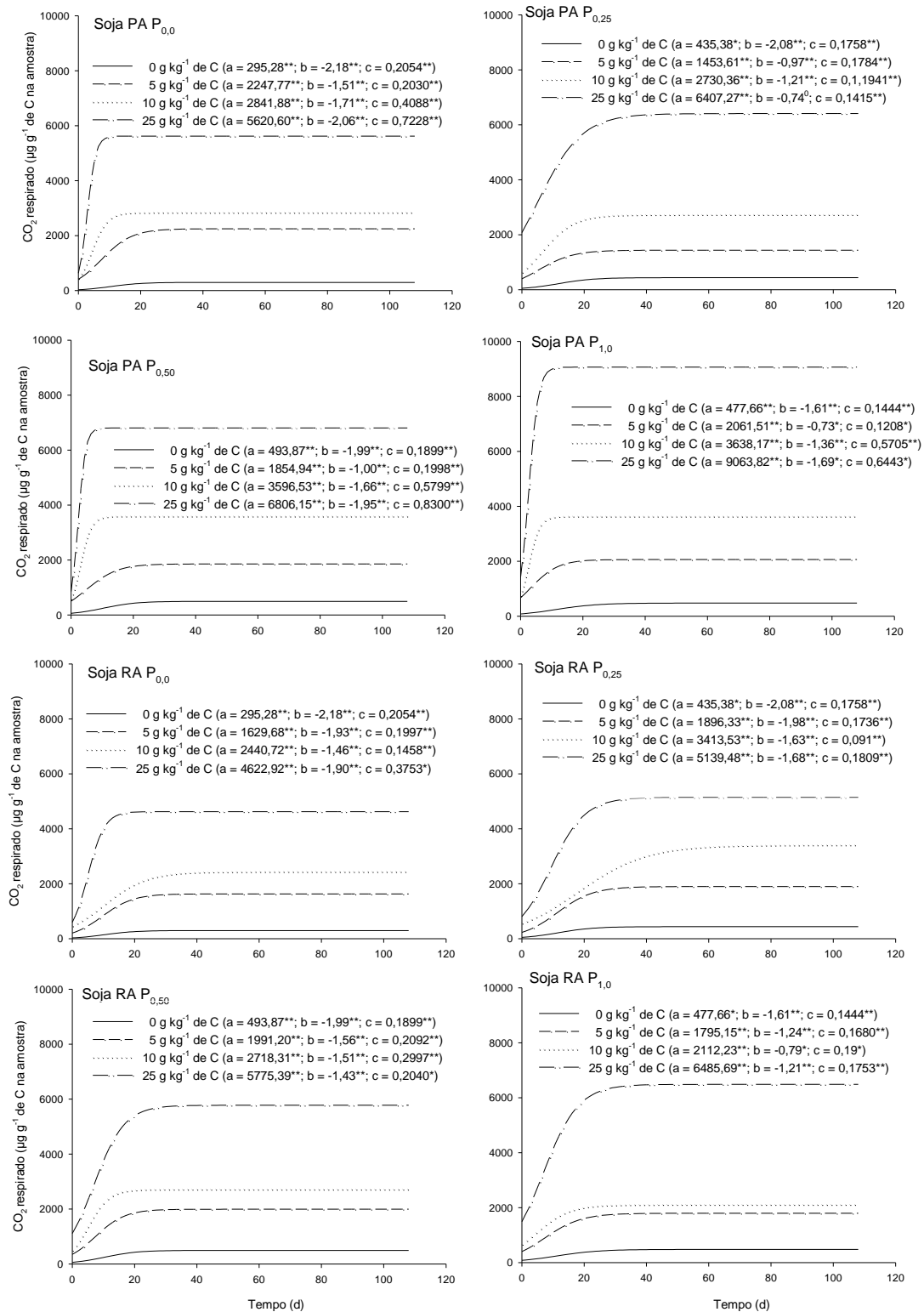


Figura 2. Efluxo de CO₂ das subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que recebeu doses crescentes de resíduo (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C) de parte aérea (PA) e raízes (RA) de soja. Os valores de a, b e c correspondem aos coeficientes do modelo logístico ajustado $[\hat{y}=a/1+e^{-(b+cx)}]$. *, **, significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente.

Quadro 5. Tempo necessário para atingir a metade do efluxo máximo de CO₂ (t_{1/2}) das subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas com resíduos de parte aérea ou raízes de milho ou soja após incubação prévia com P

P	Dose de resíduo	Milho		Soja	
		Parte aérea	Raiz	Parte aérea	Raiz
Nível da CMAP ^{1/}g kg ⁻¹ dias			
0,00	0	10,61	10,61	10,61	10,61
0,00	5	8,83	8,04	7,44	9,66
0,00	10	5,52	12,28	4,18	10,01
0,00	25	6,04	7,30	2,85	5,06
0,25	0	11,83	11,83	11,83	11,83
0,25	5	9,80	9,34	5,44	11,41
0,25	10	4,93	11,03	1,01	17,91
0,25	25	7,60	10,63	5,23	9,29
0,50	0	10,48	10,48	10,48	10,48
0,50	5	6,87	15,36	5,03	7,46
0,50	10	7,38	6,79	2,86	5,04
0,50	25	3,88	6,62	2,35	7,01
1,00	0	11,15	11,15	11,15	11,15
1,00	5	3,37	10,60	6,04	7,38
1,00	10	7,45	7,29	2,38	4,16
1,00	25	5,10	4,87	2,62	6,90

^{1/}CMAP=1,82 g kg⁻¹ de P.

Carbono total (CT), carbono lábil (CL), carbono da fração matéria orgânica particulada (MOP), carbono da fração matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e relação C/N

Em média, não houve diferença entre os teores de C total (CT) das amostras que receberam aplicação de resíduo de milho ou soja (C1) (Quadro 6). Todavia, a incorporação de raízes desses resíduos promoveu maiores teores de CT comparativamente à incorporação da parte aérea dessas plantas (C2 e C3)(Quadro 6). Resultados semelhantes ao do CT foram encontrados para a relação C/N do solo e para os teores de C lábil (CL).

Alguns trabalhos ressaltam a importância do sistema radicular de culturas para o aporte e, ou, permanência do C no solo em formas mais estáveis. Batjes (1998) e Mendez-Millan et al. (2010) sugerem maior proteção física e coloidal do C oriundo das raízes, resultados que estão de acordo com Gale & Cambardella (2000) que também mostraram a importância do C derivado de raízes comparativamente aos resíduos de parte aérea depositados na camada superficial do solo. Alguns autores também sugerem que a rizodeposição de compostos carbonados contribui para os aumentos dos teores de C do solo na região rizosférica (Pausch et al., 2012; Yao et al., 2012) e, como consequência,

para os aumentos dos teores de C do solo.

Todavia, por serem incorporadas as mesmas quantidades de C nas formas dos resíduos, tanto de parte aérea como de raízes, os resultados obtidos neste trabalho evidenciam a importância da qualidade química dos resíduos aportados para os aumentos e, ou, manutenção dos teores de C do solo. Rasse et al. (2005) e Vivanco & Austin (2006) assumem que a maior recalcitrância do sistema radicular, que está relacionado à maior relação C/N e aos maiores teores de lignina e suberina, favorece a permanência de seus resíduos no solo por mais tempo, além de contribuir para a ocorrência de efeito *priming* negativo (Kuzyakov et al., 2000; Kuzyakov et al., 2006).

