

IVAN FRANCISCO DE SOUZA

**DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DA COLHEITA E TRANSFERÊNCIA DE
CARBONO PARA O SOLO EM PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2012

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

T

S729d
2012

Souza, Ivan Francisco de, 1984-

Decomposição de resíduos da colheita e transferência de carbono para o solo em plantações de eucalipto / Ivan Francisco de Souza. – Viçosa, MG, 2012.
viii, 70f. : il. ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: Nairam Félix de Barros.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Solos - Teor de carbono. 2. Dióxido de carbono.
3. Resíduos vegetais. 4. Eucalipto. 5. Humus. I. Universidade
Federal de Viçosa. II. Título.

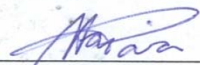
CDD 22. ed. 631.4

IVAN FRANCISCO DE SOUZA


**DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DA COLHEITA E TRANSFERÊNCIA DE
CARBONO PARA O SOLO EM PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO**

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

APROVADA: 15 de fevereiro de 2012.



Haroldo Nogueira de Paiva



Emanuelle Mercês Barros Soares



Ivo Ribeiro da Silva
(Presidente da Banca)

AGRADECIMENTOS

Ao professor Nairam Félix de Barros pela oportunidade a mim concedida para elaboração deste trabalho, pela paciência e pelo exemplo de dedicação.

Ao professor Ivo Ribeiro da Silva pela confiança e pelo incentivo durante a condução deste trabalho.

A João Milagres pela amizade e por todos os bons conselhos.

Aos professores Haroldo Nogueira de Paiva e Emanuelle Mercês Barros Soares pelas críticas e valiosas sugestões para a correção da dissertação.

Aos meus pais Luiz e Célia e meu irmão Walter por compreenderem a minha ausência, pelo incentivo incondicional e pelo carinho.

À Junia pelo carinho, companhia e pela paciência.

À Luciana de Castro Freitas pela incrível disponibilidade e atenção.

Aos colegas de trabalho e grandes amigos, Robert, Lucas, Nathália, Mariana, Laisa, Rafael, Rodrigo, Luis, Fernandinha, Silvano, Guilherme, Aline, Gabriel, Nanda, Leonardus, Marrone, Mateus e Itamar pelo cotidiano agradável e pela amizade.

Ao José Luiz, Geraldo Vitor e Reginaldo pela amizade, boa vontade, pelo esforço nos trabalhos de campo e preparo de material de laboratório.

Aos funcionários e amigos Beto, Sr. Cardoso, Poliana, Carlos, Claudinho e Luiz Fernando pela amizade e disponibilidade.

Aos amigos Bárbara, Ritinha, José Adinan, Marino, Tarcísio, Mônica, Léo, Tiago Lelis, Luiz Fernando e Gelton pelas conversas e bons exemplos.

Aos amigos de república Marcelo, Jeferson, Luciano, Mário, Mateus, Júlio, André e à Adelina, pela prosa e pela amizade.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Solos pela oportunidade de crescimento pessoal e profissional.

Ao CNPq e ao Programa NUTREE pela concessão da bolsa de estudos e pelo apoio financeiro à realização do trabalho de pesquisa.

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vii
I. INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	2
II. CAPÍTULO 1	5
 DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO INFLUENCIADA PELA APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO, MANUTENÇÃO DA CASCA E TIPO DE MANEJO EM CONDIÇÕES EDAFOCLIMÁTICAS DISTINTAS	5
1. INTRODUÇÃO	5
2. MATERIAL E MÉTODOS	8
2.1. Características das áreas experimentais	8
2.2. Tratamentos e instalação dos experimentos	9
2.3. Coleta e preparo das amostras dos resíduos vegetais e determinação da taxa de decomposição	11
2.4. Análises estatísticas	12
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
3.1. Taxa de decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto	12
3.2. Tempo de meia-vida ($t_{0,5}$) dos resíduos	14
3.2. Efeito de características climáticas sobre o tempo de meia-vida ($t_{0,5}$) dos resíduos da colheita de eucalipto	18
3.2.1. Temperatura	18
3.2.2. Precipitação	20
3.3. Propriedades do solo	21
3.3.1. pH	21
3.3.2. Textura	22
4. CONCLUSÕES	24
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24
III. CAPÍTULO 2	31
 TRANSFERÊNCIA DE CARBONO DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO PARA A MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO INFLUENCIADA PELA APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO, MANUTENÇÃO DE CASCA E TIPO DE MANEJO EM CONDIÇÕES EDAFOCLIMÁTICAS DISTINTAS.....	31
1. INTRODUÇÃO	31
2. MATERIAL E MÉTODOS	34
2.1. Coleta do material experimental	36
2.2. Caracterização dos solos	37
2.3. Fracionamento físico do solo e caracterização da matéria orgânica do solo	38
2.4. Transferência de C para a matéria orgânica – fórmulas e cálculos	39
2.5. Taxa de recuperação de C derivado dos resíduos na fração MAM	40
2.6. Influência de fatores edáficos e climáticos sobre a transferência e estabilização de C para o solo	41

2.6.1. <i>Estimativa do nível de proteção de C e déficit de saturação de C do solo</i>	41
2.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	42
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
3.1. <i>Teores de C matéria da orgânica particulada (MOP) e da associada aos minerais (MAM)</i>	43
3.2. <i>Estimativa da transferência de C dos resíduos da colheita de eucalipto para a fração MAM por meio da variação da abundância natural de ¹³C</i>	46
3.3. <i>Taxa de recuperação de C (TRC)</i>	50
3.4. <i>Influência de fatores edáficos, temperatura e déficit de saturação de C sobre a transferência e a estabilização de C derivado dos resíduos de eucalipto na fração MAM</i>	53
4. CONCLUSÕES	58
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	67
V. CONCLUSÕES GERAIS.....	68
7. ANEXOS.....	69

RESUMO

SOUZA, Ivan Francisco de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2012. **Decomposição de resíduos da colheita e transferência de carbono para o solo em plantações de eucalipto.** Orientador: Nairam Félix de Barros. Coorientador: Ivo Ribeiro da Silva.

No Brasil as plantações de eucalipto são estabelecidas em regiões com diferentes condições edafoclimáticas que afetam a decomposição de resíduos da colheita e a transferência de C (C_{res}) deste material para a matéria orgânica do solo (MOS), que é considerada um dos principais indicadores da qualidade do solo e sustentabilidade da produção. Nestas plantações, o descascamento das árvores no campo proporciona maior aporte de compostos recalcitrantes e maior relação C:N dos resíduos, embora pouco se sabe sobre a influência da presença da casca na decomposição deste material e formação da MOS. Além disso, as baixas doses de N aplicadas nestas plantações e a manutenção dos resíduos na superfície do solo podem limitar a sua decomposição e C_{res} estabilizado na MOS e, por isso, a aplicação de N e incorporação deste material ao solo poderiam acelerar sua taxa de decomposição e favorecer a transferência de C para o solo. Os principais objetivos do presente estudo foram determinar a influência da manutenção da casca, da aplicação de N e da incorporação dos resíduos para a decomposição e transferência de C para a MOS. Além disso, objetivou-se determinar os principais fatores edafoclimáticos que controlam estes processos em condições de campo. Os experimentos foram instalados em áreas de Mata Atlântica, nos municípios de Eunápolis (BA), Aracruz (ES), Virginópolis (MG), Belo Oriente (MG) e áreas de Cerrado, nos municípios de João Pinheiro (MG), Três Marias (MG), Curvelo (MG), Itamarandiba (MG), Vazante (MG) e em Luiz Antônio (SP). Foi utilizado o delineamento experimental em blocos casualizados com quatro repetições. Em cada local o experimento consistiu de 12 tratamentos em esquema fatorial completo 3 X 2 X 2, incluindo os fatores resíduos da colheita de eucalipto (remoção e manutenção de resíduos sem e com casca), manejo dos resíduos (superficial e incorporados) e aplicação de N (0 e 200 kg ha⁻¹). Para o referido estudo foi avaliada a massa de matéria seca remanescente após 0, 3, 6, 12 e 36 meses, estimados a taxa de decomposição (k) e os valores de tempo de meia-vida ($t_{0,5}$) dos resíduos de eucalipto. A transferência de C deste material para a

MOS foi avaliada após 12 meses, por meio do fracionamento físico do solo para a separação da matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM). A influência das variáveis climáticas e propriedades do solo sobre o $t_{0,5}$ e C_{res} para o solo foi determinada por regressão linear múltipla. A incorporação dos resíduos favorece tanto a decomposição quanto a transferência de C dos resíduos para o solo. A partir da manutenção da casca a decomposição dos resíduos é acelerada e relativamente ocorre menor recuperação de C no solo. Tanto a decomposição quanto a estabilização da MOS são pouco influenciadas pela aplicação de N. O $t_{0,5}$ dos resíduos de eucalipto é reduzido quando ocorrem maiores volumes de precipitação, temperaturas mais elevadas e incorporação dos resíduos, principalmente em solos arenosos. Em média, o $t_{0,5}$ dos resíduos de eucalipto foi de 1,28 anos. A C_{res} para o solo é reduzida pelo aumento da temperatura e redução da acidez do solo e favorecida por maiores teores de argila e déficit de saturação de C. Em média, a taxa de recuperação de C dos resíduos no solo em 12 doze meses foi de 15 % do total decomposto.

ABSTRACT

SOUZA, Ivan Francisco de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2012. **Harvest residue decomposition and carbon transference to the soil in eucalypt plantations.** Adviser: Nairam Félix de Barros. Co-adviser: Ivo Ribeiro da Silva.

In Brazil, eucalyptus is planted in regions with different climate and soil conditions, which affect harvest residue decomposition and the rate of carbon transference from residues (C_{res}) to the soil, hence influencing soil organic matter (SOM) content. SOM is considered one of the most important indicators of soil quality and forest production sustainability. Debarking the trunk of the tree during forest harvesting contributes to increase the amount of residues left in the site, but it may impair residues decomposition due to the large C:N ratio of the material. However, very little is known about bark influence on eucalypt residue decomposition and its role on SOM formation under the Brazilian conditions. It is a common practice the use of low rates of N fertilizers in eucalypt plantations in Brazil, which would contribute to slower microbial activity in the decomposition process. Leaving the residues on the surface without incorporating them into the soil would also help to limit C_{res} to SOM. Hence, this study has the objective to determine the influence of leaving on soil surface eucalypt bark and slash in site after harvesting operations as well as the effect of nitrogen fertilizer addition on the rates of residue decomposition and C_{res} to the SOM, and how climate and soil characteristics affect these processes. The experiment was installed in four sites (Eunápolis, Aracruz, Virginópolis and Belo Oriente) belonging to the Atlantic Forest biome and six (João Pinheiro, Três Marias, Curvelo, Itamarandiba e Luiz Antônio) belonging to the Cerrado (savannah type of vegetation), all varying in climate and soil characteristics. In each site the 12 treatments (3 slash handling systems, i.e., complete removal, left in the site with trunk debarking or not; 2 slash disposal systems, i.e., left on soil surface or incorporated into the soil; and 2 rates of N, i.e., zero or 200 kg ha⁻¹) were laid out in random blocks with 4 replications. The remaining dry matter was quantified at 0, 3, 6, 12 and 36 months later, and estimated the decomposition constant (k) and half life time ($t_{0,5}$) of the residues. Residue C_t to SOM was assessed 12 months after starting the trial, by soil physical fractionation to separate particulate organic matter (POM)

and organic matter associated to soil minerals (MAM). The influence of climate and soil characteristics on $t_{0,5}$ and C_{res} was estimated by linear multiple regression. Residue incorporation into the soil favored both the decomposition and C_{res} . Decomposition was enhanced by debarking but less C_{res} was detected. Nitrogen addition had little effect on the residues decomposition rate and SOM stabilization. Residues $t_{0,5}$ was shorter in sites with higher rainfall regimes and mean annual temperatures and residues incorporation, mainly in sandy soils. The mean residue $t_{0,5}$ was 1.28 year. C_{res} is reduced with increasing mean temperature and soil acidity and enhanced by increased clay content and deficit of C saturation of the soil. In average, the rate of C recovering was 15 % from the decomposed residues, in 12 months.

I. INTRODUÇÃO GERAL

Em escala global, o solo apresenta estoque de C da ordem de 1500 Pg até 1 m de profundidade, aproximadamente duas vezes a quantidade de C presente na atmosfera e três vezes o total de C acumulado na matéria seca de plantas (Eswaran et al., 1993; IPCC, 2001). Do estoque total de C do solo, aproximadamente 30 % ocorrem em ecossistemas tropicais (IPCC, 2001), nos quais o C encontra-se na forma de compostos orgânicos e constitui a matéria orgânica do solo (MOS) cuja manutenção ou incremento em áreas manejadas poderia mitigar parte do CO₂ atmosférico por meio do acúmulo de C na MOS a partir da produção vegetal (Lal, 1997; Paustian, 1997).

No Brasil, as plantações de eucalipto são de grande importância para o tema, tanto pela alta produtividade obtida, quanto pela aplicação de técnicas de manejo conservacionistas, principalmente no preparo do solo (Gonçalves & Barros, 1999), pode favorecer a recuperação, a manutenção e o incremento dos estoques de C da MOS. Além disso, a maioria dos plantios de eucalipto têm sido estabelecidos em áreas de pastagens degradadas, e por isso sem a necessidade de abertura de novas áreas (Lima et al., 2006).

A produtividade média das plantações de eucalipto é de aproximadamente 40 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ e o estoque de C na matéria seca do povoamento pode atingir 100 Mg ha⁻¹, equivalente à remoção de 52 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de CO₂, nos 7 anos da rotação florestal (Gatto et al., 2010). Na época da colheita, o litter acumulado na superfície do solo apresenta valores da ordem de 8 a 14 Mg ha⁻¹ (Zinn et al., 2002; Pulrolnik et al., 2009) e se for considerado o sistema radicular, o aporte total de resíduos em pós-colheita pode ultrapassar 50 Mg ha⁻¹ (Barros & Comerford, 2002). No entanto, quanto desse material é transferido para a MOS ainda é desconhecido.

As propriedades físicas e químicas do solo, condições climáticas e composição química do resíduo influenciam a conversão de resíduos vegetais em MOS, cuja manutenção é imprescindível à sustentabilidade da produção vegetal, nas quais a MOS apresenta estreita relação com a ciclagem de nutrientes e conservação da umidade do solo (Schoenholtz et al., 2000; Barros & Comerford, 2002; Zinn et al., 2002). Além disso, se for considerado que o C no solo apresenta em geral uma

ciclagem mais lenta em comparação a resíduos vegetais (Parton et al., 1987; Trumbore & Czimczik, 2008), o entendimento quanto a contribuição deste material para a MOS em solos manejados torna-se ainda imprescindível.

A quantidade de resíduos aportados ao solo em plantações de eucalipto pode variar, por exemplo, em função do descascamento das árvores ser feito ou não no campo (Barros & Comerford, 2002; Hernández et al., 2009; Laclau et al., 2010). Embora a manutenção de maior quantidade de resíduos no campo minimize a remoção de nutrientes, pouco se sabe sobre o seu papel na conservação da MOS. Além disso, a manutenção de resíduos com maior proporção de compostos recalcitrantes poderia influenciar a decomposição e a transferência de C para as frações da MOS (Pulronik et al., 2009).

Desse modo, a partir da determinação da taxa de decomposição dos resíduos de florestas de eucalipto e da transferência de C deste material para a MOS, pode-se ampliar o entendimento quanto aos fluxos de C nos solos florestais no Brasil e possibilitar a previsão da contribuição destas florestas para a manutenção da MOS em longo prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROS, N.F. & COMERFORD, N.B. Sustentabilidade da produção de florestas plantadas na região tropical. In: ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V. & COSTA, L.M., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v.2. p.487-592.

ESWARAN, H.; VAN DEN BERG, E. & REICH, P. Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 192-194, 1993.

GATTO, A.; BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; SILVA, I.R.; LEITE, H.G.; LEITE, F.P. & VILLANI, E.M.A. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:1069-1079, 2010.

GONÇALVES, J.L.M. & BARROS, N.F. Improvement of site productivity for short-rotation plantations in Brazil. *Bosque*, 20:89-106, 1999.

HERNÁNDEZ, J.; DEL PINO, A.; SALVO, L. & ARRARTE, G. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *For. Ecol. Manag.*, 258: 92-99, 2009.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide - In: *Climate change 2001: the scientific basis: contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Houghton, J.T. ed. Cambridge, Cambridge University Press, 2001. p. 183-237.

LACLAU, J.P.; RANGER, J.; GONÇALVES, J.L.M.; MAQUÈRIE, V.; KRUSCHE, A.V.; M'BOU, A.T.; NOUVELLON, Y.; SAINT-ANDRÉ, L.; BOUILLET, J.P.; PICCOLO, M.C. & DELEPORTE, P. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical *Eucalyptus* plantations Main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. *For. Ecol. Manag.*, 259:1771-1785, 2010.

LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil Till. Res.*, 43:81-107, 1997.

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

PAUSTIAN, K.; ANDRÉN, O.; JANZEN, H.H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIESSEN, H.; VAN NOORDWIJK, M. & WOOMER, P.L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manag.*, 13:230-244, 1997.

PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F. & BRANDANI, C.B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha-MG. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1125-1136, 2009.

SCHOENHOLTZ, S.H.; VAN MIEGROET, H. & BURGER, J.A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *For. Ecol. Mang.*, 138:335-356, 2000.

TRUMBORE, S.E. & CZIMCZIK, C.I. An uncertain future for soil carbon. *Science*, 321:1455-1456, 2008.

ZINN, Y.L.; RESCK, D.V.S. & SILVA, J.E. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. *For. Ecol. Manag.* 166:285-294, 2002.

II. CAPÍTULO 1

DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO INFLUENCIADA PELA APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO, MANUTENÇÃO DA CASCA E TIPO DE MANEJO EM CONDIÇÕES EDAFOCLIMÁTICAS DISTINTAS

1. INTRODUÇÃO

Para as florestas plantadas o aporte de litter (Turner & Lambert, 2000; Zinn et al., 2002; Lima et al., 2008; Pulrolnik et al., 2009) e os resíduos da colheita das árvores (Barros & Comerford, 2002) constituem os principais aportes de C para matéria orgânica do solo (MOS) e são potenciais fontes de nutrientes para a rotação seguinte (Barros & Comerford, 2002; Nzila et al., 2002; Laclau et al., 2010). A massa de matéria seca de resíduos da colheita pode atingir 60 Mg ha^{-1} , se consideradas as raízes e o descascamento do tronco no campo (Barros & Comerford, 2002). Neste caso, apenas a contribuição da casca representaria aporte de aproximadamente 14 Mg ha^{-1} (Gatto et al., 2010).

Do ponto de vista da sustentabilidade, o descascamento das árvores e manutenção da casca no campo implica menor exportação de nutrientes (Laclau et al., 2000, 2005; Santana et al., 2008; Hernández et al., 2009), maior quantidade de resíduos é aportada ao solo e, por consequência, ocorre também maior aporte de compostos recalcitrantes (Quilhó et al., 1999; Kögel-Knabner, 2002; Corbeels et al., 2003), os quais podem influenciar a taxa de decomposição, embora o efeito da casca sobre a decomposição de resíduos da colheita de eucalipto apresente resultados contrastantes.

Alguns trabalhos mostram que a casca de eucalipto é um componente que se decompõe lentamente (Shammas et al., 2003; Epron et al., 2006; Hernández et al., 2009) e, por outro lado, há estudos que mostram que esta se decompõe a taxa similar aos componentes lábeis, como as folhas (Jones et al., 1999; Nzila et al., 2002). No Brasil são poucos os estudos sobre a influência da casca sobre a taxa de decomposição de resíduos florestais (Silva, 2008).

Esta informação é importante para o manejo de resíduos nas florestas plantadas (Epron et al., 2006) uma vez que de parte deste material pode ser convertida em MOS e parte em CO₂ (Paustian et al., 2000). A partir das diferenças qualitativas e quantitativas dos resíduos da colheita de eucalipto resultantes da manutenção ou não da casca no campo, foi testada a hipótese que sua taxa de decomposição é reduzida na presença da casca.

Os resíduos da colheita de eucalipto apresentam também elevada relação C:N, com valores de aproximadamente 30:1 para as folhas, enquanto raízes, galhos, lenho e casca apresentam relação C:N com valores entre 120 e 240:1 (Barros & Comerford, 2002). Em razão da relativa escassez de N e da elevada concentração de lignina e compostos fenólicos (Corbeels et al., 2003), durante a fase inicial da decomposição de resíduos florestais ocorre imobilização de N (Melillo et al., 1982; McClaugherty et al., 1985; Mellilo et al., 1989) e a disponibilidade de N no solo é reduzida (Melillo et al., 1982; Corbeels et al., 2003).

As plantações de eucalipto apresentam baixa resposta à adubação nitrogenada (Gonçalves et al., 2004; Pulito, 2010) e isto tem tornado esta prática pouco usual ou, quando empregada, pequenas doses de N são aplicadas (Barros et al., 1990). Dessa forma, a maior parte do N demandado pelas árvores seria proveniente da mineralização de compostos orgânicos (Gonçalves et al., 2001; Gama-Rodrigues et al., 2005; Barreto et al., 2010), tanto de resíduos vegetais aportados ao solo quanto da própria MOS (O'Connell et al., 2004).

Logo, dadas as atuais taxas de remoção de N devido à alta produtividade das plantações de eucalipto (Gonçalves & Barros, 1999; Laclau et al., 2000), a pequena quantidade de N aplicada e a relativa baixa concentração deste nutriente nos resíduos de eucalipto (Pulrolnik et al., 2009), foi testada a hipótese de uma aplicação de N favorecer a decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto.

Além da composição química do substrato, sua taxa de decomposição também é afetada pela precipitação pluviométrica e temperatura (Hobbie, 2000; Gama-Rodrigues et al., 2005). Por exemplo, Vitousek et al. (1994), verificaram que a temperatura foi a variável de maior importância para a decomposição de litter de *Metrosideros polymorpha* em Mauna Loa, Hawaii. De modo similar, Moore et al.

(1999) relataram que apenas a temperatura média anual explicou 72 % da variação da taxa de decomposição de 11 tipos de litter em 18 locais no Canadá.

Para ambientes tropicais a precipitação pluviométrica anual tende a apresentar grande influência sobre a decomposição de resíduos vegetais (Costa et al., 2005). Em regiões em que as chuvas são concentradas no verão, como ocorre no centro-sul do Brasil (Gama-Rodrigues et al., 2005), a disponibilidade de água para a atividade microbiana, pode ser influenciada pela taxa de evapotranspiração, que nesta estação, também é elevada em função da elevação da temperatura. Com isso a textura do solo, que por influenciar a retenção de água no solo, pode conseqüentemente, afetar a taxa de decomposição de resíduos vegetais (Scott et al., 1996; O'Connell et al., 2004).

