

MICHELLE DE SALES MOREIRA DEMOLINARI

**TRANSFERÊNCIA DO CARBONO DE RESÍDUOS DA
COLHEITA DE EUCALIPTO PARA FRAÇÕES DA
MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de “*Magister Scientiae*”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2008

MICHELLE DE SALES MOREIRA DEMOLINARI

**TRANSFERÊNCIA DO CARBONO DE RESÍDUOS DA
COLHEITA DE EUCALIPTO PARA FRAÇÕES DA
MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de “*Magister Scientiae*”.

APROVADA: 23 de maio de 2008.

Prof. Ivo Ribeiro da Silva

(Co-orientador)

Prof. Nairam Félix de Barros

(Co-orientador)

Prof. Roberto Ferreira de Novais

Dr. Ítalo Moraes Rocha Guedes

Prof. Júlio César Lima Neves

(Orientador)

Ao meu marido, Raul

...dedico esse trabalho

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus pela vida, força e orientação.

Ao professor Ivo Ribeiro pela paciência, orientação, ensinamentos, confiança e amizade cultivada durante esses anos. Agradeço, também, pela atenção, dedicação e esforços despendidos para a realização deste trabalho.

Aos professores Nairam Félix de Barros, Roberto Ferreira de Novais e Júlio César Lima Neves pelos conselhos, ensinamentos, confiança, acessibilidade e principalmente pela sabedoria ofertada.

Ao Dr. Ítalo Moraes pelas valiosas sugestões ofertadas na ocasião da defesa.

Aos meus amigos de laboratório: Guilherme (red), Dalton (descontrole), Augusto, Leonardus, Fabrício, Eulene, Flancer, Amanda, Carlão, Tiagão, Carol, Karina, Fernandinha, Manu... os quais se tornaram parte da minha família.

Ao casal, Sueli e Zé Luis pela amizade e por abrirem a porta de sua casa nos acolhendo e proporcionando momentos de descanso, descontração e confraternização...

Aos laboratoristas: “Sr. Cardoso”, “Beto” e Geraldo pelo incentivo e ajuda.

Aos amigos, professores e funcionários do Departamento de Solos que me acolheram permitindo que os dias ficassem mais agradáveis e o convívio mais harmônico.

Ao técnico João Milagres, pela dedicação em meu trabalho, pela amizade sincera, aconselhamentos de vida e pelas inúmeras amostras encaminhadas...

Aos estudantes de IC, Marcelo e Cristiano pelo auxílio nas atividades de laboratório.

À Universidade Federal de Viçosa e CAPES, pela oportunidade e pelo apoio financeiro.

E, aos meus pais pelo incentivo e ensinamentos...

BIOGRAFIA

MICHELLE DE SALES MOREIRA DEMOLINARI, filha de Raimundo de Sales Moreira e Lourdes Aparecida Soldan Moreira, nasceu em 17 de maio de 1981, em Foz do Iguaçu, Estado do Paraná.

Em 2001, ingressou no Curso de Agronomia na Universidade Federal de Viçosa, graduando-se em maio de 2006, mês em que iniciou no Programa de Pós-Graduação pelo Departamento de Solos na mesma instituição.

ÍNDICE

RESUMO	vi
ABSTRACT.....	viii
I. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS	1
2. LITERATURA CITADA	5
II. CAPÍTULO 1.....	7
CARBONO EM DIFERENTES FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA INFLUENCIADO PELO TIPO DE RESÍDUO DE EUCALIPTO E PELA DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO	7
1. INTRODUÇÃO.....	7
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	9
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
3.1. <i>Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (C-BMS)</i>	12
3.2. <i>Carbono na Fração Leve (FL) da Matéria Orgânica do Solo</i>	15
3.3. <i>Matéria Orgânica Ligada à Fração Mineral do Solo – Fração Pesada (FP)</i>	19
3.4. <i>Carbono nas Substâncias Húmicas (SH) do Solo</i>	24
4. CONCLUSÕES.....	27
5. LITERATURA CITADA	28
III. CAPÍTULO 2.....	32
QUANTIFICAÇÃO DA TRANSFERÊNCIA DO CARBONO DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO PARA FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO POR MEIO DA RAZÃO ISOTÓPICA DO CARBONO.....	32
1. INTRODUÇÃO.....	32
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	35
2.1 <i>Amostragem do Solo</i>	35
2.2 <i>Resíduos Vegetais</i>	35
2.3 <i>Instalação e Condução do Experimento</i>	36
2.4 <i>Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo</i>	37
2.5 <i>Fracionamento Químico da Matéria Orgânica do Solo</i>	37
2.6 <i>Fórmulas e Cálculos</i>	37
2.7 <i>Análises Estatísticas</i>	39
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
3.1 <i>Fração Leve da MOS</i>	40
3.2 <i>Matéria Orgânica Associada à Fração Mineral do Solo – FP</i>	46
3.3 <i>Substâncias Húmicas</i>	53
4. CONCLUSÕES.....	58
5. LITERATURA CITADA	59
IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
V. CONCLUSÕES GERAIS.....	64

RESUMO

DEMOLINARI, Michelle de Sales Moreira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2008. **Transferência do carbono de resíduos da colheita de eucalipto para frações da matéria orgânica do solo.** Orientador: Júlio César Lima Neves. Co-orientadores: Ivo Ribeiro da Silva e Nairam Félix de Barros.

Os plantios de eucalipto no Brasil vêm aumentando sistematicamente e a retirada de material mais lignificado como cascas e galhos da área de cultivo, após a colheita de madeira, pode desfavorecer a estabilização de C em frações estáveis da matéria orgânica do solo (MOS). Esses materiais são tidos como recalcitrantes devido à presença de compostos químicos recalcitrantes, se tornando pouco acessíveis ao ataque microbiano, retardando sua decomposição. É conhecido que resíduos de cascas e galhos de eucalipto são eficazes no que se diz respeito à manutenção de cobertura morta, atuando como barreira contra erosão e redução da compactação pelas máquinas de baldeio de madeira. No entanto, pouco se conhece sobre a efetividade desses resíduos em repor a MOS, bem como os fatores que alteram a estabilização, desses materiais em suas frações. A qualidade do substrato é componente chave na decomposição e, possivelmente, na estabilização da MOS, sendo as taxas de decomposição consequência do tipo e concentração relativa de alguns componentes químicos nos resíduos. Além disso, a presença de N, no solo, pode auxiliar a estabilização de C em frações da MOS. Assim, o presente trabalho teve como objetivo determinar os teores de C bem como avaliar o efeito da maior disponibilidade de N na eficiência de conversão de C de diferentes componentes de plantas de eucalipto em frações lábeis e estáveis da MOS com base na variação da abundância natural do ^{13}C . O experimento foi montado em sala de incubação (25 °C) utilizando-se solo coletado em área predominantemente sob pastagem (*Brachiaria brizantha*) no município de Paula Cândido-MG e resíduos de colheita do híbrido *Eucalyptus grandis* x *E. urophylla* coletados em área experimental no município de Aracruz-ES. O experimento consistiu de um fatorial 6 x 2 x 6, referente a cinco resíduos de eucalipto (folhas, galhos, cascas, raízes, e resíduos combinados) mais a testemunha (sem adição de resíduo ou N), presença (50 mg dm⁻³) ou ausência de N em seis tempos de incubação (0, 15, 30, 60, 120 e 240 dias). Os resíduos foram aplicados ao solo com o equivalente a 20 g kg⁻¹ de C no solo. A fonte de N foi diluída em água deionizada a fim de elevar a umidade do solo a 80 % EU, individualmente. A aplicação de resíduos de eucalipto ao solo aumenta os teores de C na BMS, e a adubação

nitrogenada favorece o rápido crescimento microbiano, principalmente quando se adicionam resíduos de folhas. A adição de resíduos, especialmente casca e galho e combinado de resíduos, altera o padrão de alocação do C derivado do resíduo no solo, favorecendo sua estabilização na fração humina em detrimento da fração ácidos húmicos. A adição de N não favorece o aumento nos teores de C nas substâncias húmicas do solo mas favorece a ciclagem do C da fração leve quando se aplicam resíduos lábeis (folhas) e reduz a sua decomposição quando da aplicação de resíduos mais recalcitrantes (cascas, galhos e raízes). A presença do N auxilia na estabilização de C provenientes de resíduos de eucalipto, com maior frequência em tratamentos com resíduos de maior recalcitrância (cascas e raízes). O resíduo de casca de eucalipto quando adicionado ao solo foi mais eficiente em estabilizar C na fração pesada da MOS. Das frações húmicas do solo, a fração humina foi onde se estabilizou a maior proporção do C derivado dos resíduos de eucalipto, principalmente cascas e galhos.

ABSTRACT

DEMOLINARI, Michelle de Sales Moreira, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, May 2008. **Carbon transference from eucalypt harvest residues to soil organic matter fractions.** Adviser: Júlio César Lima Neves. Co-advisers: Ivo Ribeiro da Silva and Nairam Félix de Barros.

Eucalypt plantation areas in Brazil have increased continuously over the years. The practice of removing more lignified material, such as bark and branches, from the ground after wood harvesting in eucalypt forests may prevent the stabilization of carbon (C) in recalcitrant fractions of soil organic matter (SOM). The recalcitrance of such organic fractions is due to the presence of chemical compounds which are toxic to soil microorganisms, thus delaying the decomposition of stable SOM. It is well known that the residues of eucalypt bark and branches is effective in maintaining a protective mulch against soil erosion and the compaction of soils by harvesting machines. Little is known about the effectiveness of this more resistant material in increasing SOM levels, as well as about the factors which may influence its stabilization. The chemical quality of the available substrates markedly influences SOM decomposition and, possibly, its stabilization, and decomposition rates are a consequence of the type and relative concentration of some of the chemical compounds in residues. Nitrogen (N) status in soil may also influence C stabilization in SOM fractions. This work aimed at determining C levels in different eucalypt plant parts and evaluating the effect of higher N availability in C conversion efficiency from those plant parts to SOM labile and stable fractions based on the natural abundance of ^{13}C . The experiment was set up in an incubation room (25°C) with soil collected in an area under pasture (*Brachiaria brizantha*) from the town of Paula Cândido, Minas Gerais State, and harvest residues of the eucalypt hybrid *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla* from Aracruz, Espírito Santo State. The experiment was designed as randomized blocks, in a 6 x 2 x 6 factorial, which consisted of five residue treatments (no residues or N, leaves, branches, bark, roots, and a mixture of residues), two N treatments (no N, and the application of 50mg dm⁻³ N), and six incubation periods (0, 15, 30, 60, 120, and 240 days). The quantity of residues applied to soil was equivalent to the application of 20g kg⁻¹ of C to soil. The N source was dissolved in deionized water so to increase soil water content to 80% HE. The application of eucalypt residues to soil favored a fast increase in soil microbial biomass (SMB) C, and nitrogen fertilization favored fast microbial growth, especially when leaves residues are added. Residue application, especially bark, branches and the

mixture of residues, alters the allocation pattern of C derived from the residues on soil, favoring its stabilization in the humin fraction, apparently reallocated from humic acids. Nitrogen application did not favor the increase of C levels in soil humic substances but favored the cycling of C from the light fraction when labile residues (leaves) were applied and decreased its decomposition when more recalcitrant residues (bark, branches, and roots) were applied. Nitrogen application helps to stabilize C from eucalypt residues, especially in treatments with more recalcitrant residues. Eucalypt bark residue application was more effective in stabilizing C in SOM heavy fraction. Most of the residue derived C, mainly from bark and branches, was stabilized in soil humin fraction.

I. INTRODUÇÃO GERAL

1. Introdução e Justificativas

O ciclo do C no solo inclui três fases principais: 1) deposição de materiais vegetais de composições químicas distintas (Wang et al., 2004; Grandy & Neff, 2008); 2) decomposição por enzimas microbiana dos resíduos de plantas e retorno do C via morte de microrganismos (Fierer & Schimel, 2003; Grandy & Neff, 2008) e; 3) redistribuição e estabilização de compostos carbonados no solo incluindo transporte, agregação e sorção de C em partículas de solo (Gonzalez & Laird, 2003; Grandy & Robertson, 2007).

A biomassa de planta é o principal substrato a partir do qual se forma a matéria orgânica do solo (MOS). Os resíduos vegetais aportados ao solo consistem de material heterogêneo de moléculas poliméricas com taxa de labilidade variável, podendo ser considerado recalcitrante ou lábil, dependendo do balanço entre componentes tais como: relações lignina:N (Taylor et al., 1989), holocelulose:lignina (Berg & McLaugherty, 1987), celulose:lignina:N (Entry & Backman, 1995), lignina:P (Osono & Takeda, 2004). Estes índices refletem a proporção de compostos lábeis e de compostos recalcitrantes nos resíduos vegetais.

Para que ocorra a decomposição da MOS, entre outras coisas, é necessário que os microrganismos estejam em local favorável (solo, umidade, nutrientes, etc) à sua ação podendo, então, interagir com o material vegetal no solo (Neill & Gignoux, 2006). Esses componentes são primariamente quebrados pela microbiota do solo e transformados em produtos secundários os quais serão novamente envolvidos em outros processos (mineralização), ou simplesmente formarão compostos humificados (Sylvia et al., 1999). A decomposição de resíduos de plantas é complexa e envolve mecanismos biológicos, físicos e químicos que determinarão as taxas de transformação de C proveniente de componentes lábeis ou recalcitrantes de plantas (Kelleher & Simpson, 2006). Prever o quanto do material vegetal será estabilizado em componentes da MOS é bastante complexo devido a inúmeras interações existentes entre os processos que controlam a transformação de C-lábil em C-humificado, tais como a qualidade química do resíduo de planta, interações com o sistema enzimático da biota do solo, superfícies minerais, clima, dentre outros (Kandeler et al., 1999).

A MOS pode ser separada, operacionalmente, em compartimentos de composição e tempos de ciclagem distintos, tais como a biomassa microbiana do solo

(BMS), com tempo de ciclagem de dias, a matéria orgânica leve (separada por densimetria) ou particulada (separada com base na granulometria, geralmente maior que 53 μm), com tempo médio de residência (TMR) de algumas semanas, e as substâncias húmicas, com tempo médio de residência da ordem de anos a séculos (Silva & Mendonça, 2007).

A composição química da fração particulada da MOS é, predominantemente, semelhante à composição do material vegetal que lhe deu origem. Ela é composta por elevado conteúdo de material derivado de lignina (aproximadamente 70 % da fração particulada), enquanto nas frações menores que 53 μm a contribuição da lignina é de apenas 2 % da fração particulada (Grandy & Neff, 2008). Poirier et al. (2005) também afirmam que o conteúdo de materiais derivados de lignina era maior na fração particulada do que na fração ligada aos minerais do solo, na qual predominavam carboidratos de origem microbiana.

Na maioria dos solos, as formas mais recalcitrantes da MOS com prolongado TMR são dominantes em termos quantitativos e, portanto, constituem o compartimento que desempenha papel importante no seqüestro do C (Silva & Mendonça, 2007). Segundo estudo recente realizado por Kemmitt et al. (2008) o processo de mineralização de material humificado do solo se dá em dois estádios: o primeiro envolve processo abiótico independente de processos microbianos, em que os possíveis mecanismos envolvidos seriam a oxidação e hidrólise química, desorção de material orgânico, difusão de substrato para dentro de agregados, ou a combinação de alguns desses processos nos quais o substrato seria movido até determinados sítios e se tornaria biodisponível, podendo ser mineralizado pela biota do solo num segundo estádio. Segundo esses autores, a taxa de mineralização da fração humificada da MOS não seria influenciada pelo tamanho, atividade ou composição da biomassa microbiana do solo devido sua elevada estabilidade.

A implantação de florestas de eucalipto pode levar a mudanças em várias características do solo. Entre estas, tem-se dado enfoque a MOS devido à sua estreita relação com a qualidade do solo. Os resíduos vegetais aportados são gradualmente decompostos pela biota do solo, retornando C e nutrientes ao solo, favorecendo, assim, o crescimento das plantas (Sylvia, 1999). Dessa forma, a MOS além de se constituir num componente importante do seqüestro de C, é tida como principal indicador da sustentabilidade e produtividade dos agro ecossistemas.

Especificamente para os solos florestais, acredita-se que a manutenção da MOS está assegurada dado ao grande aporte de resíduos deixado na área por ocasião da colheita. Neste contexto, a qualidade do resíduo é fundamental, não apenas na determinação da sua dinâmica de decomposição mas, também, na sua conversão em diferentes componentes da MOS, em especial na fração mais estável (humificada). Porém, a manutenção de resíduos mais lábeis como folhas e galhos finos sobre o solo pode ser pouco efetiva na estabilização do C no solo, principalmente por este material poder exercer efeito “priming” positivo (Fontaine et al., 2004) que, juntamente com os distúrbios gerados pela operação de colheita, pode contribuir para a diminuição no teor da MOS dos povoamentos de eucalipto.

Em revisão feita a respeito dos mecanismos e quantificações do efeito “priming”, Kuzyakov et al. (2000) definiram este efeito como intensas mudanças no solo em curto prazo, causadas pela adição de resíduos frescos de plantas, microrganismos mortos, substâncias orgânicas de baixa massa molecular ou de N mineral. Este efeito pode acelerar ou retardar o retorno da MOS devido ao incremento da atividade ou quantidade de biomassa microbiana do solo (BMS). Segundo esses autores, o efeito “priming” positivo se dá quando a decomposição da MOS é acelerada, e negativo quando retardada. Blumfield et al. (2004) verificaram que a mistura de folhas e galhos acelerou a decomposição dos galhos em 50 % e reduziu em 50 % a decomposição das folhas, em comparação com aquela observada para esses componentes isoladamente. Isso indica que a retirada de material mais lignificado tais como cascas e galhos da área podem ser desfavorável à manutenção da MOS.

Essa é uma importante informação para o setor florestal, visto que, no passado, a prática de manejo mais comum era a retirada de material grosseiro da área, tais como cascas e galhos, por dificultar a operação de máquinas e como meio alternativo de produção energética. Atualmente, na maioria dos plantios comerciais de eucalipto, a colheita das árvores é realizada por meio de máquinas tipo *harvesters* que promovem o corte, descascamento e seccionamento das mesmas no talhão onde os resíduos são deixados à superfície do solo. No entanto, o grande volume de resíduos e seu grande tamanho dificultam o seu contato com o solo e, assim, restringem a estabilização física e coloidal da matéria orgânica, podendo tornar-se prejudicial à sustentabilidade desses plantios no longo prazo.

O entendimento dos mecanismos de estabilização da MOS têm indicado que o N desempenha papel importante na humificação e na formação de componentes orgânicos

estáveis no solo por meio da incorporação de compostos nitrogenados, tais como aminoácidos e amino-açúcares, (Silva & Mendonça, 2007). Estudando o papel do N mineral (85 mg dm^{-3} de N ao solo) na estabilização da MOS na presença de palhada de arroz, Moran et al. (2005) observaram que maior teor de C no resíduo foi transformada em humina quando se adicionou ^{15}N mineral ($163 \pm 1 \mu\text{g g}^{-1}$ de C no solo com N-mineral e resíduo, e $152 \pm 1 \mu\text{g g}^{-1}$ de C no solo quando apenas com resíduo), após 90 dias de incubação. Este resultado sugere que o N mineral, apesar de aumentar a decomposição inicial do resíduo, e visto que a relação lignina:N é um dos fatores que regulam a taxa de decomposição de resíduos de plantas (Taylor et al., 1989), pode-se hipotetizar que a adição de N favorece a formação de frações mais estáveis da MOS.