Quadro 6. Contraste médio para os teores de C total do solo (CT), C lábil (CL) e C das frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e para a relação C/N do solo e das frações MOP e MAM das subamostras de um Latossolo Vermelho incubado com resíduos de parte aérea ou raízes de milho ou soja após incubação prévia com P

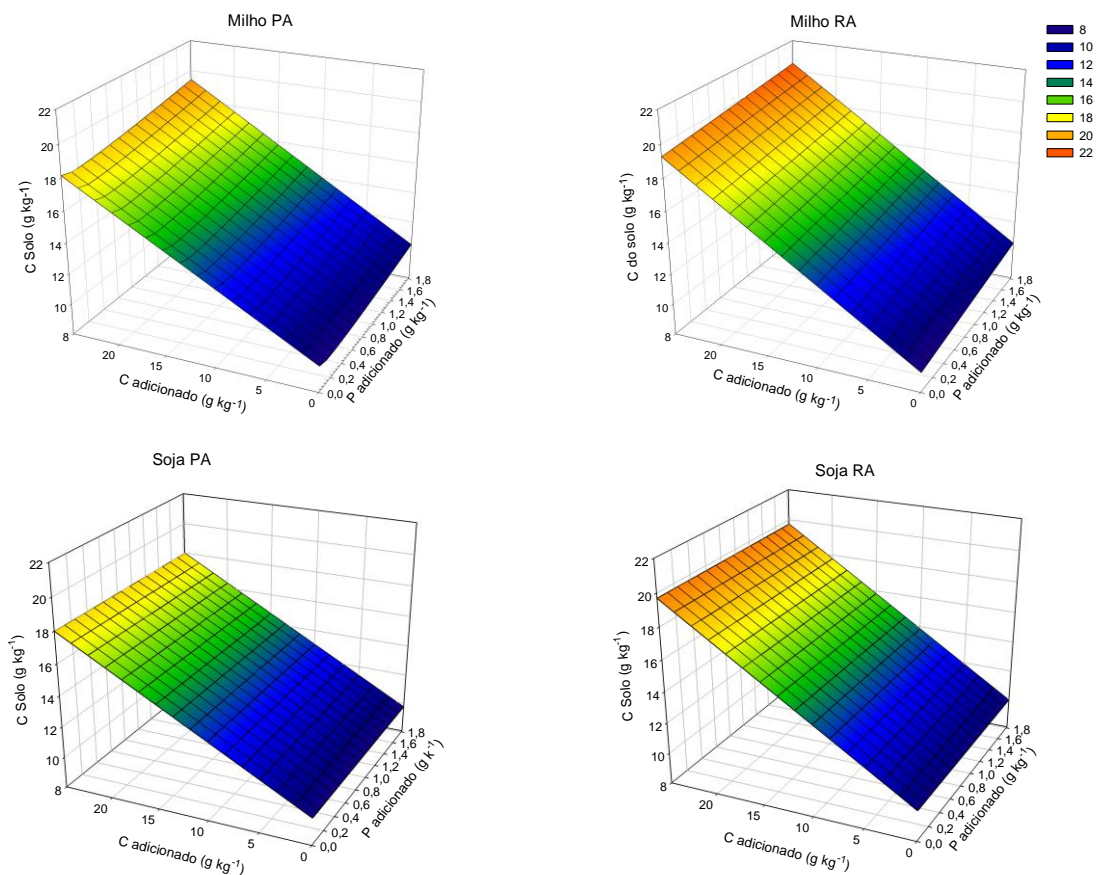
Contraste	CT	Relação C/N do solo	C lábil	C da MOP	Relação C/N da MOP	C da MAM	Relação C/N da MAM
	g kg ⁻¹		g kg ⁻¹	g kg ⁻¹		g kg ⁻¹	
C1	-0,156 ^{ns}	-0,096 ^{ns}	0,035 ^{ns}	-0,333 ^{ns}	-0,617 ^{ns}	-0,034 ^{ns}	0,012 ^{ns}
C2	0,472 [*]	0,441 [*]	0,179 ^{**}	7,282 ^{**}	4,198 ^{**}	-0,373 ^{**}	-0,087 ^{ns}
C3	0,834 ^{**}	0,118 ^{ns}	0,095 [*]	11,824 ^{**}	0,112 ^{ns}	-0,695 ^{**}	-0,355 [*]
CA	-0,336 ^{ns}	0,066 ^{ns}	0,003 ^{ns}	-2,603 [*]	1,427 [*]	0,127 ^{ns}	0,146 ^{ns}
CB	0,025 ^{ns}	-0,257 ^{ns}	-0,081 ^{ns}	1,938 [*]	-2,660 ^{**}	-0,195 [*]	-0,122 ^{ns}

C1→ milho vs soja; C2→parte aérea vs raiz d/milho; C3→parte aérea vs raiz d/soja; CA→milho vs soja d/parte aérea e CB→milho vs soja d/raiz. ^{ns}, ^{*}, ^{**}: não significativo e significativo a 5 e a 1 %, respectivamente.

Independente dos resíduos utilizados, milho ou soja, e de seus compartimentos, parte aérea ou raiz, a incorporação de doses crescentes de C favoreceu o aumento dos teores de CT do solo (Figura 3). Nas equações ajustadas para o CT do solo como variável dependente das doses de P e C pode ser observado o efeito linear positivo da aplicação de P e também a interação linear positiva entre P e C (Figura 3) para as amostras que receberam resíduo da parte aérea de milho e, o efeito linear positivo do P para as amostras que receberam resíduo de raízes de milho. Embora alguns trabalhos evidenciem que a adição de P ao solo contribua para a redução de seus teores de C (Amador & Jones, 1993; Ilsted & Singh, 2005; Gnankambary et al., 2008; Ehlers et al., 2010), os resultados mostraram que, para os solos incubados com resíduo de milho, a pré-aplicação de doses crescentes de P também contribuiu para os aumentos dos teores de CT do solo.

É possível observar que, para uma mesma dose de P aplicada, o aumento das doses de C (milho ou soja) promoveu o aumento dos teores de CL do solo (Figura 4). Em contrapartida, à medida que se aumentaram as doses de P e C nas amostras incubadas com parte aérea de milho ou com soja (parte aérea e raízes) os teores de CL foram menores para as maiores doses de P aplicadas.

De modo geral, a relação C/N das amostras de solos incubadas apresentou-se mais elevada para as doses mais baixas de C, independente das doses de P aplicadas. Na medida em que as doses de C aumentaram, houve decréscimos nessa relação, que tornou a aumentar para as maiores doses de C incorporadas (Figura 5).



