



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbc.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Brasil

Guimarães Moreira Maluf, Henrique José; Barros Soares, Emanuelle Mercês; Ribeiro da Silva, Ivo; Lima Neves, Júlio César; de Oliveira Guimarães Silva, Lucas
Decomposição de Resíduos de Culturas e Mineralização de Nutrientes em Solo com Diferentes Texturas

Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 39, núm. 6, 2015, pp. 1681-1689
Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180243243017>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DE CULTURAS E MINERALIZAÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLO COM DIFERENTES TEXTURAS

Henrique José Guimarães Moreira Maluf^{(1)*}, Emanuelle Mercês Barros Soares⁽²⁾, Ivo Ribeiro da Silva⁽²⁾, Júlio César Lima Neves⁽²⁾ e Lucas de Oliveira Guimarães Silva⁽³⁾

⁽¹⁾ Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lavras, Minas Gerais, Brasil.

⁽²⁾ Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos, Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

⁽³⁾ Universidade Federal de Viçosa, Graduação em Agronomia, Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

* Autor correspondente.

E-mail: maluf.henrique@yahoo.com.br

RESUMO

A sustentabilidade dos sistemas conservacionistas de produção agrícola está intimamente ligada ao retorno dos nutrientes ao solo, por meio da decomposição dos resíduos vegetais. O objetivo deste estudo foi avaliar a decomposição de resíduos culturais e a mineralização de nutrientes em solos com diferentes texturas ao longo de 175 dias de incubação. Os tratamentos consistiram em fatorial $6 \times 4 \times 5$, inicialmente composto por seis tratamentos, sendo quatro resíduos culturais: milho, braquiária, feijão, estilosantes e dois controles, ambos sem resíduo e um com adição de fontes inorgânicas dos nutrientes; quatro diferentes texturas formadas a partir de um mesmo solo e cinco tempos de avaliação após o início da incubação: 0, 25, 75, 125 e 175 dias. Utilizou-se delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições. Ao longo do experimento, avaliaram-se a liberação de C-CO₂, taxa de decomposição e cinética de mineralização do N, P, K, Ca, Mg, S, Zn e Cu dos resíduos. A textura do solo não influenciou a liberação de C-CO₂, a massa seca remanescente e a mineralização dos nutrientes dos resíduos culturais. Os resíduos de estilosantes e de braquiária apresentaram maior liberação de C-CO₂ e redução de massa seca que os demais resíduos. A mineralização do N, P e S ocorreu de forma inversa às relações C/N, C/P e C/S. A decomposição dos resíduos culturais foi regulada pelos teores de N e extrativos solúveis em água; e a mineralização de macronutrientes, pelos seus respectivos conteúdos iniciais nos resíduos.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes, *Zea mays*, *Urochloa ruziziensis*, *Phaseolus vulgaris*, *Stylosanthes guianensis*.

Recebido para publicação em 10 de outubro de 2014 e aprovado em 20 de julho de 2015.

DOI: 10.1590/01000683rbcs20140657



ABSTRACT: CROP RESIDUE DECOMPOSITION AND NUTRIENT MINERALIZATION IN SOIL WITH DIFFERENT TEXTURES

The sustainability of conservation farming systems is closely linked to return of nutrients to the soil through decomposition of crop residues. The aim of this study was to evaluate decomposition of crop residues and nutrient mineralization in soils with different textures over a 175-day incubation period. The experimental design consisted of a $6 \times 4 \times 5$ factorial arrangement - six treatments, composed of four crop residues (corn, brachiaria, common bean, and *Stylosanthes*) and two controls, both without residues, and only one with the addition of inorganic nutrient sources; four different textures formed from the same soil; and evaluation after five incubation times (0, 25, 75, 125, and 175 days). A completely randomized design was used, with four replicates. Release of $\text{CO}_2\text{-C}$, decomposition rate, and mineralization kinetics of N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, and Cu were evaluated in the crop residues. Soil texture did not influence the amount of $\text{CO}_2\text{-C}$ released, the remaining dry matter, or nutrient mineralization of crop residues. *Stylosanthes* and brachiaria residues had greater release of $\text{CO}_2\text{-C}$ and reduction in dry matter than the other residues. The mineralization of N, P, and S was inversely proportional to the C/N, C/P, and C/S ratios. The decomposition of crop residues was regulated by the N and water-soluble extractive contents, and mineralization of macronutrients was governed by their respective initial contents in the residues.

Keywords: nutrient cycling, *Zea mays*, *Urochloa ruziziensis*, *Phaseolus vulgaris*, *Stylosanthes guianensis*.

INTRODUÇÃO

Nos últimos 50 anos, a produção agrícola mundial triplicou, porém, atualmente, a principal preocupação é a sustentabilidade dessa produção, que depende do desenvolvimento de novas tecnologias de manejo do solo e das culturas, como o que vem sendo feito em áreas no sistema plantio direto. O Brasil possui, aproximadamente, 32 milhões de hectares em sistema plantio direto (Febrapdp, 2012), o que representa mais da metade dos 56 milhões de hectares destinados à produção de grãos no país, safra 2013/14 (Conab, 2014); nessas áreas, grande parte da demanda das plantas por nutrientes é suprida por fertilizantes.

O aporte e a manutenção de resíduos culturais sobre a superfície do solo, premissa de sistemas conservacionistas, como o plantio direto, além da proteção física, contribuem para a manutenção e elevação do estoque de C do solo (Campbell et al., 2000) e para a ciclagem de nutrientes (Bellote et al., 2008). Com exceção do K, por não estar ligado a componentes estruturais do tecido vegetal, os demais nutrientes são mineralizados por meio da decomposição dos resíduos culturais (Foster e Bhatti, 2006; Gama-Rodrigues et al., 2007), podendo esses suprir parte da demanda nutricional das plantas.