Neste sentido, Zinn et al. (2002) verificaram maior acúmulo de litter de eucalipto em solo de textura arenosa em função da sua excessiva drenagem, em comparação a solos de textura média e argilosa. Para resíduos incorporados ao solo, Silver & Miya (2001) verificaram, por meio de extensa meta-análise, que maior taxa de decomposição de raízes ocorre em solos de textura média, comparados a solos de textura arenosa e argilosa. Estas observações sugerem que o equilíbrio entre a retenção de água e porosidade de aeração do solo influencia a atividade microbiana (Hassink et al., 1993).

No Brasil, o eucalipto é cultivado em regiões com diferentes regimes hídricos, sob diferentes condições de temperatura (Lima et al., 2008) e em solos de diferentes classes texturais (Zinn et al., 2002) e o entendimento da influência desses fatores sobre a decomposição de resíduos vegetais pode ser de utilidade na escolha de práticas de manejo florestal. Em função de os resíduos da colheita serem potenciais fontes de nutrientes para rotações subsequentes, o conhecimento acerca dos fatores que regulam sua taxa de decomposição é fundamental.

Em função da adoção do cultivo mínimo na reforma dos plantios de eucalipto (Gonçalves & Barros, 1999; Gonçalves et al., 2004), os resíduos da colheita da rotação anterior se decompõem lentamente dado o seu reduzido contato com o solo (Holland & Coleman, 1987; Scott et al., 1996) e, por isso sua incorporação com mínimo revolvimento do solo, no máximo aos primeiros 5 cm de profundidade aumentaria sua taxa de decomposição (Jones et al., 1999) e a mineralização de

nutrientes, que teriam sua disponibilidade aumentada na fase inicial de crescimento das plantas e com o objetivo de otimizar a adubação de cobertura.

No entanto, pouco ainda é conhecido sobre a importância relativa dos fatores climáticos e das propriedades do solo na decomposição de resíduos da colheita de eucalipto, bem como se estes fatores afetam a decomposição em função do manejo, incorporação ou manutenção na superfície do solo. Neste sentido, foi testada a hipótese que a decomposição de resíduos mantidos na superfície do solo ser mais influenciada pela temperatura e precipitação, enquanto a decomposição de resíduos incorporados ao solo ser mais influenciada pela textura do solo.

Os principais objetivos do presente estudo foram determinar a influência da composição dos resíduos, aplicação de nitrogênio tipo de manejo destes resíduos sobre sua decomposição. Além disso, objetivou-se determinar a influência de fatores climáticos e de propriedades do solo nesses processos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Características das áreas experimentais

Os dados foram obtidos a partir de experimentos que compõem a rede experimental do NUTREE – Programa em Nutrição e Solos Florestais. Os experimentos foram instalados em áreas de plantios comerciais de eucalipto, nos seguintes municípios: Eunápolis – EUN (BA) e Aracruz – ARA (ES) localizados em área correspondente ao bioma Mata Atlântica Litorânea, nos quais os experimentos foram iniciados em junho e julho de 2007, respectivamente; Virgínia – VIR (MG) e Belo Oriente – BOR (MG), localizados em área correspondente ao bioma Mata Atlântica em transição para o bioma Cerrado, sendo os experimentos iniciados em agosto de 2007; João Pinheiro – JPI (MG) e Três Marias – TMA (MG), nos quais os experimentos foram iniciados em setembro de 2007, respectivamente; nos municípios de Curvelo – CUR (MG); Itamarandiba – ITA (MG) e Vazante – VAZ (MG) em fevereiro e abril de 2008, respectivamente e em Luiz Antônio – LAN (SP) o experimento foi iniciado em fevereiro de 2009. As últimas seis áreas experimentais encontram-se no bioma Cerrado (Quadro 1). Em todas as áreas experimentais a

instalação dos experimentos foi realizada após a colheita florestal nos talhões selecionados.

Estes sítios foram selecionados em função das condições climáticas, principalmente volume e distribuição da precipitação e textura do solo. Dados diários de temperatura mínima, máxima e volume de precipitação foram coletados em todas as áreas experimentais.

Quadro 1. Localização das áreas experimentais, classificação e textura dos solos e características climáticas

Local/Estado	Coordenadas		Altitude m	Classes de solos SiBCS ⁽⁶⁾	Argila dag kg ⁻¹ solo ⁽⁷⁾	TMA ⁽⁸⁾ °C	PMA ⁽⁹⁾ mm
	Sul	Oeste					
Eunápolis (EUN)/BA ^a	16° 06'	39° 23'	138	PdA ⁽¹⁾	10,8	24,0	1192,4
Aracruz (ARA)/ES ^a	19° 51'	40° 05'	30	PAdx ⁽²⁾	31,4	23,6	1310,6
Virginópolis (VIR)/MG ^b	18° 42'	41° 42'	870	LVd ⁽³⁾	72,0	20,5	960,1
Belo Oriente (BOR)/MG ^b	19° 17'	42° 22'	242	LVAd ⁽⁴⁾	64,7	24,3	1271,7
João Pinheiro (JPI)/MG ^c	17° 48'	45° 53'	784	RQo ⁽⁵⁾	10,8	22,7	1383,4
Três Marias (TMA)/MG ^c	18° 15'	45° 03'	812	LVAd ⁽⁴⁾	15,0	22,2	1296,9
Curvelo (CUR)/MG ^c	18° 45'	44° 32'	708	LVd ⁽³⁾	67,3	23,0	1224,3
Itamarandiba (ITA)/MG ^c	17° 50'	42° 57'	904	LVd ⁽³⁾	76,2	20,8	1103,6
Vazante (VAZ)/MG ^c	17° 36'	46° 40'	551	LVAd ⁽⁴⁾	64,8	26,5	1199,0
Luiz Antônio (LAN)/SP ^c	21° 38'	47° 42'	663	LVAd ⁽⁴⁾	15,4	21,6	1241,9

^aBioma Mata Atlântica (Litoral); ^bTransição Mata Atlântica – Cerrado; ^cBioma Cerrado; ⁽¹⁾Argissolo Amarelo; ⁽²⁾Argissolo Amarelo coeso; ⁽³⁾Latossolo Vermelho distrófico; ⁽⁴⁾Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; ⁽⁵⁾Neossolo Quartzarênico; ⁽⁶⁾SiBCS – Sistema Brasileiro de Classificação de Solos; ⁽⁷⁾Argila, dag kg⁻¹ solo; ⁽⁸⁾TMA – Temperatura média anual, °C; ⁽⁹⁾PMA – Precipitação média anual, mm (média de 3 anos).

2.2. Tratamentos e instalação dos experimentos

Em cada local o experimento consistiu de 8 tratamentos segundo delineamento experimental em blocos ao acaso em esquema fatorial, 2 X 2 X 2, com os fatores composição e manejo dos resíduos de colheita de eucalipto e aplicação de N. Os níveis dos fatores foram: dois níveis para resíduos da colheita – 1. Resíduos sem casca, 2. Resíduos com casca; dois níveis para aplicação de N – 1. Aplicação de N em dose de 0 kg ha⁻¹ de N, 2. Aplicação de N equivalente a 200 kg ha⁻¹ de N e dois

níveis para manejo dos resíduos – 1. Manutenção dos resíduos à superfície do solo (cultivo mínimo), 2. Incorporado ao solo a 5 cm de profundidade.

As unidades experimentais (microparcelas) consistiram de um tubo de PVC de 15 cm de altura e 15 cm de diâmetro, contendo seis furos laterais, com 1cm de diâmetro, localizados à 10 cm de altura. Os tubos foram inseridos no solo até 10 cm de profundidade, de modo que os furos laterais ficassem ao nível da superfície do solo, para prevenir o acúmulo de água e permitir a movimentação da fauna do solo. Em seguida, os tratamentos com a manutenção dos resíduos à superfície foram dispostos na câmara produzida pelos 5 cm do tubo mantidos acima da superfície do solo.

Para os tratamentos com a incorporação, após a inserção do tubo de PVC, o solo da camada de 0 a 5 cm foi retirado e introduzida uma tela plástica com 5 mm de abertura de modo a delimitar a camada de 0 a 5 cm e a camada de 5 a 10 cm de profundidade. Em seguida, os resíduos foram misturados ao solo da camada de 0 a 5 cm, colocados novamente no interior do tubo de PVC. Para a aplicação de N, tanto para os tratamentos com a manutenção dos resíduos na superfície quanto incorporados ao solo, foi utilizada uma solução obtida pela dissolução de 1 g de nitrato de amônio (NH_4NO_3) em 50 mL de água deionizada.

Finalmente, cada unidade experimental foi coberta com tela plástica (malha com abertura de 1,5 cm) para prevenir a entrada de outro material que não o específico do experimento. Para todos os tratamentos foram utilizadas quatro repetições.

O material vegetal utilizado para representar os resíduos da colheita consistiu de folhas, galhos finos, lenho (galhos grossos), raízes e casca, que foram obtidos de árvores com idade de dois anos. O resíduo foi aplicado em doses de 21,7 e 31,7 Mg ha^{-1} , para os tratamentos sem e com casca, respectivamente. Essas quantidades foram determinadas com base em verificações de campo, a partir da remoção ou não da casca na colheita do povoamento. A massa de cada componente aplicado por unidade experimental e a sua caracterização são apresentadas no quadro 2.

Após digestão nitro-perclórica do material, foram determinados os teores de P, K, Ca, Mg e S. A caracterização química dos resíduos consistiu da determinação dos teores de C, N e abundância natural de ^{13}C em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (20–20; Anca-GLS, Sercon, Crewe, UK). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram expressos com base no padrão internacional V – PDB.

Quadro 2. Quantidade de resíduos aplicados em cada unidade experimental e sua caracterização química

Componente	Massa aplicada*	$\delta^{13}\text{C}$ V-PDB	C	N	P	K	Ca	Mg	S
	Mg ha ⁻¹								
Folha	2,0	-29,5	514,1	20,2	1,5	8,4	5,6	2,7	2,1
Galho	5,6	-28,0	473,8	3,5	0,1	1,1	3,5	0,4	0,2
Lenho	4,0	-28,0	476,8	1,4	0,1	1,2	0,5	0,2	0,1
Raiz	10,2	-28,1	461,2	3,2	0,2	1,6	1,4	0,3	0,3
Casca	10,0	-29,3	435,4	3,9	0,7	4,0	23,9	3,5	0,4

* Os componentes do resíduo da colheita de eucalipto somados correspondem a 21, 8 e 31,8 Mg ha⁻¹ de matéria seca aportada ao solo, para os tratamentos sem e com casca, respectivamente.

2.3. Coleta e preparo das amostras dos resíduos vegetais e determinação da taxa de decomposição

Os tubos coletados aos 0, 3, 6, 12 e 36 meses após a instalação do experimento foram transportados para o laboratório e os resíduos separados do solo, limpos e secados em estufa com circulação forçada de ar, por cinco dias, para a obtenção da massa seca remanescente (MSR) e estimada a taxa de decomposição (k) por meio do modelo exponencial simples proposto por Olson (1963):

$$k = \frac{\ln\left(\frac{y}{y_0}\right)}{t}$$

em que k é a constante de decomposição, y é a massa seca remanescente (MSR, %), y_0 é a massa seca inicial (100 %) e t é o tempo (anos). O tempo de meia-vida dos resíduos foi calculado conforme a equação abaixo:

$$t_{0,5} = \frac{-\ln(0,5)}{k} = \frac{0,693}{k}$$

em que $t_{0,5}$ é o tempo (anos) necessário para decomposição de 50 % da massa de resíduos aplicados.

2.4. Análises estatísticas

O modelo não-linear simples, ajustado para cada tratamento, a partir das quatro repetições, mostrou-se adequado para a estimativa da taxa de decomposição dos resíduos de eucalipto (Quadro 3). Para possibilitar a comparação entre os locais e a estimativa dos efeitos individuais de cada fator, foram estimados os valores das constantes de decomposição (k) a partir de cada uma das repetições (Quadro 4). Logo, os valores de k e dos respectivos tempos de meia-vida ($t_{0,5}$) foram submetidos à ANOVA para testar o efeito dos fatores – local, composição dos resíduos (sem e com casca), manejo (superficial e incorporado) e aplicação de nitrogênio (0 e 200 kg ha⁻¹ de N) e as respectivas interações. Para o teste de médias foi utilizado o teste Tukey a 5 % de probabilidade.

Os dados foram ainda submetidos à análise de regressão pelo método Stepwise, a partir de procedimentos com seleção backward e forward para definir as variáveis correlacionadas com a taxa de decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto para cada combinação dos fatores incluídos no experimento. Os valores de $t_{0,5}$ foram utilizados para os ajustes dos modelos de predição do tempo de meia-vida dos resíduos. Apenas os parâmetros significativos a pelo menos 5 % (teste F) foram considerados para os modelos ajustados. Para os procedimentos estatísticos foi utilizado o Software Statística (STATSOFT 6.0).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Taxa de decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto

No quadro 3 são apresentados os valores de constante de decomposição (k), tempo de meia vida ($t_{0,5}$), a massa seca remanescente (MSR) expressa em porcentagem e a respectiva equivalência em perda de C expressa em Mg ha⁻¹, resultante da decomposição após 12 meses.

Quadro 3. Modelo exponencial simples ajustado para as combinações dos fatores manejo (SUP – superficial e INC – incorporado), casca (SC – sem casca e CC – com casca) e aplicação de N (0 e 200 kg ha⁻¹)

Local	Manejo	Casca	N	Intercepto	k	t _{0,5} , anos	MSR ₃₆₅ , %	Perda de C, Mg ha ⁻¹	R ²	p - valor	n
EUN	SUP	CC	0	97,22	0,6352	1,09	51,51	7,08	0,93	< 0,001	20
EUN	SUP	SC	0	100,43	0,5612	1,24	57,30	4,38	0,90	< 0,001	20
EUN	INC	CC	0	92,89	1,1700	0,59	28,83	10,39	0,83	< 0,001	20
EUN	INC	SC	0	92,35	0,8446	0,82	39,68	6,19	0,82	< 0,001	20
EUN	SUP	CC	200	97,56	0,6376	1,09	51,57	7,07	0,92	< 0,001	20
EUN	SUP	SC	200	101,65	0,6126	1,13	55,09	4,61	0,95	< 0,001	20
EUN	INC	CC	200	93,28	1,0733	0,65	31,89	9,94	0,90	< 0,001	20
EUN	INC	SC	200	96,89	1,1816	0,59	29,72	7,21	0,91	< 0,001	20
ARA	SUP	CC	0	99,95	0,4945	1,40	60,95	5,70	0,93	< 0,001	20
ARA	SUP	SC	0	99,23	0,4706	1,47	61,98	3,90	0,93	< 0,001	20
ARA	INC	CC	0	98,39	0,6191	1,12	52,97	6,86	0,92	< 0,001	20
ARA	INC	SC	0	95,64	0,5069	1,37	57,61	4,35	0,91	< 0,001	20
ARA	SUP	CC	200	101,41	0,5330	1,30	59,51	5,91	0,88	< 0,001	20
ARA	SUP	SC	200	101,90	0,5065	1,37	61,41	3,96	0,95	< 0,001	20
ARA	INC	CC	200	97,70	0,7553	0,92	45,91	7,90	0,96	< 0,001	20
ARA	INC	SC	200	98,31	0,5398	1,28	57,30	4,38	0,89	< 0,001	20
VIR	SUP	CC	0	99,75	0,3909	1,77	67,48	4,75	0,94	< 0,001	20
VIR	SUP	SC	0	98,28	0,2855	2,43	73,87	2,68	0,95	< 0,001	20
VIR	INC	CC	0	94,76	0,4014	1,73	63,43	5,34	0,86	< 0,001	20
VIR	INC	SC	0	94,37	0,2493	2,78	73,54	2,71	0,92	< 0,001	20
VIR	SUP	CC	200	98,54	0,3785	1,83	67,49	4,75	0,93	< 0,001	20
VIR	SUP	SC	200	99,68	0,3198	2,17	72,39	2,83	0,91	< 0,001	20
VIR	INC	CC	200	93,14	0,4215	1,64	61,11	5,68	0,91	< 0,001	20
VIR	INC	SC	200	90,67	0,2286	3,03	72,14	2,86	0,83	< 0,001	20
BOR	SUP	CC	0	100,48	0,4164	1,66	66,26	4,93	0,93	< 0,001	20
BOR	SUP	SC	0	100,08	0,3073	2,26	73,60	2,71	0,96	< 0,001	19
BOR	INC	CC	0	100,00	0,4471	1,55	63,95	5,26	0,94	< 0,001	19
BOR	INC	SC	0	100,44	0,4691	1,48	62,83	3,81	0,91	< 0,001	20
BOR	SUP	CC	200	97,25	0,3561	1,95	68,11	4,65	0,94	< 0,001	20
BOR	SUP	SC	200	100,50	0,4114	1,68	66,60	3,43	0,91	< 0,001	20
BOR	INC	CC	200	98,47	0,5581	1,24	56,35	6,37	0,97	< 0,001	19
BOR	INC	SC	200	101,32	0,4633	1,50	63,75	3,72	0,92	< 0,001	20
JPI	SUP	CC	0	95,30	0,5529	1,25	54,82	6,60	0,90	< 0,001	20
JPI	SUP	SC	0	98,10	0,4183	1,66	64,57	3,64	0,94	< 0,001	20
JPI	INC	CC	0	92,33	0,8028	0,86	41,37	8,56	0,87	< 0,001	19
JPI	INC	SC	0	95,00	1,2583	0,55	26,99	7,49	0,90	< 0,001	20
JPI	SUP	CC	200	97,08	0,5837	1,19	54,16	6,69	0,91	< 0,001	20
JPI	SUP	SC	200	99,74	0,4513	1,54	63,51	3,74	0,95	< 0,001	20
JPI	INC	CC	200	94,81	1,0554	0,66	33,00	9,78	0,92	< 0,001	20
JPI	INC	SC	200	91,51	0,7685	0,90	42,43	5,91	0,86	< 0,001	20
TMA	SUP	CC	0	92,54	0,5115	1,36	55,49	6,50	0,91	< 0,001	20
TMA	SUP	SC	0	94,75	0,5006	1,38	57,43	4,37	0,84	< 0,001	19
TMA	INC	CC	0	91,82	0,8907	0,78	37,68	9,10	0,87	< 0,001	20
TMA	INC	SC	0	92,12	0,6606	1,05	47,58	5,38	0,88	< 0,001	19
TMA	SUP	CC	200	91,04	0,5668	1,22	51,65	7,06	0,89	< 0,001	20
TMA	SUP	SC	200	94,27	0,4274	1,62	61,49	3,95	0,83	< 0,001	20
TMA	INC	CC	200	89,43	0,7715	0,90	41,35	8,56	0,82	< 0,001	20
TMA	INC	SC	200	91,49	0,7461	0,93	43,39	5,81	0,91	< 0,001	19
CUR	SUP	CC	0	102,33	0,6438	1,08	53,75	6,75	0,96	< 0,001	20
CUR	SUP	SC	0	99,56	0,5065	1,37	59,99	4,11	0,96	< 0,001	20
CUR	INC	CC	0	101,29	0,7977	0,87	45,62	7,94	0,90	< 0,001	20
CUR	INC	SC	0	102,62	0,6797	1,02	52,00	4,92	0,96	< 0,001	20
CUR	SUP	CC	200	100,56	0,5858	1,18	55,98	6,43	0,95	< 0,001	20
CUR	SUP	SC	200	99,65	0,4857	1,43	61,31	3,97	0,97	< 0,001	20
CUR	INC	CC	200	100,52	0,9306	0,74	39,64	8,81	0,95	< 0,001	20
CUR	INC	SC	200	97,83	0,5900	1,17	54,23	4,70	0,93	< 0,001	20

Continuação do Quadro 3

Local	Manejo	Casca	N	Intercepto	k	$t_{0,5}$, anos	MSR ₃₆₅ , %	Perda de C, Mg ha ⁻¹ *	R ²	p - valor	n
ITA	SUP	CC	0	98,68	0,4736	1,4636	61,45	5,63	0,93	< 0,001	16
ITA	SUP	SC	0	96,62	0,3291	2,1062	69,53	3,13	0,88	< 0,001	16
ITA	INC	CC	0	99,32	0,6082	1,1397	54,06	6,71	0,89	< 0,001	15
ITA	INC	SC	0	91,49	0,3480	1,9918	64,60	3,63	0,72	< 0,001	16
ITA	SUP	CC	200	96,12	0,4130	1,6783	63,60	5,31	0,88	< 0,001	16
ITA	SUP	SC	200	97,84	0,4010	1,7285	65,52	3,54	0,94	< 0,001	16
ITA	INC	CC	200	97,31	0,7066	0,9810	48,00	7,59	0,94	< 0,001	16
ITA	INC	SC	200	99,76	0,5377	1,2891	58,27	4,28	0,95	< 0,001	16
VAZ	SUP	CC	0	100,33	0,7397	0,9371	47,88	7,61	0,96	< 0,001	20
VAZ	SUP	SC	0	101,11	0,5359	1,2934	59,16	4,19	0,94	< 0,001	20
VAZ	INC	CC	0	98,22	1,1127	0,6229	32,28	9,89	0,89	< 0,001	20
VAZ	INC	SC	0	100,40	0,8159	0,8495	44,40	5,71	0,95	< 0,001	19
VAZ	SUP	CC	200	99,96	0,7518	0,9220	47,13	7,72	0,89	< 0,001	20
VAZ	SUP	SC	200	99,88	0,5754	1,2046	56,18	4,50	0,86	< 0,001	20
VAZ	INC	CC	200	101,07	0,9972	0,6951	37,28	9,15	0,94	< 0,001	20
VAZ	INC	SC	200	102,86	0,7747	0,8947	47,40	5,40	0,95	< 0,001	20
LAN	SUP	CC	0	94,75	0,9182	0,7549	37,83	9,08	0,92	< 0,001	16
LAN	SUP	SC	0	97,99	0,7202	0,9624	47,69	5,37	0,93	< 0,001	16
LAN	INC	CC	0	93,85	1,2011	0,5771	28,24	10,48	0,86	< 0,001	16
LAN	INC	SC	0	94,96	0,7964	0,8704	42,82	5,87	0,85	< 0,001	15
LAN	SUP	CC	200	95,53	0,8740	0,7931	39,86	8,78	0,91	< 0,001	16
LAN	SUP	SC	200	93,22	0,5209	1,3307	55,37	4,58	0,80	< 0,001	16
LAN	INC	CC	200	93,44	1,0570	0,6558	32,47	9,86	0,90	< 0,001	16
LAN	INC	SC	200	93,44	1,0570	0,6558	32,47	6,93	0,90	< 0,001	15

EUN – Eunápolis (BA); ARA – Aracruz (ES); VIR – Virgínia (MG); BOR – Belo Oriente (MG); JPI – João Pinheiro (MG); TMA – Três Marias (MG); CUR – Curvelo (MG); ITA – Itamarandiba (MG); VAZ – Vazante (MG); LAN – Luiz Antônio (SP). k – constante de decomposição, ln (g g⁻¹) ano⁻¹; $t_{0,5}$ – Tempo de meia-vida, anos; MSR₃₆₅, % - Massa seca remanescente dos resíduos após 12 meses no campo; * Perda de C estimada após 1 ano no campo resultante da decomposição.