Além do N, a dinâmica de decomposição dos resíduos de colheita e sua conversão em frações mais estáveis da MOS dependerá, também, da qualidade dos resíduos aportados ao solo. Adicionalmente, o aporte de resíduos mais lignificados, tais como cascas e galhos grossos, implicarão maior demanda por N para sua decomposição, mas pouco se sabe se isso resultará, necessariamente, em maior formação de compostos orgânicos estáveis no solo.

Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da disponibilidade de N e da aplicação de diferentes resíduos de eucalipto (folhas, galhos, cascas, raízes, e um combinado destes resíduos) com qualidades distintas na incorporação do C em frações lábeis ou mais estáveis da MOS ao longo do tempo.

2. Literatura Citada

- BERG, B. & McCLAUGHERTY, C. Nitrogen release from litter in relation to the disappearance of lignin. *Biogeochemistry*, 4:219-224, 1987.
- BLUMFIELD, T.J.; XU, Z.H. & SAFFIGNA, P.G. Carbon and nitrogen dynamics under windrowed residues during the establishment phase of a second-rotation hoop pine plantation in subtropical Australia. *For. Ecol. Manag.*, 200:279-291, 2004.
- ENTRY, J. & BACKMAN, C.B. Influence of carbon and nitrogen on cellulose and lignin degradation in forest soils. *Can. J. For. Res.* 8:1231–1236, 1995.
- FIERER, N. & SCHIMEL, J.P. A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production commonly observed following the rapid rewetting of a dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:798–805, 2003.
- FONTAINE, S.; BARDOUX, G.; BENEST, D.; VERDIER, B.; MARIOTTI, A. & ABBADIE, L. Mechanisms of the priming effect in a savannah soil amended with cellulose. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:125-131, 2004.
- GONZALEZ, J.M. & LAIRD, D.A. Carbon sequestration in clay mineral fractions from ¹⁴C-labeled plant residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:1715-1720, 2003.
- GRANDY, A.S. & NEFF, J.C. Molecular C dynamics downstream: The biochemical decomposition sequence and its impact on soil organic matter structure and function. *Sci. Total Environ.* 2008, in press.
- GRANDY, A.S. & ROBERTSON, G.P. Land use intensity effects on soil C accumulation rates and mechanisms. *Ecosystems*, 10:58–73, 2007.
- KANDELER, E.; STEMMER, M. & KLIMANEK, E. Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term soil management. *Soil Biol. Biochem.*, 31:261-73, 1999.
- KELLEHER, B.P. SIMPSON, M.J. & SIMPSON, A.J. Assessing the fate and transformation of plant residues in the terrestrial environment using HR-MAS NMR spectroscopy. *Geochim. Cosm. Acta.* 70:4080–94, 2006.
- KEMMITT, S.J.; LANYON, C.V.; WAITE, I.S.; WEN, Q.; ADDISCOTT, T.M.; BIRD, N.R.A.; O'DONNELL, A.G. & BROOKES, P.C. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass – A new perspective. *Soil Biol. Biochem.* 40:61-73, 2008.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K. & STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1485-1498, 2000.
- MORAN, K.; SIX, J.; HORWATH, W.R. & KESSEL, C.V. Role of mineral-nitrogen in residue decomposition and stable soil organic matter formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69:1730-1736, 2005.

NEILL, C. & GIGNOUX, J. Soil organic matter decomposition driven by microbial growth: A simple model for a complex network of interactions. *Soil Biol. Biochem.* 38:803-11, 2006.

OSONO, T. & TAKEDA, H. Accumulation and release of nitrogen and phosphorus in relation to lignin decomposition in leaf litter of 14 tree species. *Eco. Res.* 19:593:602, 2004.

POIRIER, N.; SOHI, S.P.; GAUNT, J.L.; MAHIEU, N.; RANDALL, E.W.; POWLSON, D.S. & EVERSLED, R.P. The chemical composition of measurable soil organic matter pools. *Org. Geochem.*, 36:1174–89, 2005.

SILVA, I.R. & MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L. Fertilidade do solo. Viçosa – MG; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017p.

SYLVIA, D.M.; HARTEL, P.G.; FUHRMANN, J.J. & ZUBERER, D.A. Principles and applications of soil microbiology. 2nd ed. New Jersey, Pearson, 1999. 639p.

TAYLOR, B.R.; PARKINSON, D. & PARSONS, W.F.J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A microcosm test. *Ecology*, 70:97-104, 1989.

WANG, W.J.; BALDOCK, J.A.; DALALA, R.C. & MOODY, P.W. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. *Soil Biol. Biochem.*, 36:2045–58, 2004.

II. CAPÍTULO 1

CARBONO EM DIFERENTES FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA INFLUENCIADO PELO TIPO DE RESÍDUO DE EUCALIPTO E PELA DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO.

1. INTRODUÇÃO

A matéria orgânica do solo (MOS) é cada vez mais estudada por ser importante componente da sustentabilidade e qualidade dos solos, principalmente, nas regiões tropicais onde sua decomposição é rápida em virtude da grande atividade biológica (Bayer & Mielniczuk, 1999).

A MOS pode ser dividida em matéria orgânica viva e matéria orgânica não-viva (Silva & Mendonça, 2007). A matéria orgânica viva é constituída por organismos vivos, tais como raízes, macro e microrganismos do solo, que são responsáveis por aproximadamente 4 % do carbono orgânico total (COT). A matéria orgânica não-vivente é responsável, em média, por 98 % do COT e compreende as frações, leve (mais dinâmica) e húmica (mais estável). O estudo de compartimentos da MOS mais dinâmicos como a matéria orgânica leve (MOL) é importante visto que esta fração possui significativo papel na ciclagem de nutrientes, podendo ser considerada uma fração lábil no solo, o que a torna uma alternativa interessante para a avaliação de mudanças em curto prazo na MOS induzidas por diferentes sistemas de manejo do solo (Sohi et al., 2001; Six et al., 2001; Leite et al., 2003; Conceição et al., 2005).

Práticas de manejo do solo podem interferir na quantidade e qualidade da MOS e, assim, influenciar a produtividade das culturas agrícolas (Bayer et al., 2004; Wendling et al., 2005; Passos et al., 2007) com manejo muito diferenciado em relação às culturas perenes, como as florestais. No Brasil, cerca de 5 milhões de hectares estão plantados com espécies florestais e destes, mais de 3 milhões são destinados ao cultivo de eucalipto. No entanto, há poucos estudos sobre o impacto da cultura do eucalipto na MOS. Alguns mostram que ao longo do tempo os estoques de C aumentam com a implantação de eucalipto no sistema de cultivo mínimo em solos anteriormente ocupados por pastagens degradadas (Lima et al., 2006). Outros mostram que os teores de MOS não se diferem do solo sob vegetação de nativa, embora a qualidade do solo, do ponto de vista bioquímico e microbiano, tende a ser menor em área de reforma de

eucalipto em que não foram mantidos os resíduos vegetais do ciclo anterior (Chaer & Tótola, 2007).

Além das práticas de manejo empregadas no cultivo do eucalipto, a dinâmica de decomposição dos resíduos de colheita e sua conversão em frações mais estáveis da MOS dependerá, também, da qualidade destes resíduos (von Lützow et al., 2007). Adicionalmente, o aporte de resíduos mais lignificados, tais como galhos e cascas, implicará maior demanda por N para sua decomposição e formação de compostos orgânicos humificados (Stevenson, 1994).

Apesar do enfoque das pesquisas na contribuição dos resíduos da parte aérea das plantas, existem evidências sugerindo grande participação dos compostos derivados das raízes para a MOS (Gale & Cambardella et al., 2000; Rasse et al., 2005).

De acordo com revisão feita por Rasse et al. (2005), 40 % do C do sistema radicular das plantas é estabilizado na MOS, enquanto somente 20 % do C da parte aérea é incorporado e estabilizado no solo. A estabilização do C derivado do sistema radicular é favorecida por mecanismos de proteção física – inter e intra agregados, proteção química – compostos químicos recalcitrantes (suberina, lignina) e proteção coloidal – formação de complexo argilo-orgânicos, retardando a decomposição e, conseqüentemente, preservando o C em frações mais estáveis da MOS. Gale & Cambardella (2000), estudando a ligação e estabilização de C derivado de resíduo de raiz de aveia (*Avena sativa* cv. Ogle), enriquecido com ^{14}C , junto a partículas minerais do solo observaram, após 360 dias de incubação, que 16 % do ^{14}C -derivado do resíduo foi estabilizado no solo, sendo que 17 a 24 % do ^{14}C estava associado à fração silte + argila.

Como a quantidade de N aplicada aos plantios comerciais de eucalipto no Brasil não é, em geral, elevada, a estabilização da grande quantidade de C aportado (via resíduos de colheita e litter) em substâncias húmicas no solo pode ser limitada pela deficiência de N. Isto evidencia a necessidade de estudos que avaliem o papel da qualidade dos diferentes componentes de resíduos de colheita do eucalipto na sua conversão em diferentes frações da MOS, bem como a necessidade de se avaliar o efeito da disponibilidade de N, visto que em plantios futuros a fertilização nitrogenada pode se tornar mais freqüente face aos possíveis ganhos em produtividades do eucalipto.

O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica do C nas frações lábeis e mais estáveis da MOS sob influência da qualidade dos componentes do resíduo de eucalipto e da disponibilização de N.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em sala de incubação com temperatura controlada ($25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1$) e os tratamentos foram arranjados em esquema fatorial $6 \times 2 \times 6$, correspondendo a cinco resíduos de colheita de eucalipto (folhas, cascas, galhos, raízes e resíduos combinados) e ao solo sem resíduo (testemunha), na ausência ou presença (50 mg dm^{-3} de N ao solo) de fertilização nitrogenada em seis tempos de incubação de amostras (0, 15, 30, 60, 120 e 240 dias após a instalação do ensaio) no delineamento de blocos casualizados, com quatro repetições. O tempo “zero” consistiu da amostra de solo sem adição de resíduo ou fertilizante nitrogenado.

O solo utilizado foi um Latossolo Amarelo, com amostra coletada na profundidade de 0-20 cm no município de Paula Cândido-MG ($20^{\circ} 52'$ de latitude sul e $42^{\circ} 58'$ de longitude este de Greenwich), originalmente sob Mata Atlântica, em área cultivada com pastagem de *Brachiaria brizantha* por mais de 20 anos (Quadro 1). Após a coleta o solo foi mantido com a umidade existente na condição de campo ($\sim 12\%$ pp) para conservação da comunidade microbiana até o momento da instalação do experimento.

Quadro 1. Teores de carbono orgânico total (COT), C da fração leve (FL), C da fração pesada (FP), C da biomassa microbiana do solo (BMS), C da frações humina (FH), ácidos fúlvicos (FAF), e ácidos húmicos (FAH), e razão isotópica do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C} - \text{‰}$) do solo utilizado no estudo

COT ¹	FL ^{1,2}	FP ^{1,2}	BMS ^{1,3}	FH ⁴	FAF ⁴	FAH ⁴	$\delta^{13}\text{C}^1$
..... C (g kg ⁻¹).....							...‰...
25,4	0,79	21,80	0,06	14,33	0,24	0,88	-16,75
($\pm 0,92$) [*]	($\pm 0,05$) [*]	($\pm 0,41$) [*]	($\pm 0,01$) [*]	($\pm 0,63$) [*]	($\pm 0,02$) [*]	($\pm 0,05$) [*]	($\pm 0,56$) [*]

¹medido por combustão via seco e espectrometria de massas de razão isotópica de fluxo contínuo; ²Demolinari et al., (2008); ³Islam & Weil, (1998); ⁴ Swift, (1996) e; ^{*} Erro padrão da média (n=4).

Os resíduos utilizados foram coletados em povoamentos comerciais de clone do híbrido *Eucalyptus grandis* x *E. urophylla*, no município de Aracruz-ES, logo após a colheita das árvores. Eles foram separados em galhos (> 20 mm de diâmetro), cascas, raízes e folhas. As raízes foram removidas por meio de escavação manual e lavadas com água para remoção de solo aderido. Foram utilizadas raízes com diâmetro médio inferior a 10 mm. Os resíduos foram secos e moídos em moinho tipo Wiley com peneira com abertura de malha de 1 mm. Antes de serem incorporados ao solo os resíduos foram pré-umidificados com água destilada para atingir 60 % da sua massa, evitando

assim, a absorção da água e dessecação do solo.. Sub-amostras dos resíduos moídos foram coletadas para se proceder a caracterização química (Quadro 2).

Quadro 2. Características dos resíduos vegetais do híbrido *E. grandis x E. Urophylla*

Característica	Resíduo			
	Folha	Casca	Galho	Raiz
N (g kg ⁻¹) ¹	19,5	2,4	1,8	3,4
C (g kg ⁻¹) ¹	512,7	441,7	471,8	474,0
δ ¹³ C (‰) ¹	-28,75	-28,81	-27,67	-27,45
Lignina solúvel (g kg ⁻¹) ²	105,5	47,1	45,1	27,5
Lignina insolúvel (g kg ⁻¹) ³	250,2	191,4	221,6	281,9
Extrativos (g kg ⁻¹) ⁴	181,1	20,1	11,4	9,7
Relação C:N ⁵	30,7	214,7	305,8	162,7
Relação Lignina:N ⁶	12,8	79,8	123,1	82,9

¹combustão via seco e espectrometria de massas de razão isotópica de fluxo contínuo; ²Goldschimid (1971); ³Gomide & Demuner (1986); ⁴Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel (ABTCP, 1974); ⁵Relação molar entre teores de C e N; ⁶Razão entre lignina insolúvel e N.

Os diferentes resíduos vegetais (folhas, galhos, raízes ou cascas) foram aplicados e homogeneizados ao solo, individualmente, ou o resíduo combinado, composto da mistura de folhas, galhos, raízes e cascas, na proporção, em massa, com que se encontram no campo (12,9; 12,7; 49,0 e 26,4 %, respectivamente), em dose equivalente a 20 g de C orgânico para cada 1000 g de solo. Após homogeneização dos resíduos vegetais com o solo, foi aplicado N ao solo, 50 % na forma de (NH₄)₂SO₄ e 50 % na forma de NH₄NO₃, diluído em água deionizada, seguindo-se a homogeneização. Foi adicionada água deionizada para elevar a umidade do solo a 80 % do equivalente de umidade (umidade retida à tensão de 33 kPa). Em seguida, o solo com os tratamentos foi transferidos para pote de vidro de 350 mL com tampa rosqueável. Esses procedimentos foram executados para cada unidade experimental.

A relação C:N crítica para a decomposição de resíduos arbóreos é de 20-30 e a relação lignina:N crítica é de 25-30 em florestas boreais. Quando há superação destes valores ocorre a imobilização de N e, portanto, os resíduos são considerados de lenta decomposição (Osono & Takeda, 2004).

Valores acima das relações críticas de decomposição foram observados para os resíduos de casca, galho e raiz (Quadro 2), que, com base nos valores de referência,

podem ser considerados resíduos recalitrantes. O resíduo de galhos apresentou maior valor de relação C:N e lignina:N em comparação aos demais resíduos.

Em cada tempo de incubação (0, 15, 30, 60, 120 e 240 dias) após o início do experimento (após a aplicação dos resíduos) amostras de solo foram retiradas para o fracionamento da MOS. O C da biomassa microbiana do solo (C-BMS) foi obtido pelo método de irradiação e extração com K_2SO_4 (Islam & Weil, 1998). Após extração, a solução de K_2SO_4 foi seca a 40 °C, macerada e passada em peneira com malha de 0,149 mm e analisada quanto ao teor de C. Procedeu-se à análise até 60 dias de incubação (0, 15, 30 e 60 dias), pois após esse período o teor de C-BMS encontrava-se em valores abaixo do limite de detecção do método. Foi considerado como tempo zero o intervalo de tempo necessário (5 h, aproximadamente) para incorporação do material vegetal, fertilização, umedecimento e coleta das amostras de solo de cada unidade experimental.

O fracionamento densimétrico da MOS foi realizado de modo a separar a fração leve (FL) da MOS da fração ligada à matriz mineral do solo (fração pesada - FP). O solo foi agitado com água destilada na proporção 1:2 durante 15 min e o material que ficou em suspensão (FL) foi coletado em peneira com malha de 0,149 mm. O solo que sedimentou no fundo do tubo de centrifuga (Fração Pesada – FP) e a FL foram secos em estufa a 72 °C e maceradas em moinho de bola, para obter granulometria < 0,149 mm (Demolinari et al., 2008).

O fracionamento das substâncias húmicas foi realizado segundo o método da International Humic Substances Society (Swift, 1996). Deste fracionamento obtiveram-se as frações ácido fúlvico (FAF), ácido húmico (FAH) e humina (FH), baseando-se na solubilidade em soluções ácidas ou alcalinas.

A relação +N/-N foi obtida pela razão entre os tratamentos com adição de N pelos tratamentos que não receberam N.

Os teores de C das frações da MOS, bem como o C-BMS foram obtidos por meio de analisador elementar conectado a espectrômetro de massa de razão isotópica (EMRI) de fluxo contínuo (ANCA GSL 20-20, Sercon, Crewe, UK).

Os dados foram submetidos à análise de variância, desdobrando-se a interação tripla (resíduo x dose de N x tempo) no sentido de avaliar o efeito de N dentro de cada combinação resíduo e tempo, pelo teste F a 5 %, e de comparar os resíduos em cada dose de N e tempo, pelo teste de agrupamento de Skott-Knott, a 5 %.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS)

Já no início do experimento (tempo zero) foi constatado efeito dos tratamentos nos teores de C-BMS (Quadro 3). A manutenção da umidade de campo favoreceu a população microbiana que respondeu rápida e positivamente a adubação nitrogenada, principalmente no tratamento com folhas. Essa resposta em curto período de tempo (aproximadamente 5 h) demonstra o dinamismo dessa população e seu rápido crescimento inicial causado pela adição de fontes lábeis de C e nutrientes minerais.

Independente do tipo de resíduo, o teor de C -BMS aumentou substancialmente até os 15 dias de incubação, declinando rapidamente a partir de 30 dias (Quadro 3). Aos 15 dias houve efeito positivo da dose de N no teor de C-BMS apenas quando se aplicaram os resíduos de folhas e de cascas. O resíduo de folha apresentou o maior teor inicial de N e a menores relações C:N e lignina:N (Quadro 2), e foi na sua presença que houve maior teor de C-BMS, principalmente quando se adicionou N. Comparativamente aos outros resíduos, o tratamento com folha apresentou maior teor de C-BMS, independente da adubação nitrogenada, devido a baixa relação C:N, lignina:N, sendo este o resíduo de maior labilidade (Quadro 2), diferentemente do observado para o resíduo de galhos.

Maior crescimento da comunidade microbiana, formação de biomassa e produção de exoenzimas foram verificados por Rasmussen et al. (2007), que atribuíram estes fatos à adição de resíduos de folhas de pinheiro (*Pinus ponderosa*) com menor relação C:N (21) e lignina:N (11) ricos em recursos energéticos disponíveis.