O tempo de mineralização da maioria dos nutrientes é determinado pela taxa de decomposição dos resíduos culturais (Bellote et al., 2008; Teixeira et al., 2010); e a decomposição, por sua vez, é regulada por diversos fatores que incluem a composição bioquímica do resíduo orgânico (Stewart et al., 2009), o teor de N e a relação C/N. Maior decomposição do resíduo de labe-labe, que apresentou relação C/N de 24 e tempo de meia-vida

de 56 dias, foi observada comparativamente aos resíduos de milho e braquiária, que apresentaram relações C/N de 46 e 44, respectivamente, e tempo de meia-vida superior a 135 dias (Calonego et al., 2012). Porém, as taxas de decomposição dos resíduos culturais podem estar mais relacionadas com os teores de N e de lignina e a relação lignina/N do que a relação C/N (Johnson et al., 2007).

Para concepção de eficientes manejos, envolvendo resíduos culturais em áreas agrícolas, é preciso conhecer os fatores que envolvem a decomposição, as transformações de C, bem como a transferência de nutrientes para o solo de diferentes tipos de resíduo vegetal, com características químicas e bioquímicas distintas, sejam provenientes de plantas cultivadas para fins comerciais, produção de grãos, ou para manejo, plantas de cobertura. O uso de leguminosas constitui importante fonte de nutrientes, principalmente N ao solo, pelo processo de fixação biológica (Aita e Giacomini, 2006), e o uso de plantas de cobertura com hábito perene, capazes de suportar o estresse hídrico e altas temperaturas, como as braquiárias, pode proporcionar significativo acúmulo de fitomassa em relação a outras plantas (Pacheco et al., 2008). O conhecimento da decomposição e mineralização de nutrientes de diferentes resíduos culturais é de fundamental importância para que, no futuro, essas possam ser eficientemente introduzidas no sistema de produção, promovendo proteção do solo pela persistência dos resíduos na área e fornecimento de nutrientes para culturas sucessoras via ciclagem biogeoquímica.

Há fatores, além da qualidade do resíduo vegetal, que influenciam a ciclagem de nutrientes, como as propriedades intrínsecas do solo, destacando a composição granulométrica e o tipo de argila. A

proporção relativa de areia, silte e argila define a textura do solo, o que influencia na porosidade, aeração e densidade de cargas, consequentemente na dinâmica dos gases, da água e da interação iônica, modificando a atividade microbiana e de enzimas (Sylvia et al., 1999; Paul, 2007); a textura também influencia as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo por meio dos mecanismos de proteção, principalmente físico e químico, apresentando menores taxas em solos argilosos em comparação a solos arenosos (Bayer et al., 2011); no entanto, pouco se sabe sobre a influência da textura na decomposição de resíduos culturais aportados na superfície do solo.

Em alguns casos, a mineralogia da fração argila pode sobrepor os efeitos da textura, ou mesmo apresentar atividade microbiana diferente em solos de mesma classe textural, como observado por Silva et al. (2011), em dois solos argilosos, sendo um gibbsítico e o outro caulinítico. Desse modo, a construção de solos com texturas distintas a partir de único solo, muito argiloso, adicionando proporções diferentes de areia pode, de fato, gerar resultados específicos aos efeitos da textura, sem influência da variação mineralógica. Além disso, ciclos de umedecimento e secagem, favorecem a agregação (Six et al., 2002) nas misturas (solo:areia), promovendo maior interação entre o solo matriz e a areia adicionada, minimizando a segregação.

Este estudo teve por objetivo avaliar a decomposição de diferentes resíduos culturais e a mineralização de nutrientes ao longo de 175 dias de incubação, em solos com texturas construídas.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em sala de incubação com temperatura controlada a 25 ± 1 °C. Os tratamentos foram definidos por esquema fatorial $6 \times 4 \times 5$, sendo o primeiro fator composto por quatro tipos de resíduos culturais e dois controles: milho (*Zea mays* L.), braquiária (*Urochloa ruziziensis* Germain et Evrard), feijão-comum (*Phaseolus vulgaris* L.), estilosantes cv. Mineirão (*Stylosanthes guianensis* Aublet), e os dois controles, sem resíduo, porém, um com adição de fontes inorgânicas dos nutrientes; e o outro, sem aplicação de resíduos culturais e nutrientes em formas minerais, denominado controle absoluto. O segundo fator foram os quatro solos com composições granulométricas distintas; e o terceiro, os cinco tempos de avaliação: 0, 25, 75, 125 e 175 dias, após o início da incubação (DAI). Os tratamentos foram distribuídos em delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições.

Os solos com composições granulométricas distintas foram obtidos a partir de um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, muito argiloso e

caulinítico, misturando areia peneirada em malha de 1 mm, em diferentes proporções, de modo a obter solos que se enquadrasssem nas classes texturais argilosa, média e arenosa, conforme classificação descrita em Embrapa (2006). A mistura foi realizada para minimizar os efeitos da variação mineralógica dos solos e expressar os reais efeitos da textura. Para favorecer a interação entre a areia adicionada e o solo e evitar a segregação, cada mistura foi submetida a ciclos de umedecimento e secagem, totalizando 12 ciclos.

Os resíduos culturais de milho, feijão e braquiária foram coletados na superfície do solo de áreas cultivadas em sistema plantio direto do município de Bambuí, MG; e o resíduo de estilosantes, coletados em área de pastagem do município de Viçosa, MG, nas respectivas épocas de colheita, ponto de corte ou dessecagem. As características bioquímica e química e a quantidade dos resíduos aplicados são apresentadas no quadro 1. A quantidade de resíduo adicionado representou, em proporção, a quantidade encontrada no campo.

Cada unidade experimental foi constituída por 130 g de solo seco, colocados em recipientes de polietileno com tampa, de 0,11 m de diâmetro e capacidade de 500 mL, com umidade corrigida a 80 % da capacidade de campo. Os resíduos culturais foram secos à sombra, fragmentados manualmente em partículas de 0,01 a 0,02 m e distribuídos sobre tela de polietileno, com abertura de 2 mm, previamente posicionada sobre o solo, onde foram umedecidos inicialmente com 10 mL de água deionizada.