3.2. Tempo de meia-vida ($t_{0,5}$) dos resíduos

Em média, os valores de $t_{0,5}$ nos 10 locais avaliados variaram entre 0,86 e 2,13 anos (10,3 e 25,4 meses), com média geral de 1,28 anos (15,4 meses) (Quadro 4). Os menores valores de $t_{0,5}$ foram observados para os tratamentos com a incorporação dos resíduos em EUN, JPI, LAN e VAZ, para os quais o $t_{0,5}$ foi em média de 0,72 anos (9 meses aproximadamente). Gonçalves et al. (1999) verificaram $t_{0,5}$ de 10 meses para a decomposição de litter em plantações de eucalipto no Brasil e Nzila et al. (2002) observaram valores de $t_{0,5}$ para os resíduos da colheita de 6 a 8 meses em plantações de eucalipto no Congo. Estes resultados mostram que apesar da elevada concentração de compostos recalcitrantes nos resíduos da colheita de eucalipto (Corbeels et al., 2003), estes se decompõem rapidamente em regiões tropicais.

Em contraste, em regiões de clima temperado o processo de decomposição deste material parece ser mais lento. Shammas et al. (2003) verificaram valores médios de $t_{0,5}$ de 6, 40, 36 e 50 meses para folhas, casca, galhos finos e galhos

grossos, respectivamente, em plantios de eucalipto localizados no sudeste da Austrália. Hernández et al. (2009) também observaram valores de $t_{0,5}$ similares aos relatados por Shammass et al. (2003) dos resíduos da colheita, em plantios de eucalipto no Uruguai.

Quadro 4. Tempo de meia-vida ($t_{0,5}$, em anos) dos resíduos da colheita de eucalipto influenciado pelo manejo, composição (sem ou com casca) e aplicação de N nos dez locais avaliados

Local	Manejo		Composição		Nitrogênio		Local (Média)
	SUP	INC	SC	CC	N0	N1	
EUN	1,14 a	0,68 b	0,95 a	0,87 a	0,94 a	0,88 a	0,91 AB
ARA	1,14 a	1,16 b	1,38 a	1,20 b	1,38 a	1,19 b	1,29 D
VIR	1,93 b	2,33 a	2,47 a	1,80 b	2,24 a	2,01 b	2,13 F
BOR	1,95 a	1,49 b	1,80 a	1,64 a	1,81 a	1,63 a	1,72 E
JPI	1,41 a	0,72 b	1,15 a	1,00 b	1,08 a	1,07 a	1,07 BC
TMA	1,47 a	0,91 b	1,29 a	1,08 b	1,17 a	1,20 a	1,18 CD
CUR	1,28 a	0,96 b	1,25 a	0,98 b	1,09 a	1,14 a	1,12 CD
ITA	1,77 a	1,40 b	1,84 a	1,33 b	1,72 a	1,45 b	1,58 E
VAZ	1,11 a	0,77 b	1,07 a	0,80 b	0,93 a	0,94 a	0,94 AB
LAN	0,99 a	0,72 b	1,01 a	0,70 b	0,82 a	0,89 a	0,86 A
Média	1,44 a	1,11 b	1,40 a	1,16 b	1,32 a	1,24 a	1,28*

SUP – superficial, INC – incorporado; SC – sem casca, CC – com casca; (N0 – 0 kg ha⁻¹ de N e N1 – 200 kg ha⁻¹ de N). Para cada local as médias seguidas por uma mesma letra minúscula dentro de manejo, qualidade do resíduo e adubação nitrogenada, não diferem a 5 % de probabilidade pelo teste Tukey. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula na coluna (médias dos locais) não diferem a 5 % de probabilidade pelo teste Tukey; *Média geral de $t_{0,5}$ dos resíduos da colheita de eucalipto.

Na presença da casca os resíduos da colheita apresentaram redução significativa do $t_{0,5}$ que passou de 1,40 para 1,16 anos (de 16,8 para 13,6 meses) (Quadro 4). Com respeito à decomposição da casca de eucalipto, Shammass et al. (2003) e Hernández et al. (2009) relataram valores de $t_{0,5}$ para este componente de 40 e 64 meses, respectivamente. A partir destes resultados e em função da concentração de compostos recalcitrantes presentes na casca de árvores (Kögel-Knabner, 2002), seria esperada menor taxa de decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto na presença da casca.

Mesmo com o provável maior aporte de compostos recalcitrantes com a manutenção da casca (Quilhó et al., 1999) a alta taxa de decomposição,

possivelmente foi reflexo da atuação de microrganismos especializados na degradação de compostos lignificados (Corbeels et al., 2003). Além disso, a manutenção da casca também pode ter proporcionado maiores cobertura do solo e retenção de umidade em função da redução da superfície de evaporação e, com isso, menor variação da temperatura, que favoreceria a atividade dos microrganismos decompositores (Gholz et al., 2000).

O manejo dos resíduos da colheita de eucalipto foi o fator que mais influenciou sua taxa de decomposição (Quadro 4). Com a incorporação dos resíduos ao solo, o $t_{0,5}$ foi em média de 1,11 anos (13,3 meses), e com a sua manutenção na superfície do solo, o valor de $t_{0,5}$ foi em média de 1,44 anos (17,3 meses). Dentre os 10 locais incluídos no experimento, em apenas um deles (VIR), foi observada maior decomposição com a manutenção dos resíduos na superfície em relação à incorporação ao solo (Quadro 4).

Jones et al. (1999) também observaram maior taxa de decomposição a partir da incorporação de resíduos da colheita de eucalipto ao solo, em plantações na Espanha e em Portugal, embora não tenham sido relatados os valores de k ou de $t_{0,5}$. De modo geral, a incorporação de resíduos vegetais e o aumento da taxa decomposição pode ser reflexo da manutenção da umidade dos resíduos em função do seu maior contato com o solo (Gholz et al., 2000). Além disso, maior disponibilidade de N proveniente da mineralização da MOS (Holland & Coleman, 1987) e a manutenção da temperatura em uma faixa aproximadamente constante no interior do solo (Silver & Miya, 2001).

A aplicação de N não influenciou o tempo de meia-vida dos resíduos aplicados (Quadro 4). As médias de $t_{0,5}$ foram de 1,32 e 1,24 ano (15,8 e 14,9 meses), para os tratamentos com as doses 0 e 200 kg de N ha⁻¹, respectivamente. Dada a elevada relação C:N dos resíduos da colheita de eucalipto (Quadro 2), seria esperado que a aplicação de 200 kg de N ha⁻¹ via fertilização mineral aumentaria a taxa de decomposição (Hobbie, 2000).

A ausência de resposta à aplicação de N na taxa de decomposição dos resíduos de eucalipto poderia estar associada à atividade de fungos em solos florestais, que são organismos muito eficientes na degradação de celulose (Fontaine et al., 2011) e,

além disso, o N presente na folha, componente dos resíduos com menor C:N (Quadro 2), pode ter sido imobilizado pelos microrganismos do solo e favorecido a decomposição dos demais componentes dos resíduos de eucalipto. Por exemplo, Vivanco e Austin (2011) sugerem que na decomposição de misturas de litter, a composição química de um determinado material vegetal pode influenciar a decomposição dos demais componentes na mistura.

Além dos fatores citados acima, a disponibilidade de N no solo para os microrganismos decompositores pode não ter sido limitante. Hobbie (2005) relatou que o efeito da aplicação de N na taxa de decomposição de litter não depende do teor de N do material e que a influência da aplicação de N é maior em solos com baixa disponibilidade deste nutriente. Nas plantações de eucalipto no Brasil, a mineralização de N da MOS tem sido considerada importante fonte de N para a nutrição das árvores e este N da MOS também pode ser imobilizado pelos microrganismos durante a decomposição de resíduos vegetais (Gama-Rodrigues et al., 2005; Barreto et al., 2010).

Os resultados obtidos acima mostram que a decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto pode influenciar a fertilização das plantações. A liberação de nutrientes poderia ser aumentada a partir da mistura dos resíduos à camada superficial do solo, em relação à sua manutenção na superfície do solo. Neste caso deve ser levado em conta que em solos arenosos, a mineralização lenta dos resíduos poderia prevenir perdas de nutrientes. Além disso, a manutenção de grande quantidade de resíduos no campo pode promover imobilização de N, que em geral não aplicado é na adubação de plantio.

As considerações acima são ainda mais importantes em função da especificidade do processo de decomposição dos resíduos florestais ficou evidenciada pela interação significativa ($p = 0,0045$) entre os fatores local (L), casca (C), manejo (M) e nitrogênio (N), (Quadro 3, anexos). Com base neste resultado, foram ajustadas equações de regressão múltipla, em que as características edafoclimáticas de cada local foram utilizadas como variáveis preditoras do $t_{0,5}$ dos resíduos da colheita de eucalipto.

3.2. Efeito de características climáticas sobre o tempo de meia-vida ($t_{0,5}$) dos resíduos da colheita de eucalipto

As maiores variações dos valores de $t_{0,5}$ foram observadas para os tratamentos com a incorporação dos resíduos ao solo (Quadro 3). Em razão da relativa similaridade do processo de decomposição quando os resíduos foram mantidos em superfície nos 10 locais avaliados, as equações de regressão ajustadas para este grupo de tratamentos, apresentaram menor capacidade preditiva que os modelos ajustados para os tratamentos com incorporação dos resíduos ao solo (Quadro 5).

O aumento da temperatura reduziu significativamente os valores de $t_{0,5}$ dos resíduos, tanto com a sua manutenção na superfície, quanto com a sua incorporação ao solo. O aumento da precipitação pluviométrica reduziu os valores de $t_{0,5}$ apenas quando os resíduos foram incorporados ao solo. Uma vez que a aplicação de N não influenciou significativamente o processo de decomposição, foram obtidos modelos, para as combinações dos fatores manejo (superficial e incorporado) e a composição dos resíduos (sem e com casca) (Quadro 5; Figura 1).

Quadro 5. Equações de regressão para estimativa do tempo de meia-vida ($t_{0,5}$) dos resíduos com base nas características edafoclimáticas

Tratamento	Equação ajustada	r^2	n
SUP CC N0	$t_{0,5} = 4,9657 - 0,08317TPC - 0,3325pH$	0,44	40
SUP SC N0	$t_{0,5} = 8,1113 - 0,7731pH - 0,07752Tmin - 0,04214Tmax$	0,55	39
INC CC N0	$t_{0,5} = 5,6130 - 0,1377TPC - 0,001018PT - 0,007773AG$	0,70	38
INC SC N0	$t_{0,5} = 10,0598 - 0,00233PT - 0,1251Tmin - 0,1291Tmax - 0,1308AG$	0,73	40
SUP CC N1	$t_{0,5} = 5,7554 - 0,09607TPC - 0,42133pH$	0,53	40
SUP SC N1	$t_{0,5} = 6,0319 - 0,4289pH - 0,0753Tmin - 0,03586Tmax$	0,40	38
INC CC N1	$t_{0,5} = 4,1351 - 0,09463TPC - 0,000777PT - 0,00478AG$	0,74	40
INC SC N1	$t_{0,5} = 8,5000 - 0,002399PT - 0,1162Tmin - 0,01324AG - 0,08191Tmax$	0,76	37

SUP – Superficial, INC – Incorporado; SC – Sem casca, CC – Com casca; N0 – 0 kg ha⁻¹ de N, N1 – 200 kg ha⁻¹ de N; TPC – Temperatura do período chuvoso entre os meses de outubro e março; pH – pH_{H2O} do solo; Tmin – Temperatura mínima média anual, °C; Tmax – Temperatura máxima média anual, °C; PT – Precipitação total acumulada no 1º ano do experimento, mm; AG – Areia grossa, dag kg⁻¹ solo. Todas parâmetros incluídos nas equações foram significativos a pelo menos 5 % de probabilidade.

3.2.1. Temperatura

A temperatura apresentou forte influência sobre a taxa de decomposição dos resíduos de eucalipto, de modo que tanto o aumento das temperaturas médias mínimas quanto das médias máximas proporcionou redução dos valores de $t_{0,5}$ dos

resíduos florestais, principalmente quando da sua manutenção na superfície do solo (Quadro 5; Figura 1).

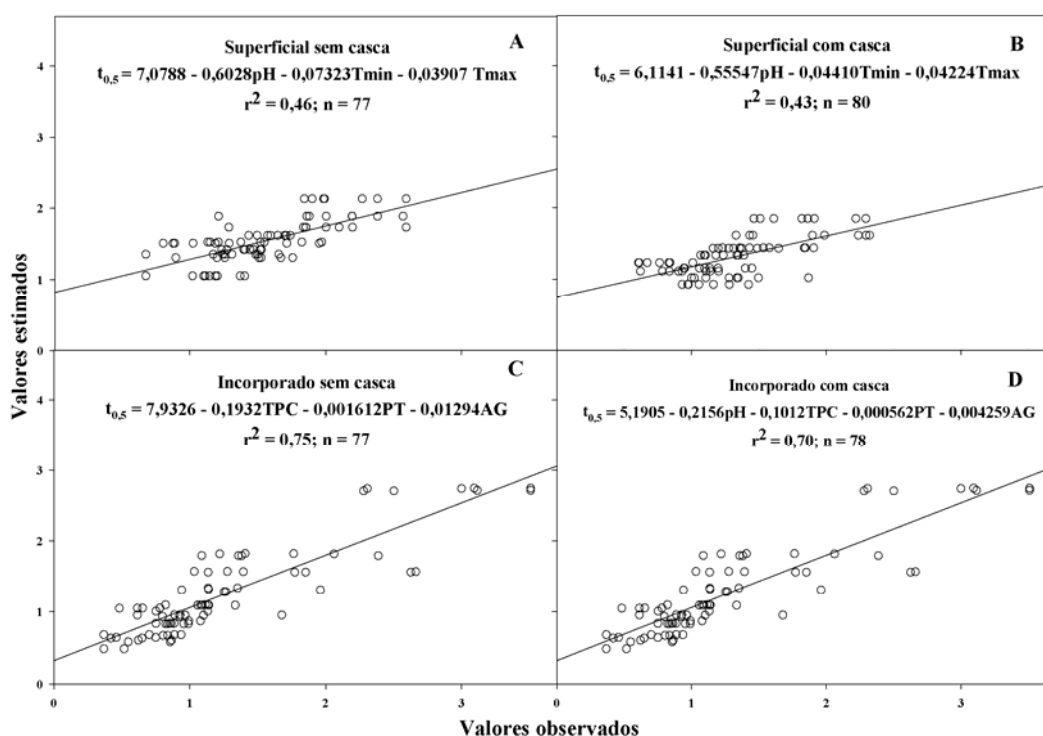


Figura 1. Relação entre os valores observados e estimados do tempo de meia vida ($t_{0,5}$) dos resíduos da colheita de eucalipto. A- Resíduos mantidos sobre a superfície, sem casca; B- Resíduos mantidos sobre a superfície, com casca; C – Resíduos incorporados, sem casca; D – resíduos incorporados com casca; TPC – Temperatura do período chuvoso, entre os meses de outubro e março; pH – pH_{H_2O} do solo; Tmin – Temperatura mínima média anual, °C; Tmax – Temperatura máxima média anual, °C; PT – Precipitação total acumulada no 1º ano do experimento, mm; AG – Areia grossa, $dag\ kg^{-1}$ solo. Todas as variáveis incluídas no modelo são significativas a pelo menos 5% de probabilidade.

Em uma meta-análise com dados de 110 locais, Zhang et al. (2008) mostraram que para ambientes de clima temperado, a temperatura média anual foi a variável que melhor se correlacionou com a taxa de decomposição de litter de diversas espécies de plantas. Por outro lado, Powers et al. (2009) não detectaram correlação entre a temperatura e a taxa de decomposição de litter das espécies *Rafia farinifera* e *Laurus nobilis* em 21 florestas tropicais. Silver & Miya (2001) também verificaram baixa correlação entre temperatura média e decomposição de raízes. Estes resultados indicariam que a temperatura seja mais importante para a decomposição de resíduos vegetais em regiões de clima temperado que em áreas de clima tropical.

A baixa correlação entre a temperatura média anual e a decomposição de resíduos em regiões tropicais podem ter sido resultantes de utilização médias anuais por estes autores (Silver & Miya, 2001; Power, et al., 2009) enquanto na avaliação da decomposição dos resíduos de eucalipto foram utilizadas informações mais detalhadas, incluindo temperaturas médias mínimas e máximas anuais. Além disso, verificou-se também que a temperatura média do período chuvoso (TPC) contribuiu para a redução do $t_{0,5}$ dos resíduos incorporados ao solo, para os quais a precipitação também apresentou efeito significativo. O período chuvoso para todas as áreas experimentais ocorre entre os meses de outubro e março (Figura 1, anexos).

3.2.2. Precipitação

O aumento do volume de precipitação total anual (PT) também contribuiu para reduzir o $t_{0,5}$ dos resíduos da colheita de eucalipto apenas para os tratamentos com os resíduos incorporados ao solo.

Powers et al. (2009) demonstraram que em locais nos quais o volume anual de precipitação pluviométrica não ultrapassa 3000 mm, resíduos incorporados tendem a se decompor a taxas mais elevadas que resíduos mantidos na superfície do solo. A menor importância relativa da precipitação pluviométrica para a decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto mantidos na superfície do solo pode também ter sido resultante do pequeno gradiente do volume de precipitação pluviométrica anual ocorrido nos 10 locais avaliados, os quais variaram entre 770 e 1430 mm.

Por exemplo, Austin & Vitousek (2000) verificaram que a precipitação total anual explicou entre 72 e 90 % da variação observada para a taxa de decomposição de litter da espécie *Metrosideros polymorpha* em um experimento conduzido no Hawaii, em que os volumes de precipitação pluviométrica anual variaram entre 250 e 5500 mm. A pequena influência da precipitação nos valores de $t_{0,5}$ quando os resíduos da colheita de eucalipto foram mantidos na superfície também pode ter sido resultante da maior oscilação da temperatura, que provocaria maior taxa de evaporação da água (Gholz et al., 2000; Silver & Miya, 2001), embora não tenham sido coletadas informações quanto a evapotranspiração.

Embora o efeito da precipitação tenha sido significativo para os tratamentos com a incorporação dos resíduos ao solo, sua contribuição para explicar o $t_{0,5}$ dos

resíduos foi relativamente pequena. Conforme os valores dos coeficientes de correlação parcial obtidos (Quadro 6), a precipitação isoladamente, explicou, no máximo 19 % da variação de $t_{0,5}$. Não houve efeito significativo da distribuição da precipitação, uma vez que o regime de distribuição das chuvas nas áreas experimentais foi bastante similar durante o período do experimento (inverno seco e verão chuvoso, figura 1 anexos).

Quadro 6. Coeficientes de correlação parcial (r^*) entre as variáveis selecionadas pelo procedimento Stepwise e o $t_{0,5}$ para os resíduos da colheita de eucalipto e o percentual (%) da variação de $t_{0,5}$ dada por cada variável selecionada (isoladamente)

	SUP SC			SUP CC			
	r^*	r^2	p	r^*	r^2	p	
pH	-0,60	0,37	0,0000	pH	-0,58	0,34	0,0000
Tmax	-0,38	0,14	0,0000	Tmax	-0,30	0,09	0,0010
Tmin	-0,27	0,07	0,0029	Tmin	-0,22	0,05	0,0125
	INC SC			INC CC			
	r^*	r^2	p	r^*	r^2	p	
TPC	-0,56	0,32	0,0000	pH	-0,17	0,03	0,0110
PT	-0,44	0,19	0,0000	TPC	-0,50	0,25	0,0000
AG	-0,39	0,15	0,0000	PT	-0,21	0,05	0,0014
				AG	-0,20	0,04	0,0024

pH do solo – pH_{H_2O} ; T max – Temperatura máxima média anual, °C; Tmin – Temperatura mínima média anual, °C; TPC – Temperatura do período chuvoso, entre os meses de outubro e março; PT – Precipitação total acumulada no 1º ano do experimento, mm; AG – Areia grossa, dag kg^{-1} solo.

3.3. Propriedades do solo

Dentre as propriedades do solo que se mostraram importantes para o processo de decomposição dos resíduos, apenas o pH (pH_{H_2O}) e a textura do solo influenciaram significativamente o tempo de meia vida dos resíduos.

3.3.1. pH

Os valores de pH, nos solos utilizados no experimento, variaram entre 4,35 e 5,65, e influenciou significativamente a taxa de decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto, de modo a serem observados menores valores de $t_{0,5}$ em solos com pH mais elevados. Conforme os valores dos coeficientes de correlação parcial, o pH foi uma das variáveis que mais contribuíram para explicar a variação dos valores de $t_{0,5}$ (Quadro 6). Solos com pH mais elevado, em geral, possuem maior saturação

por bases e menor teor de Al trocável, fatores favoráveis à atividade microbiana (Pietri & Brookes, 2008).

Anderson & Domsch (1993) mostraram que existe correlação negativa entre a redução do pH do solo e C da biomassa microbiana. Por outro lado, com a elevação do pH do solo ocorrem aumento do C da biomassa microbiana e respiração total, bem como incremento da atividade de bactérias, que têm crescimento favorecido em meio mais alcalino (Blagodatskaya & Anderson (1998).

Há relatos de que em solos florestais exista predominância de fungos em relação a bactérias, principalmente em função da acidez do solo (Waksman et al., 1928; Watson et al., 1974), teores de lignina dos resíduos florestais (Berg & Matzner, 1997) e celulose (Fontaine et al., 2011). Além disso, os fungos são organismos relativamente tolerantes à oscilação da umidade do ambiente e isto os torna de grande importância para decomposição de resíduos na superfície do solo (Holland & Coleman, 1987).

Os resultados obtidos no presente estudo corroboram com estas hipóteses à medida que o pH apresentou maior influência sobre a decomposição dos resíduos mantidos na superfície do solo, em que a evaporação da água tende a ser maior (Holland & Coleman, 1987) (Quadros 5 e 6). Também é provável que uma maior diversidade de grupos microbianos tenha atuado no processo de decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto nos solos com pH mais elevado (Blagodatskaya & Anderson, 1998).

3.3.2. *Textura*

Com a incorporação dos resíduos, maiores taxas de decomposição foram observadas em solos com maiores teores de areia grossa (fração maior que 200 µm – Figura 1). Apesar de solos arenosos apresentarem menor capacidade de retenção de água, o aumento do teor de argila proporcionaria maior proteção do material orgânico contra o ataque de decompositores (Sorensen, 1981). Além disso, observou-se correlação negativa entre os teores de argila e porosidade de aeração do solo (Quadro 7), que poderia restringir a difusão de gases no solo, a atividade microbiana e a decomposição dos resíduos (Linn & Doran, 1984).