Equações

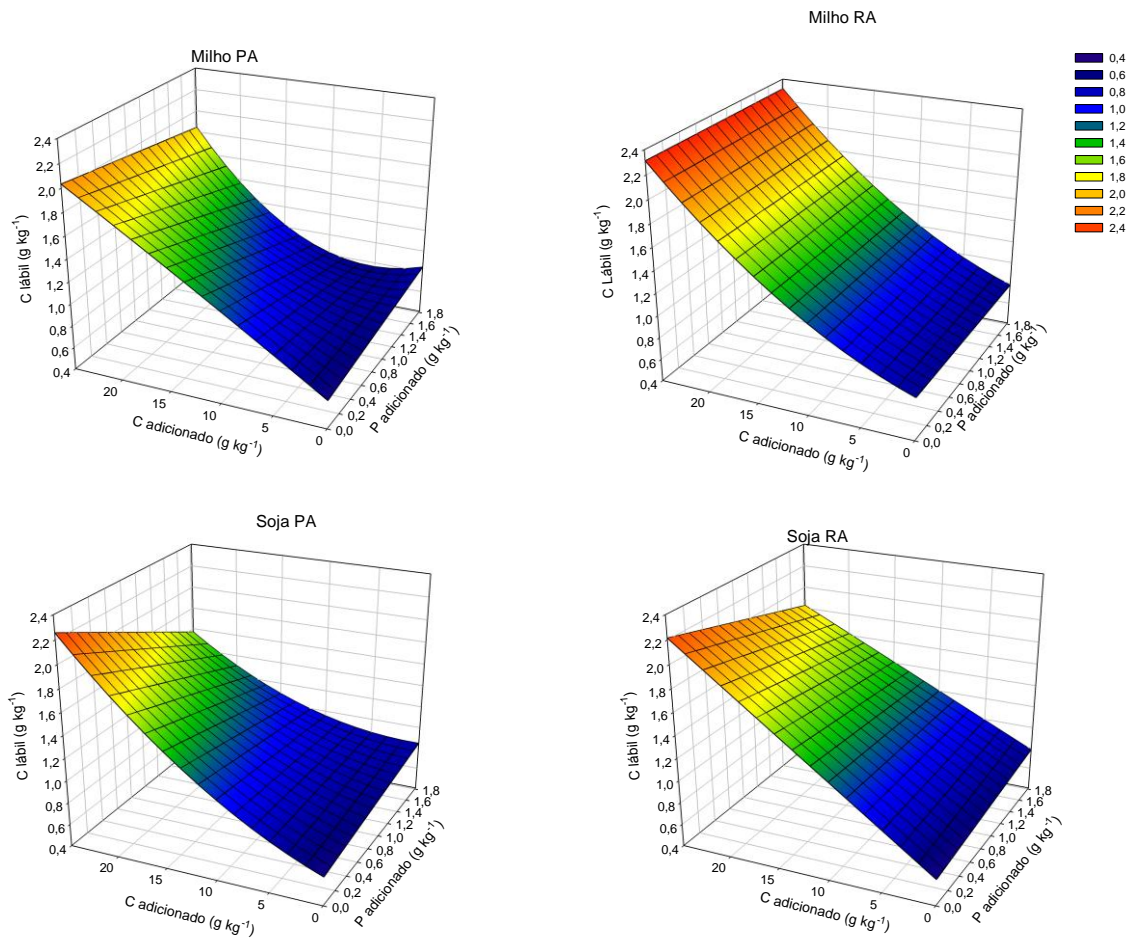
$$\text{MilhoPA: } \hat{y} = 9,6757 + 1,0299^* P - 0,8484^* P^{0,5} + 0,3387^* C + 0,0143^{**} PC - 0,0039^* P^{0,5} C \quad R^2 = 0,99$$

$$\text{MilhoRA: } \hat{y} = 9,2737 + 0,6761^* P + 0,3996^* C \quad R^2 = 0,99$$

$$\text{SojaPA: } \hat{y} = 9,7402 + 0,3259^* C \quad R^2 = 0,98$$

$$\text{SojaRA: } \hat{y} = 9,9489 + 0,3883^* C \quad R^2 = 0,98$$

Figura 3. Teores de C no solo de subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que receberam aplicação de doses crescentes de resíduo de parte aérea (PA) ou de raiz (RA) de milho ou de soja (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C). *, **: significativo a 5 e a 1 %, respectivamente.



Equações:

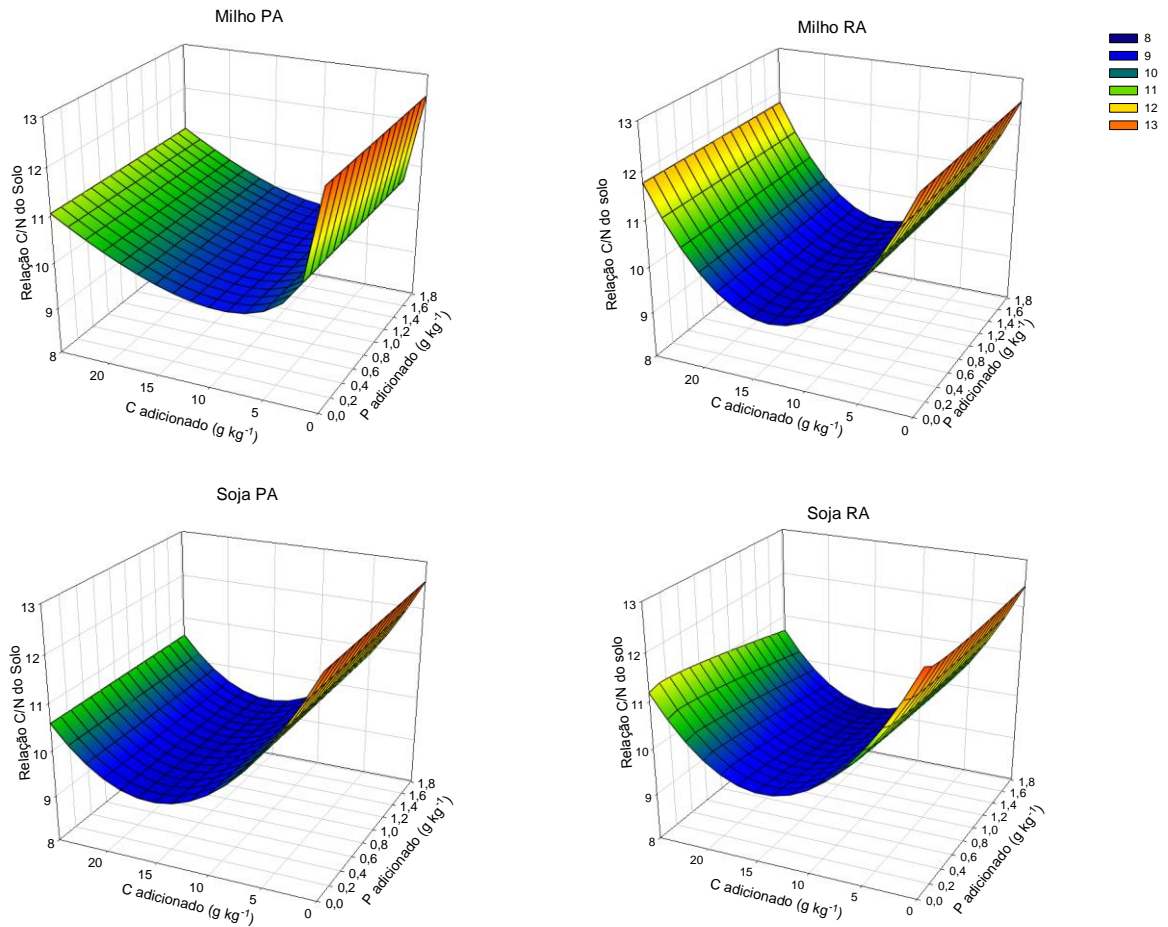
$$\text{MilhoPA: } \hat{y} = 0,6509 + 0,1056^{ns}P + 0,0578^{**}C - 0,0001C^2 - 0,0484^{ns}PC + 0,0016PC^2 \quad R^2 = 0,98$$

$$\text{MilhoRA: } \hat{y} = 0,7826 + 0,0313^{**}C + 0,0018C^2 \quad R^2 = 0,95$$

$$\text{SojaPA: } \hat{y} = 0,6549 + 0,1054^{ns}P + 0,0341^{**}C + 0,0012C^2 - 0,0194^{**}PC \quad R^2 = 0,96$$

$$\text{SojaRA: } \hat{y} = 0,6325 + 0,0831^{ns}P + 0,0633^{**}C - 0,0119PC \quad R^2 = 0,97$$

Figura 4. Carbono lábil de subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que receberam aplicação de doses crescentes de resíduo de parte aérea (PA) ou de raiz (RA) de milho ou de soja (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C). ^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}: não significativo e significativo a 10, a 5 e a 1 %, respectivamente.