A adição de N em sistema plantio direto favorece o aumento da BMS em relação ao observado em plantio convencional. O não revolvimento do solo no sistema plantio direto favorece o estabelecimento da população microbiana, e o suprimento de N facilita a atuação da BMS em razão da grande quantidade de resíduos da colheita deixado na área (Balesdent et al., 2000).

Demoling et al. (2007), estudando os fatores que limitam o crescimento bacteriano em 28 solos na Suécia, verificaram que, de maneira geral, a adição de N na forma mineral ($100 \text{ mg dm}^{-3} - \text{NH}_4\text{NO}_3$) ao solo resultou em decréscimo do crescimento bacteriano, como conseqüência do abaixamento do pH do solo, fato também observado por Bååth (1996). Contudo, a adição de N conjuntamente à formas lábeis de C (ex: glicose) resultou em elevação da taxa de crescimento, com conseqüente imobilização de

C em sua biomassa. Isso explica o maior teor de C-BMS observado no tratamento com folhas (Quadro 3), em que a baixa relação C:N e a elevada proporção de C solúvel do resíduo favoreceram o crescimento microbiano. O incremento na relação +N/-N para o teor de C-BMS por volta dos 30 dias de incubação, para a maioria dos tratamentos, ou seja, 15 dias após o C-BMS atingir o valor máximo, sugere que a resposta ao N ocorreu, principalmente, numa época logo em seguida à sua máxima imobilização pela BMS (Figura 1). Aos 60 dias, quando já havia ocorrido a redução da BMS, possivelmente pelo esgotamento de fontes lábeis de C, a reciclagem do N microbiano, após a morte dos microrganismos, pode ter levado à redução da resposta da BMS ao N aplicado.

Chaer & Tótola (2007), estudando a qualidade de solos em plantio de eucalipto, verificaram que, quando o manejo é feito de forma a não revolver o solo os teores de C-BMS não diferem dos valores encontrados para os teores de C-BMS em área de vegetação nativa, principalmente quando esses plantios de eucalipto são sob sistema de reforma. Já com a implantação de eucalipto, ou com a remoção dos restos da colheita como galhos e cascas, os teores de C-BMS são significativamente menores daqueles encontrados em solo sob vegetação nativa.

Quadro 3. Teor de carbono da biomassa microbiana do solo ao longo do tempo de incubação, sob influência do tipo de resíduo de eucalipto e de sua combinação e à dose de N

Tempo (dia)	Resíduos											
	Contr.	Folhas		Casca		Galhos		Raízes		Resíduos Combinados		
		0 mg dm ⁻³	50 mg dm ⁻³	0 mg dm ⁻³	50 mg dm ⁻³	0 mg dm ⁻³	50 mg dm ⁻³	0 mg dm ⁻³	50 mg dm ⁻³	0 mg dm ⁻³	50 mg dm ⁻³	
	C (g kg ⁻¹).....										
0	0,06	0,49 bA ¹	1,57 aA	0,35 aB	0,35aB	0,07 aC	0,13 aC	0,45 aA	0,37 aB	0,05 bC	0,49 aB	
15		2,66 bA	3,95 aA	1,18 bC	1,47 aB	1,04 aC	0,90 aC	1,79 aB	1,04 aC	1,21 aC	1,26 aB	
30		0,03 bA	0,40 aA	0,01 aA	0,22 aA	0,20 aA	0,18 aA	0,07 aA	0,24 aA	0,11 aA	0,29 aA	
60		0,09 aA	0,30 aA	0,07 aA	0,24 aA	0,27 aA	0,03 aA	0,14 aA	0,22 aA	0,09 aA	0,30 aA	

¹Letras minúsculas comparam o dose de N em cada tempo de incubação e resíduo (F; p < 0,05) e letras maiúsculas comparam os resíduos dentro de cada tempo de incubação e dose de N (Skot Knott; p < 0,05).

3.2. Carbono na fração leve (FL) da matéria orgânica do solo

A adição de resíduos de colheita aumentou os teores de C na fração leve do solo, em média de tempo de incubação e dose de N, de 0,79 para 5,97 g kg⁻¹ de C no solo. O maior aumento de C na FL foi verificado em resposta à adição de folhas (para 8,43 g kg⁻¹ de C no solo) e o menor foi obtido quando da adição de cascas (para 4,22 g kg⁻¹ de C no solo) (Figura 1) quando comparado às amostras controle (sem adição de resíduos e N).

Em estudo realizado na Austrália em que foi analisado a influência de plantios de *E. globulus* na quantidade da matéria orgânica particulada do solo, Mendham et al. (2004) verificaram que o teor de C em solos sob plantações de eucalipto era maior na fração particulada em relação a solos sob cultivo de pastagem.

Apenas na amostragem realizada aos 240 de incubação houve diferença entre os resíduos quanto à adição ou não de N (Relação +N/-N) (Quadro 4). A adição de galhos resultou em maior relação de C na fração leve para os tratamentos com adição de N e sem adição de N (+N/-N) (4,18), havendo maior teor de C na fração leve quando da aplicação de N. A adição de folhas resultou em menor relação +N/-N, que não diferiu dos tratamentos com adição de cascas e raízes (Quadro 4).

Quando se avalia o efeito do N (relação +N/-N) ao longo do tempo no C da FL, verifica-se efeito linear positivo para o resíduo de galhos e resíduos combinados. O efeito foi mais pronunciado para o resíduo de galhos, em que a relação estimada ($\hat{y} = 0,95 + 0,013 X$) aumenta de 1,15 aos 15 dias para 4,09 aos 240 dias. Para o resíduo combinado o incremento no valor da relação estimada ($\hat{y} = 1,07 + 0,0067 X$) foi menos expressivo, de 1,17 aos 15 dias para 2,68 aos 240 dias.

Quadro 4. Relações entre os teores de C da fração leve nos tratamentos com adição de N e sem adição de N, para cada tipo de resíduo e de sua combinação

Tempo (dia)	Resíduos									
	Folha		Casca		Galho		Raiz		Resíduos Combinados	
Relação +N/-N.....									
15	1,04 (± 0,07)*	A**	1,04 (± 0,08)	A	1,31 (± 0,11)	A	1,51 (± 0,06)	A	1,33 (± 0,17)	A
30	1,00 (± 0,09)	A	0,99 (± 0,01)	A	1,32 (± 0,10)	A	1,06 (± 0,08)	A	0,99 (± 0,11)	A
60	0,99 (± 0,13)	A	1,11 (± 0,14)	A	1,66 (± 0,24)	A	1,03 (± 0,04)	A	1,69 (± 0,04)	A
120	0,89 (± 0,03)	A	1,37 (± 0,05)	A	2,36 (± 0,08)	A	1,23 (± 0,04)	A	1,74 (± 0,17)	A
240	0,75 (± 0,05)	C	1,71 (± 0,15)	C	4,18 (± 0,57)	A	1,3 (± 0,22)	C	2,71 (± 0,59)	B

*Erro padrão da média (n=4)

**As letras comparam resíduos dentro de cada tempo de incubação (Skott-Knott; p < 0,05).

A adição de N quando foram incorporados resíduos de galhos ao solo resultou em maiores teores de C na FL do solo em todos os tempos de incubação em relação à não adição de N (Figura 1). Tal fato deve refletir o efeito estimulador do N na decomposição de compostos carbonados solúveis e mais lábeis nos estádios iniciais da decomposição, mas que se inverte nos estádios mais avançados de decomposição de resíduos lenhosos, mais lignificados, tais como cascas e galhos. Este fato tem como causa a interação do N com compostos fenólicos, resultando em menor taxa de decomposição e maior estabilização do C, à semelhança do que têm sido observado com litter em florestas de regiões temperadas (Berg, 2000).

Interações fortes do C de compostos aromáticos de resíduos vegetais, especialmente taninos, com compostos nitrogenados, são reportadas na literatura (Verkaik et al., 2006), suportando a idéia de que neste trabalho porção significativa do N mineral original foi estabilizado após ter interagido com compostos orgânicos de natureza aromática. O pico de crescimento microbiano (C-BMS) aos 15 dias e o decréscimo posterior (Quadro 3) pode refletir a incorporação de C microbiano na FL.

A adição de N favoreceu o aumento do teor de C na FL apenas aos 15 dias de incubação quando da aplicação de raízes (Figura 1). Após os 15 dias de incubação a presença de N não causou efeito no conteúdo de C da FL.

Aos 30 dias de incubação, a adição de N não causou diferença nos teores de C quando se adicionou resíduo combinado (Figura 1). Nos demais tempos (15, 60, 120 e 240 dias) a adição de N contribuiu para o aumento de C na FL.

Em estudo realizado no sudeste da China, em que se avaliou o efeito da mistura de materiais vegetais (*Cunninghamia lanceolata* e *Michelia macclurei*) na decomposição do litter, verificou-se que, quando se misturam resíduos, a decomposição é mais rápida em relação aos tratamentos com resíduos dessas espécies em separado (Wang et al., 2008). Os autores afirmam que a disponibilidade de nutrientes é significativamente maior em cultivos mistos em relação à monocultivos e que esta maior disponibilidade de nutrientes pode influenciar a decomposição da biomassa vegetal pela maior atividade microbiana.

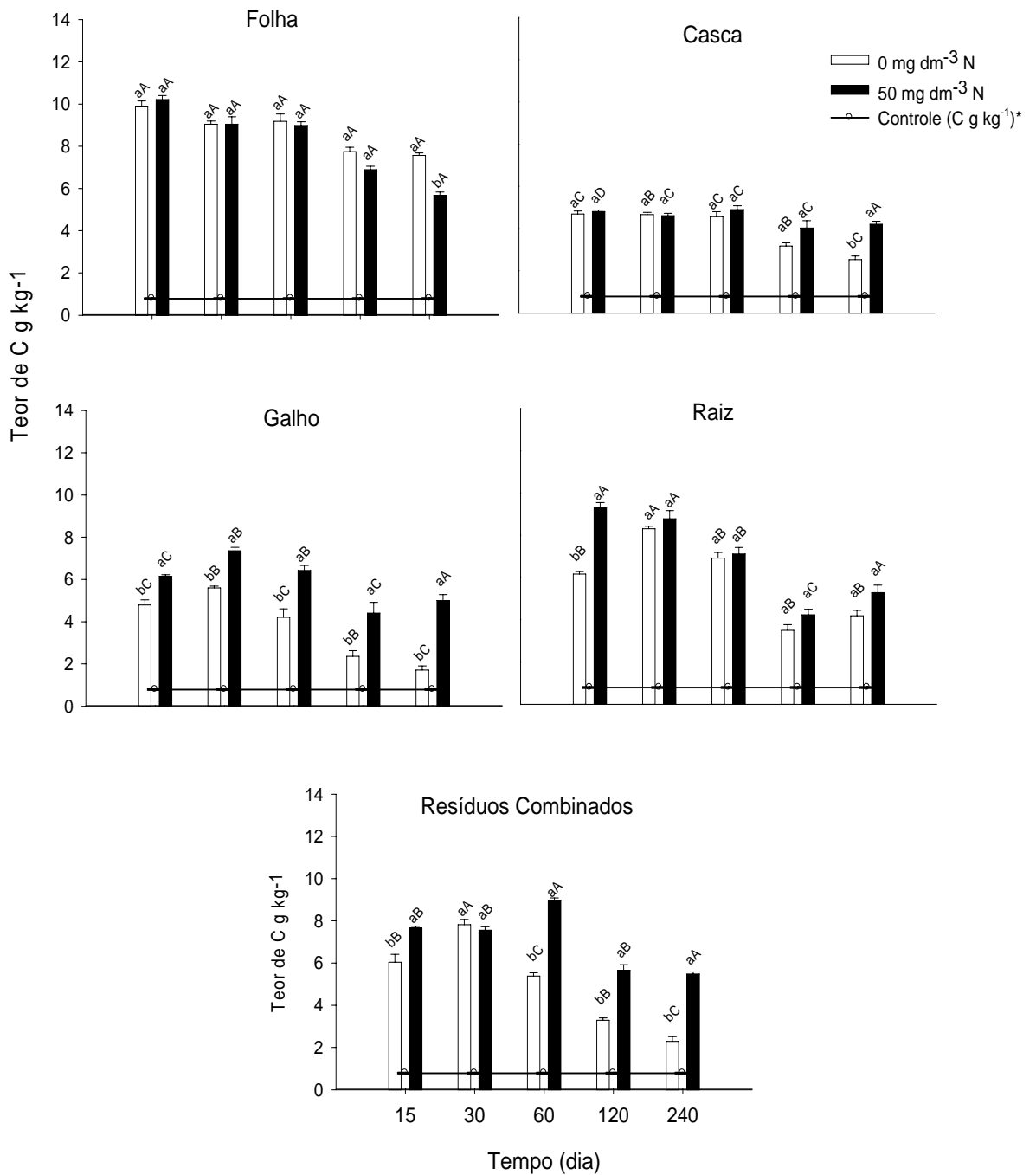


Figura 1. Teor de C da fração leve da MOS ao longo do tempo de incubação, sob influência do tipo de resíduo de eucalipto e dose de N. Letras minúsculas comparam a dose de N em cada tempo de incubação e resíduo (F; $p < 0,05$) e letras maiúsculas comparam resíduos dentro de cada tempo de incubação e dose de N (Skott Knott; $p < 0,05$). As barras correspondem ao erro padrão da média ($n=4$). *Amostra de solo sem adição de resíduos de eucalipto e N.

3.3. *Matéria orgânica ligada à fração mineral do solo – fração pesada (FP)*

A FP da MOS encontra-se associada principalmente à fração argila, como complexos argilo-minerais, que oferecem proteção contra a atividade decompositora de microrganismos (Balesdent et al., 2000). Isso faz com que ela possua maior tempo médio de residência, e esteja em maiores teores em solos mais argilosos (Six et al., 2001; Zinn et al., 2007; Silva & Mendonça, 2007). A fração argila é componente fundamental na estabilização de C da MOS devido à proteção ocorrer em nível de microagregados, nos quais o material decomposto é depositado ou adsorvido, acarretando sua estabilização contra a degradação biológica (Kaiser et al., 2001).

Balesdent et al. (2000) atribuíram o maior conteúdo de C em frações ligadas aos componentes minerais do solo a mecanismos de proteção física, tais como sorção, sendo que 13 a 24 % do C do solo foi considerado fisicamente protegido, localizado em microagregados de argilas ou silte. Isso se dá em fases nas quais, primeiramente, os microrganismos colonizam rapidamente o material de origem vegetal, com o processo de decomposição avançando o material humificado vai sendo formado e aderindo às partículas minerais do solo, que, juntamente com a mucilagem produzida por microrganismos ajudam a formar os microagregados. Num segundo momento, novas populações de microrganismos começam a decompor a MOS ligada aos microagregados do solo que fragilizam a estrutura mineral podendo, então, num terceiro momento, serem decompostas (Golchin et al., 1994; Puget et al., 2000).

Gonzalez & Laird (2003), estudando o seqüestro de C derivado de plantas de aveia (*Avena sativa* L. cv. Ogle) enriquecidas com ^{14}C em partículas de argila com tamanhos variados (0,2–2,0 μm , 0,02–0,2 μm e < 0,02 μm), verificaram que após 360 dias de incubação, a atividade específica do ^{14}C na fração argila fina (<0,02 μm) foi 50,4 % maior do que a atividade encontrada nas partículas de argila grossa (0,2 – 2,0 μm). Os resultados sugerem que os materiais carbonados do resíduo vegetal são transformados em complexos húmicos que se associam à fração argila do solo, formando complexos organo-minerais estáveis.

A adição de resíduos de eucalipto ao solo, independente do componente, resultou em incremento no C da MO ligada aos minerais do solo (FP) (Figura 2). No entanto, a quantidade de C derivado do resíduo estabilizado na FP foi dependente do tipo de resíduo. A maior frequência de efeitos da adição N no teor de C da FP foi observada quando se adicionou resíduos de raízes (15 e 60 dias de incubação) e resíduos

combinados ao solo (60 e 240 dias). Para ambos, a adição de N resultou em decréscimo nos teores de C na FP (Figura 2).

Efeitos isolados no tempo de incubação, quanto à adição de N, foram observados apenas aos 15 dias para folhas e aos 30 dias para cascas (Figura 2). A adição de cascas resultou em acúmulo de C na FP, independente da adição de N, apresentando, em média dos tempos de incubação, 32,88 g kg⁻¹ de C no solo (Figura 2). O baixo teor de N no resíduo, as elevadas relações C:N e lignina:N (Quadro 2) favoreceram o acúmulo nessa fração (FP) devido ao baixo crescimento microbiano. Além disso, as cascas de eucalipto são ricas em compostos fenólicos, tais como taninos e suberina, que atuam como repelentes aos insetos e microrganismos (Foelkel, 2005). Os taninos em algumas espécies vegetais têm se mostrado eficientes na inibição da atividade de enzimas (β -glucosidade e amidase) envolvidas na decomposição de resíduos (Joanisse et al., 2007).

Além do resíduo de casca não ser fonte de C lábil, como já visto anteriormente, a adição de N pode inibir o crescimento bacteriano (Demoling et al., 2007). Tal fato explica a baixa taxa de decomposição do resíduo, sendo que neste caso específico, a recalcitrância do resíduo foi o principal fator responsável pelo maior teor de C na FP.

O maior teor de C na FP foi observado aos 60 dias de incubação para o tratamento com resíduo de raiz (38,1 g kg⁻¹ de solo) e combinado de resíduos (36,2 g kg⁻¹ de solo) (Figura 2) podendo ser considerado um efeito isolado e não significativo visto que não houve consistência nos demais tempos de incubação. A maior estabilização do C derivado dos resíduos de raiz pode ter sido favorecida pela presença de compostos recalcitrantes (suberina, lignina), retardando a decomposição e acumulando C na fração mais estável (Rasse et al., 2005). A presença de suberina em raízes de plantas foi constatada por Bull et al. (2000) que observaram a presença de ácidos hidróxi-carboxílicos e dicarboxílicos derivados de suberina ligados às raízes das plantas, indicando a importância do material de plantas como fonte de ácidos orgânicos alifáticos no solo.

O que fica claro é que independente da adição de N ao solo os teores de C na FP aumentaram substancialmente após adição de resíduos de eucalipto (36 %) e esse aumento foi mais evidente quando aplicado resíduos de casca (51 %) correspondendo a 11 g kg⁻¹ de C na FP do solo em apenas 240 dias após a adição dos resíduos.