A fim de favorecer as trocas gasosas, os recipientes foram abertos a cada dois dias, por 15 min. Para evitar a perda excessiva de umidade do resíduo e do solo, ao longo da incubação, esses foram reumedecidos com 10 mL de água deionizada, sempre que necessário.

A caracterização bioquímica de cada resíduo vegetal (Quadro 1) foi feita pela determinação dos extrativos solúveis em água e em acetona (ABTCP, 1974). As amostras remanescentes dos extrativos foram divididas, parte para determinar holocelulose; e parte, para lignina (TAPPI, 1969). Os polifenóis solúveis totais, extraídos em metanol 30 %, foram avaliados por espectrofotometria UV-visível a 720 nm (Grubescic et al., 2005).

A quantificação do C-CO₂ liberado pela respiração microbiana foi realizada conforme o método adaptado de Curl e Rodriguez-Kabana (1972). Dentro dos recipientes, destinados à essa mensuração, foi acondicionado um frasco de acrílico contendo 10 mL de NaOH 1,0 mol L⁻¹ para captura do CO₂. Essa solução foi substituída periodicamente nas avaliações aos 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 24, 28, 32, 36, 40, 44, 48, 52, 60, 68, 76, 84, 92, 108, 124, 140, 156 e 175 dias, após o início da incubação (DAI), e foi titulada com HCl 0,5 mol L⁻¹ com solução indicadora de fenolftaleína a 1 %.

Quadro 1. Características bioquímicas e químicas dos resíduos culturais e quantidade aportada em cada unidade experimental

| Resíduo | Extrativo solúvel | | Holoc ⁽¹⁾ | Lig ⁽²⁾ | Polifenóis solúveis totais | C | N |
|---------------------|-------------------|---------|----------------------|--------------------|----------------------------|-------|-------|
| | Água | Acetona | | | | | |
| g kg^{-1} | | | | | | | |
| Milho | 93,5 | 12,0 | 288,0 | 113,2 | 43,6 | 449,1 | 5,01 |
| Braquiária | 268,1 | 26,8 | 311,2 | 166,3 | 106,6 | 440,4 | 14,71 |
| Feijão | 105,6 | 10,7 | 352,9 | 171,9 | 65,8 | 430,7 | 13,80 |
| Estilosantes | 142,6 | 32,3 | 332,8 | 193,1 | 172,5 | 469,9 | 24,08 |
| g kg^{-1} | | | | | | | |
| Milho | 0,38 | 14,57 | 1,85 | 2,60 | 0,39 | 14,73 | 8,15 |
| Braquiária | 0,78 | 22,41 | 4,70 | 3,45 | 1,23 | 12,97 | 3,73 |
| Feijão | 0,85 | 19,82 | 8,64 | 3,59 | 2,12 | 40,87 | 8,85 |
| Estilosantes | 1,50 | 13,31 | 7,25 | 3,22 | 1,08 | 95,41 | 12,93 |
| mg kg^{-1} | | | | | | | |
| Milho | 89,64 | 1181,8 | 1151,5 | 22,60 | 295,19 | 31,30 | 8,72 |
| Braquiária | 29,94 | 564,6 | 358,0 | 11,31 | 214,63 | 18,56 | 9,00 |
| Feijão | 31,21 | 506,7 | 203,2 | 12,46 | 204,94 | 17,23 | 8,60 |
| Estilosantes | 19,51 | 313,3 | 435,1 | 8,01 | 129,21 | 15,17 | 6,32 |
| g | | | | | | | |

⁽¹⁾ Holocelulose. ⁽²⁾ Lignina. ⁽³⁾ (Lignina + polifenóis solúveis totais)/N. ⁽⁴⁾ Massa seca em g por unidade experimental.

Os resíduos culturais coletados dos solos aos 0, 25, 75, 125 e 175 DAI foram secos em estufa de circulação de ar forçada, a 60 °C por 72 h e, então, obtida a massa seca. O material foi moído, em moinho do tipo Willey com malha de 1 mm e determinado o teor de N, após digestão sulfúrica; e P, K, Ca, Mg, S, Zn e Cu, após digestão nitropérolétrica, na proporção de 4:1. Com base nos teores de cada nutriente e na massa seca remanescente (MSR), foi calculado o conteúdo dos nutrientes remanescentes (CNR) nos resíduos culturais pela equação 1.

$$\text{CNR (mg)} = [(\text{TN} \times \text{MSR}) / 1000] \quad \text{Eq.1}$$

em que TN é o teor do nutriente (g kg^{-1} ou mg kg^{-1}); e MSR, a massa seca remanescente do resíduo (g), dividido por 1.000 g, e transformado em mg para N, P, K, Ca, Mg e S.

As taxas de decomposição e mineralização dos nutrientes dos resíduos foram estimadas ajustando-se modelos de regressão aos valores observados, testando os modelos de Olson (1963), equação 2, e de Wieder e Lang (1982), pelas equações 3, 4 e 5.

$$\hat{y} = y_0^{-kt} \quad \text{Eq.2}$$

$$\hat{y} = A^{-kat} + (100 - A) \quad \text{Eq.3}$$

$$\hat{y} = A^{-kat} + (100 - A)^{-kbt} \quad \text{Eq.4}$$

$$\hat{y} = y_0 - kt + kt^2 \quad \text{Eq.5}$$

em que \hat{y} é a quantidade estimada, por cada modelo, de massa seca (MSR) ou de conteúdo do nutriente remanescente (CNR) no tempo, t (dias); y_0 é a massa seca

ou conteúdo do nutriente inicial; k , ka , kb são parâmetro de decomposição da massa seca ou de mineralização dos nutrientes, parâmetro do compartimento facilmente decomponível (A) e parâmetro do compartimento mais recalcitrante (100 - A), respectivamente.

A escolha do modelo foi feita com base no menor valor da soma dos quadrados do erro, na significância dos parâmetros da equação ($p < 0,05$) e no maior valor do coeficiente de determinação (R^2) ajustado. A meia-vida ($t^{1/2}$) dos resíduos foi calculada por:

$$t^{1/2} = -\ln(0,5)/k = 0,693/k \quad \text{Eq.6}$$

em que $t^{1/2}$ é o tempo necessário para decomposição de 50 % da massa seca do resíduo.