Equações:

$$\text{MilhoPA: } \hat{y} = 12,5474 + 0,3166^{\text{C}} C - 1,9002^{\text{C}^{0,5}} C \quad R^2 = 0,92$$

$$\text{MilhoRA: } \hat{y} = 12,5084 - 0,4751^{\text{C}} C + 0,0184^{\text{C}^2} C^2 \quad R^2 = 0,93$$

$$\text{SojaPA: } \hat{y} = 12,4756 - 0,4191^{\text{C}} C + 0,0136^{\text{C}^2} C^2 \quad R^2 = 0,91$$

$$\text{SojaRA: } \hat{y} = 12,6252 + 0,2144^{\text{P}} P - 0,4310^{\text{P}^0,5} P^{0,5} - 0,4331^{\text{C}} C + 0,0150^{\text{C}^2} C^2 - 0,0326^{\text{PC}} PC + 0,0340^{\text{P}^{0,5}\text{C}} P^{0,5} C \quad R^2 = 0,91$$

Figura 5. Relação C/N do solo de subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que receberam aplicação de doses crescentes de resíduo de parte aérea (PA) ou de raiz (RA) de milho ou de soja (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C). ^{ns}, *, **: não significativo e significativo a 5 e a 1 %, respectivamente.

Quanto aos teores de C nas frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM), assim como para o caso do CT, podem-se observar que não houve diferença para os teores médios de C dessas frações em relação à aplicação do resíduo de milho ou de soja (Quadro 6). Todavia, independente do resíduo utilizado, milho ou soja, os teores de C da MOP foram maiores quando o resíduo adicionado era oriundo de raízes comparativamente ao da parte aérea, enquanto os maiores teores de C da MAM foram encontrados nas amostras que receberam aplicação de resíduos oriundo da parte aérea (Figuras 6 e 8 e Quadro 6).

A menor labilidade do sistema radicular implica taxas de decomposição menores para esses resíduos (Tian et al., 1993; Berg, 2000), o que possivelmente favorece a sua permanência na fração MOP, enquanto a maior labilidade e conseqüente maior decomposição dos resíduos da parte aérea e formação de novos compostos, à partir da atividade microbiana, promove a transferência do C oriundo desse resíduo mais rapidamente para o compartimento de C estável do solo. Esses resultados indicam, assim como para os teores de CT do solo, a importância da recalcitrância dos resíduos derivados de raízes para a manutenção dos teores de C do solo.

Melillo (1982) e Lemke et al. (2010) mostraram que apesar da adição de fonte de N favorecer o efluxo de CO₂ de amostras de solo, a maior atividade microbiana parece contribuir para a transferência do C desse resíduo para a MOS. Assim, neste estudo, a maior atividade microbiana para a condição de maior aplicação de resíduos da parte aérea associada às doses crescentes de P (Quadro 4 e Figuras 1 e 2) parece ter causado a sua rápida modificação pelos microrganismos e incorporação do C à fração mais estável da MOS, a fração MAM (Figura 8 e Quadro 6).

Quando as amostras foram incubadas com resíduo de milho, a relação C/N da MOP foi maior quando se utilizou resíduo de raiz comparativamente ao de parte aérea (Quadro 6), o que evidencia, mais uma vez, a menor labilidade de resíduos que apresentam relação C/N mais elevada como também observado por outros autores (Melillo et al., 1982; Tian et al., 1993; Berg, 2000).

De modo geral, a adição de doses crescentes de P associada às doses crescentes de C favoreceu o aumento do C da MOP (Figura 6). Esses resultados podem ser observados nas equações ajustadas para os teores de C da MOP como variável dependente das doses de P e C, em que os teores de C desta fração aumentam à medida que os teores de P e C adicionados aumentam. De modo geral, a relação C/N da fração MOP foi elevada para as menores doses de C, sofreu redução e tornou a aumentar para as maiores doses (Figura 7).

Para uma mesma dose de P, a aplicação de doses crescentes de C na forma de resíduos de milho ou de soja promoveu aumentos nos teores de C da MAM. Todavia, à medida que se aumentaram as doses de P, os teores de C dessa fração sofreram redução, embora pequena, especialmente para as maiores doses de P (Figura 8). Apesar de os teores de C da MAM decrescerem com o aumento das doses de P, essas reduções são mais expressivas apenas para as doses mais altas de P (doses maiores que 50 % da CMAP), doses estas que não são usualmente utilizadas em condições usuais de cultivos.

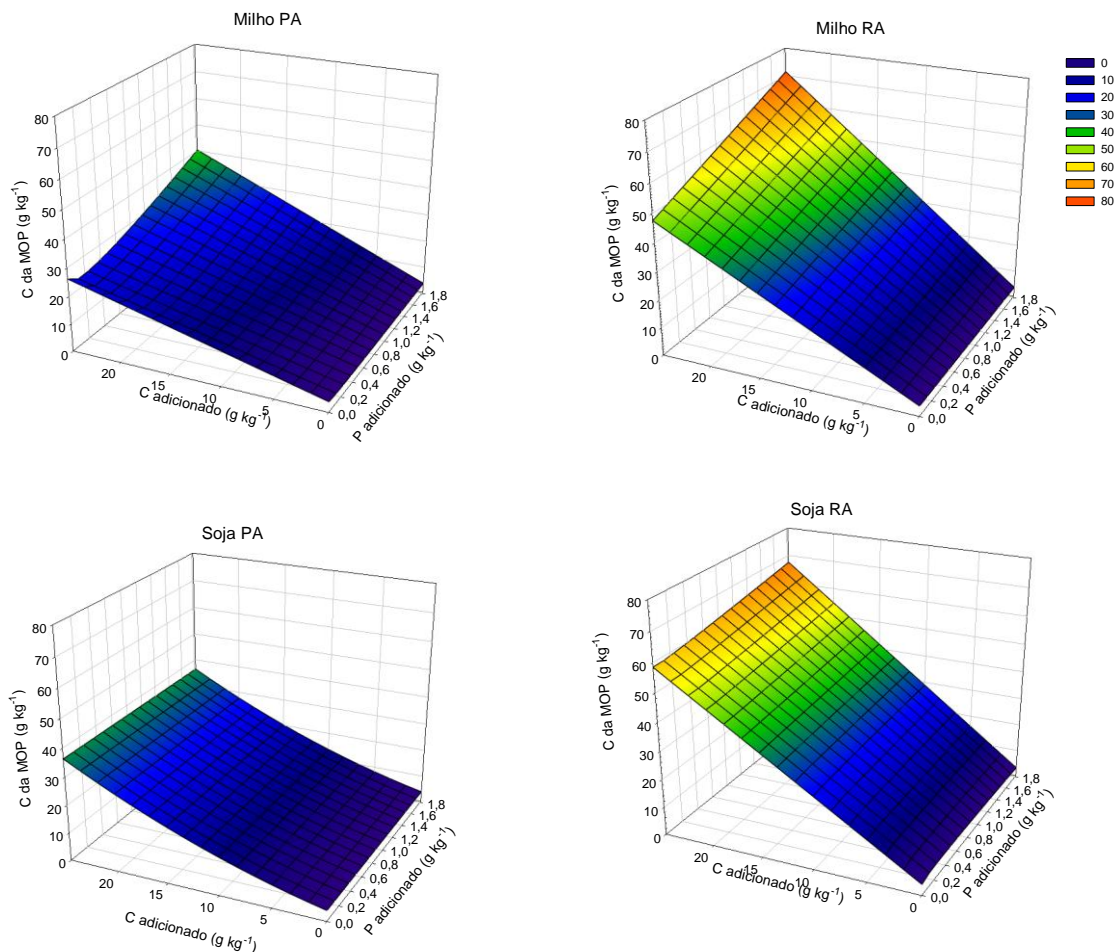
A variação da relação C/N da fração MAM foi semelhante àqueles obtidos para a relação C/N do solo e da fração MOP, ou seja, foi elevada para as menores doses de C incorporadas, sofreu redução e tornou a aumentar para as maiores doses de C incorporadas (Figura 9).