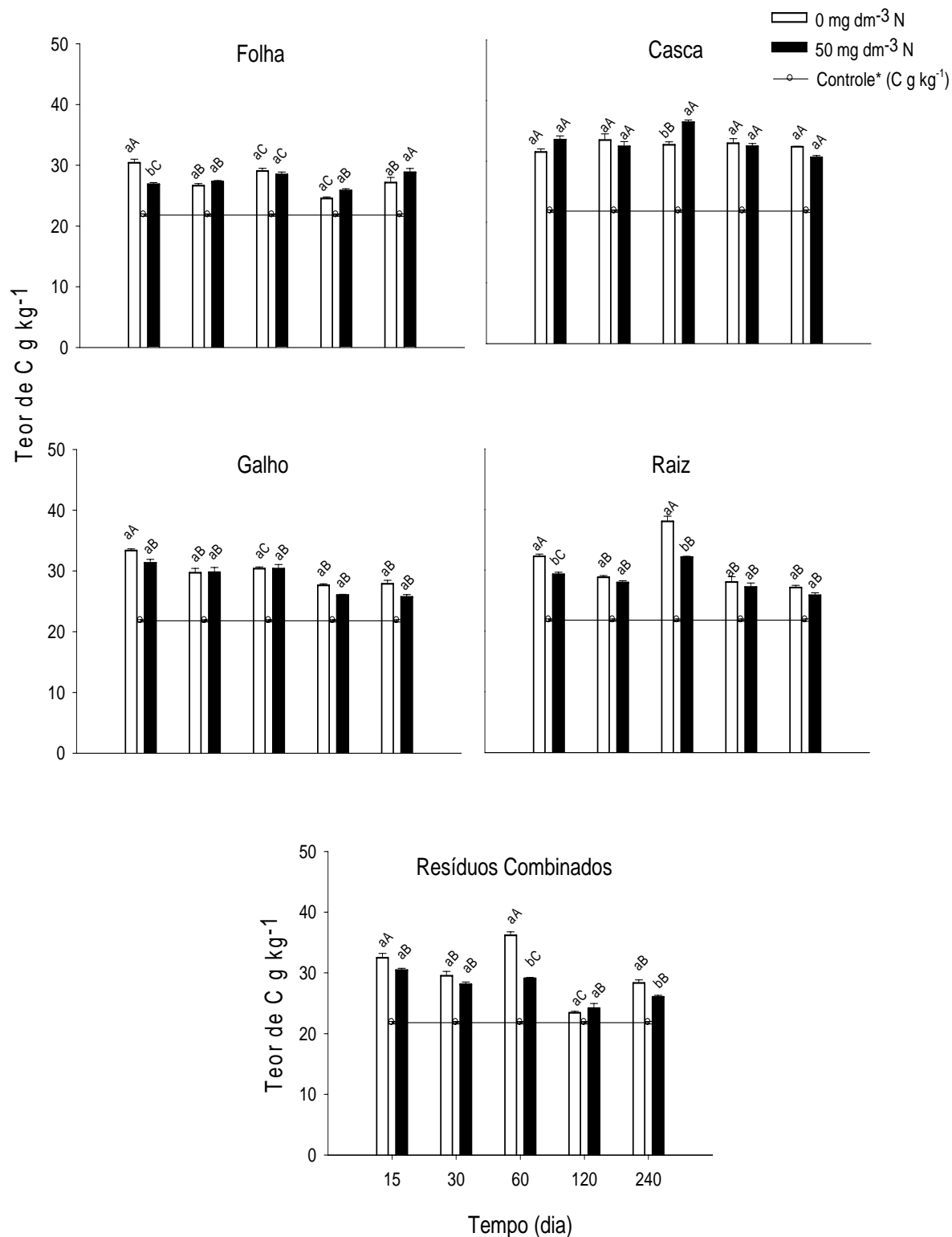


Figura 2. Teor de C da fração pesada da MOS ao longo do tempo de incubação, sob influência do tipo de resíduo de eucalipto e dose de N. Letras minúsculas comparam a dose de N em cada resíduo e tempo de incubação (F; $p < 0,05$) e letras maiúsculas comparam resíduos dentro de cada tempo de incubação e dose de N. (Skott-Knott; $p < 0,05$). As barras correspondem ao erro padrão da média ($n=4$). *Amostra de solo sem adição de resíduos de eucalipto e N.

Aos 15 dias de incubação verificou-se maior efeito do N (relação +N/-N) nos teores de C da FP quando da adição de resíduos ao solo (Quadro 5), efeito esse maior (relação +N/-N = 1,07) quando foi adicionada casca de eucalipto, apontando para a maior estabilização de C quando N é adicionado ao solo. A adição de galhos e resíduos combinados resultou em menor relação +N/-N aos 60 dias quando comparado aos demais resíduos neste tempo. Nos demais tempos não foram observadas diferenças entre resíduos quanto à adição de N ao solo.

Houve efeito do tempo de incubação nos teores de C para a adição de N apenas para resíduo combinado e de folhas. No tratamento com adição de N e resíduos de folhas, a relação entre o teor de C da amostra que recebeu ou não N (relação +N/-N) estimada ($\hat{y} = 0,95 + 0,0058 X$) aumentou linearmente, de 0,96 aos 15 dias para 1,09 aos 240 dias. Para resíduos combinados, o efeito do tempo medido por meio da relação estimada ($\hat{y} = 1,11 - 0,011 X + 0,0001 X^2 - 0,00000035 X^3$) entre os teores de C nas amostras que receberam N ou N (relação +N/-N) aos 15 dias foi de 0,98 atingindo o maior valor aos 120 dias (1,02) e decrescendo até os 240 dias (0,92). Para os demais resíduos a relação entre os teores de C (relação +N/-N) permaneceu constante ao longo do tempo (Quadro 5), obtendo-se valores médios para cascas, galhos e raízes, respectivamente, de 1,02, 0,96 e 0,93.

Quadro 5. Relações entre os teores de C da fração pesada nos tratamentos com adição de N e sem adição de N, para cada tipo de resíduo

Tempo (dia)	Resíduos									
	Folha		Casca		Galho		Raiz		Resíduos Combinados	
	Relação +N/-N.....									
15	0,89 (± 0,04)*	B**	1,07 (± 0,07)	A	0,94 (± 0,05)	B	0,91 (± 0,01)	B	0,94 (± 0,05)	B
30	1,03 (± 0,02)	A	0,98 (± 0,07)	A	1,01 (± 0,09)	A	0,97 (± 0,01)	A	0,96 (± 0,04)	A
60	0,98 (± 0,04)	A	1,12 (± 0,04)	A	1,00 (± 0,06)	A	0,85 (± 0,03)	B	0,81 (± 0,02)	B
120	1,05 (± 0,04)	A	0,99 (± 0,06)	A	0,94 (± 0,02)	A	0,98 (± 0,08)	A	1,03 (± 0,05)	A
240	1,07 (± 0,06)	A	0,95 (± 0,02)	A	0,93 (± 0,05)	A	0,96 (± 0,05)	A	0,92 (± 0,03)	A

* Erro padrão da média (n=4)

** As letras comparam resíduos dentro de cada tempo de incubação (Skott-Knott; p < 0,05).

3.4. Carbono nas substâncias húmicas (SH) do solo

Todos os resíduos adicionados levaram ao aumento nos teores de C das frações humina (FH) e ácidos fúlvicos (FAF) comparativamente à não adição de resíduos (Figura 3). Para a FH, o ganho foi, na média dos resíduos, de 66 % e para a FAF de 33 %. Contrariamente, ocorreu decréscimo médio de 22 % nos teores de C na fração ácido húmico (FAH), sendo os decréscimos médios maiores nos tratamentos com adição de cascas e galhos (33,6 e 34,9 %, respectivamente).

Aumento de 59 % nos teores de C das SH, na camada de 0-10 cm de profundidade, foi observado em estudo feito em Belo Oriente - MG, quando a pastagem foi substituída por plantios de eucalipto, sendo o maior aumento atribuído à FH do solo (79 % da SH) (Lima, 2006).

Como no solo os compartimentos da MOS interagem e são, de fato, um contínuo, pode-se verificar que na FH os resíduos adicionados que proporcionaram maiores ganhos de C (casca 93 % e galho 82 %), em relação à amostra inicial de solo, foram aqueles para os quais houve decréscimos de C na fração ácido húmico (FAH), apontando para uma partição diferenciada do C às diferentes frações da MOS de acordo com o tipo de resíduo. Assim, quanto aos teores de C, não foram verificadas alterações expressivas no somatório dos compartimentos, mas sim, alterações na proporção do C alocado de C nos compartimentos das SH.

Os diferentes resíduos adicionados proporcionaram o mesmo padrão de variação nas relações +N/-N observadas para os teores de C nas frações húmicas, obtendo-se valores de relações que não diferiram estatisticamente (Quadro 6).

Não houve efeito significativo da adição de N, independente do resíduo aplicado e da fração estudada, nos teores de C nas frações húmicas estudadas (Figura 3). Embora o efeito do N no teor de C nas SH não tenha sido verificado, os teores de C após adição de resíduos aumentou substancialmente, principalmente na FH da SH. O aumento foi de 93, 83, 68, 53 e 49 % de aumento no teor de C na FH após a adição, ao solo, de cascas, galhos, resíduos combinados, folhas e raízes respectivamente.

Quadro 6. Relações entre os teores de C das frações húmica (FH), ácido fúlvico (FAF) e ácido húmico (FAH), nos tratamentos com adição de N e sem adição de N, para cada tipo de resíduo adicionado

Resíduo	FH		FAF		FAH	
	Relação +N/-N.....					
Folha	0,90 (\pm 0,07)*	A**	1,07 (\pm 0,09)	A	1,04 (\pm 0,11)	A
Casca	0,89 (\pm 0,07)	A	1,10 (\pm 0,10)	A	1,05 (\pm 0,11)	A
Galho	0,99 (\pm 0,09)	A	0,85 (\pm 0,17)	A	1,06 (\pm 0,05)	A
Raiz	0,95 (\pm 0,12)	A	0,91 (\pm 0,04)	A	0,98 (\pm 0,14)	A
Resíduos Combinados	1,05 (\pm 0,11)	A	1,00 (\pm 0,05)	A	1,00 (\pm 0,03)	A

* Erro padrão da média (n=4); ** Letras maiúsculas comparam resíduos dentro de cada fração (Skott-Knott; $p < 0,05$).

Devido à heterogeneidade da mistura húmica, simplificações e reducionismos são muito adotados. Stevenson 1994, em resumo afirmou que o húmus inclui um vasto espectro de constituintes orgânicos, muito deles idênticos aos tecidos biológicos. O autor definiu as SH como materiais não especificados, transformados, de coloração negra, heterogêneo, amorfo e de alto peso molecular.

A clássica separação das SH é somente operacional e baseada na solubilidade em soluções aquosas usadas como extratores do solo. Os termos gerais da FAH, FAF e FH são usadas para descrever quantitativamente os componentes das SH e as ligações químicas existentes nessas frações não são bem claras (Piccolo, 2001).

Usando cromatografia por exclusão de tamanho, Piccolo et al. (1996a e b) observou reversão do tamanho molecular da FAH (de alto para baixo tamanho molecular) quando ácidos orgânicos, presentes na solução alcalina de separação, foram adicionados em solução de baixo pH no processo de separação de AH (pH 9,2 para 2,0). Para explicar esses resultados eles sugeriram que, em vez de existir polímeros estáveis nas SH, em valores de pH neutros ou alcalinos ocorrem associações supramoleculares de pequenas moléculas heterogêneas que são unidas por forças fracas e dispersivas como as de Van der Waals. A adição de ácidos orgânicos altera a conformação húmica instável por meio da formação de pontes de H e a cromatografia separa pequenas subunidades e impede a reassociação que poderia ter ocorrido em condições normais.

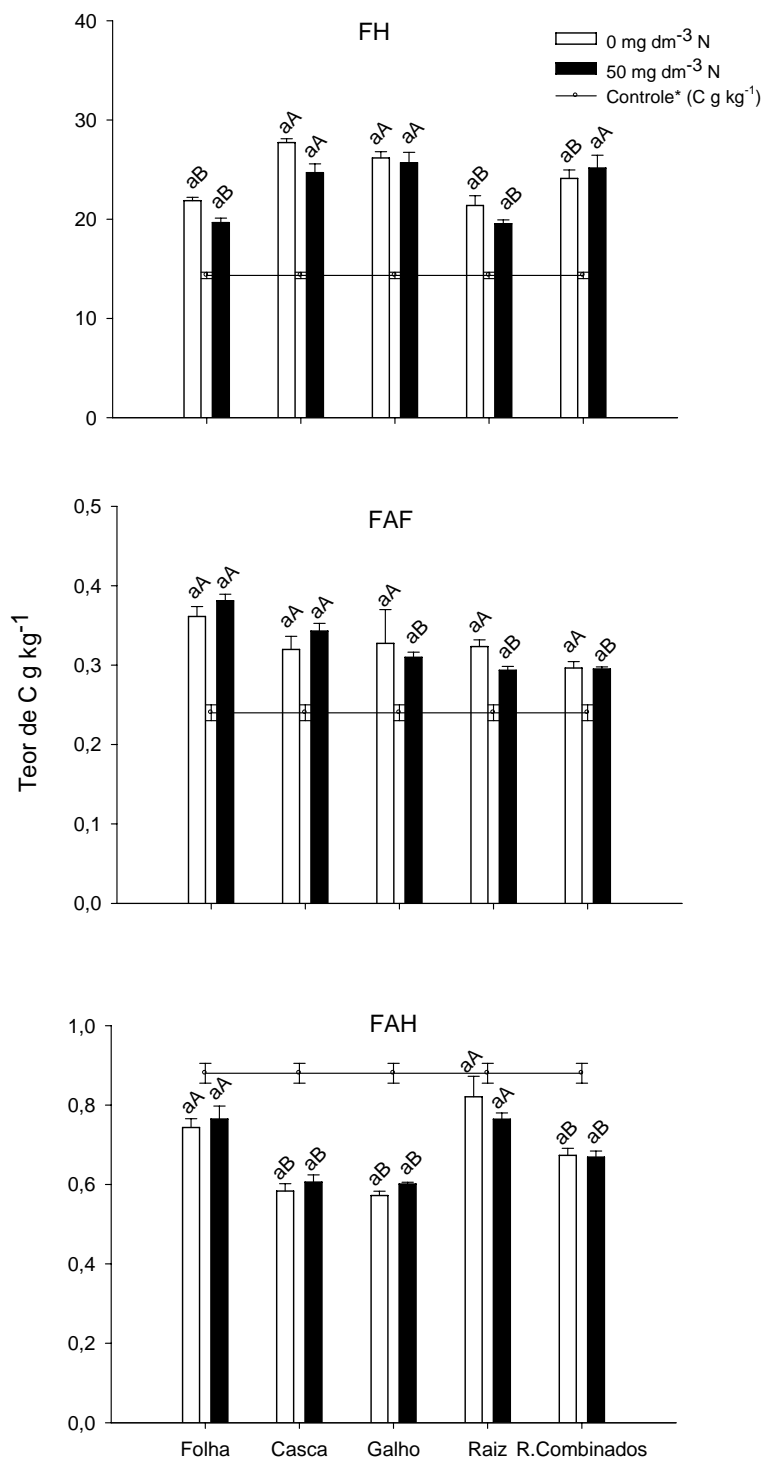


Figura 3. Teor de C nas frações humina (FH), ácidos fúlvicos (FAF) e ácidos húmicos (FAH) das substâncias húmicas do solo aos 240 dias de incubação, sob influência do tipo de resíduo de eucalipto e dose de N. Letras minúsculas comparam o dose de N em cada resíduo (F; $p < 0,05$) e letras maiúsculas comparam resíduos dentro de cada dose de N (Skott Knott; $p < 0,05$). As barras correspondem ao erro padrão da média ($n=4$). *Amostra de solo sem adição de resíduos de eucalipto e N.

4. CONCLUSÕES

- A aplicação de resíduos de eucalipto ao solo aumenta os teores de C na BMS, e a adição de N favorece o aumento do C na biomassa microbiana do solo, principalmente quando se adicionam resíduos de folhas (resíduo lábil);
- A decomposição do resíduo de galho e a combinação de resíduos não é favorecida pela adição de N
- A adição de resíduos, especialmente casca e galho, altera o padrão de alocação do C derivado do resíduo no solo, favorecendo sua estabilização na fração humina em detrimento da fração ácido húmico

5. LITERATURA CITADA

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA TÉCNICA DE CELULOSE E PAPEL - ABTCP. Normas técnicas ABCP. São Paulo: ABTCP, 1974.
- BÅÅTH, E. Adaptation of soil bacterial communities to prevailing pH in different soils. *Microb. Ecol.* 19:227-37, 1996.
- BALESDENT, J.; CHENU, C. & BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Til. Res.* 53:215-30, 2000.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS GA & CAMARGO FAO. eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Genesis, 1999. 497p.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. & PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 39:677-83, 2004.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in Northern forest soils. *For. Ecol. Manag.*, 133:13-22, 2000.
- BULL, I.D.; NOTT, C.J.; van BERGEN, P.F.; POULTON, P.R. & EVERSLED, R.P. Organic geochemical studies of soils from the Rothamsted classical experiments D VI. The occurrence and source of organic acids in an experimental grassland soil. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1367-76, 2000.
- CHAER, G.M. & TÓTOLA, M.R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:1381-96, 2007.
- CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J. & SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:777-88, 2005.
- DEMOLINARI, M.S.M.; SILVA, I.R.; LIMA, A.M.N.; VERGÜTZ, L. & MENDONÇA, E.S. Efeito da solução de separação densimétrica na quantidade e qualidade da matéria orgânica leve e na quantificação do carbono orgânico da fração pesada. *R. Bras. Ci. Solo.*, 32:871:79, 2008.
- DEMOLING, F.; FIGUEROA, D. & BÅÅTH, E. Comparison of factors limiting bacterial growth in different soils. *Soil Biol. Biochem.* 39:2485-95, 2007.
- 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, Capítulo I. Disponível em <http://www.eucalyptus.com.br/>. 2005, 109p.