Em um experimento sob condições controladas, Scott et al. (1996) verificaram, que para um mesmo potencial hídrico, ocorre maior taxa de decomposição de resíduos vegetais em solos de textura média, comparados a solos arenosos e argilosos. Neste caso, a condição ótima para a decomposição dos resíduos seria resultante do equilíbrio entre a capacidade de retenção de água, aeração e/ou difusão de gases no solo (Linn & Doran, 1984).

Quadro 7. Coeficientes de correlação de Pearson entre frações granulométricas e propriedades físicas do solo

Coeficientes de correlação de Pearson (r)								
	PT	CC	PMP	PAcc	PApmp	AD, m ³ m ⁻³	V _{Ar} /V _{H2O} cc	V _{Ar} /V _{H2O} pmp
Argila^(a)	0,83**	0,93**	0,97**	-0,58**	-0,37*	0,78**	-0,85**	-0,86**
Areia fina^(a)	-0,52**	-0,77**	-0,83**	0,60**	0,54**	-0,58**	0,70**	0,84**
Areia grossa^(a)	-0,75**	-0,85**	-0,81**	0,52**	0,24 ^{ns}	-0,85**	0,77**	0,62**
§Areia^(a)	-0,78**	-0,97**	-0,98**	0,67**	0,46**	-0,87**	0,89**	0,87**

Unidades, dag kg⁻¹ solo^(a); (§) Soma, areia fina + areia grossa; PT – Porosidade total, m³ m⁻³; CC – Estimativa da capacidade de campo, m³ m⁻³; PMP – Estimativa do ponto de murcha permanente, m³ m⁻³; PAcc – Estimativa da porosidade de aeração para a capacidade de campo, m³ m⁻³; PApmp – Estimativa da porosidade de aeração para o ponto de murcha permanente, m³ m⁻³; AD – Estimativa do intervalo de disponibilidade de água, entre o PMP e CC, m³ m⁻³; Var/VH₂O_{cc} – Relação entre o volume de ar e o volume de água para a capacidade de campo, m³ m⁻³; Var/VH₂O_{pmp} – Relação entre o volume de ar e o volume de água para o ponto de murcha permanente, m³ m⁻³. ^{ns}, *, **, Não significativo, significativo a 5 e 1 %, respectivamente.

Os resultados obtidos para a decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto corroboram com a hipótese acima, já que o teor de areia grossa apresentou efeito significativo quando os resíduos foram incorporados ao solo. Além disso, o fato de a precipitação total anual (PT) também ter influenciado a taxa de decomposição dos tratamentos em que os resíduos foram incorporados ao solo, pode-se inferir sobre a maior probabilidade de ocorrência de pequenos sítios anaeróbios e/ou dificuldade de difusão do CO₂ em solos mais argilosos, principalmente em condições de campo, em que o acúmulo de água de chuva poderia ser mais frequente (Linn & Doran, 1984). Em condições que a manutenção de elevada umidade do solo restringisse a difusão do CO₂ (Bouma et al., 1997) poderia tornar o pH da solução do solo mais ácido e dificultar a decomposição dos resíduos.

Outros estudos, conduzidos em laboratório, também mostraram maior taxa de respiração da biomassa microbiana em solos de textura arenosa (Franzuebbers et al.,

1996) e esta maior taxa de respiração pode resultar em menor eficiência da conversão de resíduos orgânicos em MOS (Sorensen, 1975; Sorensen, 1981; van Veen et al., 1985), principalmente em função da menor capacidade de proteção dos compostos orgânicos em solos arenosos em relação a solos mais argilosos (Six et al., 2002). Além disso, a incorporação dos resíduos de eucalipto em solos arenosos poderia proporcionar perdas significativas de nutrientes (Nzila et al., 2002), principalmente pelas condições mais favoráveis à ocorrência de altas taxas de decomposição nestes solos.

4. CONCLUSÕES

1. A decomposição dos resíduos de eucalipto é favorecida pela sua incorporação, principalmente em solos de textura arenosa e pH mais elevados;

2. A presença da casca resulta em maior taxa de decomposição dos resíduos de eucalipto;

3. A aplicação de N não influencia a taxa de decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto;

4. Ambientes com temperaturas mais elevadas e com maiores volumes de precipitação favorecem a rápida decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂, (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 25:393-395, 1993.

AUSTIN, A.T. & VITOUSEK, P.M. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests in Hawaii. *J. Ecology*, 88:129-138, 2000.

BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F. & NEVES, J.C.L. Fertilização e correção do solo para o plantio de eucalipto. In: BARROS, N.F. & NOVAIS, R.F., eds. *Relação solo-eucalipto*. Viçosa, MG, Folha de Viçosa, 1990. p.127-186.

BARROS, N.F. & COMERFORD, N.B. Sustentabilidade da produção de florestas plantadas na região tropical. In: ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V. & COSTA, L.M., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v.2. p.487-592.

BARRETO, P.A.B.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F.; ALVES, B.R.A. & FONSECA, S. Mineralização de nitrogênio e carbono em solos sob plantações de eucalipto, em uma sequência de idades. R. Bras. Ci. Solo, 34:735-745, 2010.

BERG, B. & MATZNER, E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. Environ. Rev., 5:1-25, 1997.

BLAGODATSKAYA, E.V. & ANDERSON, T.H. Interactive effects of pH and substrate quality on the fungal-to-bacterial ratio and QCO₂ of microbial communities in forest soils. Soil Biol. Biochem., 30:1269-1274, 1998.

BOUMA, T.J.; NIELSEN, K.L.; EISSENSTAT, D.M. & LYNCH, J.P. Estimating respiration of roots in soil: Interactions with soil CO₂, soil temperature and soil water content. Plant Soil, 195: 221-232, 1997.

CORBEELS, M.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; MENDHAM, D.S. & RANCE, S.J. Nitrogen release from eucalypt leaves and legume residues as influenced by their biochemical quality and degree of contact with soil. Plant Soil, 250:15-28, 2003.

COSTA, G.S.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & CUNHA, G.M. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense. R. Árvore, 29:563-570, 2005.

EPRON, D.; NOUVELLON, Y.; DELEPORTE, P.; IFO, S.; KAZOTTI, G.; M'BOU, A.T.; MOUVONDY, W.; SAINT ANDRÉ, L.; ROUPSARD, O.; JOURDAN, C. & HAMEL, O. Soil carbon balance in a clonal *Eucalyptus* plantation in Congo: effects of logging on carbon inputs and soil CO₂ efflux. Global Change Biol., 12:1021-1031, 2006.

FONTAINE, S.; HENAULT, C.; AAMOR, A.; BDIQUI, N.; BLOOR, J.M.G.; MAIRE, V.; MARY, B.; REVAILLOT, S. & MARON, P. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. Soil Biol. Biochem., 43:86-96, 2011.

FRANZLUEBBERS, A.J.; HANEY, R.L.; HONS, F.M. & ZUBERER, D.A. Active fractions of organic matter in soils with different textures. *Soil Biol. Biochem.*, 28:1367-1372, 1996.

GAMA-RDRIGUES, E.F.; BARROS, N.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & SANTOS, G.A. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:893-901, 2005.

GATTO, A.; BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; SILVA, I.R.; LEITE, H.G.; LEITE, F.P. & VILLANI, E.M.A. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:1069-1079, 2010.

GHOLZ, H.L.; WEDIN, D.A.; SMITHERMAN, S.M.; HARMON, M.E. & PARTON, W.J. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biol.*, 6:751-765, 2000.

GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; LACLAU, J.P.; SMETHURST, P & GAVA, J.L. Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations. *For. Ecol. Manag.*, 193:45-61, 2004.

GONÇALVES, J.L.M.; MENDES, K.C.F.S & SASAKI, C.M. Mineralização de nitrogênio em ecossistemas florestais naturais e implantados do estado de São Paulo. *R. Bras. Ci. Solo*, 25:601-616, 2001.

GONÇALVES, J.L.M. & BARROS, N.F. Improvement of site productivity for short-rotation plantations in Brazil. *Bosque*, 20:89-106, 1999.

GONÇALVES, J.L.M.; POGGIANI, F.; STAPE, J.L.; SERRANO, M.I.P.; MELLO, S.L.M.; MENDES, K.C.F.S.; GAVA, J.L. & BENEDETTI, V. Eucalypt plantation in humid tropics: São Paulo, Brazil. In: *Proceedings of the CIFOR workshop on site management and productivity in tropical plantation forests*, Pietermaritzburg, South Africa, pp. 5-12, 1999.

HASSINK, J.; BOUWMAN, L.A.; ZWART, K.B. & BRUSSAARD, L. Relationships between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grasslands. *Soil Biol. Biochem.*, 25:47-55, 1993.

HERNÁNDEZ, J.; DEL PINO, A.; SALVO, L. & ARRARTE, G. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *For. Ecol. Manag.*, 258: 92-99, 2009.

HOBBIE, S. Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. *Ecosystems*, 8:644-656, 2005.

HOBBIE, S.E. Interactions between litter lignin and soil nitrogen availability during leaf litter decomposition in a hawaiian montane forest. *Ecosystems*, 3:484-494, 2000.

HOLLAND, E.A. & COLEMAN, D.C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology*, 68:425-433, 1987.

JONES, H.E.; MADEIRA, M.; HERRAEZ, L.; DIGHTON, J.; FABIÃO, A.; GONZÁLEZ-RIO, F.; MARCOS, M.F.; GOMEZ, C.; TOMÉ, M.; FEITH, H.; MAGALHÃES, M.C. & HOWSON, G. The effect of organic-matter management on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *For. Ecol. Manag.*, 122:73-86, 1999.

KÖGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 34:139-162, 2002.

LACLAU, J.P.; LEVILLAIN, J.; DELEPORTE, P.; NZILA, J.D.; BOUILLET, J.P.; SAINT-ANDRÉ, L.; VERSINI, A.; MARESCHAL, L.; NOUVELLON, Y.; M'BOU, A.T. & RANGER, J. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in *Eucalyptus* plantations established on a sandy tropical soil. *For. Ecol. Manag.*, 260:2148-2159, 2010.

LACLAU, J.P.; RANGER, J.; DELEPORTE, P.; NOUVELLON, Y.; SAINT-ANDRÉ, L.; MARLET, S. & BOUILLET, J.P. Nutrient cycling in a clonal stand of *Eucalyptus* and an adjacent savanna ecosystem in Congo 3. Input–output budgets and consequences for the sustainability of the plantations. *For. Ecol. Manag.*, 210:375-391, 2005.

LACLAU, J.P.; BOUILLET, J.P. & RANGER, J. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of *Eucalyptus* in Congo. *For. Ecol. Manag.*, 128:181-196, 2000.

LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S.; DEMOLINARI, M.S.M. & LEITE, F.P. Frações da matéria orgânica após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:1053-1063, 2008.

LINN, D.M. & DORAN, J.W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48:1267-1272, 1984.

MCCLAUGHERTY, C.A.; PASTOR, J.; ABER, J.D. & MELILLO, J. M. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology*, 66:266-275, 1985.

MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; LINKINS, A.E.; RICCA, A.; FRY, B. & NADELHOFFER, K. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *Plant Soil*, 115:189-198, 1989.

MELILLO, J.; ABER, J.D. & MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63:621-626, 1982.

MOORE, T.R.; TROFYMOW, J.A.; TAYLOR, B.; PRESCOTT, C.; CAMIRÉ, C.; DUSCHENE, L.; FYLES, J.; KOZAK, L.; KRANABETTER, M.; MORRISON, I.; SILTANEN, M.; SMITH, S.; TITUS, B.; VISSER, S.; WEINS, R. & ZOLTAI, S. Litter decomposition rates in Canadian forests. *Global Change Biol.*, 5:75-82, 1999.

NZILA, J.D.; BOUILLET, J.P.; LACLAU, J.P. & RANGER, J. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in *Eucalyptus* plantations in the Congo. *For. Ecol. Manag.*, 171:209-221, 2002.

O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; MENDHAM, D.S. & RANCE, S.J. Impact of harvest residue management on soil nitrogen dynamics in *Eucalyptus globulus* plantations in south western Australia. *Soil Biol. Biochem.*, 36:39-48, 2004.

OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44:322-331, 1963.

PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & HUNT, H.W. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochem.*, 48:147-163, 2000.

PIETRI, J.C.A. & BROOKES, P.C. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. *Soil Biol. Biochem.*, 40:1856-1861, 2008.

POWERS, J.S.; MONTGOMERY, R.A.; ADAIR, E.C.; BREARLEY, F.Q.; DE WALT, S.J.; CASTANHO, C.T.; CHAVE, J.; DEINERT, E. GANZHORN, J.U.; GILBERT, M.E.; GONZÁLEZ-ITURBE, J.A.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; GRAU, H.R.; HARMS, K.E.; HIREMATH, A.; IRIARTE-VIVAR, S.; MANZANE, E.; OLIVEIRA, A.A.; POORTER, L.; RAMANAMANJATO, J.B.; SALK, C.;

VARELA, A.; WEIBLEN, G.B. & LERDAU, M. Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *J. Ecology*, 97:801-811, 2009.

PULITO, A.P. Resposta à fertilização nitrogenada e estoque de nitrogênio biodisponível em solos usados para plantações de eucalipto. Piracicaba, Universidade de São Paulo, 2009. 158p. (Dissertação de Mestrado)

PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F. & BRANDANI, C.B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha-MG. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1125-1136, 2009.

QUILHÓ, T.; PEREIRA, H. & RICHTER, H.G. Variability of bark structure in plantation-grown *Eucalyptus globulus*. *IAWA J.*, 20, 171-180, 1999.

SANTANA, R.C.; BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; LEITE, H.G. & COMERFORD, N.B. Alocação de nutrientes em plantios de eucalipto no Brasil. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:2723-2733, 2008.

SCOTT, N.A.; COLE, C.V.; ELLIOTT, E.T. & HUFFMAN, S.A. Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:1102-1109, 1996.

SHAMMAS, K.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; MCMURTRIE, R.; DAMON, P. & RANCE, S.J. Contribution of decomposing harvest residues to nutrient cycling in a second rotation *Eucalyptus globulus* plantation in south-western Australia. *Biol. Fertil. Soils*, 38:228-235, 2003.

SILVA, E.F. Frações da matéria orgânica do solo e decomposição de resíduos da colheita de eucalipto em solos de tabuleiros costeiros da Bahia. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2008. 110p. (Tese de Doutorado)

SILVER, W.L. & MIYA, R.K. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*, 129:407-419, 2001.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A. & PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications C-saturation of soils. *Plant Soil*, 241:155-176, 2002.

- SORENSEN, L.H. Carbon-nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. *Soil Biol. Biochem.*, 13:313-321, 1981.
- SORENSEN, L. The influence of clay on the rate of decay of amino acid metabolites synthesized in soils during decomposition of cellulose. *Soil Biol. Biochem.*, 7:171-177, 1975.
- TURNER, J. & LAMBERT, M. Change in organic carbon in forest plantation in eastern Australia. *For. Ecol. Manag.*, 133:231-247, 2000.
- VAN VEEN, J.A.; LADD, J.N. & AMATO, M. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sand loam and a clay soil incubated with [¹⁴C(U)]Glucose and [¹⁵N](NH₄)₂SO₄ under different moisture regimes. *Soil Biol. Biochem.*, 17:747-756, 1985.
- VITOUSEK, P.M.; TURNER, D.R.; PARTON, W.J. & SANFORD, R.L. Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawaii: Patterns, mechanisms, and models. *Ecology*, 75:418-429, 1994.
- VIVANCO, L. & AUSTIN, A.T. Nitrogen addition stimulates forest litter decomposition and disrupts species interactions in Patagonia, Argentina. *Global Change Biol.*, 17:1963-1974, 2011.
- WAKSMAN, S.A.; TENNEY, F.G. & STEVENS, K.R. The role of microorganisms in the transformation of organic matter in forest soils. *Ecology*, 9:126-144, 1928.
- WATSON, E.S.; MCCLURKIN, D.C. & HUNEYCUTT, M.B. Fungal succession on loblolly pine and upland hardwood foliage and litter in north Mississippi. *Ecology*, 55:1128-1134, 1974.
- ZHANG, D.; HUI, D.; LUO, Y. & ZHOU, G. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *J. Plant Ecol.*, 1:85-93, 2008.
- ZINN, Y.L.; RESCK, D.V.S. & SILVA, J.E. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. *For. Ecol. Manag.*, 166:285-294, 2002.

III. CAPÍTULO 2

TRANSFERÊNCIA DE CARBONO DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO PARA A MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO INFLUENCIADA PELA APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO, MANUTENÇÃO DE CASCA E TIPO DE MANEJO EM CONDIÇÕES EDAFOCLIMÁTICAS DISTINTAS

1. INTRODUÇÃO

As plantações de eucalipto ocupam atualmente aproximadamente 4,5 Mha no Brasil, com produtividade média de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (ABRAF, 2010). Em geral as plantações são alocadas em solos ácidos e de baixa fertilidade (Gonçalves & Barros, 1999) e a sustentação da sua produtividade depende da manutenção da matéria orgânica do solo (MOS), importante na ciclagem de nutrientes (Gonçalves et al., 2001; Gama-Rodrigues et al., 2005) e agregação dos solos (Tisdall & Oades, 1982; Six et al., 2000, 2002b). Estas propriedades tornam a MOS um dos principais indicadores de qualidade do solo e da sustentabilidade da produção florestal (Schoenholtz et al., 2000; Barros & Comerford, 2002).

Waksman et al. (1928) propuseram que a MOS é em parte, resultante da decomposição parcial de compostos recalcitrantes do material vegetal, principalmente compostos lignificados, preservados ao longo da decomposição do substrato (Melillo et al., 1982; 1989). Desse modo, tem-se uma relação entre o teor de compostos recalcitrantes no material vegetal e estabilização da MOS (Berg & Matzner, 1997; Magill & Aber, 1998; Berg, 2000).

Em contraposição à hipótese da estabilização preferencial de compostos lignificados na MOS, alguns estudos têm mostrado maior contribuição de polissacarídeos e proteínas nas frações estáveis da MOS (Gleixner et al., 2002; Kiem & Kögel-Knabner, 2003; Grandy & Neff, 2008). Entretanto, dada a rápida decomposição de açúcares e proteínas de tecidos vegetais no solo (Kögel-Knabner, 2002), a presença destes grupos nas frações estáveis da MOS indicaria a estabilização de compostos derivados do metabolismo de microrganismos.

A formação da MOS por meio da atividade microbiana poderia ser favorecida por uma maior disponibilidade de N no solo, principalmente para a decomposição de resíduos vegetais com elevada relação C:N. Moran et al. (2005), verificaram que a

aplicação de N aumentou a estabilização de C derivado de plantas de arroz na fração humina da MOS. A mesma tendência tem sido verificada em áreas cultivadas sob sistema de plantio direto (Lemke et al., 2010) e sistemas de manejo com introdução de leguminosas (Diekow et al., 2005).

Dada a elevada relação C:N dos resíduos da colheita de eucalipto (Barros & Comerford, 2002; Corbeels et al., 2003), a contribuição deste material para a MOS poderia ser favorecida por meio da aplicação de N, via fertilização (Lal, 2005), que teria como principal objetivo minimizar a imobilização de N requerida pelos microrganismos decompositores em função do grande aporte de resíduos florestais em pós-colheita (Barros & Comerford, 2002).

A manutenção da casca no campo e, portanto, maior aporte de C ao solo (Gonçalves & Barros, 1999) também poderia favorecer à maior transferência de C para a MOS. Tem sido observada relação direta entre a quantidade de resíduos aportada e acúmulo de C no solo em áreas de plantio direto no Brasil (Bayer et al., 2000; Diekow et al., 2005). No entanto, com a adoção do plantio direto em áreas de cultivo anual e cultivo mínimo em plantações de eucalipto (Gonçalves et al., 2004a), o aumento no teor de C da MOS tende se concentrar nas camadas superficiais do solo (Bashkim & Binkley, 1998; Diekow et al., 2005).

Alguns estudos mostram que o solo tem capacidade limitada de preservação de C e por isso, após atingido o equilíbrio entre as taxas de decomposição de resíduos e de estabilização da MOS, menor é a relação entre a fração estabilizada e o total de C aportado ao solo (Janzen et al., 1998; Paustian et al., 2000). Neste sentido, as plantações de eucalipto no Brasil seriam estratégicas para o dreno de CO₂ atmosférico, que além da alta produtividade (Gatto et al., 2010), são em geral estabelecidas em solos com baixos teores de C (Lima et al., 2006).

Apesar disso, ao longo de rotações subsequentes e a manutenção dos resíduos na superfície do solo (Gonçalves & Barros, 1999), a eficiência da conversão deste material em MOS seria progressivamente reduzida em função da concentração de C do solo nas camadas superficiais, por exemplo, de 0 a 2,5 cm (Diekow et al., 2005). Por outro lado, a remoção dos resíduos apresentaria maior remoção de nutrientes

(Barros & Comerford, 2002) e redução da proteção da superfície do solo (Hartanto et al., 2003; Silva et al., 2007).

Portanto, dada a importância da manutenção dos resíduos florestais no campo (Barros & Comerford, 2002; Santana et al., 2009) e que estes poderiam contribuir pouco para a estabilização da MOS se mantidos na superfície ao longo de sucessivas rotações, sua incorporação ao solo poderia aumentar a transferência de C deste material para a MOS, em função da decomposição do material vegetal em contato com uma camada de solo com maior déficit de saturação de C (Hassink, 1996).

Neste caso, o revolvimento do solo para a incorporação dos resíduos deveria ser mínimo, uma vez que pode proporcionar perdas significativas de MOS (Six et al., 2000, 2002b). Logo, a mistura dos resíduos ao solo poderia ser obtida por meio do uso de escarificadores, equipamentos muito comuns utilizados em práticas de manejo florestal sob modalidade de cultivo mínimo no Brasil (Gonçalves et al., 2004b).

Além da localização do substrato, a textura do solo influencia a estabilização da MOS e, de modo geral, a transferência de C de resíduos vegetais é favorecida pela estabilização de compostos orgânicos pelos minerais da fração argila (Sorensen, 1981). Em função disso, para um mesmo aporte de resíduos, em geral ocorre maior estabilização C em solos argilosos que em solos arenosos (Sorensen, 1981; Parton et al., 1987; Huggins et al., 1998) e consequentemente maiores teores de C são correlacionados com maiores teores de argila do solo (Neufeudt et al., 2002; Zinn et al., 2002).

Seria esperado, portanto, que a transferência de C dos resíduos da colheita de eucalipto para a MOS seja maior em solos de textura argilosa e esta informação é de grande importância devido ao estabelecimento das plantações de eucalipto em regiões com solos de diferentes classes texturais (Gonçalves & Barros, 1999; Zinn et al., 2002) e por isso a necessidade do entendimento da relação entre fatores edáficos e a transferência de C dos resíduos da colheita de eucalipto para a MOS.