Com base no CNR, foram calculadas a quantidade (QM) e a porcentagem mineralizada (PM) de cada resíduo pelas equações 7 e 8.

$$QM = CI - CF \quad \text{Eq.7}$$

$$PM = (CF \times 100) / CI \quad \text{Eq.8}$$

sendo CI é o conteúdo inicial do nutriente (mg); e CF, o conteúdo final do nutriente (mg), remanescente no resíduo cultural após 175 dias de incubação.

Os dados foram submetidos à análise da variância, e as médias referentes à QM de cada nutriente foram comparadas pelo teste Scott-Knott, a 5 % de probabilidade, por meio do programa computacional SISVAR 5.3 (Ferreira, 2011). Os modelos que descrevem a cinética da MSR e do CNR foram testados no programa SigmaPlot 11.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Decomposição dos resíduos das culturas

A quantidade de C-CO₂ e a massa seca remanescente (MSR) dos resíduos culturais não foram influenciadas pela textura do solo ($p>0,05$) (Figura 1), o que corrobora o estudo de Gaillard et al. (2003), os quais verificaram que a atividade microbiana de resíduos culturais, dispostos, inicialmente, sobre amostras de Cambissolo da França, ocorreram de forma independente da matriz do solo. Os resultados de C-CO₂ foram expressos em valores líquidos, ou seja, pela diferença entre o C respirado nos tratamentos com resíduos e o C respirado no solo do controle absoluto, acumulados em cada tempo de avaliação.

O aporte de resíduos de estilosantes e de braquiária resultou em maior liberação de C-CO₂ até 175 dias após o início da incubação (DAI), seguido do resíduo de feijão e de milho (Figura 1). O maior teor de N encontrado nos resíduos de estilosantes e braquiária e a menor relação C/N e lignina/N podem ter sido os principais fatores para a maior mineralização do C, demonstrando a importância do N para os microrganismos e, consequentemente, para as transformações do C dos resíduos.

A relação inversa das curvas de C-CO₂ e de MSR demonstram que quanto maior é a atividade microbiana, maior é a redução da massa seca; assim, o ponto de interseção entre as duas curvas ocorre em menor tempo quando a decomposição do resíduo for mais rápida, o que representa a velocidade de decomposição do resíduo (Figura 1). Os resíduos de braquiária e estilosantes apresentaram rápida decomposição, tendo o ponto de interseção em menor tempo, comparado aos resíduos de feijão e de milho, em razão, principalmente, das características químicas e bioquímicas dos resíduos de braquiária e estilosantes, como maiores teores de N e extrativos solúveis em água e menor relação C/N e lignina/N.

Inicialmente, a mineralização do C de resíduos vegetais ocorre em compostos solúveis em água, e ao longo do tempo de incubação outros compostos mais recalcitrantes tornam-se mais importantes a esse processo (Jensen et al., 2005). O modelo exponencial duplo (Equação 3), ajustado aos dados de MSR de cada resíduo no tempo, auxilia na explicação desse processo (Figura 1). Esse modelo apresenta duas fases distintas, e ambas diminuem exponencialmente, a primeira fase ou parte da equação é referente à proporção do compartimento facilmente decomponível ou lável, com taxas de decomposição mais elevadas, somada à segunda fase, mais recalcitrante e com menores taxas.

Pelos resultados de MSR dos resíduos culturais, observou-se maior proporção lável para o resíduo de estilosantes e menor para o de milho, o inverso foi encontrado para o compartimento recalcitrante (Figura 1). No entanto, o resíduo de braquiária foi

o que apresentou maior decomposição, restando apenas 35,1 % da massa seca inicial, enquanto o resíduo de estilosantes foi o segundo, com 44,9 %, ambos aos 175 DAI. Observaram-se menores valores de meia-vida ($t_{1/2}$) para o resíduo de braquiária, tanto no compartimento lável “a” quanto no compartimento recalcitrante “b”, em relação aos estilosantes, que apresentaram maior $t_{1/2}$ do compartimento “b” entre todos os resíduos. Esse efeito pode estar relacionado com os teores de polifenóis e extrativos solúveis em acetona; o resíduo de estilosantes apresentou maiores teores desses em comparação ao de braquiária, o que pode ter retardado o processo de decomposição dos estilosantes. Os extrativos solúveis em acetona são, também, relacionados com compostos lipídicos, que são resistentes à decomposição (Dungait et al., 2012).

Cinética de mineralização dos nutrientes

Em consequência da decomposição, a mineralização dos nutrientes, também, foi influenciada pelo tipo de resíduo e tempo de avaliação, e sem interferência das texturas dos solos. O modelo quadrático (Equação 4) foi o que se ajustou melhor aos dados observados de mineralização dos nutrientes, para todos os resíduos analisados (Quadro 2). O modelo quadrático pode ser utilizado para descrever a decomposição e mineralização de nutrientes, conforme mencionado por Wieder e Lang (1982). Melhor ajuste do modelo quadrático para a mineralização de Mg e K em resíduo de aveia-preta sob área de plantio direto foi obtido por Cruscic et al. (2008).

Em experimentos realizados em campo, observaram-se diferentes padrões de decomposição e de mineralização dos nutrientes de resíduos culturais em razão dos fatores climáticos, principalmente frequência e intensidade de chuvas, como relatado para resíduos de braquiária (Pacheco et al., 2011) e milho (Marcelo et al., 2012). Neste estudo, em particular, a transferência dos nutrientes do resíduo para o solo ocorreu pelo reumedeecimento nos resíduos incubados e desenvolvimento e crescimento micelial de fungos, que inicialmente desenvolviam-se no resíduo e, posteriormente, penetravam no solo.

A mineralização de N, P e S dos resíduos ocorreu de forma proporcional ao conteúdo inicial e inversamente proporcional às relações C/N, C/P e C/S (Quadro 2). O resíduo de milho, com relação C/N superior a 30, tendeu à imobilização, apresentando menor mineralização de N em comparação aos outros resíduos; para o resíduo de estilosantes, com relação C/N inferior a 25, foi observado a maior mineralização entre os resíduos.