- 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.*, 64:190-95, 2000.
- GOLCHIN, A.; OADES, J.M.; SKJEMSTAD, J.O. & CLARKE, P. Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.*, 32:1043-68, 1994.
- GOLDSCHIMID, O. Ultraviolet spectra. In: SARKANEN KV & LUDWIG CH. eds. *Lignins: occurrence, formation, structure and reations*. New York: John Wiley, 916 p., 1971.
- GOMIDE, J.L. & DEMUNER, B.J. Determinação do teor de lignina em material lenhoso: método Klason modificado. *O Papel*, 47:36-38, 1986.
- GONZALEZ, J.M. & LAIRD, D.A. Carbon sequestration in clay mineral fractions from ¹⁴C-labeled plant residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:1715-1720, 2003.
- ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biol. Fert. Soils*, 27:408-16, 1998.
- JOANISSE, G.D.; BRADLEY, R.L.; PRESTON, C.M. & MUNSON, A.D. Soil enzyme inhibition by condensed litter tannins may drive ecosystem structure and processes: the case of *Kalmia angustifolia*. *New Phytologist*, 175:535-546, 2007.
- KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. & ZECH, W. Isotopic fractionation of dissolved organic carbon in shallow forest soils as affected by sorption. *Eur. J. Soil Sci.*, 52:585-97, 2001.
- LEITE, L.F.C; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L.; MACHADO, P.L.O.A. & GALVÃO, J.C.C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Rev. Bras. Ci. Solo*, 27:821-832, 2003.
- LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S.; SMYTH, T.J.; MOREIRA, M.S. & LEITE, F.P. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in Southeastern Brazil, *For. Ecol. Manag.*, 235:219-31, 2006.
- LIMA, A.M.N. Estoques de carbono e frações da matéria orgânica do solo sob povoamentos de eucalipto no Vale do Rio Doce – MG. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2004. 120p. (Dissertação de Mestrado).
- 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 globulus*. Soil Biol. Biochem., 36: 1067–74, 2004.
- PASSOS, R.R.; RUIZ, H.A.; CANTARUTTI, R.B. & MENDONÇA, E.S. Carbono orgânico e nitrogênio em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. R. Bras. Ci. Solo, 31:1109-18, 2007.
- PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. Soil Sci. 166:810-32, 2001.
- PICCOLO, A.; NARDI, S. & CANCHERI, G. Macromolecular changes of soil humic substances induced by interactions with Organic acids. Eur.J. Soil Sci. 47:319-28, 1996 a.
- PICCOLO, A.; NARDI, S. & CANCHERI, G. Micelle-like conformation of humic substances as revealed by size-exclusion chromatography. Chemosphere 33:595-600, 1996 b.
- PUGET, P.; CHENU, C. & BALESSENT, J. Dynamics of soil organic matter associated with primary particle size fractions of water-stable aggregates. Euro. J. Soil. Sci., 51:595-605, 2000.
- RASMUSSEN, C.; SOUTHARD, R.J. & HORWATH, W.R. Soil mineralogy affects conifer forest soil carbon source utilization and microbial priming. Soil Biol. Biochem. 71:1141-50, 2007.
- RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant Soil, 269:341-56, 2005.
- SILVA, E.F. Frações da matéria orgânica e decomposição de resíduos da colheita de eucalipto em solos de tabuleiros costeiros da Bahia. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2008. 110 p. (Tese de Doutorado).
- SILVA, I.R. & MENDONÇA, E.S. Cap VI - Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS RF, ALVAREZ VH, BARROS NF, FONTES RLF, CANTARUTTI RB & NEVES JCL. Fertilidade do solo. Viçosa – MG; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017p.
- SIX, J.; GUGGENBERGER, G.; PAUSTIAN, K.; HAUMAIER, L.; ELLIOTT, E.T. & ZECH, W. Source and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. Eur. J. Soil Sci., 52:607-618, 2001.
- SOHI, S.P.; MAHIEU, N.; ARAH, J.R.M.; POWLSON, D.S.; MADARI, B. & GAUNT, J.L. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. Soil Sci. Soc. Am. J., 65:1121-1128, 2001.
- STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. New York, Willey & Sons Inc. 1994. 496 p.

- SWIFT, R.S. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci.*, 166: 858-71, 2001.
- VERKAIK, E. & JONGKIND, A. G. Short-term and long-term effects of tannins on nitrogen mineralization and litter decomposition in kauri (*Agathis australis* (D. Don) Lindl.) forests. *Plant Soil*, 287:337-345, 2006.
- OSONO, T. & TAKEDA, H. Accumulation and release of nitrogen and phosphorus in relation to lignin decomposition in leaf litter of 14 tree species. *Eco. Res*, 19:593:602, 2004.
- von LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBERGER, G.; MATZNER, E. & MARSHNER, B. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms (Review). *Soil Bio. Biochem.*, 39:2183–207, 2007.
- WANG, Q.; WANG, S. & HUANG, Y. Comparisons of litterfall, litter decomposition and nutrient return in a monoculture *Cunninghamia lanceolata* and a mixed stand in southern China. *For. Eco. Man.* 255:1210-18, 2008.
- WEDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E.S. & NEVES, J.C.L. Carbono orgânico e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho sob diferentes manejos. *Pesq. Agropec. Bras.* 40:487-94, 2005.
- ZINN, Y.L.; LAL, R.; BIGHAM, J.M. & RESCK, D.V.S. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Texture and mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71:1204-1214, 2007.

III. CAPÍTULO 2

QUANTIFICAÇÃO DA TRANSFERÊNCIA DO CARBONO DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO PARA FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO, POR MEIO DA RAZÃO ISOTÓPICA DO CARBONO

1. INTRODUÇÃO

Os plantios de eucalipto no Brasil vêm aumentando sistematicamente e a área cultivada com esta espécie já ultrapassa três milhões e quinhentos mil hectares (ABRAF, 2007). No seu cultivo, algumas práticas de manejo, tais como o cultivo mínimo, estão sendo empregadas a fim de maximizar a produção madeireira e minimizar os impactos causados ao ambiente. Esta prática envolve a permanência na área dos resíduos da colheita incluindo material mais lignificado tais como galhos grossos e cascas. Esse material é tido como recalcitrante devido à presença de compostos fenólicos, especialmente taninos e suberinas diminuindo sua taxa de decomposição (Foelkel, 2005; Silva, 2008). Esses resíduos são bastante eficazes no que diz respeito à manutenção de cobertura morta atuando como barreira contra erosão e redução da compactação do solo pelas máquinas de baldeio de madeira (Silva, 2006). No entanto, pouco se conhece sobre a efetividade desses resíduos em repor a MOS, bem como os fatores que alteram a estabilização do C derivado desses materiais em frações da MOS. A compreensão desses processos é fundamental, pois a MOS tem efeito positivo nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, além de ser considerada componente chave para a sustentabilidade das florestas plantadas (Nambiar, 1996) e importante indicador na avaliação qualidade de solos de natureza agrícola ou florestal (Chaer & Tótola, 2007).

O tamanho do compartimento orgânico do solo é determinado pela taxa de aporte de material orgânico, proporção do C-adicionado que é transformado em húmus e a taxa de perdas de C, tais como gases (CO_2 e CH_4), erosão e lixiviação de C orgânico dissolvido (Kemmitt et al., 2008). O entendimento dessas perdas é fundamental para que se possa entender os efeitos do manejo do solo sobre sua fertilidade e, assim, compreender os efeitos dessas mudanças nas taxas de mineralização da MOS.

A decomposição de resíduos orgânicos no solo é regulada, basicamente, por três grupos de variáveis: a natureza da comunidade decompositora - macro e

microrganismos (Fierer & Schimel, 2003); características do material orgânico - qualidade do substrato (Wang et al., 2004); condições físico-químicas do ambiente, as quais são controladas pelo clima e pelas características edáficas do sítio, principalmente, pela disponibilidade de N (Larcher, 2000; Grandy & Robertson, 2007).

A qualidade do substrato é componente chave na decomposição e, possivelmente, na estabilização da MOS, podendo refletir na capacidade dos microrganismos do solo em quebrar macromoléculas orgânicas transformando-as em inorgânicas (tais como: água, CO₂ e nutrientes inorgânicos), sendo as taxas de decomposição consequência do tipo e teor relativo de alguns componentes químicos nos resíduos (Rubino et al., 2007). Substratos de boa qualidade podem favorecer elevada atividade microbiana, podendo resultar numa rápida decomposição. Os resíduos parcialmente alterados pela atividade microbiana podem servir de substrato para outras comunidades decompositoras e, ou, podem ser convertidos em formas mais estáveis da MOS pelo processo de humificação (Golchin et al., 1994).

O N possui papel importante na decomposição de resíduos vegetais e na estabilização de C em formas orgânicas, pois contribui para a síntese de substâncias húmicas (SH) (Stevenson, 1994; Silva & Mendonça, 2007). Embora a participação do N como elemento estrutural das SH seja conhecida, a maioria dos estudos tem avaliado apenas seu papel na decomposição dos resíduos vegetais, e pouco se sabe sobre seu efeito nas frações da MOS.

Abe et al. (2007) observaram que, após 730 dias de incubação, 24,7 % do ¹⁵N aplicado via fertilizante foi encontrado na forma orgânica no solo, sendo que 33,8 % já se encontrava na fração humina do solo 14 dias após a incubação. Bird et al. (2003) demonstraram que ao final de 161 dias “*in situ*”, 80 a 95 % do C dos fragmentos de palha de arroz, enriquecidos com ¹³C e ¹⁵N, encontravam-se em substâncias microbianas e húmicas. Observaram, ainda, que a via de humificação do ¹³C da palha era diferente da via do ¹⁵N nas frações da MOS. Seus resultados indicam que práticas de manejo de resíduos alteram as taxas de acúmulo de C no solo e na estabilização de N, bem como nas contribuições relativas de C e N para as diferentes frações MOS.

Em estudo realizado por Foereid et al. (2004), no qual avaliaram a adição de material orgânico proveniente de planta C3 (*Lolium spp*) e a adubação nitrogenada mineral em solo com grande presença de plantas C4 (*Miscanthus giganteus*), durante 120 dias de incubação, observaram aumento significativo (1,37 %) na assinatura de ¹³C

($\delta^{13}\text{C}$) do solo. Sendo que o efeito do N foi significativamente favorável a estabilização do C do resíduo de plantas C3 ao C do solo.

O uso de isótopos estáveis e a abundância natural do ^{13}C fornecem informações acerca de alterações no uso da terra induzidas pela atividade antrópica, tais como a substituição de florestas por pastagens (ex: plantas C3 por plantas C4), determinando a dinâmica do C em escalas de tempo que variam de alguns a centenas de anos (Balesdent et al., 1987; von Lützow et al., 2007). Portanto, pode-se, por exemplo, com base na diferença da abundância natural de ^{13}C em alguns grupos de plantas, acompanhar a dinâmica de decomposição de diferentes frações da MOS (Balesdent & Mariotti, 1996; Sá et al., 2001; Foreied et al., 2004; Lima et al., 2006).

O objetivo deste estudo foi determinar, com base na variação da abundância natural do ^{13}C , o efeito da maior disponibilidade de N na eficiência de conversão de C de diferentes componentes de plantas de eucalipto em frações lábeis e estáveis da MOS.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Amostragem do solo

Amostra de solo utilizado, da camada de 0-20 cm, foi coletada no município de Paula Cândido-MG, em área cultivada com pastagem de *Brachiaria brizantha* por mais de 20 anos. O solo foi caracterizado como Latossolo Amarelo, com 550 g kg⁻¹ de areia, 110 g kg⁻¹ de silte e 340 g kg⁻¹ de argila, determinados pelo método da pipeta (EMBRAPA, 1997), equivalente umidade de 219 g kg⁻¹ de água no solo, 25,4 g kg⁻¹ de C no solo e 1,4 g kg⁻¹ de N no solo. O solo foi destorroado e passado em peneira com malha de 2 mm, mantendo-se a umidade encontrada no campo (~ 12 % p/p), antes de ser usado no experimento de incubação com resíduos de eucalipto com baixa razão isotópica do C (Δ_{PDB} menor que -27 ‰). Este solo foi escolhido por apresentar MOS rica em C derivado de espécie de rota fotossintética C4 (C-C4) com alta razão isotópica ¹³C/¹²C (Δ_{PDB} -16,75 ‰).

2.2 Resíduos vegetais

Foram coletados, em área experimental, no município de Aracruz-ES, resíduos de colheita do híbrido *Eucalyptus grandis* x *E. urophylla*, espécie C3 com baixa razão isotópica de C (Quadro 1).

Quadro 1. Características dos resíduos

Característica	Resíduo			
	Folha	Casca	Galho	Raiz
N (g kg ⁻¹) ¹	19,5	2,4	1,8	3,4
C (g kg ⁻¹) ¹	512,7	441,7	471,8	474,0
$\delta^{13}\text{C}^1$	-28,75	-28,81	-27,67	-27,45
Lignina solúvel (g kg ⁻¹) ²	105,5	47,1	45,1	27,5
Lignina insolúvel (g kg ⁻¹) ³	250,2	191,4	221,6	281,9
Extrativos (g kg ⁻¹) ⁴	181,1	20,1	11,4	9,7
Relação C:N ⁶	30,8	214,7	305,8	162,7
Relação Lignina:N ⁷	12,8	79,8	123,1	82,9

¹por combustão via seco e espectrometria de massa de razão isotópica de fluxo contínuo; ²Goldschimid (1971); ³Gomide & Demüner (1986); ⁴Normas da Associação Brasileira de Celulose e Papel (ABCP, 1974); ⁵Relação molar entre teores de C e N; ⁶Razão entre lignina insolúvel e N.

Por ocasião da colheita da floresta, aos quatro anos de idade, os resíduos foram coletados e levados para laboratório, onde foram separados em galhos (> 20 mm de diâmetro), cascas e folhas. As raízes foram removidas por meio de escavação manual e, então, lavadas para remoção de solo aderido. Foram utilizadas raízes com diâmetro médio menor que 10 mm. Em seguida, o resíduo vegetal foi secado e depois moído em moinho tipo Wiley com peneira com abertura de 1 mm e subamostras retiradas para a caracterização química. Antes de serem incorporados ao solo os resíduos foram pré-umidificados com água destilada para atingir 60 % da sua massa, evitando assim, a absorção da água e dessecação do solo.

2.3 Instalação e condução do experimento

O experimento foi conduzido em sala de incubação com temperatura controlada ($25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1$), utilizando-se frascos de vidro (350 mL), com tampa rosqueável, para acondicionamento do solo com os tratamentos. Os tratamentos foram arranjados em fatorial $6 \times 2 \times 6$, correspondendo a cinco resíduos de colheita (folhas, cascas, galhos, raízes e resíduos combinados), mais o solo sem resíduo (controle), na ausência ou presença (50 mg dm^{-3} de N no solo) de fertilização nitrogenada, em seis tempos de incubação (0, 15, 30, 60, 120 e 240 dias após a instalação do ensaio). O tempo zero constituiu da amostra pré-incubada, sem adição de resíduos.

Foram aplicados e homogeneizados ao solo, individualmente, os diferentes resíduos vegetais (folhas, galhos > 20 mm, raízes < 10 mm e cascas) ou em combinação, composto da mistura de folhas, galhos, raízes e cascas, na proporção, em massa, que se encontram no campo (12,9; 12,7; 49,0 e 26,4 %, respectivamente), em dose equivalente a 20 g kg^{-1} de C no solo.

O N foi aplicado na dose equivalente a 50 mg dm^{-3} de N no solo, sendo 50 % na forma de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e 50 % na forma de NH_4NO_3 . As fontes nitrogenadas foram diluídas em água deionizada e aplicadas ao solo, seguida de homogeneização. Foi adicionada água deionizada para elevar e manter a umidade do solo a 80 % do equivalente umidade do solo (umidade retida à tensão de 33 kPa). Os tratamentos foram dispostos em blocos casualizados, com quatro repetições.

2.4 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

Em cada um dos tempos de incubação, amostras de solo foram fracionadas densimetricamente, sendo separadas em fração leve (FL) e ligada a fração mineral (FP). Devido ao elevado grau de corrosividade de sais tais como o NaI, frequentemente utilizados em protocolos de fracionamento densimétrico da MOS (Sohi et al., 2001), optou-se pelo fracionamento com água destilada como utilizada em outros trabalhos (Demolinari et al., 2008; Mendham et al., 2004; Quédraogo et al., 2006; Liao et al., 2006).

Basicamente, após agitação do solo + tratamentos com água destilada (1:2) e centrifugação, o material sobrenadante (FL) foi coletado em peneira com abertura de malha de 0,149 mm. A matéria orgânica associada à fração mineral do solo que sedimentou no tubo de centrífuga foi considerada a fração pesada (FP) da MOS. Após a separação, a FL e FP foram secadas em estufa a 72 °C por 72 h e, em seguida, pesadas e maceradas em moinho de bola e passada em peneira de 100 mesh (0,149 mm) para posterior análise em espectrômetro de massas de razão isotópica de fluxo contínuo (EMRI) (20-20, ANCA GSL, Sercon, Crewe, UK).

2.5 Fracionamento químico da matéria orgânica do solo

O fracionamento das substâncias húmicas do solo foi realizado segundo o método da International Humic Substances Society (Swift, 1996), utilizando amostras correspondentes aos tempos 0 e 240 dias de incubação. Deste fracionamento foram obtidas as frações ácidos fúlvicos (FAF), ácidos húmicos (FAH) e huminas (FH), baseando-se na solubilidade dos compostos em soluções ácidas ou alcalinas. Após fracionamento, a FH foi seca em estufa e macerada (< 0,149 mm) e 500 µL das frações contendo AH e AF foram secas em cápsulas de estanho em estufa à 40 °C. A razão isotópica do C ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) nas diferentes frações da MOS foi determinada em EMRI.

2.6 Fórmulas e Cálculos

Plantas com rota fotossintética C3 discriminam mais (incorporam proporcionalmente menos) o $^{13}\text{CO}_2$ em relação ao $^{12}\text{CO}_2$ no processo fotossintético e, por isso, apresentam valores de abundância natural do ^{13}C na faixa de -32 a -22 partes por mil (‰). Já plantas de rota fotossintética C4 discriminam menos o $^{13}\text{CO}_2$ em relação

ao $^{12}\text{CO}_2$ e, portanto, têm maior abundância de ^{13}C , apresentando valores de $\delta^{13}\text{C}$ na faixa de - 19 a - 9 ‰, sendo o valor de $\delta^{13}\text{C}$ da camada superficial do solo (0-20 cm) muito semelhante ao $\delta^{13}\text{C}$ do resíduo incorporado (Boutton et al., 1998).

Os dados de abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) são apresentados em partes por mil (‰) em relação ao padrão internacional PDB – Pee Dee Belemnite (Δ_{PDB}) (Bernoux et al., 1998):

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}}_{\text{amostra}} - \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}}_{\text{padrão}}}{\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}}_{\text{padrão}}}} \right) \times 1000$$

em que $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{amostra}}$ é a razão isotópica do tratamento (solo + resíduo) e $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{padrão}}$ é o padrão internacional PDB ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C} = 0,0112372$). A acurácia analítica da análise isotópica é de $\pm 0,3$ ‰.

Assim, a contribuição do C derivado do resíduo (C-resíduo) para as frações da MOS foi calculada conforme a equação (Moran et al., 2005):

$$f = \left(\frac{\delta_{\text{trat}} - \delta_{\text{contr}}}{\delta_{\text{res}} - \delta_{\text{contr}}} \right)$$

em que f = teor de C na fração da MOS; δ_{trat} é a abundância natural do ^{13}C nas amostras de solo com resíduo de eucalipto (tratamento), δ_{contr} é a abundância natural do ^{13}C nas amostras de solo (controle); δ_{res} é a abundância natural de ^{13}C nas amostras do resíduo de eucalipto (folha, casca, galho ou raiz).

O C derivado do resíduo de eucalipto (F) em cada fração da MOS (g kg^{-1} de C no solo) é:

$$F = f * C$$

Para expressar o teor de C derivado do resíduo adicionado em cada tratamento e que foi recuperado em cada fração da MOS, foi calculado:

$$C_{\text{resíduo}} = \left(\frac{F}{C_{\text{ad}}} \right) * 100$$

em que,

C_{ad} = quantidade de carbono adicionado ao solo na forma de resíduos ($g\ kg^{-1}$).

A razão +N/-N é a relação entre as médias das contribuições observadas entre os tratamentos com adição de N ($50\ mg\ dm^{-3}$) e sem adição de N.

2.7 Análises Estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância, desdobrando-se a interação tripla (resíduo x dose de N x tempo de incubação) no sentido de avaliar o efeito de N dentro de cada resíduo e tempo, pelo teste F a 5 % e de comparar os resíduos em cada dose de N e tempo, pelo teste de agrupamento de Skott-Knott, a 5 %.