Alguns resultados da literatura mostram que a ausência de P altera diretamente as taxas iniciais de respiração (Ilstedt & Singh, 2005; Gnakambary et al., 2008) e sua adição ao solo, ao contrário da adição de N, não favorece a estabilização do C do solo (Amador & Jones, 1993; Ehlers et al., 2009). Todavia, os resultados encontrados no presente trabalho mostraram o efeito positivo da adição de P para o acúmulo de C no solo, dados os aumentos nos teores de CT, C da MOP e C da MAM (até as doses intermediárias de P aplicadas) das amostras incubadas; para as maiores doses, o provável maior bloqueio dos oxiidróxidos de Fe e Al parecem contribuir para a inversão desse efeito.

Manzoni et al. (2008), estudando a influência da qualidade dos resíduos aportados ao solo sobre a mineralização de N, mostraram grande dependência da relação C/N do resíduo no que se refere a eficiência do uso do C, ou seja, os microrganismos decompositores diminuem sua eficiência do uso de C à medida que a relação C/N do resíduo adicionado torna-se mais elevada. Em trabalho subsequente, Manzoni et al. (2010) mostraram que além da relação C/N, a relação C/P é também um fator determinante para a eficiência do uso de C pelos microrganismos. Esses autores mostraram que deve haver um balanço entre esses nutrientes no resíduo aportado e que esse balanço é amplamente relacionado às relações C/N e C/P dos microrganismos decompositores e, quanto menor for os teores de N e P nos resíduos aportados, menor será a quantidade de C estabilizado no solo após a decomposição/mineralização desse resíduo comparativamente a um resíduo que apresente maiores teores de N e P.

Assim, para o presente estudo, parece que o bloqueio dos sítios de adsorção de P pela adição de doses elevadas de P não proporcionou reduções nos teores de C do solo e de suas frações. Apesar de o efluxo de CO₂ ter aumentado com os aumentos das doses de P e

C adicionadas, o aumento dos teores de CT do solo e C das frações MOP e MAM aumentaram. Estes resultados podem estar relacionados à maior disponibilidade de P oferecida aos microrganismos pela adição de doses elevadas de P, o que, de acordo com Manzoni et al. (2008) e Manzoni et al. (2010) favorece a eficiência do uso de C pelos microrganismos e, como consequência, favorece a permanência do C no solo.



Equações:

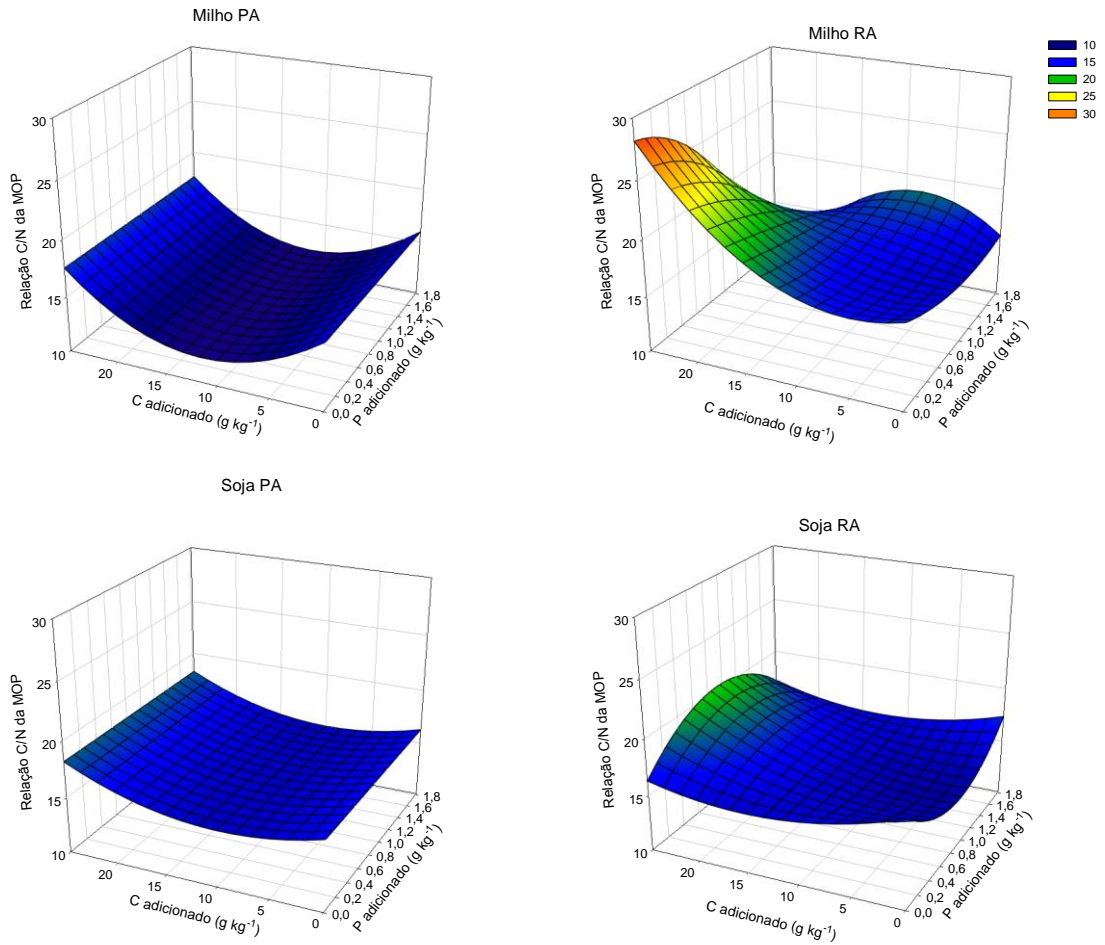
$$\text{MilhoPA: } \hat{y} = 3,7374 + 0,8971^{\text{ns}} P - 1,2951^{\text{s}} P^{0,5} + 0,8993^{\text{ns}} C + 0,0208 C^2 + 0,6773^{\text{ns}} PC - 0,4937^{\text{s}} P^{0,5} C \quad R^2 = 0,99$$

$$\text{MilhoRA: } \hat{y} = 3,6461 - 0,0299^{\text{ns}} P + 1,7579^{\text{ns}} C + 0,5252^{\text{ns}} PC \quad R^2 = 0,99$$

$$\text{SojaPA: } \hat{y} = 3,8291 + 0,7680^{\text{ns}} C + 0,0212 C^2 \quad R^2 = 0,98$$

$$\text{SojaRA: } \hat{y} = 3,8921 - 2,9000^{\text{ns}} P + 3,3857^{\text{ns}} P^{0,5} + 2,1856^{\text{ns}} C + 0,3708^{\text{ns}} PC - 0,2143^{\text{s}} P^{0,5} C \quad R^2 = 0,98$$

Figura 6. Carbono da matéria orgânica particulada (MOP) de subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que receberam aplicação de doses crescentes de resíduo de parte aérea (PA) ou de raiz (RA) de milho ou de soja (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C). ^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}: não significativo e significativo a 10, a 5 e a 1 %, respectivamente.