O processo de mineralização do P é regulado pela relação C/P, onde valor maior ou igual a 300 tende à imobilização e menor que 200 favorece a mineralização. Até 175 DAI, os resíduos de estilosantes e braquiária foram os que mais mineralizaram P, 3,32 e 2,20 mg, respectivamente (Quadro 2). Embora as relações C/P encontradas

Quadro 2. Conteúdos médios inicial (CI) e final (CF), quantidade mineralizada (QM) até 175 dias após início da incubação, porcentagem mineralizada (PM) de nitrogênio, fósforo, enxofre, cálcio, magnésio, potássio, zinco e cobre dos resíduos culturais e modelo quadrático ajustado para o conteúdo do nutriente remanescente (CNR), seguido do coeficiente de determinação (R^2)

| Resíduo | CI | CF | QM | PM | Equação | R^2 |
|--------------|--------|-------|----------|-------|--|-------|
| | | mg | | % | | |
| Nitrogênio | | | | | | |
| Milho | 43,68 | 32,00 | 11,68 c | 26,74 | $\hat{y} = 39,41 - 0,20 t + 1,0 (10^{-3}) t^2$ | 0,50 |
| Braquiária | 132,42 | 61,19 | 71,23 b | 53,79 | $\hat{y} = 114,00 - 1,07 t + 4,6 (10^{-3}) t^2$ | 0,66 |
| Feijão | 118,61 | 53,19 | 65,42 b | 55,16 | $\hat{y} = 100,88 - 0,75 t + 3,0 (10^{-3}) t^2$ | 0,55 |
| Estilosantes | 152,08 | 59,97 | 92,11 a | 60,56 | $\hat{y} = 132,53 - 1,29 t + 5,2 (10^{-3}) t^2$ | 0,73 |
| Fósforo | | | | | | |
| Milho | 3,12 | 2,58 | 0,54 b | 17,31 | $\hat{y} = 3,10 - 0,01 t + 5,2 (10^{-5}) t^2$ | 0,97 |
| Braquiária | 7,02 | 4,82 | 2,20 a | 31,34 | $\hat{y} = 6,45 - 0,05 + 2,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,77 |
| Feijão | 7,27 | 5,91 | 1,36 b | 18,71 | $\hat{y} = 6,76 - 0,04 + 2,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,67 |
| Estilosantes | 9,46 | 6,14 | 3,32 a | 35,10 | $\hat{y} = 8,82 - 0,07 + 3,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,84 |
| Enxofre | | | | | | |
| Milho | 3,42 | 3,71 | -0,29 c | -8,48 | $\hat{y} = \bar{y}$ | - |
| Braquiária | 11,04 | 7,67 | 3,37 b | 30,53 | $\hat{y} = 10,06 - 0,04 t + 2,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,50 |
| Feijão | 18,24 | 9,04 | 9,20 a | 50,44 | $\hat{y} = 17,36 - 0,13 t + 5,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,92 |
| Estilosantes | 6,80 | 5,53 | 1,27 c | 18,68 | $\hat{y} = 6,31 - 0,04 t + 2,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,63 |
| Cálcio | | | | | | |
| Milho | 16,15 | 13,20 | 2,95 a | 18,27 | $\hat{y} = 15,48 - 0,05 t + 2,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,74 |
| Braquiária | 42,28 | 35,21 | 7,07 a | 16,72 | $\hat{y} = 40,24 - 0,26 t + 1,3 (10^{-3}) t^2$ | 0,86 |
| Feijão | 74,23 | 61,73 | 12,50 a | 16,83 | $\hat{y} = 70,24 - 0,39 t + 2,0 (10^{-3}) t^2$ | 0,68 |
| Estilosantes | 45,81 | 39,98 | 5,83 a | 12,73 | $\hat{y} = 43,02 - 0,18 t + 1,0 (10^{-3}) t^2$ | 0,55 |
| Magnésio | | | | | | |
| Milho | 22,68 | 10,92 | 11,76 a | 51,85 | $\hat{y} = 22,39 - 0,17 t + 6,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,98 |
| Braquiária | 31,04 | 19,55 | 11,49 a | 37,02 | $\hat{y} = 29,12 - 0,19 t + 8,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,82 |
| Feijão | 30,86 | 20,55 | 10,31 a | 33,41 | $\hat{y} = 29,15 - 0,16 t + 6,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,85 |
| Estilosantes | 20,32 | 12,87 | 7,45 b | 36,66 | $\hat{y} = 19,17 - 0,12 t + 5,0 (10^{-4}) t^2$ | 0,87 |
| Potássio | | | | | | |
| Milho | 127,00 | 46,27 | 80,73 c | 63,57 | $\hat{y} = 120,02 - 0,85 t + 2,5 (10^{-3}) t^2$ | 0,95 |
| Braquiária | 201,70 | 64,80 | 136,90 a | 67,87 | $\hat{y} = 186,43 - 1,63 t + 5,4 (10^{-3}) t^2$ | 0,92 |
| Feijão | 170,38 | 69,48 | 100,90 b | 59,22 | $\hat{y} = 158,18 - 1,45 t + 5,5 (10^{-3}) t^2$ | 0,91 |
| Estilosantes | 84,10 | 39,88 | 44,22 d | 52,53 | $\hat{y} = 80,02 - 0,67 t + 2,5 (10^{-3}) t^2$ | 0,90 |
| Zinco | | | | | | |
| Milho | 0,13 | 0,08 | 0,05 b | 38,46 | $\hat{y} = 0,12 - 0,001 t + 2,0 (10^{-6}) t^2$ | 0,86 |
| Braquiária | 0,12 | 0,08 | 0,04 b | 33,33 | $\hat{y} = 0,11 - 0,001 t + 3,0 (10^{-6}) t^2$ | 0,67 |
| Feijão | 0,35 | 0,22 | 0,13 a | 37,14 | $\hat{y} = 0,33 - 0,002 t + 8,0 (10^{-6}) t^2$ | 0,80 |
| Estilosantes | 0,60 | 0,60 | 0,00 b | 0,00 | $\hat{y} = \bar{y}$ | - |
| Cobre | | | | | | |
| Milho | 0,07 | 0,03 | 0,04 a | 57,14 | $\hat{y} = 0,07 - 3,0 (10^{-4}) t + 7,0 (10^{-7}) t^2$ | 0,96 |
| Braquiária | 0,03 | 0,02 | 0,01 c | 33,33 | $\hat{y} = 0,03 - 1,0 (10^{-4}) t + 5,0 (10^{-7}) t^2$ | 0,99 |
| Feijão | 0,08 | 0,05 | 0,03 b | 37,50 | $\hat{y} = 0,08 - 5,0 (10^{-4}) t + 2,0 (10^{-6}) t^2$ | 0,86 |
| Estilosantes | 0,08 | 0,07 | 0,01 c | 12,50 | $\hat{y} = 0,08 - 4,0 (10^{-5}) t - 2,0 (10^{-7}) t^2$ | 0,66 |