O processamento dos dados foi realizado com o auxílio do programa estatístico SAEG versão 9.1 (Funarbe, 2007).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fração Leve da MOS

A fração leve (FL) da MOS é constituída por resíduos animais e vegetais nos mais variados estádios de decomposição, desde aqueles recém depositados até aqueles bastante alterados atividade da biota do solo.

A razão isotópica do C da FL da MOS seguiu padrão decrescente abrupto nos primeiros 15 dias de incubação para todos os resíduos e doses de adubação nitrogenada (Figura 1). O decréscimo, com base na média dos tempos de incubação e dose de N, na razão isotópica do ^{13}C é de 71% (-15,6 para -26,8 ‰). O decréscimo abrupto nesse período foi devido à adição de resíduos de eucalipto (rota fotossintética C3) em solo com predominância de plantas de rota fotossintética C4 (tempo “zero”), evidenciando a mudança na razão isotópica do C da FL.

Após 15 dias de incubação não foram observados grandes variações, em média de tempo e dose de N, na razão isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) (-26,8 para -26,6 ‰), em todos os tratamentos com adição de resíduos.

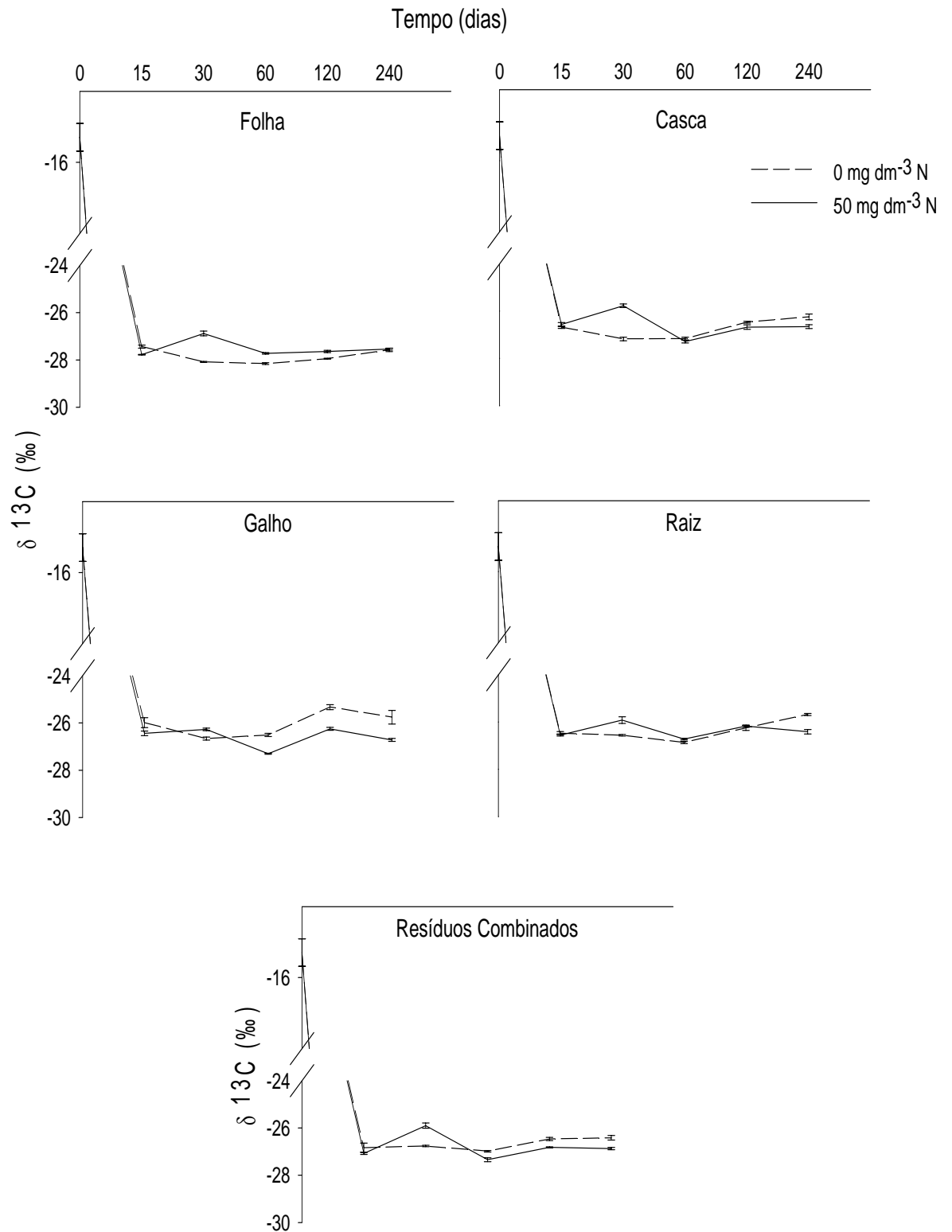


Figura 1. Variação na razão isotópica do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰), durante o tempo de incubação, na fração leve da MOS, sob influência do tipo de resíduo de eucalipto e dose de N. O tempo de incubação zero refere-se ao solo pré-incubado sem adição de resíduos (controle). As barras correspondem ao erro padrão da média (n=4).

A taxa de recuperação do C adicionado na FL variou de acordo com o resíduo e aplicação de N (Figura 1). Para todos os tempos de incubação e dose de N, o tratamento com adição de folha foi, em média, superior (35,72 %) aos demais resíduos, sendo o tratamento com casca o menos eficiente (15,89 %), em recuperar C na FL da MOS. Isso pode ser devido à menor densidade do material, fazendo com que o tratamento com folha fosse beneficiado pelo método de fracionamento densimétrico, no qual se fez uso de água destilada, portanto, com densidade de 1 g cm^{-3} .

A adição de N resultou em maiores taxas de recuperação do C adicionado via resíduos de galho, na FL, em todos os tempos de incubação (Figura 2). Isso indica que a adição de N retardou a decomposição do resíduo adicionado.

Resíduos mais lignificados atuam como imobilizadores de N, diminuindo a taxa de decomposição, podendo formar compostos orgânicos mais estáveis no solo, sendo a adição de N positivamente correlacionada com a maior taxa de decomposição quando fontes lábeis de C são adicionadas, tais como a glicose (Foereid et al., 2004). Isso suporta o ocorrido neste trabalho, aos 240 dias, em resposta à adição de resíduos de folhas e de N, em que houve favorecimento da decomposição dos resíduos, resultando em menores taxas de recuperação (Figura 2).

Verificou-se que a adição de N favoreceu a recuperação de C adicionado via resíduos combinados, exceto para o tempo de 30 dias de incubação (Figura 2). Para o tratamento com adição de raiz apenas nos tempos de 15 e 240 dias de incubação a adição de N favoreceu a recuperação de C na FL da MOS (Figura 2).

Urquiaga et al. (1998), estudando a influência da adubação nitrogenada ($^{15}\text{NH}_4\text{SO}_4$) na decomposição de raízes de quatro espécies vegetais com elevado teor de lignina (12-20 %), observaram, após 117 dias de incubação, diminuição na respiração microbiana. Os autores afirmam que em estádios avançados de decomposição o N não é o fator limitante para a decomposição dos resíduos, mas sim os elevados teores de lignina ou baixos teores de C em formas lábeis no solo.

Em estudo realizado na Alemanha, em que se avaliou a contribuição do C proveniente de resíduos de *Pinus sylvestris*, foi verificado que 30 % do C-resíduo encontrava-se na fração leve da MOS (Chabbi et al., 2006).

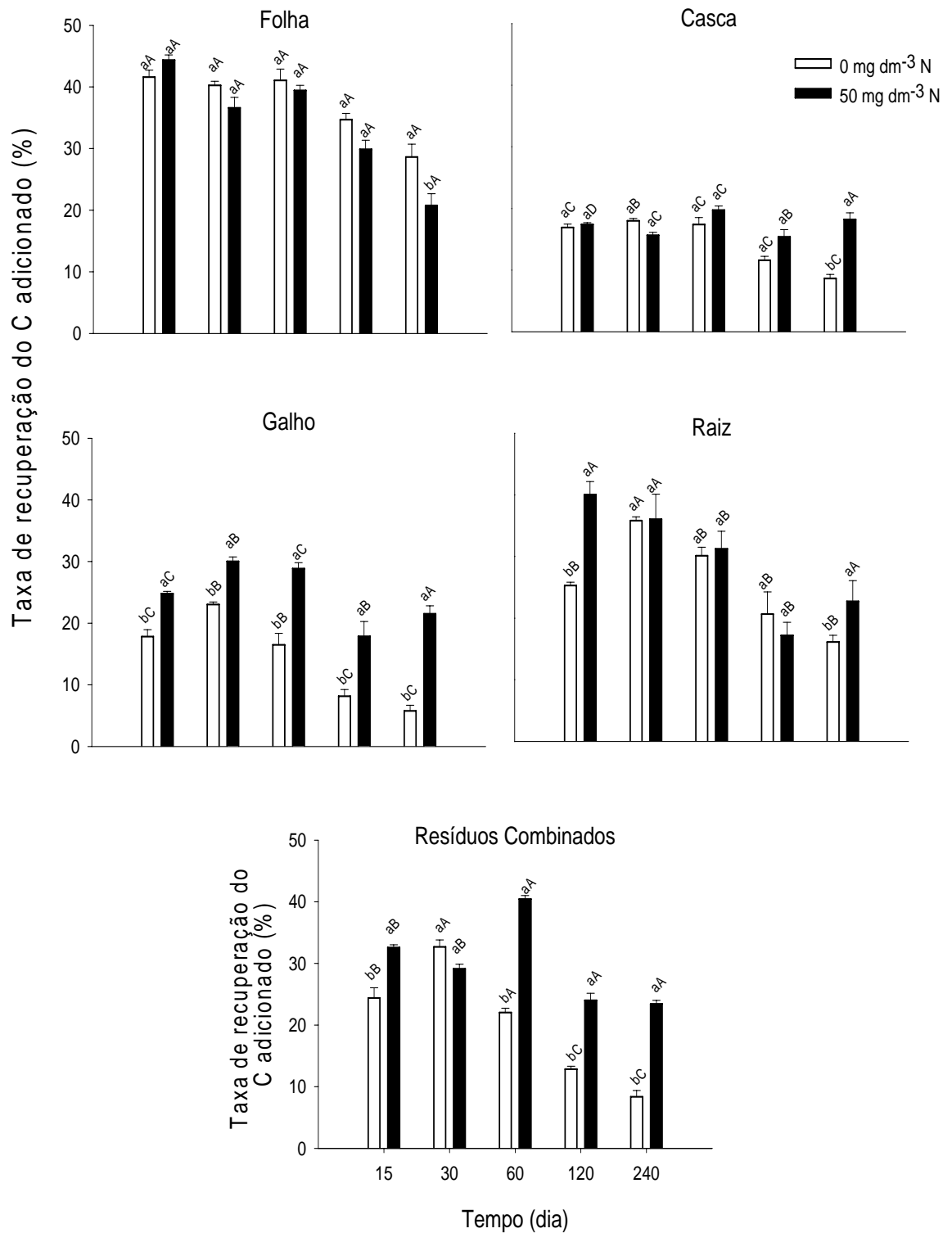


Figura 2. Recuperação do C-adicionado via resíduo de eucalipto na fração leve da MOS. Letras minúsculas comparam dose de N em cada tempo de incubação e resíduo (F; $p < 0,05$) e letras maiúsculas comparam resíduos dentro de cada tempo de incubação e dose de N (Skott Knott; $p < 0,05$). As barras correspondem ao erro padrão da média ($n=4$).

Quando se avalia o efeito da adição de N nas taxas de recuperação do C adicionado via resíduos na FL, verifica-se que não houve efeito da adição de N (relação +N/-N), para todos os resíduos, nos tempos iniciais de incubação (15 e 30 dias) (Quadro 2). Aos 60 dias de incubação, o efeito do N na taxa de recuperação do C adicionado via resíduo de galhos (relação +N/-N = 2,01) e resíduos combinados (relação +N/-N = 1,85), na FL, foi maior em comparação ao tratamento sem adição de N, sendo esse efeito menor quando da aplicação de N junto com os demais resíduos neste tempo (relação +N/-N, média para resíduos de folhas, cascas e raízes = 1,08). Nos últimos tempos de incubação (120 e 240 dias) o efeito do N foi maior quando adicionado resíduos de cascas, galhos e resíduos combinados.

Houve efeito do tempo de incubação sobre a relação +N/-N quando da adição de cascas, galhos e resíduos combinados. Esse efeito foi linear ($\hat{y} = 0,84 + 0,0055 X$) para solos que receberam resíduos de cascas (a relação estimada +N/-N aumentou de 0,93 aos 15 dias para 2,15 aos 240 dias) e resíduo combinado aumentou de 1,27 aos 15 dias para 2,57 aos 240 dias ($\hat{y} = 1,19 + 0,0057 X$), indicando que quando se adiciona N ao sistema o C presente no resíduo é mais rapidamente estabilizado na FL. Para o resíduo de galho, a relação estimada ($\hat{y} = 1,57 - 0,0032 X + 0,000036 X^2$) decresceu ligeiramente dos 15 aos 60 dias (de 1,53 para 1,51) e aumentou expressivamente dos 60 aos 240 dias (de 1,51 para 2,57).

As relações, com ou sem adição de N (+N/-N), nas taxas de recuperação do C adicionado via resíduos de folhas e raízes permaneceram constantes ao longo do período de incubação para a FL. Contudo, o efeito do N foi positivo, em média dos tempos de incubação estudados, para resíduo de raiz (1,23) e efeito negativo da adição de N para o resíduo de folha (0,93), indicando maior decomposição do resíduo de folha quando da adição de N. Esses resultados evidenciam a importância da avaliação da FL para verificar mudanças em curto prazo em sistemas de manejo do solo.

Quadro 2. Relações entre a taxa de recuperação do C derivado dos diferentes resíduo, na fração leve da MOS, nos tratamentos com e sem adição de N

Tempo (dias)	Resíduos									
	Folha		Casca		Galho		Raiz		Combinado	
	Relação +N/-N.....									
15	1,08 (± 0,08) *	A	1,05 (± 0,10)	A	1,45 (± 0,16)	A	1,58 (± 0,05)	A	1,42 (± 0,22)	A
30	0,91 (± 0,09)	A	0,87 (± 0,02)	A	1,32 (± 0,11)	A	1,01 (± 0,12)	A	0,91 (± 0,11)	A
60	1,00 (± 0,14)	B	1,20 (± 0,19)	B	2,01 (± 0,39)	A	1,04 (± 0,06)	B	1,85 (± 0,09)	A
120	0,86 (± 0,03)	B	1,46 (± 0,40)	A	1,43 (± 0,04)	A	1,07 (± 0,23)	B	1,89 (± 0,20)	A
240	0,80 (± 0,20)	C	2,17 (± 0,22)	A	2,92 (± 0,53)	A	1,46 (± 0,27)	B	2,53 (± 0,35)	A

*Correspondente ao erro padrão da média (n=4)

**Letras comparam resíduos em cada tempo de incubação (Skott-Knott; p < 0,05).

3.2 Matéria orgânica associada à fração mineral do solo – FP

Independentemente do resíduo e adição de N, verificou-se decréscimo, em média de tempo de incubação, na razão isotópica de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) de 7 % (-17,85 para -19,09 ‰) (Figura 3). A maior variação isotópica do ^{13}C na FP da MOS (12,11 %) foi observada no tratamento com casca (-17,85 para -20,01 ‰) e a menor variação média observada, 4,09 %, foi para o resíduo folhas (-17,85 para -18,68 ‰), apontando para maior transferência do C derivado da casca para a fração mais estável da MOS.

Em estudo realizado por Haile-Mariam et al. (2000), no qual avaliaram a incorporação de C proveniente de raízes de *Pinus ponderosa* L. na matéria orgânica ligada à fração mineral do solo, observou-se diminuição de 4,6 % no valor $\delta^{13}\text{C}$ (-28,3 para -29,6 ‰), seis anos após a implantação da floresta. Os autores atribuíram o decréscimo na razão isotópica de ^{13}C à presença de raízes de planta com rota fotossintética C3 (*Pinus ponderosa* L.) visto que as acículas dessa espécie permanecem na planta por até cinco anos. Verificaram também que a incorporação de C derivado das raízes não foi influenciada pela adubação nitrogenada (100 kg ha⁻¹ ano⁻¹ N).

Comparativamente às variações no $\delta^{13}\text{C}$ observadas na FL da MOS (Figura 1), as variações observadas na FP da MOS foram pequenas (Figura 3), evidenciando a lenta incorporação de resíduos de plantas C3 na FP da MOS quando comparada à compartimentos mais lábeis (FL-MOS). Esses valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais próximos à valores de $\delta^{13}\text{C}$ de plantas C4 permite classificar a FP como um indicador pouco sensível às mudanças no manejo do solo em curto prazo.

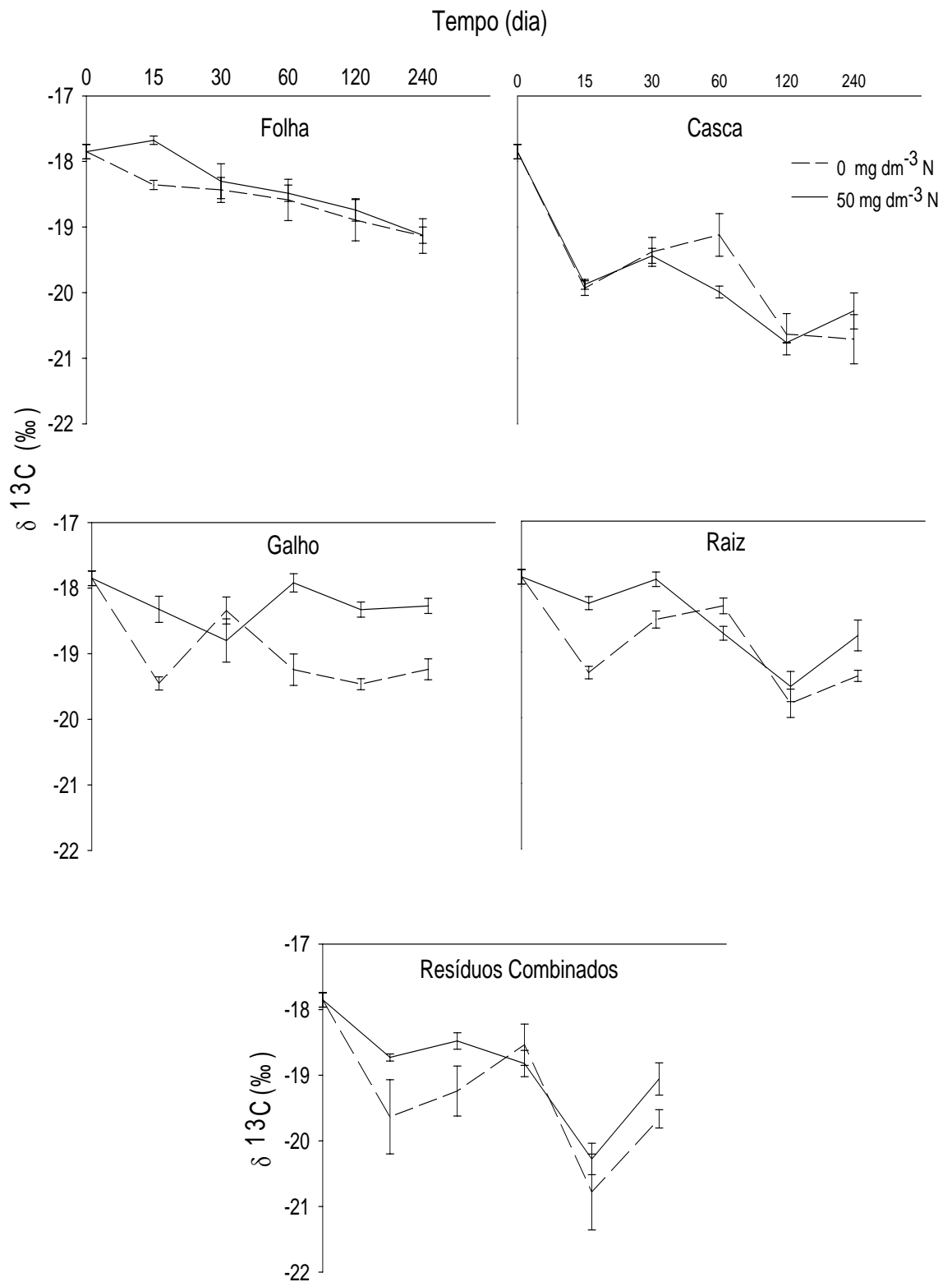


Figura 3. Variação na razão isotópica do ^{13}C da fração pesada, sob influência do tipo de resíduo e adição de N. As barras correspondem ao erro padrão da média (n=4). O tempo “zero” refere-se a amostra de solo pré-incubada, sem adição de resíduos ou N (controle).