As condições climáticas, principalmente a temperatura, também afeta a taxa de decomposição dos resíduos vegetais e a estabilização da MOS (Parton et al., 1987). A ocorrência de temperatura mais elevada tende a acelerar a taxa de decomposição

de resíduos vegetais (Six et al., 2002b) e com isso, tem sido observada correlação negativa entre temperatura e estoques de C da MOS em plantações de eucalipto (Lima et al., 2008; Gatto et al., 2010).

Os principais objetivos do presente estudo foram determinar a influência da composição e tipos de manejo dos resíduos da colheita de eucalipto e disponibilidade de N sobre a transferência de C para frações da MOS. Além disso, objetivou-se determinar os principais fatores climáticos e propriedades do solo que controlam estes processos em condições de campo, em solos cultivados com eucalipto.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Os dados foram obtidos em experimentos que compõem a rede experimental do NUTREE – Programa em Nutrição e Solos Florestais. Os experimentos foram instalados em diferentes regiões do Brasil, em áreas representativas dos plantios comerciais de eucalipto nos seguintes municípios: em Eunápolis – EUN (BA) e Aracruz – ARA (ES) localizados em área correspondente ao bioma Mata Atlântica Litorânea, nos quais os experimentos foram iniciados em junho e julho de 2007, respectivamente; em Virginópolis – VIR (MG) e Belo Oriente – BOR (MG), localizados em área de bioma Mata Atlântica em transição para o bioma Cerrado iniciou-se os experimentos em agosto de 2007; em João Pinheiro – JPI (MG) e Três Marias – TMA (MG), os experimentos foram iniciados em setembro de 2007, respectivamente; nos municípios de Curvelo – CUR (MG); Itamarandiba – ITA (MG) e Vazante – VAZ (MG) foram iniciados em fevereiro e abril de 2008, respectivamente e em Luiz Antônio – LAN (SP) o experimento foi iniciado em fevereiro de 2009. As últimas seis áreas experimentais encontram-se no bioma Cerrado (Quadro 1).

Estes sítios foram selecionados em função das condições climáticas, principalmente volume e distribuição da precipitação e textura do solo. Informações referentes aos dados diários de temperatura mínima, máxima e volume de precipitação foram coletadas em todas as áreas experimentais.

Quadro 1. Localização das áreas experimentais, classificação, textura dos solos e características climáticas

Local/Estado	Coordenadas		Altitude m	Classes de solos SiBCS ⁽⁶⁾	Argila dag kg ⁻¹ solo ⁽⁷⁾	TMA ⁽⁸⁾ °C	PMA ⁽⁹⁾ mm
	Sul	Oeste					
Eunápolis (EUN)/BA ^a	16° 06'	39° 23'	138	PdA ⁽¹⁾	10,8	24,0	1192,4
Aragruz (ARA)/ES ^a	19° 51'	40° 05'	30	PAdx ⁽²⁾	31,4	23,6	1310,6
Virginópolis (VIR)/MG ^b	18° 42'	41° 42'	870	LVd ⁽³⁾	72,0	20,5	960,1
Belo Oriente (BOR)/MG ^b	19° 17'	42° 22'	242	LVAd ⁽⁴⁾	64,7	24,3	1271,7
João Pinheiro (JPI)/MG ^c	17° 48'	45° 53'	784	RQo ⁽⁵⁾	10,8	22,7	1383,4
Três Marias (TMA)/MG ^c	18° 15'	45° 03'	812	LVAd ⁽⁴⁾	15,0	22,2	1296,9
Curvelo (CUR)/MG ^c	18° 45'	44° 32'	708	LVd ⁽³⁾	67,3	23,0	1224,3
Itamarandiba (ITA)/MG ^c	17° 50'	42° 57'	904	LVd ⁽³⁾	76,2	20,8	1103,6
Vazante (VAZ)/MG ^c	17° 36'	46° 40'	551	LVAd ⁽⁴⁾	64,8	26,5	1199,1
Luiz Antônio (LAN)/SP^c	21° 38'	47° 42'	663	LVAd⁽⁴⁾	15,4	21,6	1241,9

^aBioma Mata Atlântica (Litoral); ^bTransição Mata atlântica – Cerrado; ^cBioma Cerrado; ⁽¹⁾Argissolo Amarelo; ⁽²⁾Argissolo Amarelo coeso; ⁽³⁾Latossolo Vermelho distrófico; ⁽⁴⁾Latossolo Vermelho Amarelo distrófico; ⁽⁵⁾Neossolo Quartzarênico; ⁽⁶⁾SiBCS – Sistema Brasileiro de Classificação de Solos; ⁽⁷⁾Argila, dag kg⁻¹ solo; ⁽⁸⁾TMA – Temperatura média anual, °C; ⁽⁹⁾PMA – Precipitação média anual, mm (média de 3 anos).

Em cada local, o experimento consistiu de 12 tratamentos em esquema fatorial completo 3 X 2 X 2, incluindo os fatores qualidade e manejo dos resíduos de colheita de eucalipto do solo e adubação nitrogenada. Os níveis dos fatores foram designados às parcelas da seguinte maneira: três níveis para resíduos da colheita – 1. Remoção de resíduos, 2. Manutenção dos resíduos sem casca, 3. Manutenção dos resíduos com casca; dois níveis para adubação nitrogenada – 1. Adubação em dose de 0 kg ha⁻¹ de N, 2. Adubação equivalente a 200 kg ha⁻¹ de N, sendo utilizado nitrato de amônio e; dois níveis para manejo dos resíduos – 1. Manutenção dos resíduos à superfície do solo (cultivo mínimo); 2. Incorporado ao solo a 5 cm de profundidade. Foi utilizado o delineamento experimental em blocos ao acaso com quatro repetições.

Cada unidade experimental consistiu de um tubo de PVC de 15 cm de altura e 15 cm de diâmetro, contendo seis furos laterais, com 1cm de diâmetro, localizados à 10 cm de altura. Os tubos foram inseridos no solo até 10 cm de profundidade, de modo que os furos laterais ficassem ao nível da superfície do solo, para prevenir o acúmulo de água e permitir a movimentação da fauna do solo. A partir da inserção do tubo ao solo, os tratamentos com a manutenção dos resíduos à superfície foram dispostos na câmara produzida pelos 5 cm do tubo mantidos acima da superfície do

solo. Para os tratamentos com a incorporação dos resíduos, após a inserção do tubo de PVC, os resíduos foram misturados ao solo da camada de 0 a 5 cm. A adubação nitrogenada foi aplicada como solução, obtida pela dissolução de 1 g de nitrato de amônio (NH_4NO_3) em 50 mL de água deionizada. Os tubos foram cobertos com tela, para prevenir a entrada de outro material que não o específico do experimento.

O material vegetal utilizado para representar os resíduos da colheita consistiu de folhas, galhos finos, lenho (galhos grossos), raiz e casca, que foram obtidos de árvores com idade de dois anos. O resíduo foi aplicado em doses equivalentes a 31,7 e 21,7 Mg ha^{-1} , para os tratamentos com e sem casca, respectivamente. Essas quantidades foram determinadas com base naquilo que se verifica em condições de campo, com remoção ou não da casca na colheita do povoamento. A massa de cada componente aplicado por unidade experimental e a sua caracterização são apresentadas no quadro 2.

Quadro 2. Quantidade de resíduos aplicados em cada unidade experimental e sua caracterização química

Componente	Massa aplicada*	$\delta^{13}\text{C V-PDB}$	C	N	P	K	Ca	Mg	S
	Mg ha^{-1}								
Folha	2,0	-29,50	514,1	20,2	1,5	8,4	5,6	2,7	2,1
Galho	5,6	-28,00	473,8	3,5	0,1	1,1	3,5	0,4	0,2
Lenho	4,0	-28,00	476,8	1,4	0,1	1,2	0,5	0,2	0,1
Raiz	10,2	-28,10	461,2	3,2	0,2	1,6	1,4	0,3	0,3
Casca	10,0	-29,30	435,4	3,9	0,7	4,0	23,9	3,5	0,4

* Os componentes do resíduo da colheita de eucalipto somados correspondem a 21, 7 e 31,7 Mg ha^{-1} de matéria seca aportada ao solo, para os tratamentos sem e com casca, respectivamente.

A caracterização química dos resíduos consistiu da determinação dos teores de C, N e $\delta^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ foi feita em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (20–20; Anca-GLS, Sercon, Crewe, UK). Após digestão nitro-perclórica do material, foram determinados os teores de P, K, Ca, Mg e S.

2.1. Coleta do material experimental

Os tubos contendo o solo e os resíduos aplicados foram coletados aos 0, 3, 6, 12 e 36 meses após a instalação do experimento. Em cada época de coleta, as amostras de solo contidas dentro dos tubos foram separadas em camadas de 0 a 1, 1 a 5 e de 5 a 10 cm para os tratamentos com a aplicação dos resíduos em superfície e, 0

a 5 e de 5 a 10 cm para os tratamentos com a incorporação dos resíduos ao solo. Tanto para os tratamentos com a manutenção dos resíduos na superfície ou incorporados ao solo não foram avaliadas variações do teor de C das amostras da camada de 5 a 10 cm. Embora tenham sido feitas coletas de solo aos 36 meses, para o presente estudo foram considerados apenas o material da coleta inicial (tempo zero) e aos 12 meses.

Foram utilizadas amostras referentes ao tempo zero para a caracterização dos solos e das frações da matéria orgânica. A determinação dos efeitos dos tratamentos sobre as frações da MOS, foi feita a partir da análises do material coletado aos 12 meses. Os procedimentos analíticos foram conduzidos no Laboratório de Isótopos Estáveis, Laboratório de Física do Solo e Laboratório de Solos Florestais do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG.

2.2. Caracterização dos solos

Para todos os solos foram determinados os teores de areia, peneiramento (areia, fração maior que 53 μm) e das frações silte e argila por sedimentação (menores que 53 μm) (Embrapa, 1997) com as modificações indicadas por Ruiz (2005).

Quadro 3. Caracterização física (teores de argila, silte, areia fina e areia grossa, densidade do solo, densidade de partículas e porosidade total) e pH dos solos utilizados no experimento

Local	Argila ⁽¹⁾	Silte ⁽¹⁾	AF ^(1,2)	AG ^(1,3)	⁽⁴⁾ Areia ⁽¹⁾	DS ⁽⁵⁾	pH ⁽⁶⁾	DP ⁽⁷⁾	PT ⁽⁸⁾
EUN	10,8 f	3,0 g	17,1 cd	69,2 a	86,2 a	1,5 a	5,7 ab	2,7	0,4
ARA	31,4 d	6,9 ef	21,9 c	39,8 b	61,7 c	1,3 b	4,8 def	2,6	0,5
VIR	71,6 b	9,2 d	6,5 ef	12,6 de	19,2 e	0,9 d	4,5 ef	2,6	0,6
BOR	64,6 c	7,3 e	13,7 de	14,4 d	28,1 d	1,0 c	4,4 f	2,6	0,6
JPI	10,8 f	2,0 g	50,8 a	36,4 b	87,2 a	1,4 b	5,1 cd	2,6	0,5
TMA	15,1 e	5,6 f	56,3 a	23,1 c	79,4 b	1,3 b	5,7 a	2,6	0,5
CUR	67,3 c	27,5 a	3,0 f	2,3 f	5,3 h	1,3 b	5,4 abc	2,7	0,5
ITA	76,2 a	12,4 c	5,4 f	6,0 ef	11,4 g	1,1 c	5,2 bed	2,6	0,6
VAZ	64,8 c	18,8 b	13,6 de	2,7 f	16,4 f	1,0 c	4,9 de	2,7	0,6
LAN	15,4 e	7,3 ef	37,1 c	40,3 b	77,4 b	1,5 a	5,5 abc	2,5	0,4

⁽¹⁾Unidades, dag kg⁻¹ solo; ⁽²⁾AF – Areia fina; ⁽³⁾AG – Areia grossa; ⁽⁴⁾Soma (areia fina + areia grossa); ⁽⁵⁾DS – Densidade do solo, kg dm⁻³; ⁽⁶⁾pH em água; ⁽⁷⁾DP – Densidade de partículas, kg dm⁻³; ⁽⁸⁾PT – Porosidade total, m³ m⁻³; Médias seguidas por uma mesma letra numa mesma coluna não diferem pelo teste Tukey a 5 % de probabilidade.

Foram estimadas a capacidade de retenção de água a -100 kPa e -1500 kPa, como estimativa da capacidade de campo (CC) e do ponto de murcha permanente

(PMP) (Quadro 1 anexos). A densidade do solo foi obtida por meio do método do anel volumétrico e a densidade de partículas por meio do método do balão volumétrico. Foi determinado o pH em água, na suspensão obtida a partir de 10 cm³ de TFSA em 25 mL de água deionizada.

2.3. *Fracionamento físico do solo e caracterização da matéria orgânica do solo*

O fracionamento físico do solo foi realizado conforme o método descrito por Cambardella & Elliott (1992) para a obtenção das frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM). Para este procedimento foram pesados 10 g de TFSA e dispersas em 30 mL de hexametáfosfato de sódio 5 g L⁻¹, em tubos de centrífuga de 50 mL. Para garantir a completa dispersão das amostras, estas foram agitadas a 120 rpm em agitador horizontal durante 15 horas e dentro de cada tubo de centrífuga foram colocadas esferas de vidro de 15 mm de diâmetro.

Ao término da dispersão, as frações foram separadas por peneiramento em malha de 53 µm, para a obtenção da matéria orgânica particulada (MOP >53 µm) e matéria orgânica associada aos minerais (MAM, <53 µm). Estas frações foram secadas em estufa com circulação forçada de ar por 5 dias, com temperatura de 60 °C, maceradas em almofariz e passadas peneira com malha de 100 mesh (0,149 mm).

A determinação dos teores de C e de N e da abundância natural de ¹³C ($\delta^{13}\text{C}$) foi feita em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (20–20; Anca-GLS, Sercon, Crewe, UK) e os resultados para os valores de $\delta^{13}\text{C}$, expressos em partes por mil (‰) relação ao padrão internacional V-PDB:

$$\delta^{13}\text{C}$$

em que $R = \frac{{}^{13}\text{CO}_2}{{}^{12}\text{CO}_2}$ da amostra e da referência. A referência utilizada foi um padrão secundário e certificado.

Quadro 4. Caracterização inicial da matéria orgânica do solo, teor de C, N, relação C:N e $\delta^{13}\text{C}$ para a fração particulada (MOP) e fração associada aos minerais (MAM)

Local	MAM ^(a)			MOP ^(b)				
	C	N	C/N	C	N	C:N		
	g kg ⁻¹ solo		δ ¹³ C _{V-PDB} , ‰	g kg ⁻¹ solo		δ ¹³ C _{V-PDB} , ‰		
EUN	1,3	0,2	5,9	-21,65	11,4	1,0	11,0	-24,20
ARA	1,0	0,2	6,3	-23,20	12,68	1,4	9,2	-20,60
VIR	3,0	0,1	21,2	-23,50	47,7	3,5	13,7	-21,70
BOR	1,5	0,1	14,9	-23,70	18,4	1,6	11,7	-21,30
JPI	1,7	0,3	7,8	-23,40	6,3	0,6	11,2	-22,10
TMA	1,9	0,2	11,0	-25,70	7,8	0,7	11,8	-21,70
CUR	1,9	0,1	29,8	-19,90	22,6	2,0	11,4	-17,80
ITA	1,8	0,1	13,4	-19,50	27,5	2,0	13,9	-17,60
VAZ	2,3	0,1	35,2	-22,40	16,7	1,7	9,9	-18,20
LAN	1,6	0,04	36,9	-20,80	8,2	0,4	19,4	-17,00

^(a)MAM – Matéria orgânica associada aos minerais, fração menor que 53 µm; ^(b)MOP – Matéria orgânica particulada, fração maior que 53 µm.

2.4. Transferência de C para a matéria orgânica – fórmulas e cálculos

A proporção do C proveniente dos resíduos de eucalipto estabilizada na fração MAM, após 12 meses do início do experimento foi calculado por meio da equação proposta por Vitorello et al. (1989):

$$f = \frac{\delta_s - \delta_0}{\delta_e - \delta_0}$$

em que f é a proporção de C derivado dos resíduos de eucalipto, δ_s é a razão isotópica do solo nos tratamentos em que os resíduos foram aplicados; δ_e a razão isotópica média dos resíduos utilizados no experimento ($\delta^{13}\text{C} = -28,5825$) e δ_0 é a razão isotópica do tratamento controle, sem aplicação dos resíduos.

A principal vantagem do emprego de técnicas isotópicas para a avaliação da transferência de C de resíduos vegetais para a MOS, é a possibilidade de avaliar a entrada de C para MOS, mesmo que não ocorra variação significativa do teor de C (Vitorello et al., 1989). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da fração MAM, no início do experimento são apresentados no quadro 4. Para o cálculo da proporção de C derivados dos resíduos, foram utilizadas as amostras controle, coletadas aos 12 meses.

A massa de C derivado dos resíduos (C_{res}) estabilizada na fração MAM foi estimada por meio da equação a seguir:

$$C_{res} = f \times t \times m$$

C_{res} é massa de C derivada dos resíduos da colheita de eucalipto (g), t é o teor de C da camada (g kg^{-1} de solo) e m , a massa da camada (kg). Após esta etapa foram somados os valores de C_{res} da camada de 0 a 1 e de 1 a 5 cm para os tratamentos com os resíduos mantidos na superfície do solo, de modo a facilitar a comparação entre as formas de manejo dos resíduos, superficial e incorporado. A massa da camada de 0 a 5 cm para os tratamentos com os resíduos incorporados foi igual a soma das massas das camadas de 0 a 1 e de 1 a 5 cm, dos tratamentos com os resíduos mantidos na superfície do solo. A massa de C_{res} estabilizado na camada de 0 a 5 cm para os tratamentos com os resíduos mantidos na superfície e incorporados ao solo foi expressa em Mg ha^{-1} .

Foram consideradas apenas as entradas de C para a fração mais estável (MAM) que inclui compostos previamente assimilados pelos organismos decompositores da biomassa microbiana. Embora tenha sido verificada contribuição dos resíduos de eucalipto para a fração MOP, esta inclui basicamente resíduos vegetais parcialmente decompostos (Cambardella & Elliott, 1992). Como a permanência desta no solo e sua conversão em frações estáveis da MOS são incertos, os dados de C da MOP não foram incluídos no cálculo da massa de C derivado dos resíduos, bem como não foram incluídos nos cálculo da taxa de recuperação de C (TRC).

2.5. Taxa de recuperação de C derivado dos resíduos na fração MAM

A estimativa da taxa de recuperação de C dos resíduos da colheita de eucalipto (TRC) no solo foi efetuada dividindo-se o valor de C_{res} pela massa de C perdida em função da sua decomposição após 12 meses:

$$TRC = \frac{C_{res}}{C_{dec}}$$

em que TRC é fração de C recuperado no solo (g g^{-1}), C_{dec} é a massa de C (g) perdida como CO_2 a partir da decomposição dos resíduos até 12 meses estimada conforme as equações ajustadas pelo modelo de Olson (1963) – quadro 1, capítulo 1.

2.6. Influência de fatores edáficos e climáticos sobre a transferência e estabilização de C para o solo

As propriedades do solo e as características climáticas exercem influência sobre a estabilização de C no solo. Por isso, para a discussão dos resultados, estes foram agrupados em fatores relacionados à taxa de decomposição dos resíduos (pH do solo e temperatura) e fatores referentes ao solo, os quais seriam importantes para a estabilização de C no solo (a textura – teor de argila e o déficit de saturação de C do solo – DSC), este último obtido conforme demonstrado abaixo.

2.6.1. Estimativa do nível de proteção de C e déficit de saturação de C do solo

A estimativa do nível de proteção de C (NPC) do solo foi obtida a partir da adaptação do método de cálculo proposto por Hassink (1997). Para isso, foi determinada a relação entre o teor de C da fração MAM (C estabilizado pelas frações silte e argila) e os teores de silte e argila da camada de 0 a 1 cm dos solos das áreas cultivadas com eucalipto (as amostras do tempo zero). A equação ajustada para estimar o nível de proteção de C estabilizado na fração MAM é apresentada a seguir:

$$\text{NPC} = 4,932 + 0,20 \times (\text{silte} + \text{argila}); r^2 = 0,75$$

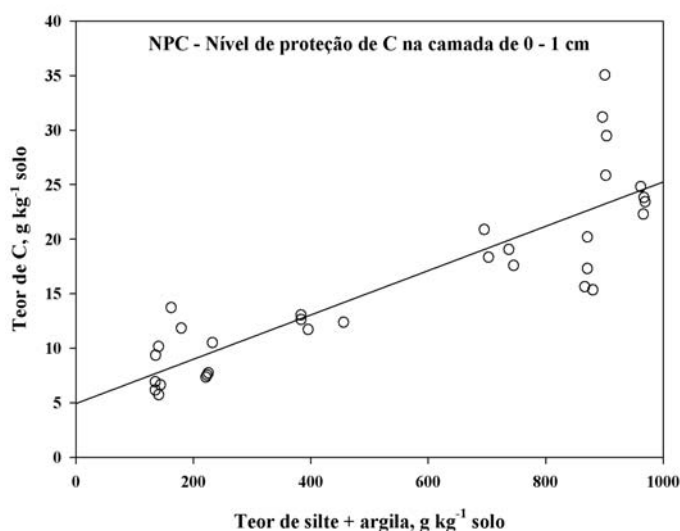


Figura 1. Estimativa do nível de proteção de C para a camada de 0 – 1 cm, n = 32 (8 solos). Parâmetros significativos 1 % de probabilidade (teste F).

Em que NPC representa o nível de proteção de C (g kg^{-1} de solo), estabilizado pelas frações silte e argila (g kg^{-1} de solo). Este método tem como premissas que o C é estabilizado pelas frações mais finas do solo, as quais apresentariam comportamento de saturação e que nas camadas superficiais, por exemplo, de 0 a 1 cm, o solo tende a apresentar teores de C próximos ao nível máximo de proteção.

A partir da estimativa do NPC foi estimado o déficit de saturação de carbono (DSC) adaptado do método descrito por Stewart et al. (2008), obtido pela equação abaixo:

$$DSC = 1 - \left(\frac{\text{teor de } C_{MAM}}{NPC} \right)$$

em que teor de C_{MAM} é o teor de C da fração MAM (g kg^{-1} de solo), das amostras da camada de 0 a 5 cm de solo das amostras coletadas no tempo zero. De modo simplificado, o DSC consistiu da diferença entre o teor de C associados às frações silte e argila na camada de 0 a 1 cm e na camada de 0 a 5 cm de solo das plantações de eucalipto.