Médias seguidas por mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste Scott-Knott, a 5 %.

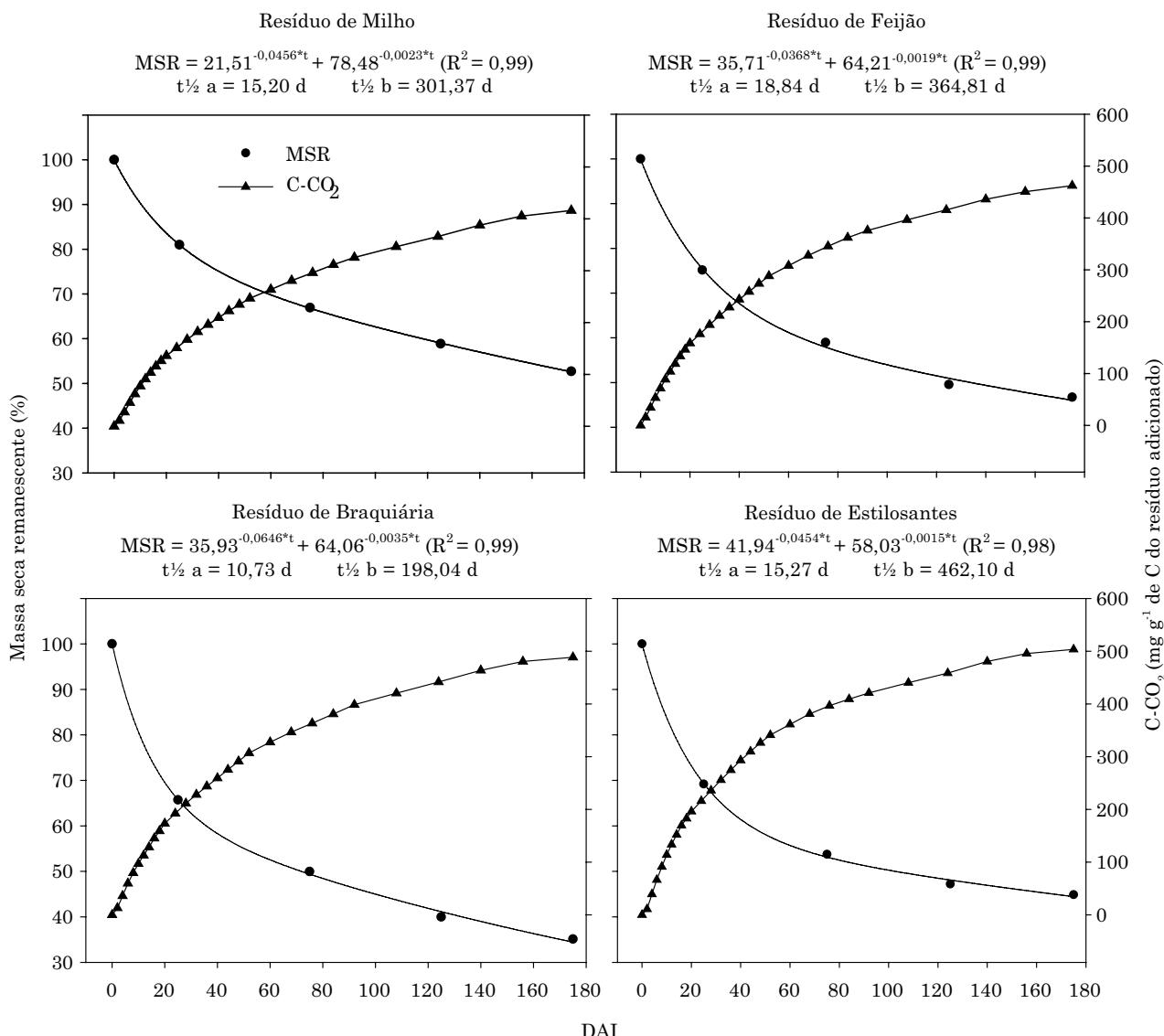


Figura 1. C-CO₂ líquido acumulado e massa seca remanescente (MSR) dos resíduos em razão dos dias após o início da incubação (DAI), com os respectivos tempos de meia-vida ($t\frac{1}{2}$), do compartimento facilmente decomponível ($t\frac{1}{2} a$) e do recalcitrante ($t\frac{1}{2} b$).

inicialmente nos resíduos de braquiária e feijão sejam semelhantes, não foi observado o mesmo na quantidade de P mineralizado. A maior decomposição do resíduo de braquiária, provavelmente, alterou o balanço entre imobilização e mineralização, resultando em mineralização antecipada de P, liberando mais P para o solo em relação ao resíduo de feijão, com menor decomposição.