Equações:

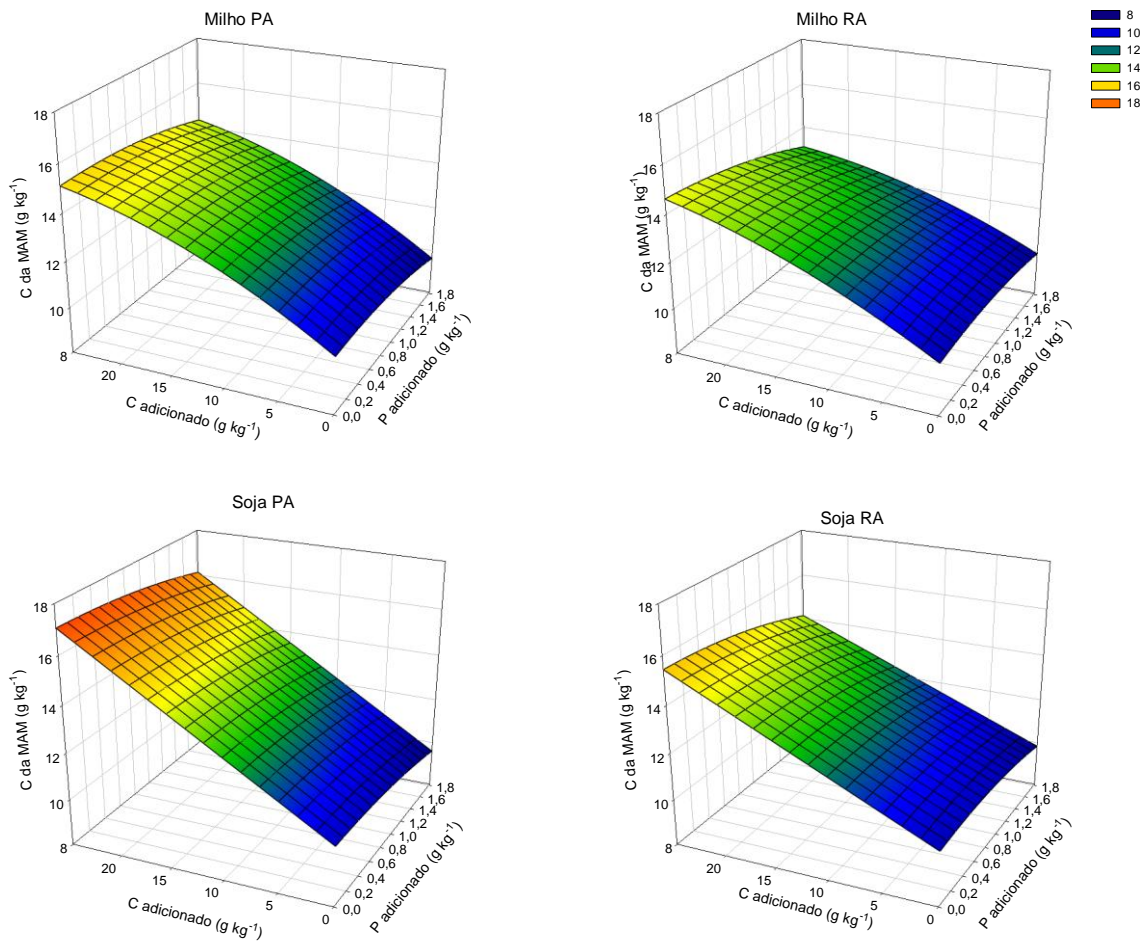
MilhoPA: $\hat{y} = 15,9961 - 0,6645^s C + 0,0289^{**} C^2$ $R^2 = 0,73$

MilhoRA: $\hat{y} = 17,6194 - 3,7068^{**} P + 1,4376^{**} P^2 - 0,2732^{**} C + 0,0278^s C^2 + 0,1003^{**} PC + 0,2330^s P^2 C - 0,0205^s PC^2$ $R^2 = 0,95$

SojaPA: $\hat{y} = 16,2969 - 0,2640^s C + 0,0136^s C^2$ $R^2 = 0,52$

SojaRA: $\hat{y} = 17,8254 - 7,6819^s P + 4,0869^s P^2 - 0,3350^s C + 0,0110^s C^2 + 0,6439^s PC - 0,3386^{**} P^2 C$ $R^2 = 0,63$

Figura 7. Relação C/N da matéria orgânica particulada (MOP) de subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que receberam aplicação de doses crescentes de resíduo de parte aérea (PA) ou de raiz (RA) de milho ou de soja (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C). ^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}: não significativo e significativo a 10, a 5 e a 1 %, respectivamente.



Equações

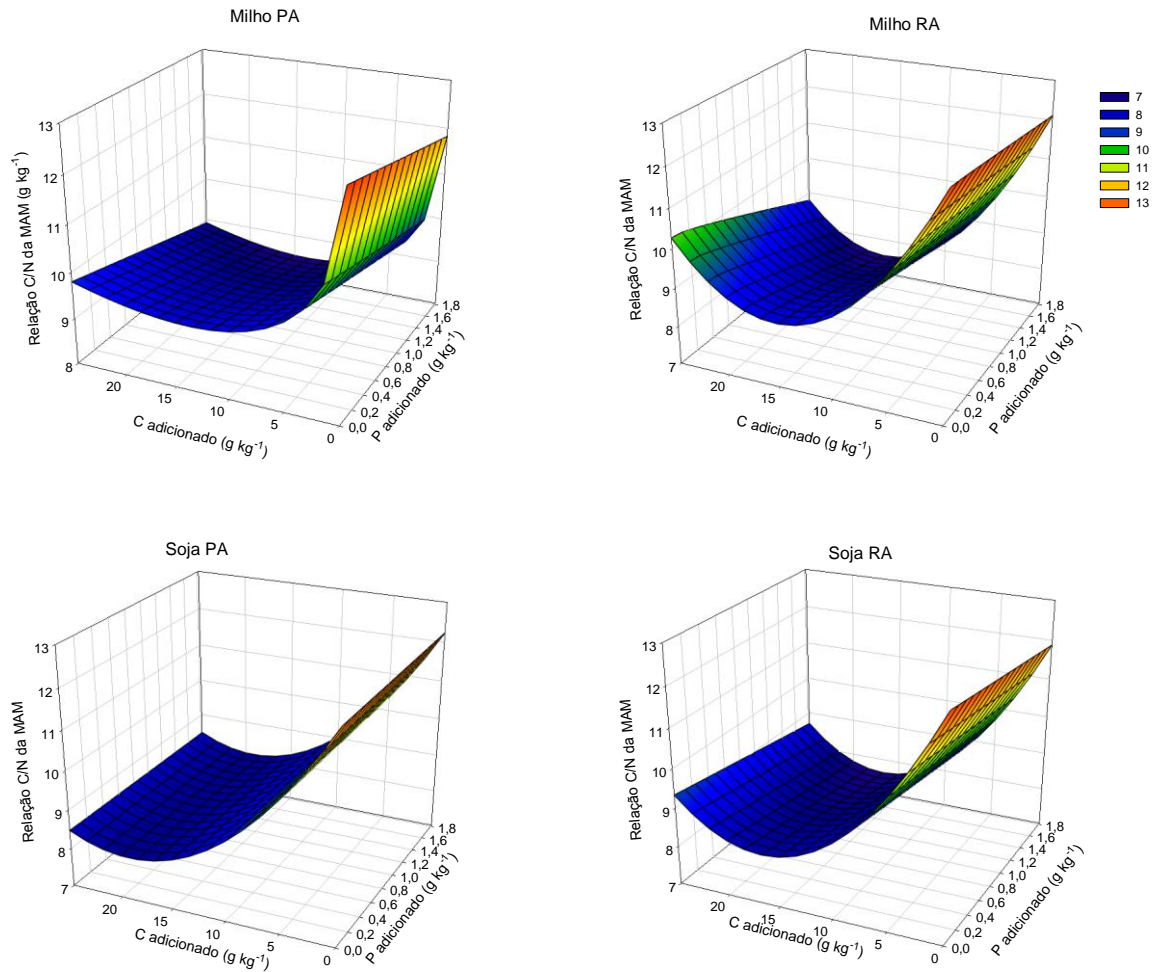
$$\text{MilhoPA: } \hat{y} = 10,4532 + 0,2191^* P - 0,3680^{\circ} P^2 + 0,2824^* C - 0,0039^* C^2 \quad R^2 = 0,99$$

$$\text{MilhoRA: } \hat{y} = 10,2166 + 0,4460^* P - 0,3414^{\circ} P^2 + 0,2516^* C - 0,0030^* C^2 - 0,0272^* PC \quad R^2 = 1,00$$

$$\text{SojaPA: } \hat{y} = 10,5449 - 0,0488^* P - 0,2567^{\circ} P^2 + 0,2611^* C - 0,0021^{\circ} C^2 \quad R^2 = 0,99$$

$$\text{SojaRA: } \hat{y} = 10,3403 + 0,3599^* P - 0,3492^{\circ} P^2 + 0,2044^* C - 0,0022^{\circ} C^2 - 0,0180^{\circ} PC \quad R^2 = 0,99$$

Figura 8. Carbono da matéria orgânica associada aos minerais (MAM) de subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que receberam aplicação de doses crescentes de resíduo de parte aérea (PA) ou de raiz (RA) de milho ou de soja (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C). °, *, **: significativo a 10, a 5 e a 1 %, respectivamente.