2.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Em razão da interação significativa entre os fatores avaliados neste estudo e os locais em que estes foram conduzidos, não foi possível estimar a variância residual comum para todos os locais numa única ANOVA. Por isso, a análise de variância foi feita para cada local separadamente, de modo a se quantificar os efeitos dos fatores manejo dos resíduos (superficial ou incorporado), aplicação de nitrogênio (0 e 200 kg ha^{-1} de N) e composição dos resíduos (sem e com casca), bem como suas interações. O mesmo procedimento foi utilizado para avaliar a variação dos teores de C das frações MOP e MAM, recuperação do C derivado dos resíduos (C_{res}) no solo, e taxa de recuperação de C (TRC).

Foram ajustadas equações de regressão múltipla por meio do método Stepwise com seleções forward e backward de modo a serem identificadas as propriedades do solo e características climáticas correlacionadas com a transferência de C dos resíduos da colheita de eucalipto para a MOS. Apenas os parâmetros significativos a pelo menos 5 % foram utilizados para a composição dos modelos ajustados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Teores de C matéria da orgânica particulada (MOP) e da associada aos minerais (MAM)

Após 12 meses, apenas em ARA, BOR, CUR e VAZ a aplicação dos resíduos de eucalipto proporcionou incremento significativo ($p < 0,05$). De modo geral, as variações do teor de C da fração MOP, significativas ou não, para os tratamentos com os resíduos mantidos na superfície ficaram restritos na camada de 0 a 1 cm (Quadro 5). Dentre os dez locais, apenas em ARA e CUR foi observado aumento significativo para o teor de C da fração MOP com os resíduos incorporados ao solo (0 a 5 cm).

Quadro 5. Teor de C da fração MOP após 12 meses da aplicação dos resíduos de eucalipto em 10 locais, nas camadas de 0 a 1 e 1 a 5 cm para os tratamentos com a manutenção dos resíduos na superfície e 0 a 5 cm para os tratamentos com a incorporação dos resíduos e aplicação de N, 0 e 200 kg ha⁻¹

Local	Camada	N0: dose de 0 kg ha ⁻¹ de N			N1: dose de 200 kg ha ⁻¹ de N				
		*Manejo	(cm)	MOP			MOP		
				Teor de C, g kg ⁻¹ solo					
		Controle	Sem casca	Com casca	Controle	Sem casca	Com casca		
EUN	SUP	0 - 1	3,6 a	3,2 a	3,0 a	3,2 a	3,7 a	3,7 a	
	SUP	1 - 5	1,7 a	1,1 a	1,1 a	1,6 a	1,1 a	1,4 a	
	INC	0 - 5	2,0 a	2,0 a	1,9 a	1,9 a	1,2 a	1,7 a	
ARA	SUP	0 - 1	3,6 ab	6,0 a	4,7 ab	2,3 b	5,7 a	4,7 ab	
	SUP	1 - 5	1,1 a	1,5 a	1,2 a	1,4 a	1,8 a	1,6 a	
	INC	0 - 5	1,6 b	1,8 ab	2,3 ab	1,5 b	2,9 a	2,9 a	
VIR	SUP	0 - 1	6,2 a	8,5 a	10,0 a	6,8 a	10,3 a	10,3 a	
	SUP	1 - 5	4,5 a	7,8 a	8,4 a	6,2 a	5,8 a	5,9 a	
	INC	0 - 5	5,0 a	6,0 a	8,1 a	7,2 a	6,6 a	6,9 a	
BOR	SUP	0 - 1	2,4 a	3,1 a	4,2 a	2,2 b	4,3 ab	6,2 a	
	SUP	1 - 5	0,9 a	1,3 a	1,4 a	1,4 a	1,3 a	1,5 a	
	INC	0 - 5	1,3 a	2,1 a	1,9 a	2,0 a	1,9 a	2,1 a	
JPI	SUP	0 - 1	2,0 a	3,5 a	3,4 a	2,0 a	2,1 a	2,5 a	
	SUP	1 - 5	1,7 a	1,3 a	1,6 a	1,2 a	1,3 a	1,2 a	
	INC	0 - 5	1,5 a	2,1 a	1,6 a	1,6 a	2,2 a	2,1 a	
TMA	SUP	0 - 1	2,2 a	4,8 a	4,7 a	3,0 a	3,7 a	3,2 a	
	SUP	1 - 5	1,7 a	2,2 a	2,3 a	2,2 a	2,8 a	2,5 a	
	INC	0 - 5	2,0 a	2,8 a	2,1 a	1,8 a	2,9 a	3,0 a	
CUR	SUP	0 - 1	1,8 b	3,0 ab	3,2 ab	2,4 ab	3,0 ab	4,2 a	
	SUP	1 - 5	0,9 a	1,3 a	1,0 a	1,2 a	1,1 a	1,2 a	
	INC	0 - 5	1,8 a	2,0 a	2,0 a	0,9 b	1,4 ab	1,8 a	
ITA	SUP	0 - 1	2,2 a	4,2 a	3,5 a	1,9 a	3,0 a	3,7 a	
	SUP	1 - 5	1,1 a	1,9 a	1,7 a	1,3 a	1,8 a	2,1 a	
	INC	0 - 5	1,6 a	1,9 a	2,2 a	1,8 a	2,1 a	2,6 a	
VAZ	SUP	0 - 1	3,9 c	7,1 ab	9,2 ab	2,9 c	4,8 bc	10,2 a	
	SUP	1 - 5	2,4 a	2,3 a	2,5 a	2,3 a	1,8 a	2,8 a	
	INC	0 - 5	2,2 a	3,4 a	3,3 a	2,6 a	3,8 a	4,2 a	
LAN	SUP	0 - 1	2,3 a	2,4 a	3,5 a	2,6 a	2,9 a	3,4 a	
	SUP	1 - 5	1,4 a	1,5 a	1,3 a	1,7 a	1,4 a	1,3 a	
	INC	0 - 5	2,0 a	1,7 a	1,9 a	1,9 a	1,9 a	2,4 a	

*Manejo: SUP – superficial; INC – Incorporado. Médias seguidas por uma mesma letra dentro de cada local em uma mesma camada, não diferem pelo teste Tukey a 5 % de probabilidade; n = 4 repetições.

Para a fração associada aos minerais (MAM), apenas em ARA, CUR e ITA a aplicação dos resíduos de eucalipto proporcionou incremento significativo do teor de C na camada de 0 a 1 cm. Dentre estes três locais, apenas em ARA foi observado aumento significativo para o teor de C da MAM quando os resíduos foram incorporados ao solo (0 a 5 cm).

Quadro 6. Teor de C da fração MAM após 12 meses da aplicação dos resíduos de eucalipto em 10 locais, nas camadas de 0 a 1 e 1 a 5 cm para os tratamentos com a manutenção dos resíduos na superfície (SUP) e 0 a 5 cm para os tratamentos com a incorporação dos resíduos (INC), e aplicação de N, 0 e 200 kg ha⁻¹

		N0: dose de 0 kg ha ⁻¹ de N			N1: dose de 200 kg ha ⁻¹ de N			
Local	Camada (cm)	MAM			MAM			
Manejo*	(cm)	Teor de C, g kg ⁻¹ solo						
		Controle	Sem casca	Com casca	Controle	Sem casca	Com casca	
EUN	SUP	0-1	14,8 a	11,6 a	13,6 a	12,3 a	12,0 a	11,8 a
	SUP	1-5	12,9 a	8,9 a	9,6 a	11,3 a	9,3 a	7,9 a
	INC	0-5	11,7 a	11,1 a	14,1 a	11,7 a	10,3 a	9,7 a
ARA	SUP	0-1	16,0 ab	19,1 a	16,7 ab	14,7 b	18,8 a	19,8 a
	SUP	1-5	12,4 ab	11,3 b	12,0 ab	14,4 ab	13,6 ab	15,2 a
	INC	0-5	12,8 ab	11,8 b	12,3 ab	13,3 ab	16,5 a	16,5 a
VIR	SUP	0-1	39,4 a	47,7 a	46,6 a	38,5 a	44,9 a	41,7 a
	SUP	1-5	40,6 a	49,6 a	44,3 a	38,8 a	38,9 a	47,8 a
	INC	0-5	42,6a	39,9 a	44,4 a	45,3 a	39,9 a	45,8 a
BOR	SUP	0-1	20,9 a	20,7 a	22,9 a	19,6 a	21,0 a	22,6 a
	SUP	1-5	16,5 a	17,3 a	19,9 a	19,2 a	19,7 a	19,3 a
	INC	0-5	16,7 a	18,4 a	18,3 a	19,2 a	19,2 a	20,0 a
JPI	SUP	0-1	7,7 a	8,4 a	7,2 a	6,7 a	5,8 a	6,0 a
	SUP	1-5	6,7 a	6,6 a	6,5 a	5,9 a	6,0 a	7,9 a
	INC	0-5	5,9 a	7,7 a	7,1 a	5,6 a	6,5 a	7,6 a
TMA	SUP	0-1	7,3 a	9,6 a	8,6 a	9,3 a	9,7 a	10,1 a
	SUP	1-5	6,1 a	7,7a	9,1 a	7,6 a	9,3 a	9,6 a
	INC	0-5	7,2 a	6,9 a	8,4 a	8,8 a	9,4 a	7,8 a
CUR	SUP	0-1	21,5 b	24,3 ab	26,5 a	22,8 a	24,5 a	26,7 a
	SUP	1-5	20,8 a	22,1 a	22,7 a	21,5 a	20,9 a	21,5 a
	INC	0-5	20,8 a	21,2 a	21,7 a	20,4 a	19,9 a	22,4 a
ITA	SUP	0-1	27,9 b	39,2 a	39,7 ab	29,2 b	33,1 ab	40,9 a
	SUP	1-5	27,6 a	27,3 a	26,6 a	29,2 a	24,4 a	28,9 a
	INC	0-5	26,4 a	29,0 a	32,2 a	26,3 a	25,2 a	29,3 a
VAZ	SUP	0-1	20,2 a	22,8 a	25,0 a	17,3 a	19,5 a	27,3 a
	SUP	1-5	18,6 a	16,6 a	18,6 a	16,8 a	13,9 a	18,4 a
	INC	0-5	17,0 a	18,7 a	18,9 a	17,5 a	20,3 a	21,3 a
LAN	SUP	0-1	7,5 a	7,4 a	7,4 a	8,2 a	8,4 a	8,8 a
	SUP	1-5	7,7 a	7,7 a	7,2 a	8,2 a	8,2 a	7,5 a
	INC	0-5	7,6 a	7,3 a	6,8 a	7,5 a	7,6 a	7,6 a

*Manejo: SUP – superficial; INC – Incorporado. Médias seguidas por uma mesma letra dentro de cada local, para uma mesma camada, não diferem pelo teste Tukey a 5 % de probabilidade; n= 4 repetições.

Em uma extensa revisão de literatura, Johnson & Curtis (2001) verificaram pequena influência de resíduos florestais, inclusive de eucalipto, sobre os teores de C da MOS. No Brasil, Gonçalves et al. (2004b) verificaram valores muito similares dos teores de C das camadas de 0 a 2 e de 2 a 5 cm, em plantações de eucalipto sob diferentes tipos de manejo, dentre os quais, tratamento com manutenção dos resíduos na superfície e incorporados ao solo. A mesma tendência foi observada por Epron et

al. (2006) em estudo sobre a decomposição de resíduos da colheita de eucalipto também não verificaram efeito da manutenção deste material sobre os estoques de C da MOS em plantações no Congo.

Estes resultados mostram o grau de dificuldade em se detectar mudanças quantitativas na MOS e, por isso o emprego de técnicas baseadas na variação da abundância natural do ^{13}C apresentam vantagens substanciais para a avaliação da dinâmica do C nas plantações de eucalipto, espécie C_3 , estabelecidas em solos anteriormente cultivados com espécies C_4 (Lima et al., 2006).

3.2. Estimativa da transferência de C dos resíduos da colheita de eucalipto para a fração MAM por meio da variação da abundância natural de ^{13}C

Embora a aplicação dos tratamentos não tenha proporcionado grandes mudanças no teor de C da fração MAM nos 12 meses iniciais, a determinação da variação na abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) permitiu estimar a contribuição do C derivado dos resíduos para esta fração. Dada a grande variabilidade em função da condução dos experimentos em condição de campo, não foi possível comparar as médias para os fatores manejo, composição dos resíduos e da aplicação de N, embora estas estejam apresentadas em nas figuras 2 e 3.

A recuperação de C dos resíduos (C_{res}) na fração MAM, na camada de 0 a 5 cm, foi influenciada pelo manejo dos resíduos. Os valores médios para cada tratamento em cada local são apresentados no quadro 7. Dentre os locais incluídos no experimento, em sete deles (ARA, BOR, CUR, EUN, ITA, JPI e TMA) a incorporação dos resíduos à camada de 0 a 5 cm do solo resultou em maior transferência de C_{res} para o solo em relação à manutenção dos resíduos na superfície. O contrário foi observado para VIR e em LAN, enquanto para VAZ, a diferença não foi significativa (Figura 2a).

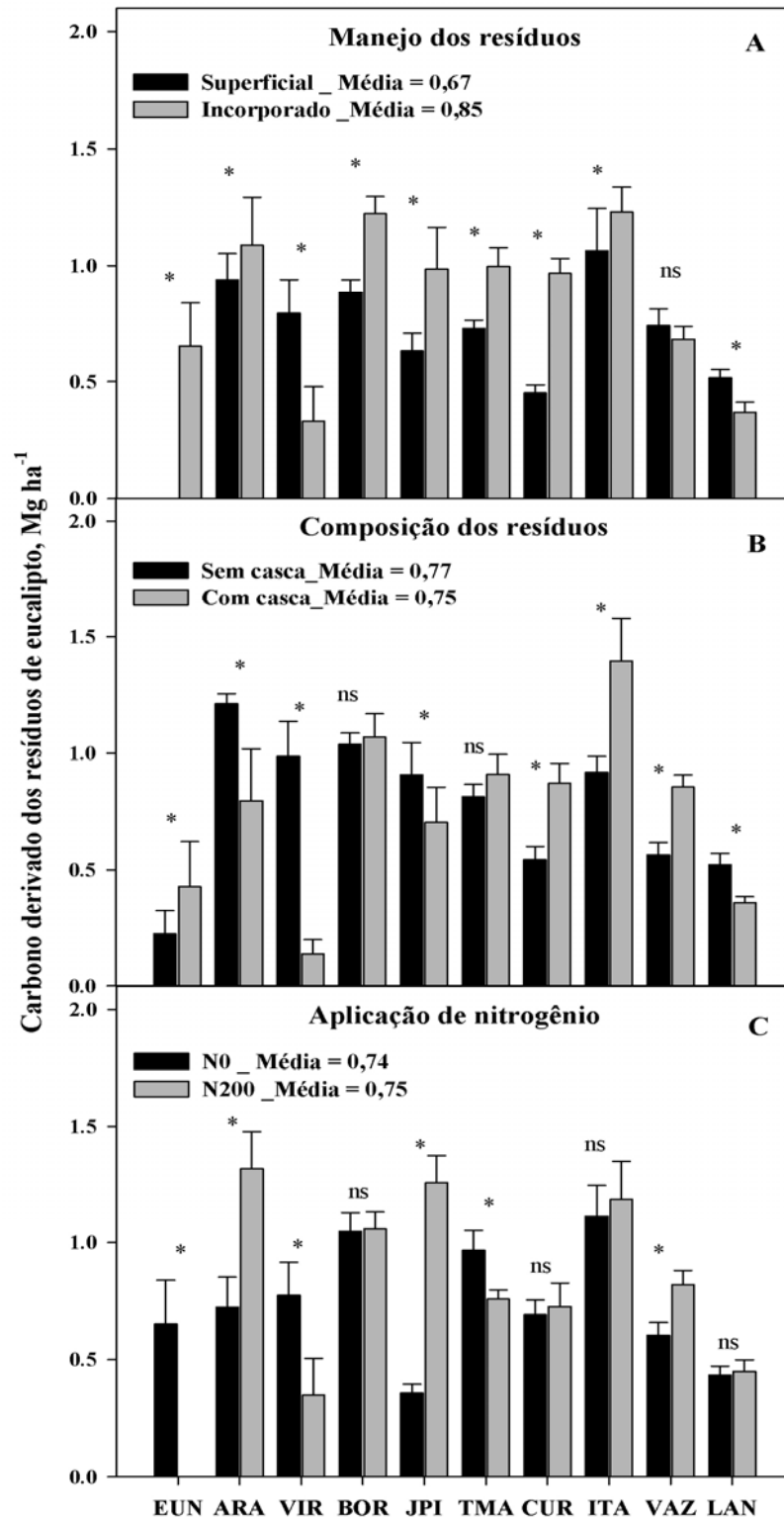


Figura 2. Carbono derivado dos resíduos (C_{res}) expressa em $Mg\ ha^{-1}$ após 12 meses (A) em função do manejo (superficial ou incorporado a 5 cm); (B) qualidade dos resíduos (sem e com casca); (C) e aplicação de N (N0 e N200 (0 e 200 $kg\ ha^{-1}$, respectivamente) nas regiões de Eunápolis (EUN), Aracruz (ARA), Virginópolis (VIR), Belo Oriente (BOR), João Pinheiro (JPI), Três Marias (TMA), Curvelo (CUR), Itamarandiba (ITA), Vazante (VAZ) e Luiz Antônio (LAN). * Significativo a 1 % pelo teste Tukey, ns – não significativo. As barras verticais indicam o erro padrão da média ($n = 4$ repetições).

Estes resultados mostram que a mistura dos resíduos da colheita de eucalipto ao solo, em um ambiente mais favorável ao crescimento de microrganismos e maior assimilação de C dos resíduos (Bayer, 2000; Gholz et al., 2000), (Scott et al., 1996; Kiem & Kögel-Knabner, 2003; Grandy & Neff, 2008). Neste caso, o maior contato entre os minerais do solo e os compostos orgânicos pode ter favorecido à estabilização de C nos agregados (Tisdall & Oades, 1982), embora não tenha sido verificado incremento do teor de C da fração MAM (Quadro 6).

É provável que o revolvimento do solo para a incorporação dos resíduos tenha proporcionado uma pequena perda de C da MOS “nativa”, que foi compensada pela adição do C derivado dos resíduos (Tisdall & Oades, 1982; Campbell et al., 1991; Scott et al., 1996) e isso justificaria a pequena variação do teor de C da fração MAM destes tratamentos. A transferência de C de determinado material para a MOS normalmente está associada à respiração heterotrófica e, conseqüentemente, ciclagem da MOS “nativa” do solo (Binkley et al., 2004; Giardina et al., 2004; Epron et al., 2006, 2009).

A incorporação dos resíduos ao solo também pode ter promovido a estabilização de compostos do próprio material vegetal (Balesdent & Balabane, 1996). Em contraste, com a manutenção dos resíduos na superfície do solo, a transferência de C dos resíduos da colheita de eucalipto para a MOS, resultaria principalmente do crescimento de hifas fúngicas (Holland & Coleman, 1987), pelo menos em curto prazo, como foi o caso deste experimento.

Para os fatores composição dos resíduos e aplicação de nitrogênio, as diferenças foram menores, tanto para os tratamentos sem ou com casca, quanto para aplicação de 0 e de 200 kg ha⁻¹ de N. Os valores médios de C_{res} para cada tratamento em cada local são apresentados no quadro 7. Na maioria dos locais avaliados, as interações entre os fatores manejo, composição dos resíduos e aplicação de N foram significativas (Quadro 7).

Dentre os sete locais em que a incorporação dos resíduos proporcionou maior transferência de C para o solo, em quatro locais (ARA, CUR, EUN, e VAZ), esta maior transferência foi devida aos tratamentos com a incorporação da casca. Além disso, em dois locais (ARA, CUR), foram observados maiores valores de C_{res} quando

a casca foi incorporada com aplicação de N. Para os resíduos mantidos em superfície, em apenas um local (ITA), a interação entre a composição dos resíduos (com casca) e a aplicação de nitrogênio foi significativa e proporcionou maior recuperação de C dos resíduos na fração MAM (Quadro 7).

Quadro 7. Massa de C derivado dos resíduos da colheita de eucalipto (C_{res}) na fração MAM, equivalente em $Mg\ ha^{-1}$, resultante do manejo dos resíduos de eucalipto (superficial e incorporado), composição (sem e com casca) e aplicação de N (0 e 200 $kg\ ha^{-1}$ de N) em 10 locais

Local		Superficial		Incorporado	
		Sem casca	Com casca	Sem casca	Com casca
		$C_{res}, Mg\ ha^{-1}$			
EUN	N0	0,00 c	0,00 c	0,89 b	1,70 a
	N1	0,00 c	0,00 c	0,00 c	0,00 c
ARA	N0	1,30 b	0,33 d	1,11 bc	0,15 d
	N1	1,37 b	0,76 c	1,07 bc	2,34 a
VIR	N0	1,24 a	0,55 b	1,32 a	0,00 c
	N1	1,40 a	0,00 c	0,00 c	0,00 c
BOR	N0	0,96 bcd	0,61 d	1,22 ab	1,40 a
	N1	1,14 abc	0,82 cd	0,82 cd	1,45 a
JPI	N0	0,54 bc	0,23 d	0,43 cd	0,23 d
	N1	0,98 b	0,78 bc	1,70 a	1,60 a
TMA	N0	0,65 b	0,80 b	1,07 ab	1,36 a
	N1	0,70 b	0,78 b	0,85 b	0,71 b
CUR	N0	0,38 ef	0,65 d	0,68 d	1,06 b
	N1	0,30 f	0,48 e	0,83 c	1,30 a
ITA	N0	0,68 d	1,85 b	1,29 c	0,96 cd
	N1	0,89 d	2,37 a	0,82 d	0,65 d
VAZ	N0	0,39 c	0,61 c	0,54 c	0,87 ab
	N1	0,87 ab	1,10 a	0,46 c	0,85 b
LAN	N0	0,62 a	0,45 b	0,21 d	0,45 b
	N1	0,66 a	0,33 c	0,60 a	0,21 d

Dentro de cada local, médias seguidas por uma mesma letra não diferem a 5 %, pelo teste Tukey (n = 4 repetições).

Vários trabalhos mostram relação direta entre o aporte de C via resíduos vegetais e incremento do teor de MOS (Paustian et al., 1997; Bayer et al., 2000; Diekow et al., 2005) e por isso, parte da maior transferência de C dos resíduos da colheita de eucalipto para a MOS na presença da casca, pode ter sido resultado da maior quantidade de C aportada ao solo nestes tratamentos.

Além da quantidade de material aportado ao solo, a manutenção da casca resultou em aumento da relação C:N dos resíduos e também maior aporte de compostos lignificados (Corbeels et al., 2003). Por isso, dada a limitada disponibilidade de N para a decomposição de resíduos florestais (Melillo et al., 1982;

Berg & Ekbohm, 1983; Melillo et al., 1989), seria esperado que a aplicação deste nutriente favorecesse a atividade microbiana e consequentemente, maior transferência de C de resíduos vegetais para a MOS (Moran et al., 2005; Lemke et al., 2010).