Os resíduos contribuíram para o aumento do teor de C na fração FP da MOS (Figura 4), sendo a casca o de maior contribuição para a FP, o que pode ser explicado pela elevada recalcitrância desse material. Comparativamente aos demais resíduos, a casca foi, em média, em torno de 146 % mais eficiente em estabilizar C na FP.

Quando N foi adicionado ao solo juntamente a resíduos de cascas, a recuperação de C, desses resíduos, na FP da MOS foi mais freqüente nos tempos de incubação (Figura 4), frente aos demais resíduos. Isso indica que a adição de N auxilia a estabilização de C na FP quando resíduos de cascas são adicionados ao solo. Isso é de grande importância visto que a FP é um compartimento mais estável, que favorece a manutenção dos estoques de C no solo quando se faz uso da adubação nitrogenada (Moran et al., 2005; Foereid et al., 2004).

A adição de N não resultou em grandes diferenças para o resíduo de galhos (Figura 4). Devido ao resíduo de galhos possuir menor labilidade, causada pela elevada relação C:N (305,80) e principalmente, lignina:N (123,1) resultado do baixo teor de N (Quadro 1), a dose de N utilizada, possivelmente, não foi suficiente para estimular o aumento na população microbiana de modo a acelerar a decomposição em comparação com o solo sem adição de N.

No tratamento com raízes foi verificada maior taxa de recuperação do C-resíduo nos tempos 60 e 120 dias quando o solo recebeu N (Figura 4). Para os demais tempos, a adição de N não alterou as taxas de recuperação, o que pode ter sido causado pela imobilização do N. Foereid et al., (2004) verificaram imobilização de N causada pela adição de resíduos de raiz em apenas cinco dias de incubação.

A maior taxa de recuperação do C adicionado na FP foi observada para resíduos de raiz aos 60 e 120 dias após adição de N confirmam a sugestão de Stevenson (1994), que a presença de N favorece a estabilização de C em frações mais estáveis da MOS. Portanto, espera-se que quanto mais recalcitrante (ex.: maior relação lignina:N, tanino:N, suberina:N) for o material vegetal adicionado, maior será a recuperação de C-adicionado dada a menor taxa de decomposição inicial. A menor decomposição é causada pela recalcitrância do material vegetal adicionado ao sistema e também pela influência negativa da adição de fontes minerais de N causada em algumas comunidades bacterianas do solo (Demoling et al., 2007). A associação desses compostos orgânicos, com minerais de elevada superfície específica, especialmente da fração argila (Rasse et al., 2006) , certamente deve ter contribuído para sua estabilização.

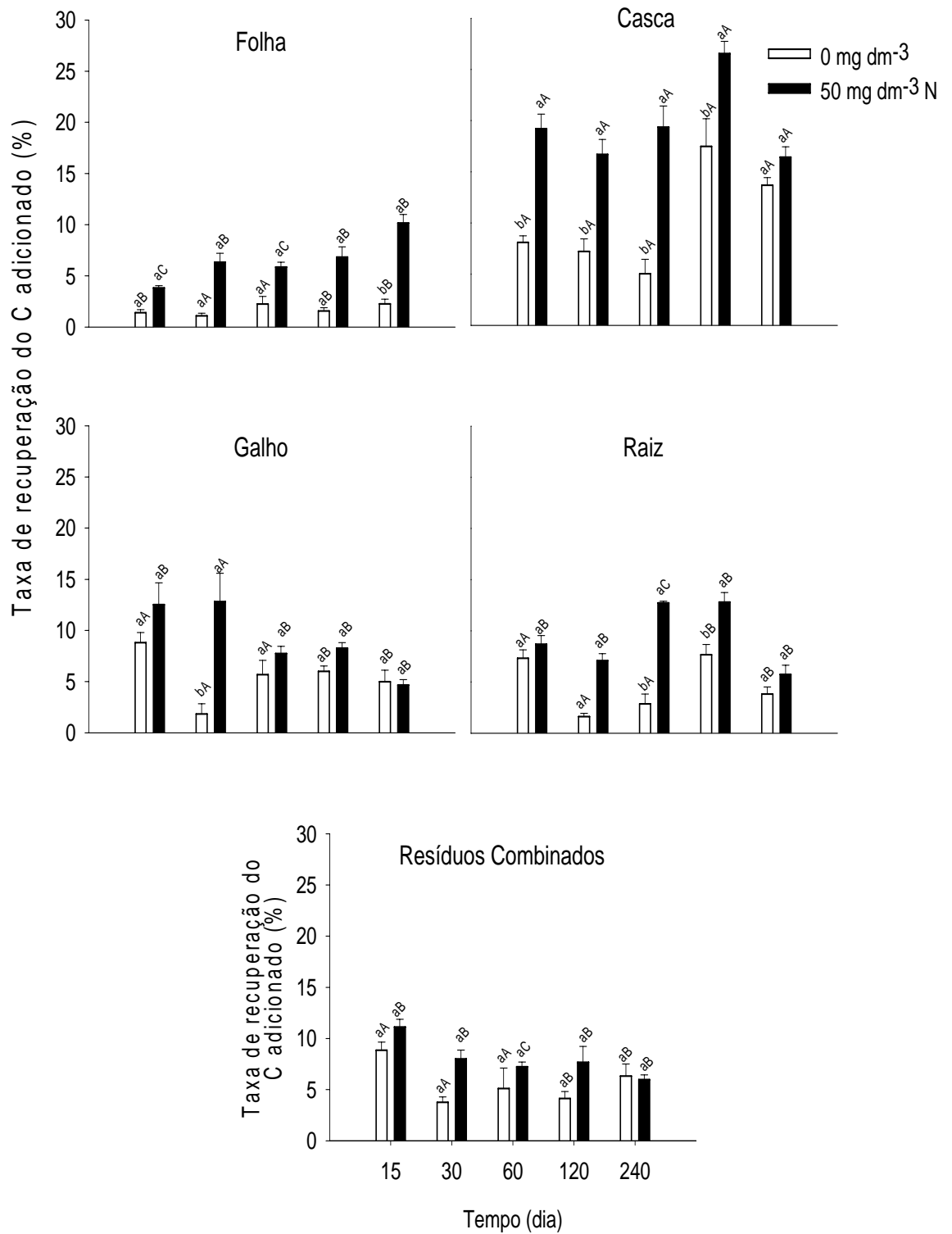


Figura 4. Recuperação do C-adicionado via resíduo de eucalipto na fração pesada da MOS. Letras minúsculas comparam dose de N em cada tempo de incubação e resíduo (F; $p < 0,05$) e letras maiúsculas comparam resíduos dentro de cada tempo de incubação e dose de N (Skott Knott; $p < 0,05$). As barras correspondem ao erro padrão da média ($n=4$).

A adição de N decresce a respiração microbiana fazendo com que a decomposição seja retardada e o incremento da concentração de solutos na solução do solo pode causar a morte de microrganismos (Foereid et al., 2004). Com o processo de decomposição retardado, maiores proporções de materiais recalcitrantes permanecem no solo no médio e longo prazo, contribuindo para aumentar a fração estável da MOS (Dijkstra et al., 2004).

Schimel & Hättenschwiler (2007) observaram que, inicialmente, os microrganismos utilizam o N prontamente disponível em sítios específicos do solo e depois controlam sua disponibilidade no sistema como um todo e passam a mover o N para outros microsítios com baixa disponibilidade, o que pode explicar a eficiência de estabilização de C em diversos compartimentos da MOS, principalmente, nas frações ligadas a minerais em microagregados do solo.

Para o resíduo combinado, não houve efeito significativo da adubação nitrogenada sobre o C recuperado na FP nos tempos de incubação estudados (Figura 4). Possivelmente, a mistura de materiais vegetais de diferentes labilidades favorece o equilíbrio químico entre os nutrientes, não sofrendo influência da presença do N.

Para o resíduo de folhas, não foram observados efeitos significativos da adição de N sobre a recuperação do C-adicionado na FP até os 120 dias de incubação (Figura 4). Isso pode ser devido à folha ser um componente lábil com maior teor inicial de N (Quadro 1) não sofrendo grandes influências da adição de N no sistema.

Em experimento realizado na Suécia, Rinnan et al. (2007) observaram que a adição de litter aumentou a disponibilidade de N no sistema, mas não aumentou o teor de C em frações estáveis e nem induziu o efeito “priming” que resulta em perdas de C. Williams et al. (2006), trabalhando com palhada e raiz de azevém e trevo vermelho enriquecida com ^{13}C , observaram que a palhada proporcionou aumento de cerca de 1,5 % no COT do solo, enquanto o C derivado da raiz para azevém e trevo representou 13 e 11 % do COT, respectivamente. Suporte para a importância das raízes para a MOS também vem do estudo de Foereid et al. (2004), que estudando a taxa de recuperação do C de raízes de planta C_4 (*Miscanthus giganteus*) em solo cultivado com planta C_3 (*Lolium* spp.) sem histórico de uso de planta C_4 , observaram que, após 135 dias de incubação, 18 % da MOS era derivada das raízes de *Miscanthus*.

Avaliando a contribuição do eucalipto (C_3) para a MOS quando da sua implantação em solos inicialmente sob pastagens (C_4) degradadas, em regiões com condições edafo-climáticas distintas, mediante a variação na abundância natural do ^{13}C ,

observou-se que o cultivo do eucalipto nas duas regiões proporcionou aumento nos estoques de C-C3 enquanto que o C-C4 diminuiu. As perdas de C derivado da pastagem e a incorporação do C derivado do eucalipto foram mais pronunciadas na região de menor altitude e com temperaturas médias mais elevadas, onde os estoques iniciais de C orgânico eram mais baixos (Lima et al., 2006).

A avaliação da relação entre as taxas de recuperação do C adicionado via resíduos nos tratamentos que receberam ou não N (relação +N/-N) permite verificar a magnitude do efeito do N dentro de cada tempo de incubação e resíduo estudado. Quando se avalia o efeito do N na recuperação dos C adicionado via resíduos de eucalipto, não se verifica diferença entre resíduos no tempo inicial de incubação (15 dias) (Quadro 3). A maior frequência de efeito da adição de N foi verificada aos 30 dias, no qual a relação +N/-N quando da adição de galhos foi superior aos demais resíduos (relação +N/-N = 5,60) e os menores valores foram observados para os resíduos de cascas, raízes e combinados (Quadro 3). Aos 120 dias de incubação não se observa diferença na magnitude do efeito da adição de N entre os resíduos estudados.

A adição de N (relação +N/-N de 5,16) resultou em maior taxa de recuperação do C adicionado via resíduo de folha aos 240 dias, indicando que a adição de N favorece a recuperação de C via resíduos de folha na FP em maior magnitude quando comparado aos demais resíduos (em média = 0,96) neste tempo de amostragem.

Quando se avalia o efeito do tempo na magnitude do efeito da adição de N (relação +N/-N), verificam-se efeitos estatisticamente significativos para os resíduos de folhas, galhos e raízes. Para o resíduo de folhas, verificou-se efeito linear ($\hat{y} = 1,98 + 0,012 X$) do tempo sobre a taxa de recuperação de C na FP, resultando em incremento na relação +N/-N de 2,15 para 4,80. Para galhos, a resposta à adição de N ao longo do tempo foi quadrática ($\hat{y} = 2,92 - 0,0066 X - 0,000014 X^2$), em que, aos 30 dias se observa o maior valor (5,60) e aos 240 o menor (0,65).

A adição de resíduos de colheita de eucalipto, nesse estudo, proporcionou acúmulo de C na fração da MOS ligada à matriz mineral do solo, evidenciando a importância do aporte de material vegetal para a manutenção da MOS. Indica ainda, que a manutenção dos resíduos de colheita mais lignificados na área de cultivo tais como galhos, cascas e raízes, contribui para a manutenção dos teores de C, diminuindo o efeito “priming” de decomposição causado pela adição de N mineral.

Quadro 3. Relações entre as taxas de recuperação do C adicionado via resíduos de eucalipto (com e sem adição de N) da fração pesada da MOS

Tempo (dias)	Resíduos									
	Folha		Casca		Galho		Raiz		Combinado	
	Relação +N/-N									
15	1,39 (\pm 0,08) *	A **	2,33 (\pm 0,43)	A	0,76 (\pm 0,16)	A	1,14 (\pm 0,22)	A	1,40 (\pm 0,40)	A
30	4,06 (\pm 0,52)	B	1,79 (\pm 0,26)	C	5,60 (\pm 0,45)	A	2,83 (\pm 0,22)	C	1,98 (\pm 0,18)	C
60	2,15 (\pm 0,60)	A	2,30 (\pm 0,32)	A	1,91 (\pm 0,24)	A	3,27 (\pm 0,34)	A	0,86 (\pm 0,07)	B
120	2,60 (\pm 0,69)	A	1,14 (\pm 0,12)	A	1,58 (\pm 0,31)	A	1,36 (\pm 0,13)	A	1,54 (\pm 0,25)	A
240	5,16 (\pm 1,45)	A	1,21 (\pm 0,21)	B	0,65 (\pm 0,10)	B	1,25 (\pm 0,35)	B	0,73 (\pm 0,06)	B

*Correspondente ao erro padrão da média (n=4)

**Letras comparam resíduos em cada tempo de incubação (Skott-Knott; $p < 0,05$).

3.3 Substâncias Húmicas

Embora não havendo diferença significativa entre tratamentos no que diz respeito à adição de N e também diferença na recuperação de C-adicionado entre os resíduos utilizados nas SH da MOS, provavelmente, em decorrência do elevado CV (%), foram detectadas tendências ($p < 0,2$) interessantes (Figura 4), que merecem ser discutidas.

Na ausência de adição de N as taxas de recuperação do C do resíduo na fração humina (FH) eram de 16, 31, 26, 15, e 21 %, respectivamente, para folhas, cascas, galhos, raízes e combinados. Quando da aplicação de N as taxas de recuperação do C na FH para esses mesmos resíduos foram de, 7, 19, 22, 7 e 21 % (Figura 5) sendo numericamente menores, mas não estatisticamente diferentes dos tratamentos sem adição de N.

Em estudo realizado por Moran et al. (2005), no qual avaliou-se o efeito da adubação nitrogenada sobre a decomposição de palhada de arroz (*Oryza sativa* L.), observou-se que a presença de N mineral aumentou a estabilização de C-resíduo na fração humina do solo em aproximadamente 7 % ($163 \pm 1 \mu\text{g g}^{-1}$ de C no solo com N-mineral e resíduo, e $152 \pm 1 \mu\text{g g}^{-1}$ de C no solo quando apenas com resíduo), após 90 dias de incubação, obtendo-se 65 % de recuperação do resíduo adicionado nas diversas frações da MOS. Os autores sugeriram que a adição de N aumenta a estabilização de C em formas mais estáveis do solo. Contudo, vale ressaltar que a dose de N aplicada ao solo no estudo feito por Moran et al. (2005) foi 70 % superior (85 mg dm^{-3} de N no solo) a dose utilizada neste estudo.

A elevada taxa de recuperação do C-adicionado via resíduos (em média 18,4 %) na fração humina da MOS, mesmo em curto prazo, permite propor a existência de possível material herdado de natureza “supramolecular”, visto que a formação de novos compostos orgânicos humificados de natureza macromolecular é mais lenta, podendo chegar a vários anos. Tais compostos de natureza “supramolecular” seriam originados da interação entre os produtos de degradação parcial de compostos orgânicos, de origem vegetal e microbiana, estabilizados por pontes metálicas e de hidrogênio. Isso pode ser subsidiado por estudo realizado por Kelleher & Simpson (2006), em que foram avaliadas as características químicas dos compostos humificados por ressonância magnética nuclear multidimensional, no qual observou-se que grande parte do material

definido operacionalmente como húmico, nada mais era do que uma complexa mistura de produtos derivados de estruturas microbiana e vegetal, não sendo considerados, portanto, uma nova classe de compostos químicos, mas sim compostos herdados diretamente do material de origem.

Em trabalho similar, Simpson et al. (2007) avaliaram a composição química da fração humina e observaram a presença de cinco grandes grupos de componentes encontrados em resíduos vegetais e microorganismos do solo, tais como peptídeos, grupos alifáticos, carboidratos, peptídeoglicanos e ligninas. Isso explica, também, os resultados encontrados por Abe et al. (2007), os quais observaram, após 14 dias de incubação, que 24,7 % do ^{15}N aplicado via fertilizante estava em frações orgânicas do solo e 33,8 % desse N encontrava-se na fração humina. Tais resultados vão em direção oposta às teorias que propõem a existência de substâncias húmicas de natureza macromolecular, em que a formação de novos compostos orgânicos humificados, com estrutura macromolecular, levaria vários anos para ocorrer (Stevenson, 1994).

Estudos sobre a dinâmica do C no solo são dificultados devido às técnicas utilizadas nos procedimentos de análise. Por exemplo, as técnicas de extração química podem alterar a estrutura molecular podendo, assim, operacionalmente resultar em alterações funcionais das estruturas da MOS (Grandy & Neff, 2008).

Fica evidente neste trabalho que a adição de resíduos de colheita aumenta a estabilização de C em frações estáveis da MOS em todos os casos, visto que ocorreu recuperação média de 18,4 % do C adicionado via resíduos na fração humina do solo, em relação ao tratamento sem adição de resíduos.