Equações:

MilhoPA: $\hat{y} = 12,7045 - 0,4841^*P + 0,2438^*C - 1,7595^*C^{0,5}$ $R^2 = 0,95$

MilhoRA: $\hat{y} = 12,5969 - 0,2986^{**}P + 0,0473^{**}P^{0,5} - 0,5193^{**}C + 0,0171^{**}C^2 - 0,0291^{**}PC + 0,0092^{**}P^{0,5}C$ $R^2 = 0,93$

SojaPA: $\hat{y} = 12,2407 - 0,4338^{**}C + 0,0129^{**}C^2$ $R^2 = 0,93$

SojaRA: $\hat{y} = 12,5339 - 0,3607^*P - 0,5129^{**}C + 0,0154^{**}C^2$ $R^2 = 0,98$

Figura 9. Relação C/N da matéria orgânica associada aos minerais (MAM) de subamostras de um Latossolo Vermelho incubadas previamente com doses crescentes de P (0,0; 0,25; 0,50 e 1,0 vez o valor da CMAP – 1,82 g kg⁻¹ de P) e que receberam aplicação de doses crescentes de resíduo de parte aérea (PA) ou de raiz (RA) de milho ou de soja (0; 5; 10 e 25 g kg⁻¹ de C). ns, *, **, : não significativo e significativo a 10, a 5 e a 1 %, respectivamente.

Contribuição do C dos resíduos adicionados para o C do solo

Considerando que o teor de C da camada superficial (0-20 cm) do solo utilizado no presente estudo era de $40,5 \text{ g kg}^{-1}$ (dados não apresentados) e que o teor de C da amostra subsuperficial utilizada para as incubações dos resíduos de parte aérea e raízes de milho ou de soja era de $10,6 \text{ g kg}^{-1}$ (Quadro 1), é possível observar que apesar da aplicação de doses elevadas de C, ao final do período de incubação, os maiores teores de C do solo foram de $19,4$ e $20,5 \text{ g kg}^{-1}$ para as subamostras incubadas com parte aérea e raiz de milho, respectivamente e de $18,0$ e $19,7 \text{ g kg}^{-1}$ para as subamostras incubadas com parte aérea e raiz de soja, respectivamente (Figura 3). Tomando como referência para saturação de C a amostra coletada sob vegetação natural na camada superficial (0-20 cm), o aumento ocorrido nos teores de C das subamostras incubadas com parte aérea e raízes de milho representam 21 e 24 %, respectivamente, dos teores de C da amostra tomada como referência. Para as subamostras incubadas com parte aérea e raízes de soja esse aumento representa 18 e 20 %, respectivamente. Essa diferença entre a saturação de C e o teor de C que um solo apresenta é definida na literatura como déficit de saturação de C (Stewart et al., 2007). De modo geral, quanto maior a diferença entre os teores de C que o solo apresenta e aqueles que ele pode vir a apresentar, maior será o potencial do solo em armazenar formas mais estáveis de C (Stewart et al., 2008, 2009). Vale ressaltar também, que além desta diferença, o teor de argila que o solo apresenta e sua mineralogia são fatores determinantes para sua capacidade de estocar C (Hassink, 1997).

É possível observar, quando se comparam as culturas, que a adição de resíduos de milho contribuiu para os maiores aumentos dos teores de C do solo e a adição de raízes foi o compartimento que mais favoreceu esses aumentos, indicando a importância da qualidade do resíduo aportado para o incremento do teor de C no solo. Finalmente deve-se enfatizar a importância do sistema radicular das culturas nesse processo, algumas vezes não quantificado e levado em consideração nos cálculos de aporte de C ao solo. Resultados semelhantes foram encontrados por Batjes (1998), Rasse et al. (2005), Gale & Cambardella (2000) e Mendez-Millan et al. (2010).

CONCLUSÕES

1. A incorporação de resíduos de raízes promoveu a maior manutenção do C do solo comparativamente à adição de resíduos de parte aérea.

2. A adição de doses crescentes de P associadas à incorporação de doses crescentes de resíduos ao solo favoreceu o aumento dos teores de C total do solo (CT) e o C de suas frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM).

3. A aplicação de doses elevadas de C não foi suficiente para saturar as subamostras incubadas quando se considera como referência de saturação de C a amostra da camada superficial do mesmo solo sob mata nativa.

LITERATURA CITADA

- ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. *Bol. Inf. Soc. Bras. Ci. Solo*, 25:27-32, 2000.
- AMADOR, J.A. & JONES, R.D. Nutrient limitations on microbial respiration in peat soils with different total phosphorus content. *Soil Biol. Biochem.*, 25:793-801, 1993.
- ANDREETTA, A.; CIAMPALINI, R.; MORETTI, P.; VINGIANI, S.; POGGIO, G.; TESCARI, F.; MATTEUCCI, G. & CARCINELLI. Forest humus as a potential indicator of soil carbon storage in Mediterranean environments. *Biol. Fertil. Soils*, 47:31-40, 2011.
- BALESDENT, J.; GIRARDIN, C. & MARIOTTI, A. Site-related $\delta^{13}\text{C}$ of trees leaves and soil organic matter in a temperate forest. *Ecology*, 74:1713-1721, 1993.
- BALESDENT, J.; WAGNER, G.H. & MARIOTTI, A. Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52:118-124, 1998.
- BATJES, N. H. Mitigation of atmospheric CO_2 concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biol. Fertil. Soils*, 27:230-235, 1998.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.*, 133:13-22, 2000.
- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C. & MORAES, J.F.L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82:43-58, 1998.
- BINKLEY, D.; KAYE, J.; BARRY, M. & RYAN, M.G. First-rotation in soil carbon and nitrogen in a Eucalyptus plantation in Hawaii. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:1713-1719, 2004.
- BLAIR, G.J., LEFROY, R.D.B. & LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.*, 46:1459-1466, 1995.
- CAMBARDELLA, C.A. & ELLIOTT, E.T. Particulate organic matter across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:777-783, 1992.