Embora a aplicação de 200 kg ha⁻¹ de N tenha favorecido a transferência de C dos resíduos para os tratamentos com casca, este efeito foi mais evidente em apenas três locais (ARA, JPI e VAZ; figura 2c). Estes resultados indicam que na maioria dos solos avaliados, a disponibilidade de N não foi limitante à atividade microbiana, em função da mineralização da MOS “nativa” do solo nas plantações de eucalipto (Gonçalves et al, 2001; Gama-Rodrigues et al., 2005; Pulito, 2009; Barreto et al., 2010).

3.3. Taxa de recuperação de C (TRC)

A taxa de recuperação de carbono (TRC) mostra que, de modo geral, mesmo com a maior transferência de C para a fração mais estável da MOS com a incorporação dos resíduos ao solo, em apenas dois locais (CUR e EUN), os maiores valores de C_{res} (item 3.2), resultaram em maior TRC comparado aos tratamentos com os resíduos mantidos na superfície. A manutenção dos resíduos na superfície apresentou maior TRC no solo em quatro locais (ARA, LAN, VAZ e VIR) e não houve diferença significativa para o manejo nos demais locais (BOR, JPI, ITA e TMA) (Figura 3a).

Estes resultados sugerem que com o aumento da taxa de decomposição dos resíduos incorporados ao solo, proporcionalmente se estabiliza menos C no solo em relação à sua manutenção na superfície (Holland & Coleman, 1987; Paustian et al., 1997). Resultados similares foram reportados por Bayer et al. (2000) que verificaram que para um aporte de 8 Mg ha⁻¹ de C solo durante 9 anos, a manutenção dos resíduos na superfície do solo nas áreas de plantio direto resultou em TRC de aproximadamente 16,8 % enquanto no cultivo convencional, com incorporação dos resíduos, a TRC foi de apenas 7,8 %.

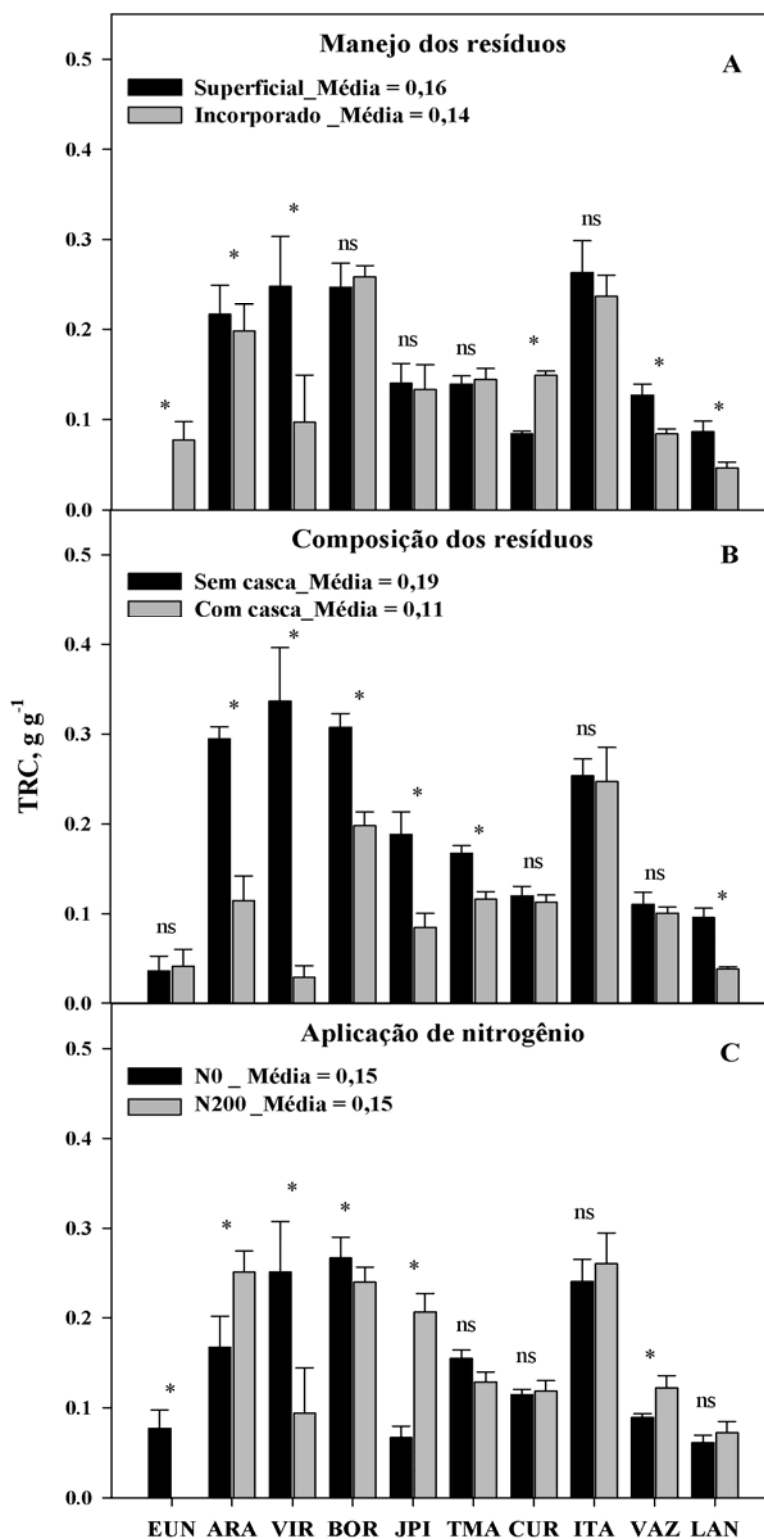


Figura 3. Taxa de recuperação de C (TRC) dos resíduos de eucalipto no solo expressa em g g⁻¹ (relação entre a massa de C estabilizado no solo e a massa de C perdida pela decomposição dos resíduos) após 12 meses; (A) função do manejo (superficial ou incorporado a 5 cm); (B) qualidade dos resíduos (sem e com casca); (C) aplicação de N (N0 e N200, 0 e 200 kg ha⁻¹, respectivamente) nas regiões de Eunápolis (EUN), Aracruz (ARA); Virginópolis (VIR), Belo Oriente (BOR), João Pinheiro (JPI), Três Marias (TMA), Curvelo (CUR), Itamarandiba (ITA), Vazante (VAZ) e Luiz Antônio (LAN). Média geral = 0,15. * Significativo a 1 % pelo teste Tukey, ns – não significativo. As barras verticais indicam o erro padrão da média (n = 4 repetições).

As maiores diferenças na TRC foram resultantes da composição dos resíduos, em que os tratamentos sem e com casca apresentaram TRC média de 19 % e 11 %, respectivamente (Figura 3a). A TRC não apresentou diferença significativa entre os tratamentos sem e com casca em quatro locais (CUR, EUN, ITA e VAZ), embora maiores valores de C_{res} (Figura 2b, item 3.2) tenham sido observados para os tratamentos com casca nestes locais. Nas demais áreas experimentais (ARA, BOR, JPI, LAN, TMA e VIR) resíduos sem casca apresentaram maior eficiência relativa na transferência de C para o solo, em relação aos tratamentos com casca.

De modo bastante similar aos valores de C derivado dos resíduos (C_{res}) no solo, para sete dentre os 10 locais avaliados, a aplicação de N não influenciou a eficiência da transferência de C para a MOS, aparentemente por não alterar a taxa de decomposição dos resíduos. A aplicação de N proporcionou maior eficiência da conversão dos resíduos em MOS em três locais (ARA, JPI e VAZ), menor eficiência em três locais (BOR, EUN e VIR), enquanto para os demais (CUR, ITA, LAN e TMA), não apresentou influência significativa sobre os valores de TRC (Figura 3c).

As interações entre os fatores avaliados no experimento para a TRC dentro de cada local, mostram de modo geral que as maiores diferenças foram observadas quando se compara a composição dos resíduos (sem e com casca) dentro de manejo (Quadro 8). Foram observados maiores valores TRC para os tratamentos sem casca em relação aos tratamentos com casca, mantidos na superfície do solo para quatro locais (ARA, BOR, LAN, e VIR) e a maior TRC foi observada para os tratamentos sem casca, mantidos na superfície, na presença de aplicação de N em três locais (JPI, LAN e VAZ).

Para os tratamentos com incorporação, em apenas um dos locais (VIR) esta tendência foi mantida (Quadro 8) enquanto para tratamentos com resíduos incorporados com N em apenas dois locais (JPI e CUR) ocorreu maior TRC para os tratamentos sem casca, comparados aos tratamentos com casca.

Giardina et al. (2004) verificaram TRC média de 11 %, em plantações de eucalipto de 2 anos e isso mostra que durante o crescimento das plantas, estas contribuem para a formação da MOS, principalmente por meio de C derivado de raízes. Em média, a TRC para os resíduos da colheita de eucalipto foi de 15 % e este

resultado mostra a importância da manutenção deste material no campo para a manutenção da MOS ao fim da rotação florestal (Figura 3).

Quadro 8. Taxa de recuperação de C (TRC) derivado dos resíduos da colheita de eucalipto na fração MAM em função do manejo (superficial e incorporado) e composição dos resíduos (sem e com casca) e aplicação de N (0 e 200 kg ha⁻¹ de N) em 10 locais

Local		Superficial		Incorporado	
		Sem casca	Com casca	Sem casca	Com casca
		TRC, g g ⁻¹			
EUN	N0	0,00 b	0,00 b	0,14 a	0,16 a
	N1	0,00 b	0,00 b	0,00 b	0,00 b
ARA	N0	0,33 a	0,06 d	0,26 b	0,02 d
	N1	0,35 a	0,13 c	0,24 b	0,30 ab
VIR	N0	0,46 a	0,12 b	0,49 a	0,00 c
	N1	0,47 a	0,00 c	0,00 c	0,00 c
BOR	N0	0,35 a	0,13 d	0,32 ab	0,27 bc
	N1	0,33 ab	0,18 cd	0,22 cd	0,23 cd
JPI	N0	0,15 b	0,03 d	0,06 cd	0,03 d
	N1	0,26 a	0,12 bc	0,29 a	0,16 b
TMA	N0	0,15 abc	0,12 bc	0,20 a	0,15 abc
	N1	0,18 ab	0,11 bc	0,15 abc	0,08 c
CUR	N0	0,09 cd	0,10 c	0,14 b	0,13 b
	N1	0,07 d	0,08 cd	0,18 a	0,15 b
ITA	N0	0,22 c	0,12 d	0,35 b	0,28 bc
	N1	0,25 c	0,47 a	0,19 cd	0,13 d
VAZ	N0	0,09 cd	0,08 cd	0,10 c	0,09 cd
	N1	0,19 a	0,14 b	0,06 d	0,09 cd
LAN	N0	0,12 b	0,05 c	0,04 cd	0,04 c
	N1	0,14 a	0,04 cd	0,09 c	0,02 d

Dentro de cada local, médias seguidas por uma mesma letra não diferem a 5 %, pelo teste Tukey (n = 4 repetições).

3.4. Influência de fatores edáficos, temperatura e déficit de saturação de C sobre a transferência e a estabilização de C derivado dos resíduos de eucalipto na fração MAM

As equações ajustadas mostram que tanto as variáveis relacionadas à taxa de decomposição dos resíduos quanto às propriedades do solo afetaram a transferência e a estabilização de C na fração MAM. Em função da pequena influência do N na transferência de C para o solo, foram ajustados modelos apenas com os fatores manejo (superficial e incorporado) e composição dos resíduos (sem e com casca). As equações ajustadas são apresentadas na figura 4.

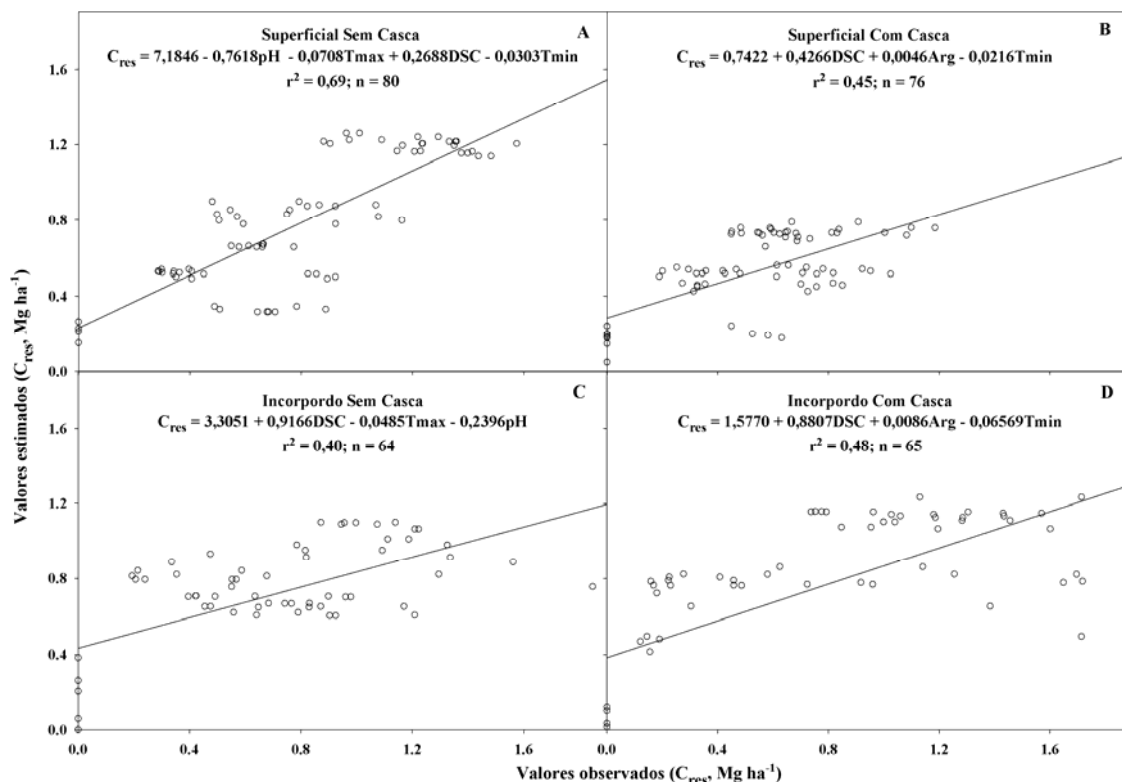


Figura 4. Relação entre os valores observados e estimados do carbono derivado dos resíduos de eucalipto (C_{res} , $Mg\ ha^{-1}$) estabilizado na fração MAM após 12 meses. (A) Superficial sem casca; (B) Superficial com casca; (C) Incorporado sem casca (D) Incorporado com casca. Todos os parâmetros foram significativos a pelo menos 5 % de probabilidade pelo teste F, exceto para Tmin (p-valor = 0,09) para o tratamento Superficial com casca (B). Variáveis: pH – pH do solo em água (pH H_2O); Tmax – Temperatura máxima média anual; DSC – Déficit de saturação de C; Arg – Teor de argila, $dag\ kg^{-1}$ de solo; Tmin – Temperatura mínima média anual.

Dentre as variáveis selecionadas pelo método Stepwise, o pH do solo, a temperatura mínima média anual (Tmin) e temperatura máxima média anual (Tmax) apresentaram correlação negativa com a transferência de C para o solo. Estes resultados mostram que independente do manejo adotado, o aumento da temperatura contribuiu para acelerar a decomposição dos resíduos, mas sem proporcionar uma contrapartida equivalente na transferência de C para o solo (Figura 4), situação comum em regiões tropicais (Six et al., 2002b). Nestes casos, do ponto de vista da transferência de C para a MOS, a manutenção dos resíduos na superfície do solo seria a forma mais eficiente de manejo dos resíduos, por minimizar a perda de C como CO_2 (Paustian et al., 1997).

A ocorrência de pH mais próximo da neutralidade proporcionaria melhores condições para o desenvolvimento de maior biomassa microbiana (Anderson & Domsch, 1993; Pietri & Brookes, 2008) principalmente o crescimento de bactérias, microrganismos muito afetados pela acidez do solo (Blagodatskaya & Anderson, 1998). Esta possível maior respiração microbiana, de modo geral, resultaria em menor TRC (item 3.3). Além disso, Holland & Coleman (1987) argumentam que fungos, principais decompositores de resíduos com elevada C:N, são mais eficientes no uso de C em relação a bactérias, e esta também pode ser uma das justificativas para a correlação negativa entre o pH do solo e a transferência de C dos resíduos de eucalipto para a MOS.

Dentre as propriedades do solo o déficit de saturação de C (DSC) e o teor de argila (Arg), mostraram-se importantes para a estabilização de C derivado dos resíduos de eucalipto (C_{res}) na fração associada aos minerais (MAM) (Figura 3). Conforme observado em vários estudos disponíveis na literatura, os solos apresentam capacidade finita para preservar C em frações estáveis (Hassink, 1996; Hassink & Whitmore, 1997; Paustian et al., 1997; Janzen et al., 1998; Diekow et al., 2005; Stewart et al., 2008) a qual seria determinada pelos teores de silte e argila (Feller & Beare, 1997; Hassink, 1997; Janzen et al., 1998). Logo, quanto menor o teor de C em relação ao nível de proteção, maior seria a probabilidade da existência de “superfícies livres” para a adsorção de compostos orgânicos (Hassink, 1996).

Desde a sua proposição por Hassink (1996), vários estudos têm verificado que o DSC é importante para avaliar a eficiência da conversão dos resíduos vegetais em MOS (Hassink & Dalenberg, 1996; Hassink & Whitmore, 1997; Stewart et al, 2008, 2009; Lemke et al., 2010). A mesma tendência observada por estes autores também foi verificada em relação à transferência de C dos resíduos da colheita de eucalipto para o solo (Figura 3).

Hassink (1996) verificou que embora o DSC tenha sido o fator determinante para estabilização de C no solo, o teor de argila também foi importante para seu modelo. Isto estaria relacionado à possibilidade de solos com baixos teores de silte e argila, também apresentarem menores valores de DSC (Stewart et al., 2008). Pode-se

observar que com o aumento dos teores de silte e argila do solo ocorre o “efeito de diluição” do teor de C (Plante et al., 2006; Zinn et al., 2007) (Figura 5).

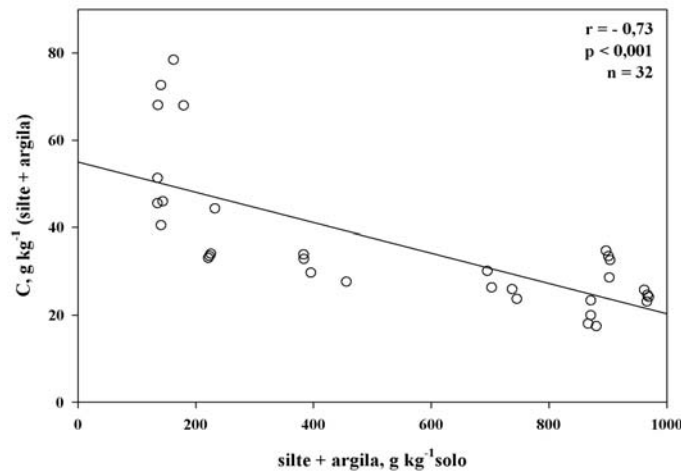


Figura 5. Nível de saturação de C da fração MAM obtido pela correlação entre g C kg^{-1} (silte + argila) e o teor de silte e argila ($\text{g silte + argila kg}^{-1}$ de solo para a camada de 0 a 1 cm do solo).

Logo, para um mesmo teor de C, solos arenosos tendem a apresentar os minerais das frações silte e argila mais “saturados com C” em relação a solos argilosos (Stewart et al., 2009), que normalmente apresentam maior capacidade para a estabilização de C (Parton et al., 1987; Hassink, 1996; Hassink & Whitmore, 1997; Stewart et al., 2008, 2009).

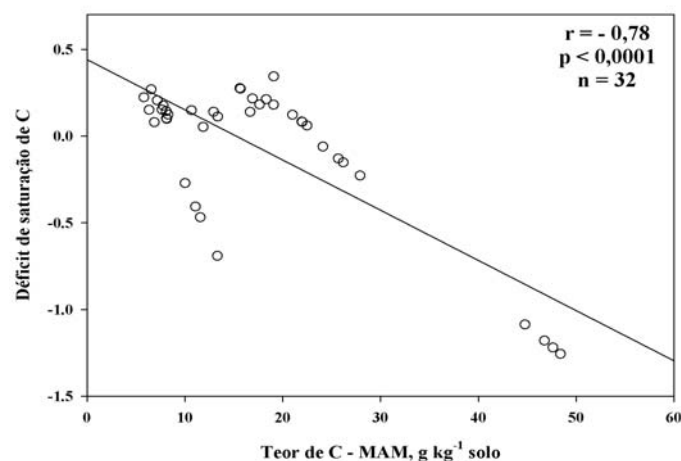


Figura 6. Correlação entre o teor de C da fração MAM (g C kg^{-1} de solo) para a camada de 0 a 5 cm do solo e déficit de saturação de C.

Para os solos utilizados na avaliação da transferência de C dos resíduos de eucalipto para a MOS, verificou-se correlação negativa entre o teor de C da camada de 0 a 5 cm (no início do experimento) e o DSC estimado (Figura 6). Isto explicaria a importância desta variável para os resultados apresentados na figura 6 e também corroboram com a hipótese de Hassink (1996), uma vez que os solos que apresentam teor de C abaixo do seu nível de proteção (maiores valores de DSC) tendem a apresentar melhor relação entre o aporte de resíduos vegetais e o acúmulo de C na MOS.

A contribuição dos resíduos da colheita de eucalipto para a transferência de C para a MOS foi bastante similar à contribuição das raízes finas de árvores em crescimento, observada por Giardina et al. (2004) no Hawaii, embora para as plantações no Brasil, ainda se desconhece a importância da transferência de C de raízes finas para a MOS. Johnson & Curtis (2001) verificaram por meio de revisão de literatura, que a manutenção dos resíduos florestais proporcionou incremento médio de 18 % dos teores de C e N do solo, embora este efeito tenha sido restrito a plantações de coníferas.

No Brasil, a manutenção dos resíduos florestais no campo limitaria a remoção de nutrientes (Santana et al., 2008; Hernández et al., 2009; Laclau et al., 2010), promoveria proteção contra compactação devido ao tráfego de máquinas (Silva et al., 2007), e também proteção contra erosão (Fernández et al., 2004). Mesmo no caso da casca, em que sua manutenção reduziu a TRC dos resíduos no solo, este material deveria ser mantido no campo em função da sua elevada concentração de nutrientes (Santana et al., 2008). Em longo prazo, estas características podem ter impacto significativo para a sustentabilidade da produção florestal, principalmente em regiões tropicais, com cultivos em solos ácidos de baixa fertilidade natural (Barros & Comerford, 2002).