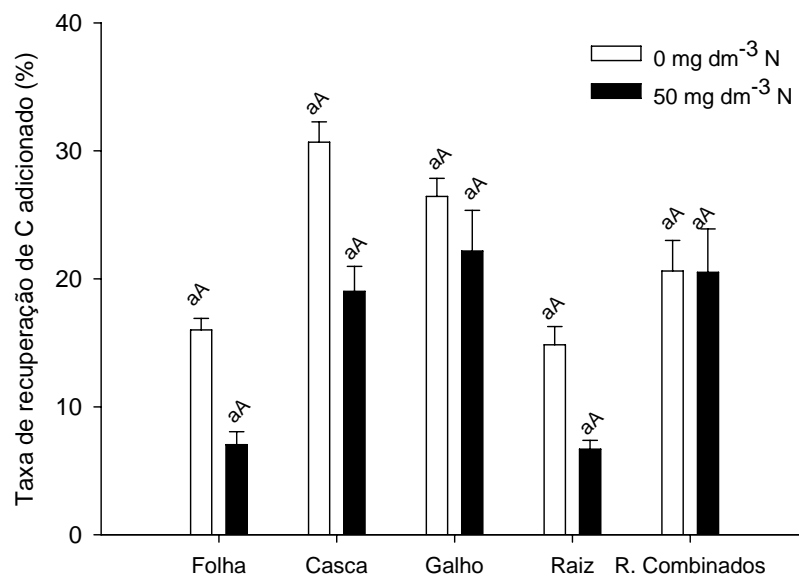


Figura 5. Recuperação do C-adicionado via resíduo de eucalipto na fração humina da matéria orgânica do solo após 240 dias de incubação. Letras minúsculas comparam o dose de N em cada resíduo (F; $p < 0,05$) e letras maiúsculas comparam resíduos em cada dose de N (Skott Knott; $p < 0,05$). As barras correspondem ao erro padrão da média ($n=4$).

Quando se analisa a variação na razão isotópica do ^{13}C na FH ao final de 240 dias de incubação, observa-se decréscimo expressivo (Figura 6) em relação à amostra sem adição de resíduos de eucalipto (controle), indicando que o C proveniente do resíduo vegetal foi incorporado à essa fração.

Em média, para os tratamentos sem adição de N o decréscimo da razão isotópica do ^{13}C foi de 35 % (-15,76 para -21,25 %) e naqueles com adição de N o decréscimo foi de 33 % (-15,76 para -20,96 %). Essa pequena diferença numérica indica que o N não causa diferenças na razão isotópica.

Para as frações ácidos fúlvicos (FAF) e ácidos húmicos (FAH), a taxa de recuperação do C do resíduo de colheita adicionado pode ser considerada insignificante; após 240 dias de incubação a maior taxa de recuperação foi de apenas 0,27 % no tratamento com casca para a fração AF e 0,36 % no tratamento com folha para a FAH. Devido aos baixos percentuais de recuperação, optou-se por não apresentar os resultados de recuperação nesse estudo. Contudo, verifica-se pequena variação quanto a razão isotópica do ^{13}C nessas frações (Figura 6).

A incorporação de material proveniente de resíduo de eucalipto após 240 dias de incubação na FAF, verificada por meio do decréscimo na razão isotópica de ^{13}C , foi, em média, de -1,12 % (-16,04 para -17,16 %) nos tratamentos sem adição de N e de -

1,11 ‰ (-16,04 para -17,15 ‰) nos tratamentos que receberam adição de adubação nitrogenada.

Na FAH, em média, para os resíduos sem adição de N, não houve mudança na razão isotópica de ^{13}C . Quando o N foi adicionado ao solo ocorreu pequeno decréscimo na razão isotópica de ^{13}C , em média -0,26 ‰ (-16,06 para -16,32 ‰) em relação à amostra sem adição de resíduos de eucalipto (Figura 6), sendo verificado aumento na razão isotópica do ^{13}C para o resíduo de galho (Figura 6).

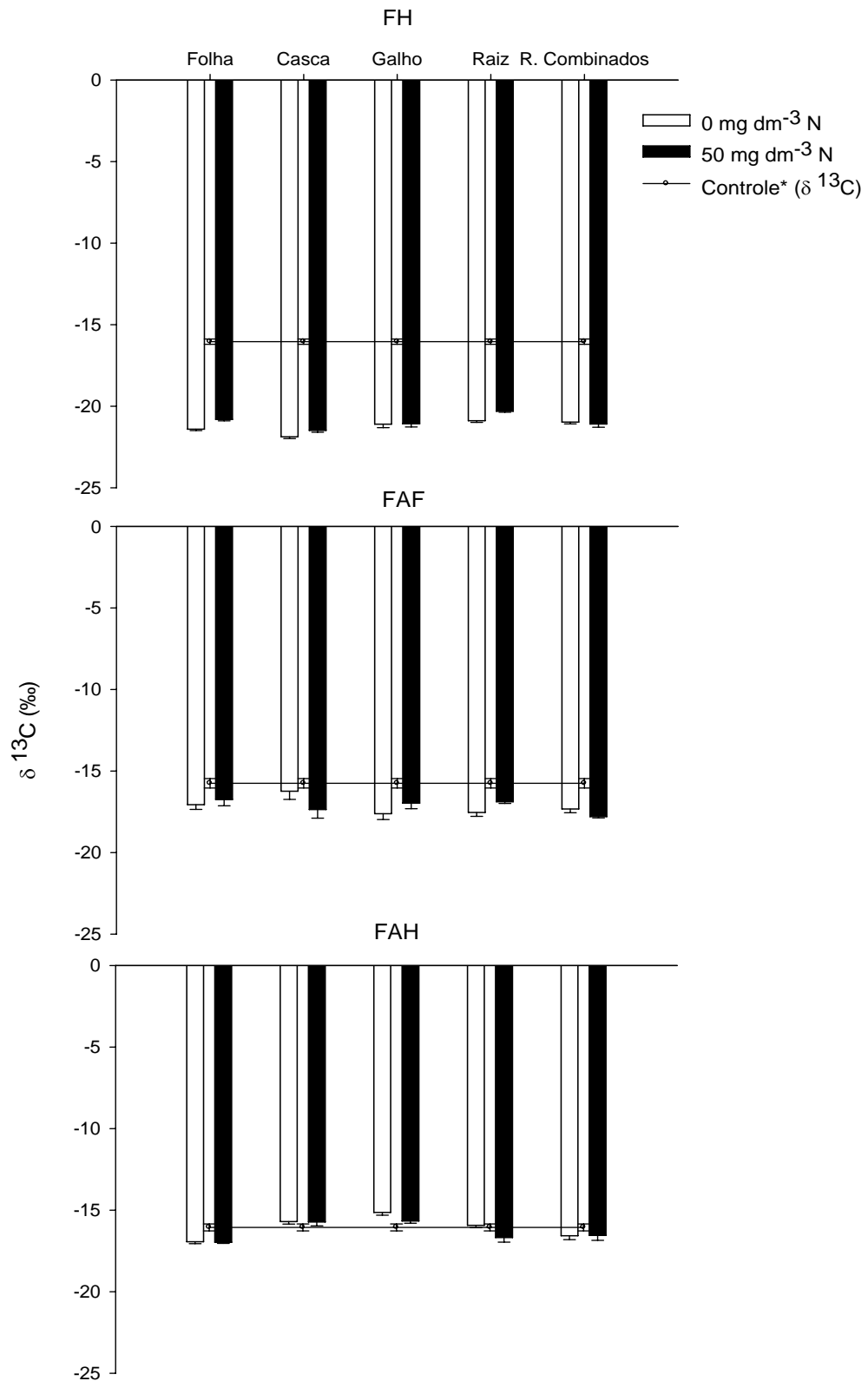


Figura 6. Variação isotópica do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) nos tratamentos com adição diferenciada de resíduos de eucalipto e dose de N, fração humina (FH), fração ácidos fúlvicos (FAF) e fração ácidos húmicos (FAH) da MOS. As barras correspondem ao erro padrão da média (n=4). *Amostra de solo sem adição de resíduos de eucalipto e N.

4. CONCLUSÕES

- A aplicação de N ao solo favorece a ciclagem do C da fração leve quando se aplica resíduos lábeis (folhas), mas reduz sua decomposição quando da aplicação de resíduos mais recalcitrantes (cascas, galhos e raízes);
- A adição de N auxilia na estabilização de C no solo, com maior frequência, em tratamentos com resíduos de maior recalcitrância (cascas e raízes);
- O resíduo de casca foi mais eficiente em estabilizar C na fração pesada da MOS;
- Das frações húmicas do solo, a fração humina foi onde se estabilizou a maior proporção do C derivado dos resíduos de eucalipto.

5. LITERATURA CITADA

ABE, T.; KATAYAMA, A. & WATANABE, A. Temporal changes in distribution and composition of N from labeled fertilizer in soil organic matter fractions. *Biol. Fertil. Soils*, 43:427-35, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS – ABRAF. Anuário estatístico da ABRAF: ano base 2006. Brasília, 2007, 80p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA TÉCNICA DE CELULOSE E PAPEL - ABTCP. Normas técnicas ABCP. São Paulo: ABTCP, 1974.

BALESDENT, J. & MARIOTTI, A. Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance. In: Boutton, T.W. Yamasaki S. eds., *Mass spectrometry of soil*. Marcel Dekker, New York, p. 83–112, 1996.

BALESDENT, J.; MARIOTTI, A. & GUILLET, B. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biol. Biochem.*, 19: 25–30, 1987.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C. & MORAES, J.F.L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter in Brazil. *Geoderma*, 82:43-58, 1998.

BIRD, J.A.; van KESSEL, C. & HORTWATH, W.R. Stabilization of ^{13}C -Carbon and immobilization of ^{15}N -Nitrogen from rice straw in humic fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:806-816, 2003.

BOUTTON, T.W.; ARCHER, S.R.; MIDWOOD, A.J.; ZITZER, S.F. & BOL, R. $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. *Geoderma*, 82:5-41, 1998.

CHABBI, A.; RUMPEL, C.; GROOTES, P.M.; MARIOTTI, A. & HÜTTTL, R.F. Isotopic tracers for the analysis of vegetation-derived organic matter in lignite-containing soils and sediments along a transect ranging from a Forest soil to submerged lake sediment. *Org Geochem.*, 37:740-53, 2006.

CHAER, G.M. & TÓTOLA, M.R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:1381-96, 2007.

DEMOLINARI, M.S.M.; SILVA, I.R.; LIMA, A.M.N.; VERGÜTZ, L. & MENDONÇA, E.S. Efeito da solução de separação densimétrica na quantidade e qualidade da matéria orgânica leve e na quantificação do carbono orgânico da fração pesada. *R. Bras. Ci. Solo.*, 32:871:79, 2008.

DEMOLING, F.; FIGUEROA, D. & BÅÅTH, E. Comparison of factors limiting bacterial growth in different soils. *Soil Biol. Biochem.*, 39:2485-95, 2007.

DJIKSTRA, F.A.; HOBBIE, S.E.; KNOPS, J.M.H. & REICH, P.B. Nitrogen deposition and plant species interact to influence soil carbon stabilization. *Ecology Letters*, 7:1192- 98, 2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

FIERER, N. & SCHIMEL, J.P. A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production commonly observed following the rapid rewetting of a dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:798–805, 2003.

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*, Capítulo I. Disponível em <http://www.eucalyptus.com.br/>. 2005, 109p.

FOEREID, B.; NEERGAARD, A. & HØGH-JENSEN, H. Turnover of organic matter in a *Miscanthus* field: effect of time in *Miscanthus* cultivation and inorganic nitrogen supply. *Soil Biol. Biochem.*, 36:1075-85, 2004.

FUNDAÇÃO ARTHUR BERNARDES. SAEG - Sistema para análises estatísticas, Versão 9.1: Universidade Federal de Viçosa - Viçosa, 2007, (www.ufv.br/saeg).

GOLCHIN, A.; OADES, J.M.; SKJEMSTAD, J.O. & CLARKE, P. Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.*, 32:1043-68, 1994.

GOLDSCHIMID, O. Ultraviolet spectra. In: SARKANEN, K. V. & LUDWIG, C. H. *Lignins: occurrence, formation, structure and reactions*. New York: John Wiley, 916 p., 1971.

GOMIDE, J.L. & DEMUNER, B.J. Determinação do teor de lignina em material lenhoso: método Klason modificado. *O Papel*, 47:36-38, 1986.

GRANDY, A.S. & NEFF, J.C. Molecular C dynamics downstream: The biochemical decomposition sequence and its impact on soil organic matter structure and function, *Sci Total Environ* (2008), IN PRESS.

GRANDY, A.S. & ROBERTSON, G.P. Land use intensity effects on soil C accumulation rates and mechanisms. *Ecosystems*, 10:58–73, 2007.

HAILE-MARIAM, S.; CHENG, W.; JOHNSON, D.W.; BALL, J.T. & PAUL A. Use of Carbon-13 and Carbon-14 to Measure the Effects of Carbon Dioxide and Nitrogen Fertilization on Carbon Dynamics in Ponderosa Pine. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1984–93, 2000.

KELLEHER, B. & SIMPSON, A.J. Humic Substances in Soils: Are they really chemically distinct? *Environ. Sci. Technol.*, 40:4605-11, 2006.

KEMMITT, S.J.; LANYON, C.V.; WAITE, I.S.; WEN, Q.; ADDISCOTT, T.M.; BIRD, N.R.A.; O'DONNELL, A.G. & BROOKES, P.C. Mineralization of native soil

organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass – a new perspective. *Soil Biol. Biochem.*, 40:61-73, 2008.

LARCHER, W. *Ecofisiologia vegetal*. São Carlos: Rima. 2000, 531 p.

LIAO, J.D.; BOUTTON, T.W. & JASTROW, J.D. Storage and dynamics of carbon and nitrogen in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland. *Soil Biol. Biochem.*, 38:3184-3196, 2006.

LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S.; SMYTH, T.J.; MOREIRA, M.S. & LEITE, F.P. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in Southeastern Brazil. *For. Ecol. Manag.*, 235:219-231, 2006.

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: 067–74, 2004.

MORAN, K.; SIX, J.; HORWATH, W.R. & KESSEL, C.V. Role of mineral-nitrogen in residue decomposition and stable soil organic matter formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69:1730-1736, 2005.

NAMBIAR, E.K.S. Sustained productivity of forest is a continuing challenge to soil science. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:1629-1642, 1996.

QUÉDRAOGO, E.; MANDO, A. & STROOSNIJDER, L. Effects of tillage, organic resources and nitrogen fertilizer on soil carbon dynamics and crop nitrogen uptake in semi-arid West Africa. *Soil & Till. Res.*, 91:57-67, 2006.

RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil*, 269:341-56, 2005.

RINNAN, R.; MICHELSEN, A.; BÅÅTH, E. & JONASSON, S. Mineralizations and carbon turnover in subarctic heath soil as affected by warming and additional litter. *Soil Biol. Biochem.*, 39:3014-23, 2007.

RUBINO, M.; LUBRITTO, C.; D'ONOFRIO, A.; TERRASI, F.; GLEIXENER, G. & COTRUFO, M.F. An isotopic method for testing the influence of leaf litter quality on carbon fluxes during decomposition. *Oecologia*, 154:155–66, 2007.

SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; FILHO, S.P.V.; PICCOLO, M.C. & FEIGL, B.E. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:1486-1499, 2001.

SCHIMEL, J.P. & HÄTTENSCHWILER, S. Nitrogen transfer between decomposing leaves of different N status. *Soil Biol. Biochem.*, 39:1428-36, 2007.

SILVA, E.F. Frações da matéria orgânica do solo e decomposição de resíduos da colheita de eucalipto em solos de tabuleiros costeiros da Bahia. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2008. 101p. Tese de Doutorado.

SILVA, A. R. Modelagem e quantificação da compactação de Latossolos cultivados com Eucalipto. Lavras, Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2006. Tese de Doutorado.

SILVA, I.R. & MENDONÇA, E.S. Cap VI - Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS RF, ALVAREZ VH, BARROS NF, FONTES RLF, CANTARUTTI RB & NEVES JCL. Fertilidade do solo. Viçosa – MG; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017p.

SIMPSON, A.J.; SONG, G.; SMITH, E.; LAM, B.; NOVOTNY, E.H. & HAYES, M.H.B. Unraveling the Structural Components of Soil Humin by Use of Solution-State Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 876-83, 2007.

SOHI, S.P.; MAHIEU, N.; ARAH, J.R.M.; POWLSON, D.S.; MADARI, B. & GAUNT, J.L. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:1121-1128, 2001.

STEVENSON, F.J. *Humus Chemistry: Genesis, composition, reactions*. New York, Willey & Sons Inc., 1994. 496 p.

SWIFT, R.S. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci.*, 166: 858-871, 2001.

URQUIAGA, S.; CADISH, G.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M. & GILLER, K.E. Influence of decomposition of roots of tropical forage species on the availability of soil nitrogen. *Soil Biol. Biochem.*, 30:2099-106, 1998.

von LÜTZOW. M.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBERGER, G.; MATZNER, E. & MARSHNER, B. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms (Review). *Soil Bio. Biochem.*, 39:2183–2207, 2007.

WANG, W.J.; BALDOCK, J.A.; DALALA, R.C. & MOODY, P.W. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. *Soil Biol Biochem.*, 36:2045–58, 2004.

WILLIAMS, M.A.; MYROLD, D.D. & BOTTOMLEY, P.J. Distribution and fate of ¹³C-labeled root and straw residues from ryegrass and crimson clover in soil under western Oregon field conditions. *Biol. Fertl. Soils*, 42:523-531, 2006.

IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora os dados de teores de C tenham indicado efeito não significativo do N na estabilização do C do resíduo nas substâncias húmicas, com base na variação na razão isotópica do C foi possível verificar que a contribuição do C de resíduos mais recalcitrantes de eucalipto é favorecida pela presença de N, ou seja, maior quantidade de C derivado do resíduo é incorporada em frações mais estáveis da MOS na presença de N, restituindo o C da matéria orgânica nativa derivada da pastagem que foi decomposta no período. Adicionalmente, a manutenção de resíduos mais resistentes à decomposição, tais como casca e galhos, favorece a incorporação de C, principalmente na fração humina, constituída por complexos argilo-orgânicos de maior estabilidade e, possivelmente, maior permanência no solo no longo prazo.

Finalmente, é importante lembrar que este estudo foi realizado em condições de laboratório e os resíduos utilizados foram triturados e incorporados ao solo, fazendo-se necessários estudos adicionais sobre a estabilização de C em frações da MOS quando esses resíduos são deixados à superfície do solo, triturados e ou incorporados ao solo, em condições de campo e, principalmente, o estudo de doses de N para que a estabilização de C seja mais efetiva como tem sido mostrado em alguns trabalhos.

V. CONCLUSÕES GERAIS

- A adição de resíduos de eucalipto ao solo aumenta os teores de C em todas as frações da MOS, principalmente nas frações mais estáveis ligadas aos minerais do solo;
- Os resíduos de maior recalcitrância são mais eficientes em estabilizar C proveniente de resíduos de eucalipto em frações estáveis da MOS (FP);
- A adubação nitrogenada favorece a estabilização de C nas fração pesada da MOS, principalmente quando da aplicação de resíduos mais recalcitrantes;
- Os resíduos de eucalipto, incorporados ao solo, auxiliam na estabilização de C nas frações húmicas da MOS, principalmente na fração humina;
- A baixa dose de N adicionada ao solo não causou efeito na estabilização de C nas SH da MOS.