- CLARK, R. B. Characterization of phosphatase of intact maize roots. *J. Agric. Food Chem.*, 23: 458-460, 1975.
- CORBEELS, M.; McMURTRIE, R.E.; PEPPER, D.A.; MENDHAM, D.S.; GROVE, T.S. & O'CONNELL, A.M. Long-term changes in productivity of eucalypt plantations under different harvest residue and nitrogen management practices: A modeling analysis. *For. Ecol. Manag.*, 217:1-18, 2005.
- DALAL, R.C.; COWIE, B.A.; ALLEN, D.E. & YO, S.A. Assessing carbon lability of particulate organic matter from ^{13}C changes following land-use change from C3 native vegetation to C4 pasture. *Soil Res.*, 49:98-103, 2011.
- DEFELIPO, B.V. & RIBEIRO, A.C. Análise química do solo (metodologia). 2. ed. Viçosa: UFV, 1997. 26p. (Boletim de Extensão, 29)
- EHLERS, K.; BAKKEN, L.R.; FROSTEGARD, A.; FROSSARD, E. & BUNEMANN, E.K. Phosphorus limitation in a Ferralsol: Impact on microbial activity and cell internal P pools. *Soil Biol. Biochem.*, 42:558-566, 2010.
- FOELKEL, C. Casca da árvore do eucalipto: Aspectos morfológicos, fisiológicos, florestais, ecológicos e industriais, visando à produção de celulose e papel. *Eucalyptus Online Book & Newsletter*, 2005, 109p. Disponível em <http://www.eucalyptus.com.br/> Acesso em 28 de agosto de 2012.
- GALE, W.J. & CAMBARDELLA, C.A. Carbon dynamics of surface residue-and root derived organic matter under simulated no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:190-195, 2000.
- GATTO, A.; BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; COSTA, L.M. & NEVES, J.C.L. Efeito do método de preparo do solo, em áreas de reforma, nas suas características, na composição mineral e na produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*. *R. Árvore*, 27:635-646, 2003.
- GERZABEK, M.H.; HABERHAUER, G. & KIRCHAMANN, H. Soil organic pools and carbon-13 natural abundances in particle-size fractions of a long-term agricultural field experiment receiving organic amendments. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:352-358, 2001.
- GNANKAMBARY, Z.; ILSTEDT, U.; NYBERG, G.; HIEN, V. & MALMER, A. Nitrogen and phosphorus limitation of soil microbial respiration in two tropical

- agroforestry parklands in the south-Sudanese zone of Burkina Faso: The effects of tree canopy and fertilization. *Soil Biol. Biochem.*, 40:350-359, 2008.
- HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil*, 191:77-87, 1997.
- ILSTEDT, U. & SINGH, S. Nitrogen and phosphorus limitations of microbial respiration in a tropical phosphorus-fixing Acrisol (Ultisol) compared with organic compost. *Soil Biol. Biochem.*, 37:1407-1410, 2005.
- KOUTIKA, L.S.; ANDREUX, F.; HASSINK, J.; CHONÉ, T. & CERRI, C.C. Characterization of organic matter in topsoils under rain forest and pasture in the Eastern Brazilian Amazon Basin. *Biol. Fertil. Soils*, 29:309-313, 1999.
- KUZYAKOV, Y. & BOL, R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil Biol. Biochem.*, 38:747-758, 2006.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K. & STAHR, A. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1485-1498, 2000.
- LEMKE, R.L.; VANDENBYGAART, A.J.; CAMPBELL, C.A.; LAFOND, G.P. & GRANT, B. Crop residue removal and fertilizer N: Effects on soil organic carbon in a long-term crop rotation experiment on a Udic Boroll. *Agric. Ecosys. Environ.*, 135:42-51, 2010.
- LOYA, M. W.; JOHNSON, L.C. & NADELHORFFER, K.J. Seasonal dynamics of leaf- and root-derived C in Arctic tundra mesocosms. *Soil Biol. Biochem.*, 36:655-666, 2004.
- MANZONI, S.; JACKSON, R.B.; TROFYMOW, J.A. & PORPORATO, A. The global stoichiometry of litter nitrogen mineralization. *Science*, 321:684-686, 2008.
- MANZONI, S.; TROFYMOW, J.A.; JACKSON, R.B. & PORPORATO, A. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecol. Monographs*, 80:89-106, 2010.
- MELILO, J.M.; ABER, J.D. & MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63:621-626, 1982.

- MENDEZ-MILLAN, M.; DIGNAC, M.F.; RUMPEL, C.; RASSE, D.P. & DERENNE, S. Molecular dynamics of shoot vs. root biomarkers in agricultural soil estimated by natural abundance ^{13}C labeling. *Soil Biol. Biochem.*, 42:169-177, 2010.
- MENDHAM, D.S.; HEAGNEY, E.C.; CORBEELS, M.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S. & McMURTRIE, R.E. Soil particulate organic matter effects on nitrogen availability after afforestation with *Eucalyptus globules*. *Soil Biol. Biochem.*, 36:1067-1074, 2004.
- NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.
- OLSEN, S.R. & WATANABE, F.S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soils as measured by the Langmuir isotherm. *Sci. Soc. Am. Proc.*, 21:144-153, 1957.
- PAUSCH, J.; TIAN, J.; RIEDERES, M. & KUZYAKOV, Y. Estimation of rhizodeposition at field scale: upscaling of a ^{14}C labeling study. *Plant Soil*. Disponível em <<http://download.springer.com>>. Acesso em 11 de novembro de 2012.
- REGAZZI, A.J. Teste para verificar a igualdade de parâmetros e a identidade de modelos de regressão não-linear. *R. Ceres*, 387:9-26, 2003.
- RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant Soil*, 269:341-356, 2005.
- RUIZ, H.A. Incrementos da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:297-300, 2005.
- SHANG, C. & TIESSEN, H. Organic matter lability in tropical Oxisol: Evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, and magnetic fractionations. *Soil Sci.*, 162:795-807, 1997.
- SOLOMON, D.; FRITZSCHE, F.; LEHMANN, J.; TEKALIGN, M. & ZECH, W. Soil organic matter dynamics in the subhumid agroecosystems of the Ethiopian highlands: Evidence from natural ^{13}C abundance and particle-size fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:969-978, 2002.

- STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. *Soil Biol. Biochem.*, 41:357-366, 2009.
- STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil C saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86:19-31, 2007.
- STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil carbon saturation: Evaluation and corroboration by long-term incubations. *Soil Biol. Biochem.*, 40:1741-1750, 2008.
- TIAN, G.; KANG, B.T. & BRUSSARD, L. Mulching effect of plant residues with chemically contrasting compositions on maize growth and nutrients accumulation. *Plant Soil*, 153:179-187, 1993.
- VETTORI, L. Métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1969. 24 p. (Boletim Técnico, 7).
- VITORELLO, V.A.; CERRI, C.; ANDREUX, F; FELLER, C. & VICTÓRIA, R.L. Organic matter and natural ^{13}C distribution in forest and cultivated Oxisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53:773-778, 1989.
- VIVANCO, L & AUSTIN, A.T. Intrinsic effects of species on leaf and root decomposition: A comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia*, 150:97-107, 2006.
- WILCKE, W & LILIENFEIN, J. Soil carbon-13 natural abundance under native and managed vegetation in Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:827-832, 2004.
- YAO, H; THORNTON, B. & PATERSON, E. Incorporation of ^{13}C -labelled rice rhizodeposition carbon into soil microbial communities under different water status. *Soil Biol. Biochem.*, 53:72-77, 2012.

CONCLUSÕES GERAIS

1. A adição de resíduos das culturas de milho ou soja contribuíram para os aumentos dos teores de C do solo em relação à testemunha (sem planta), tanto nos solos cultivados sucessivamente em casa de vegetação quanto nas amostras incubadas com doses crescentes de P e C.

2. Na profundidade 2 maiores teores de P disponível pelos extratores Mehlich-1 e Bray-1 foram encontrados para os solos cultivados com milho ou soja comparativamente à testemunha (sem planta), o que indica maior disponibilidade de P ao longo dos cultivos para esses solos.

3. O aumento do C lábil das amostras cultivadas sucessivamente parece ter contribuído para o bloqueio dos sítios de adsorção de P no solo dados os maiores valores de P-remanescente (P-rem) nos solos cultivados.

4. Apesar da manutenção dos resíduos no solo, os teores de K disponível foram drasticamente reduzidos ao longo dos cultivos, principalmente nos solos cultivados com milho, enquanto que os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , para os quais poderia se esperar essas reduções, não sofreram alterações.

5. A adição de doses crescentes de P associadas à incorporação de doses crescentes de resíduos ao solo favoreceu o aumento dos teores de C total do solo (CT) e o C de suas frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM).

6. A aplicação de doses elevadas de C não foi suficiente para saturar as amostras incubadas quando se considera como referência de saturação de C a amostra da camada superficial do mesmo solo sob mata nativa.