Quanto ao S, a relação C/S maior que 400 pode favorecer a imobilização, enquanto menor que 200 implica em mineralização. O feijão foi o resíduo que apresentou maior teor de S, e a relação C/S próxima a 200 explicaria a maior mineralização (9,20 mg), seguido do resíduo de braquiária (3,37 mg), estilosantes (1,27 mg) e milho (-0,29 mg), este último com relação C/S muito alta, o que contribuiu para

aumento do conteúdo final de S, em relação ao inicial, predominando a imobilização (Quadro 2).

O desenvolvimento de microrganismos decompõeadores segue requisitos estequiométricos entre o carbono e os demais nutrientes contidos nos resíduos vegetais (Cleveland e Liptzin, 2007). Essa relação estequiométrica do resíduo e a exigência de nutrientes de comunidades microbianas decompositoras exercem controle nos processos de imobilização e mineralização (Manzoni et al., 2010; Mooshammer et al., 2012), como foi observado na dinâmica de mineralização de N, P e S dos resíduos. Embora os estudos da teoria estequiométrica, em grande parte, estejam voltados para C:N:P, outros nutrientes também podem ser influenciados pela estequiometria.

O Ca foi o nutriente com menor mineralização entre os resíduos, variando entre 18,27 e 12,73 %, para os resíduos de milho e estilosantes, respectivamente (Quadro 2). Essa baixa mineralização de Ca em resíduos culturais é relatada por Gama-Rodrigues et al. (2007) e por Diniz et al. (2011) e, comumente, associada à função do elemento na planta, que é a constituição da parede celular que possui lenta decomposição. Porém, essa baixa mineralização pode estar relacionada com a imobilização microbiana no resíduo, segundo relação estequiométrica entre o material orgânico e a comunidade microbiana.

A baixa mineralização do Ca de resíduos culturais para o solo foi estudada por Franchini et al. (2001), os quais verificaram significativo aumento dos valores de pH nos resíduos em decomposição, inicialmente com valores entre 5,00 e 6,00; e, após incubação, com valores maiores que 7,00. Os autores relacionaram o aumento do pH com a descarboxilação de compostos orgânicos, que consomem prótons, e que ânions orgânicos estariam formando complexos com Ca. Todavia, em meio alcalino, a oxidação biológica de compostos orgânicos, que contêm Ca, pode resultar na formação de CaCO_3 (Pocknee e Sumner, 1997), sendo pouco solúvel nas condições descritas. Portanto, esses outros fatores também podem estar envolvidos na difícil mineralização do Ca presente nos resíduos culturais.

O K foi o nutriente com maior e mais rápida liberação, quando comparadas com os demais nutrientes dos resíduos, e a sequência de liberação dos resíduos avaliados foi: braquiária>feijão>milho>estilosantes (Quadro 2). O K não está associado a componentes estruturais do tecido vegetal, o que permite fácil liberação desse nutriente após o rompimento da membrana plasmática (Marschner, 2012). Assim, a mineralização não seria um pré-requisito para a transferência de K do resíduo para o solo, sendo o termo liberação mais adequado para esse nutriente.

O resíduo de estilosantes apresentou a menor quantidade mineralizada de Mg, comparado aos demais resíduos, ocorrendo mineralização entre 30 e 50 %, aproximadamente. Cerca de 70 % do Mg atua no vacúolo, sendo facilmente liberado (Marschner, 2012); os 30 % restantes são mineralizados de forma gradual, dependentes da decomposição, por fazer parte de componentes estruturais das plantas.

Baixos conteúdos de Zn e Cu foram encontrados nos resíduos, principalmente de Cu (Quadro 2). Esses nutrientes fazem parte de estruturas nitrogenadas da planta e foram encontrados em maior conteúdo no resíduo de estilosantes, que apresentou menores mineralizações de Zn e Cu.

Estudos de mineralização de micronutrientes são escassos, provavelmente em razão do seu baixo conteúdo nos resíduos; entretanto, com o

contínuo aporte e a manutenção dos resíduos sobre o solo, ao longo do tempo, a mineralização dos micronutrientes passa a ser importante, principalmente em relação ao Zn, presente nos resíduos de estilosantes e feijão (Quadro 2).

CONCLUSÕES

A textura do solo não influencia a liberação de C-CO₂, a massa seca remanescente e a mineralização de nutrientes dos resíduos culturais aportados na superfície do solo.

A decomposição dos resíduos culturais é diretamente proporcional aos teores de N e extractivos solúveis em água, e a quantidade mineralizada de N, P, K, Ca, Mg e S é diretamente proporcional aos seus respectivos conteúdos iniciais nos resíduos.

Os resíduos de braquiária e de estilosantes apresentam maior decomposição em relação aos resíduos das culturas de feijão e milho.

O K é o nutriente com maior e mais rápida liberação nos resíduos culturais, especialmente no resíduo de braquiária.

AGRADECIMENTOS

À CAPES, por conceder bolsa de estudos ao primeiro autor. Ao Departamento de Solos/UFV, ao NUTREE e ao Laboratório Isótopos Estáveis, pelo apoio financeiro, espaço físico e instrumental para realizar o estudo.

REFERÊNCIAS

- Aita C, Giacomini SJ. Plantas de cobertura de solo em sistemas agrícolas. In: Alves BJR, Urquiaga S, Aita C, Boddey RM, Jantalia CP, Camargo FAO, editores. Manejo de sistemas agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa. Porto Alegre: Genesis; 2006. p.59-79.
- Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel - ABTCP. Normas técnicas ABCP. São Paulo: 1974.
- Bayer C, Amado TJ, Tornquist CG, Cerri CEC, Dieckow J, Zanatta JA, Nicoloso RS, Carvalho PCF. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. Tópicos Ci Solo. 2011;7:55-118.
- Bellote AF, Dedecek RA, Silva HD. Nutrientes minerais, biomassa e deposição de serapilheira em plantio de *Eucalyptus* com diferentes sistemas de manejo de resíduos florestais. Pesq Flor Bras. 2008;56:31-41.
- Calonego JC, Gil FC, Rocco VF, Santos EA. Persistência e liberação de nutrientes da palha de milho, braquiária e labe-labe. Biosci J. 2012;28:770-81.