4. CONCLUSÕES

1. Solos com maior déficit de saturação de C e maiores teores de argila apresentam melhor relação entre o aporte e estabilização de C na MOS;
2. A incorporação dos resíduos aumenta a transferência de C para a MOS;
3. A eficiência da transferência de C para a MOS proporcionalmente é menor com a manutenção da casca e incorporação dos resíduos ao solo e pouco influenciada pela adubação nitrogenada.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAF – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE FLORESTAS PLANTADAS. Anuário estatístico ABRAF 2010 – ano base 2009.

ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂, (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 25:393-395, 1993.

BALESDENT, J. & BALABANE, M. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 28:1261-1263, 1996.

BARRETO, P.A.B.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F.; ALVES, B.R.A. & FONSECA, S. Mineralização de nitrogênio e carbono em solos sob plantações de eucalipto, em uma sequência de idades. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:735-745, 2010.

BARROS, N.F. & COMERFORD, N.B. Sustentabilidade da produção de florestas plantadas na região tropical. In: ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V. & COSTA, L.M., eds. *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v.2. p.487-592.

BASKIM, M.A. & BINKLEY, D. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology*, 79:828-833, 1998.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T.J.C.; MARTIN-NETO, L. & FERNANDES, S.V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 54:101-109, 2000.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manag.*, 133:13-22, 2000.

BERG, B. & MATZNER, E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environ. Rev.*, 5:1-25, 1997.

BERG, B. & EKBOHM, G. Nitrogen immobilization in decomposing needle litter at variable carbon: Nitrogen ratios. *Ecology*, 64:63-67, 1983.

BINKLEY, D.; KAYE, J.; BARRY, M. & RYAN, M.G. First-rotation changes in soil carbon and nitrogen in a Eucalyptus plantation in Hawaii. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:1713-1719, 2004.

BLAGODATSKAYA, E.V. & ANDERSON, T.H. Interactive effects of pH and substrate quality on the fungal-to-bacterial ratio and QCO₂ of microbial communities in forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 30: 1269-1274, 1998.

CAMBARDELLA, C.A. & ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:777-783, 1992.

CAMPBELL, C.A.; LAFOND, GP; ZENTNER, R.P. & BIEDERBECK, V.O. Influence of fertilizer and straw baling on soil organic matter in a tih black chernozem in western Canada. *Soil Biol. Biochem.*, 23:443-446, 1991.

CORBEELS, M.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; MEDHAM, D.S. & RANCE, S.J. Nitrogen release from eucalypt leaves and legumes residues as influenced by their biochemical quality and degree of contact with soil. *Plant Soil*, 250:15-28, 2003.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P. & KÖGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a

subtropical Acrisol as influenced by long-term no till cropping systems and N fertilisation. *Plant Soil*, 268:319-328, 2005.

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

EPRON, D.; NOUVELLON, Y.; DELEPORTE, P.; IFO, S.; KAZOTTI, G.; M'BOU, A.T.; MOUVONDY, W.; SAINT ANDRÉ, L.; ROUPSARD, O.; JOURDAN, C. & HAMEL, O. Soil carbon balance in a clonal *Eucalyptus* plantation in Congo: effects of logging on carbon inputs and soil CO₂ efflux. *Global Change Biol.*, 12:1021-1031, 2006.

FELLER, C. & BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79:69-116, 1997.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; GRAS, J.M.; FONTURBEL, T.; CUIÑAS, P.; DAMBRINE, E. & ALONSO, M. Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *For. Ecol. Manag.*, 195:85-95, 2004.

GAMA-RDRIGUES, E.F.; BARROS, N.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & SANTOS, G.A. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 29: 893-901, 2005.

GATTO, A.; BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; SILVA, I.R.; LEITE, H.G.; LEITE, F.P. & VILLANI, E.M.A. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:1069-1079, 2010.

GLEIXNER, G.; POIRIER, N.; BOLD, R. & BALESSENT, J. Molecular dynamics of organic matter in a cultivated soil. *Organic Geochem.*, 33:357-366, 2002.

GHOLZ, H.L.; WEDIN, D.A.; SMITHERMAN, S.M.; HARMON, M.E. & PARTON, W.J. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biol.*, 6:751-765, 2000.

GIARDINA, C.P.; BINKLEY, D.; RYAN, M.G.; FOWNES, J.H. SENOCK, R.S. Belowground carbon cycling in humid tropical forest decreases with fertilization. *Oecologia*, 139:545-559, 2004.

GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; LACLAU, J.P.; SMETHURST, P & GAVA, J.L. Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations. *For. Ecol. Manag.* 193:45-61, 2004a.

GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; BENEDETTI, V.; FESSEL, V.A.G. & GAVA, J.L. An evaluation of minimum and intensive soil preparation regarding fertility and tree nutrition. In: GONÇALVES, J.L.M. & BENEDETTI, V. (Eds.), *Forest nutrition and fertilization*. Piracicaba, SP, IPEF, 2004b p. 13:64.

GONÇALVES, J.L.M.; MENDES, K.C.F.S. & SASAKI, C.M. Mineralização de nitrogênio em ecossistemas florestais naturais e implantados do estado de São Paulo. *R. Bras. Ci. Solo*, 25:601-616, 2001.

GONÇALVES, J.L.M & BARROS, N.F. Improvement of site productivity for short-rotation plantation in Brazil. *Bosque*, 20:89-106, 1999.

GRANDY, A.S. & NEFF, J.C. Molecular C dynamics downstream: The biochemical decomposition sequence and its impact in soil organic matter structure and function. *Sci. Total Environ.*, 404:297-307, 2008.

HARTANTO, H.; PRABHU, R.; WIDAYAT, A.S.E. & ASDASK, C. Factors affecting runoff and soil erosion: Plot-level soil loss monitoring for assessing sustainability of forest management. *For. Ecol. Manag.*, 180:361-374, 2003.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil*, 191:77-87, 1997.

HASSINK, J. & WITHMORE, A.P. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:131-139, 1997.

HASSINK, J. & DALENBERG, J.W. Decomposition and transfer of plant residue ¹⁴C between size and density fractions in soil. *Plant Soil*, 179: 159-169, 1996.

HASSINK, J. Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:487-491, 1996.

HERNÁNDEZ, J.; DEL PINO, A.; SALVO, L. & ARRARTE, G. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *For. Ecol. Manag.*, 258: 92-99, 2009.

HOLLAND, E.A. & COLEMAN, D.C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology*, 68:425-433, 1987.

HUGGINS, D.R.; BUYANOVSKY, G.A.; WAGNER, G.H.; BROWN, J.R.; DARMODY, R.G.; PECK, T.R.; LESOING, G.W.; VANOTTI, M.B. & BUNDY, L.G. Soil organic C in the tallgrass prairie-derived region of the corn belt: effects of long-term crop management. *Soil Till. Res.*, 47:219-234, 1998.

JANZEN, H.H.; CAMPBELL, C.A.; IZALRRALDE, R.C.; ELLERT, B.H.; JUMA, N.; MCGILL, W.B. & ZENTNER, R.P. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil Till. Res.*, 47:181-195, 1998.

JOHNSON, D.W. & CURTIS, P.S. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *For. Ecol. Manag.*, 140:227-238, 2001.

KIEM, R. & KÖGEL-KNABNER, I. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. *Soil Biol. Biochem.*, 35:101-118, 2003.

KISSELE, K.W.; GARRET, C.J.; FU, S.; HENDRIX, P.F.; CROSSELY JR, D.A.; COLEMAN, D.C. & POTTER, R.L. Budgets for root-derived C and litter derived C: comparison between conventional tillage and no tillage soils. *Soil Biol. Biochem.*, 33:1067-1075, 2001.

KÖGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 139-162, 2002.

LACLAU, J.P.; LEVILLAIN, J.; DELEPORTE, P.; NZILA, J.D.; BOUILLET, J.P.; SAINT-ANDRÉ, L.; VERSINI, A.; MARESCHAL, L.; NOUVELLON, Y.; M'BOU, A.T. & RANGER, J. Organic residue mass at planting is an excellent

predictor of tree growth in *Eucalyptus* plantations established on a sandy tropical soil. For. Ecol. Manag., 260:2148-2159, 2010.

LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. For. Ecol. Manag., 220:242-258, 2005.

LEMKE, R.L.; VANDENBYGAART, A.J.; CAMPBELL, C.A.; LAFOND, G.P. & GRANT, B. Crop residue removal and fertilizer N: Effects on soil organic carbon in a long-term crop rotation experiment on a Udic Boroll. Agric. Ecosys. Environ.; 135:42-51, 2010.

EPRON, D.; MARSDEN, C.; M'BOU, A.T.; SAINT-ANDRÉ, L.; D'NNÚNZIO, R. & NOUVELLON, Y. Soil carbon dynamics following afforestation of a tropical savannah with *Eucalyptus* in Congo. Plant Soil, 323:309-322, 2009.

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

LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S.; DEMOLINARI, M.S.M. & LEITE, F.P. Frações da matéria orgânica após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. R. Bras. Ci. Solo, 32:1053-1063, 2008.

MAGILL, A.H. & ABER, J.D. Long-term effects of experimental nitrogen additions on foilar litter decay and humus formation in forest ecosystems. Plant Soil, 203:301-311, 1998.

MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; LINKINS, A.E.; RICCA, A.; FRY, B. & NADELHOFFER, K. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. Plant Soil, 115:189-198, 1989.

MELILLO, J.; ABER, J.D. & MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology, 63:621-626, 1982.

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

NEUFELDT, H.; RESK, D.V.S. & AYARZA, M.A. Texture and land-use effects on soil organic matter in Cerrado Oxisols, Central Brazil. *Geoderma*, 107:151-164, 2002.

OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44:322-331, 1963.

PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V. & OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51:1173-1179, 1987.

PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & HUNT, H.W. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochem.*, 48:147-163, 2000.

PAUSTIAN, K.; ANDRÉN, O.; JANZEN, H.H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIESSSEN, H.; VAN NOORDWIJK, M. & WOOMER, P.L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manag.*, 13:230-244, 1997.

PIETRI, J.C.A. & BROOKES, P.C. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. *Soil Biol. Biochem.*, 40:1856-1861, 2008.

PLANTE, A.F.; CONANT, R.T.; STEWART, C.E.; PASUTIAN, K. & SIX, J. Impact of soil texture on the distribution of soil organic matter in physical and chemical fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70:287-296, 2006.

PULITO, A.P. Resposta à fertilização nitrogenada e estoque de nitrogênio biodisponível em solos usados para plantações de eucalipto. Piracicaba, Universidade de São Paulo, 2009. 158p. (Dissertação de Mestrado)

PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F. & BRANDANI, C.B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha-MG. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1125-1136, 2009.

QUILHÓ, T.; PEREIRA, H. & RICHTER, H.G. Variability of bark structure in plantation-grown *Eucalyptus globulus*. IAWA J.; 20:171-180, 1999.

RUIZ, H.A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio coleta da suspensão (silte + argila). R. Bras. Ci. Solo, 29:297-300, 2005.

SANTANA, R.C.; BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; LEITE, H.G. & COMERFORD, N.B. Alocação de nutrientes em plantios de eucalipto no Brasil. R. Bras. Ci. Solo, 32:2723-2733, 2008.

SCHOENHOLTZ, S.H.; VAN MIEGROET, H. & BURGER, J.A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. For. Ecol. Mang., 138:335-356, 2000.

SCOTT, N.A.; COLE, C.V.; ELLIOTT, E.T. & HUFFMAN, S.A. Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J., 60:1102-1109, 1996.

SILVA, A.R.; DIAS JUNIOR, M.S. & LEITE, F.P. Camada de resíduos florestais e pressão de preconsolidação de dois Latossolos. Pesq. Agropec. Bras., 42: 89-93, 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. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2008. 110p. (Tese de Doutorado)

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A. & PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications C-saturation of soils. Plant Soil, 241:155-176, 2002a.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.M.; MORAES SÁ, J.C. & ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-tillage. Agron., 22:755-775, 2002b.

SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E.T. & COMBRINK, C. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. Soil Sci. Soc. Am. J., 64:681-689, 2000.

- SORENSEN, L.H. Carbon-nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. *Soil Biol. Biochem.*, 13:313-321, 1981.
- SORENSEN, P.; LADD, J.N. AMATO, M. Microbial assimilation of ^{14}C of ground and unground plant materials decomposing in a loamy sandy and clay soil. *Soil Biol. Biochem.*, 28:1425-1434, 1996.
- STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. *Soil Biol. Biochem.*, 41:357-366, 2009.
- STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil carbon saturation: Evaluation and corroboration by long-term incubations. *Soil Biol. Biochem.*, 40:1741-1750, 2008.
- TISDALL, J.M. & OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33:141-163, 1982.
- VAN VEEN, J.A. LADD, J.N. & AMATO, M. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sand loam and a clay soil incubated with [$^{14}\text{C}(\text{U})$]Glucose and [^{15}N](NH_4) $_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes. *Soil Biol. Biochem.*, 17:747-756, 1985.
- VITORELLO, V.A.; CERRI, C.C.; ANDREAUX, F.; FELLER, C. & VICTORIA, R.L. Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated Oxisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53:773-778, 1989.
- WAKSMAN, S.A.; TENNEY, F.G. & STEVENS, K.R. The role of microorganisms in the transformation of soil organic matter in forest soils. *Ecology*, 9:126-144, 1928.
- ZINN, Y.L.; LAL, R.; BIGHAM, J.M. & RESK, 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.
- ZINN, Y.L.; RESCK, D.V.S. & SILVA, J.E. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil. *For. Ecol. Manag.* 166:285-294, 2002.

IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As plantações de eucalipto apresentam grande acúmulo de C massa seca das plantas, elevados aportes de litter e de resíduos da colheita, que se mantidos no campo, minimizaria a exportação de nutrientes, principalmente com a manutenção da casca, em função dos seus elevados teores de nutrientes. Este material pode conferir proteção contra erosão do solo e também favorecer a manutenção da MOS.

Embora a aplicação de N não tenha influenciado a decomposição ou a transferência de C dos resíduos para a MOS, as florestas de eucalipto são sistemas em que normalmente ocorre grande exportação deste nutriente e, em longo prazo, esta característica pode trazer impacto para a sustentabilidade destas plantações.

O manejo destes resíduos em pós-colheita pode, por exemplo, visar o aumento da liberação de nutrientes e serem misturados à camada superficial do solo, embora esta modalidade de manejo tenha se mostrado menos eficiente na estabilização de C na MOS. Além disso, esta tende a ser mais eficiente em solos de textura argilosa por reduzir o risco da perda de nutrientes por lixiviação em relação a solos arenosos.

Para as condições verificadas no Brasil, a transferência de C para a MOS nas plantações de eucalipto tende a ser favorecida em razão da alta produtividade e da sua alocação em solos de pastagens degradadas, que em geral apresentam baixo teor de MOS e, conseqüentemente elevados valores de déficit de saturação de C (DSC) e maior potencial para a estabilização de C nos minerais. Além disso, a adoção de cultivo mínimo nas áreas cultivadas tornaria mais eficiente a transferência de C dos resíduos vegetais para formas estáveis da MOS.

V. CONCLUSÕES GERAIS

1. A manutenção da casca e incorporação dos resíduos ao solo aumenta sua taxa de decomposição;
2. Com o aumento da taxa de decomposição, tanto em função do manejo quanto de características climáticas, proporcionalmente se estabiliza menos C na MOS;
3. Tanto a decomposição dos resíduos da colheita de eucalipto quanto a transferência de C deste material para a MOS é pouco influenciada pela aplicação de N;
4. Solos com maior déficit de saturação de C, como aqueles utilizados para as plantações de eucalipto, apresentam melhor relação entre o aporte e estabilização de C no solo.

7. ANEXOS

Quadro 1. Propriedades físicas dos solos utilizados no experimento

Local	CC, m ³ m ⁻³	PMP, m ³ m ⁻³	PAcc, m ³ m ⁻³	PAPmp, m ³ m ⁻³	AD, m ³ m ⁻³	V _{Ar} /V _{H2O} cc	V _{Ar} /V _{H2O} pmp
EUN	0,11 h	0,06 d	0,32 b	0,38 d	0,05 f	3,00 a	6,93 c
ARA	0,22 e	0,13 c	0,30 c	0,39 c	0,10 d	1,33 c	3,12 e
VIR	0,32 d	0,21 b	0,32 b	0,43 b	0,12 c	1,00 cd	2,08 f
BOR	0,33 d	0,21 b	0,27 d	0,39 c	0,12 c	0,82 d	1,86 fg
JPI	0,12 h	0,05 e	0,37 a	0,44 a	0,08 e	3,17 a	10,85 a
TMA	0,15 g	0,06 e	0,36 a	0,45 a	0,10 d	2,34 b	7,92 b
CUR	0,49 a	0,28 a	0,03 h	0,24 g	0,21 a	0,07 f	0,84 h
ITA	0,42 b	0,27 a	0,15 g	0,30 f	0,15 b	0,36 ef	1,14 gh
VAZ	0,37 c	0,22 b	0,25 e	0,40 c	0,15 b	0,67 de	1,83 fg
LAN	0,18 f	0,08 d	0,22 f	0,32 e	0,10 d	1,23 c	4,21 d

CC – Estimativa para capacidade de campo (água retida a -100 kPa); PMP – Estimativa para o ponto de murcha permanente (água retida a -1500 kPa); PAcc – Estimativa da porosidade de aeração para a capacidade de campo; PAPmp – Estimativa da porosidade de aeração para o ponto de murcha permanente; AD – Estimativa do volume de água disponível (CC – PMP); Var/VH₂O_{cc} – Relação entre o volume de ar e o volume de água para a capacidade de campo, m³ m⁻³; Var/VH₂O_{pmp} – Relação entre o volume de ar e o volume de água para o ponto de murcha permanente, m³ m⁻³. Médias seguidas por uma mesma letra na coluna, não diferem pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

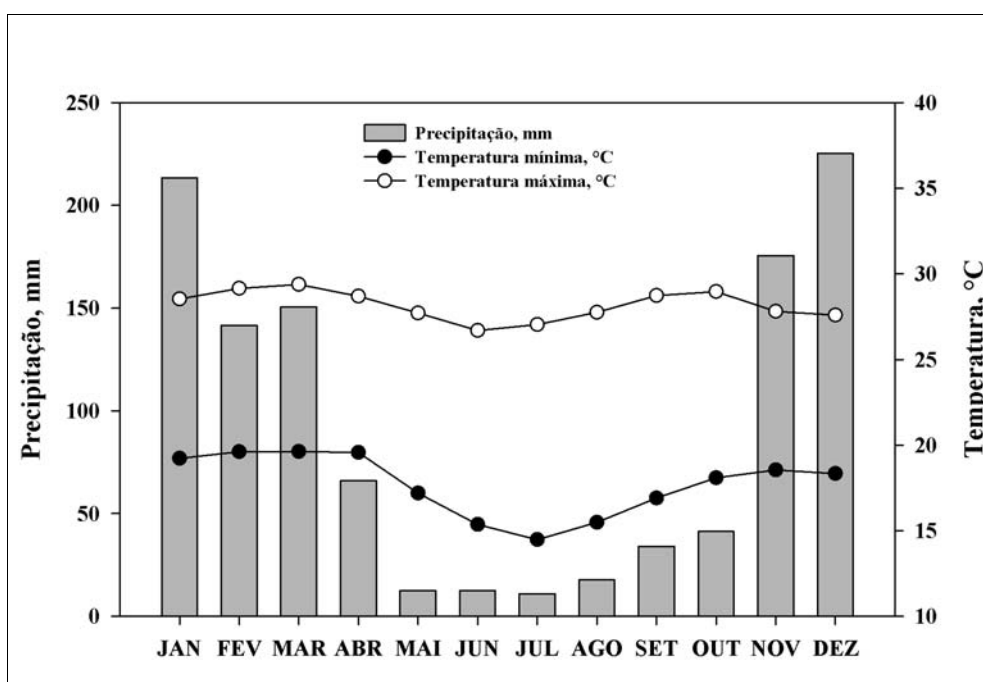


Figura 1. Volume mensal de precipitação e variação da temperatura mínima e máxima. Média mensal obtida a partir dos valores observados para os 10 locais avaliados no experimento.

Quadro 2. ANOVA do tempo de meia-vida $t_{0,5}$ como variável influenciada pelo Local (L), manutenção da casca (C), manejo (M) dos resíduos

Fator	GL	SQ	QM	F	p – valor
Bloco	3	0,3117	0,1039	1,4475	0,2098
Local (L)	9	43,5845	4,8427	67,4652	0,0000
Casca (C)	1	5,9783	5,9783	83,2859	0,0000
Manejo (M)	1	8,7558	8,7558	121,9793	0,0000
Nitrogênio (N)	1	0,3397	0,3397	4,7327	0,0666
L*C	9	1,9198	0,2133	2,9717	0,0496
L*M	9	4,8022	0,5336	7,4334	0,0000
C*M	1	0,0019	0,0019	0,0267	0,8926
L*N	9	1,0702	0,1189	1,6566	0,3578
C*N	1	0,0554	0,0554	0,7724	0,6875
M*N	1	0,2563	0,2563	3,5712	0,0917
L*C*M	9	2,0480	0,2276	3,1702	0,0221
L*C*N	9	0,9457	0,1051	1,4639	0,1700
L*M*N	9	0,4595	0,0511	0,7113	0,5803
C*M*N	1	0,0122	0,0122	0,1700	0,7030
L*C*M*N	9	1,5687	0,1743	2,4282	0,0045

Quadro 3. Variáveis climáticas (Variáveis de entrada) para a obtenção dos modelos de regressão por meio da seleção Stepwise (Forward e Backward)

Local/Estado	T mín, °C	T máx, °C	T média, °C	TPS, °C	TPC, °C	Precipitação, mm ^(a)
Eunápolis/BA	20,4	27,2	24,0	22,8	25,2	1029,5
Aracruz/ES	22,5	24,8	23,6	22,9	24,4	844,0
Virginópolis/MG	16,9	24,2	20,5	19,6	21,3	768,3
B. Oriente/MG	18,1	30,4	24,3	22,7	26,0	982,1
J. Pinheiro/MG	16,5	28,8	22,7	21,8	23,5	1427,6
T. Marias/MG	15,6	29,4	22,2	20,7	23,8	1240,4
Curvelo/MG	16,6	29,3	23,9	21,5	24,4	1271,0
Itamarandiba/MG	15,7	25,7	20,8	19,3	22,2	1236,4
Vazante/MG	18,6	34,5	26,5	24,8	28,3	1015,1
Luiz Antônio/MG	16,0	27,2	21,6	20,0	23,2	1194,8

Tmín – Temperatura mínima média anual; Tmáx – Temperatura máxima média anual; Tmédia – Temperatura média anual; TPS – Temperatura média do período seco (abril a setembro); Temperatura média do período chuvoso (outubro a março); Precipitação, mm (volume acumulado ao final do primeiro ano do experimento)^(a).