- Campbell CA, Zentner RP, Selles F, Biederbeck VO, McConkey BG, Blomert B, Jefferson PG. Quantifying short-term effects of crop rotations on soil organic carbon in southwestern Saskatchewan. *Can J Soil Sci.* 2000;80:193-202.
- Cleveland CC, Liptzin D. C:N:P stoichiometry in soil: is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? *Biogeochemistry.* 2007;85:235-52.
- Companhia Nacional de Abastecimento - Conab. Acompanhamento de safra brasileira de grãos, oitavo levantamento, safra 2013/14. [Acessado em: 08 jun. 2014]. Brasília, DF: 2014. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14_05_08_10_11_00_boletim_graos_maio_2014.pdf.
- Crusciol CAC, Moro E, Lima EV, Andreotti M. Taxas de decomposição e de liberação de macronutrientes da palhada de aveia preta em plantio direto. *Bragantia.* 2008;67:481-9.
- Curl EA, Rodriguez-Kabana R. Microbial interactions. In: Wilkinson RE, editor. *Research methods in weed science.* Atlanta: Southern Weed Society; 1972. p.162-94.
- Diniz AR, Pereira MG, Loss A. Aporte de material decíduo e nutrientes para o solo em plantio de eucalipto e floresta secundária. *Pesq Flor Bras.* 2011;31:19-26.
- Dungait JAJ, Hopkins DW, Gregory AS, Whitmore AP. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biol.* 2012;18:1781-96.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2^a. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; 2006.
- Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha - Febrapdp. Evolução da área cultivada em sistema plantio direto na palha no Brasil. [Acessado em: 30 maio 2014]. Ponta Grossa: 2012. Disponível em: http://www.febrapdp.org.br/download/PD_Brasil_2013.I.pdf.
- Ferreira DF. Sisvar: a computer statistical analysis system. Ci Agrotec. 2011;35:1039-42.
- Foster NW, Bhatti JS. Forest ecosystems: Nutrient cycling. In: Lal R, editor. *Encyclopedia of soil science.* New York: Taylor & Francis Group; 2006. p.718-21.
- Franchini JC, Gonzalez-Vila FJ, Cabrera F, Miyazawa M, Pavan MA. Rapid transformations of plant water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. *Plant Soil.* 2001;231:55-63.
- Gaillard V, Chenu C, Recous S. Carbon mineralization in soil adjacent to plant residues of contrasting biochemical quality. *Soil Biol Biochem.* 2003;35:93-9.
- Gama-Rodrigues AC, Gama-Rodrigues EF, Brito EC. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho-Amarelo na região noroeste fluminense-RJ. *R Bras Ci Solo.* 2007;31:1421-8.
- Grubacic RJ, Vukovic J, Kremer D, Vladimir-Knezevic S. Spectorphotometric method for polyphenol analysis: Prevalidation and application on *Plantago L.* species. *J Pharm Biomed Anal.* 2005;39:837-42.
- Jensen LS, Salo T, Palmason F, Braland TA, Henriksen M, Stemberg B, Pedersen A, Lundström C, Esala M. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soil. *Plant Soil.* 2005;273:307-26.
- Johnson JMF, Barbour NW, Lachnicht-Weyers S. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition. *Soil Sci Soc Am J.* 2007;71:155-62.
- Manzoni S, Trofymow JA, Jackson RB, Porporato A. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecol Monogr.* 2010;80:89-106.
- Marcelo AV, Corá JE, Fernandes C. Sequências de culturas em sistema de semeadura direta. II - Decomposição e liberação de nutrientes na entressafra. *R Bras Ci Solo.* 2012;36:1568-82.
- Marschner P. Marschner's mineral nutrition of higher plants. 3rd.ed. New York: Academic Press; 2012.
- Mooshammer M, Wanek W, Schnecker J, Wild B, Leitner S, Hofhansl F, Blöchl A, Hämerle I, Frank AH, Fuchsleger L, Keiblinger KM, Zechmeister-Boltenstern S, Richter A. Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter. *Ecology.* 2012;93:770-82.
- Olson JS. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology.* 1963;44:322-31.
- Pacheco LP, Leandro WM, Machado PLOA, Assis RL, Cobucci T, Madari BE, Petter FA. Produção de fitomassa e acúmulo e liberação de nutrientes por plantas de cobertura na safrinha. *Pesq Agropec Bras.* 2011;46:17-25.
- Pacheco LP, Pires FR, Monteiro FP, Procópio SO, Assis RL, Carmo ML, Petter FA. Desempenho de plantas de cobertura em sobresemeadura na cultura da soja. *Pesq Agropec Bras.* 2008;43:815-23.
- Paul EA. *Soil microbiology, ecology and biochemistry.* 3rd. ed. Burlington:Academic Press; 2007.
- Pocknee S, Sumner ME. Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. *Soil Sci Soc Am J.* 1997;61:86-92.
- Silva SR, Silva IR, Barros NF, Mendonça ES. Effect of compaction on microbial activity and carbon and nitrogen transformations in two Oxisols with different mineralogy. *R Bras Ci Solo.* 2011;35:1141-9.
- Six J, Feller C, Denef K, Ogle SM, Sá JCM, Albrecht A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effect of no-tillage. *Agronomie.* 2002;22:755-75.
- Stewart CE, Paustian K, Conant RT, Plante AF, Six J. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. *Soil Biol Biochem.* 2009;41:357-66.
- Sylvia DM, Fuhrmann JJ, Hartel PG, Zuberer DA. *Principles and applications of soil microbiology.* New Jersey: Prentice Hall; 1999.
- Technical Association of Pulp and Paper Industry - TAPPI. Testing methods recommended practices specification. New York: TAPPI Standards; 1969.
- Teixeira CM, Carvalho GJ, Silva CA, Andrade MJB, Pereira JM. Liberação de macronutrientes das palhadas de milheto solteiro e consorciado com feijão-de-porco sob cultivo de feijão. *R Bras Ci Solo.* 2010;34:497-506.
- Wieder RK, Lang GE. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology.* 1982;63:1636-42.