

FERNANDA CRISTINA CAPARELLI DE OLIVEIRA

**INTERAÇÃO NITROGÊNIO E RESÍDUO DE EUCALIPTO NA
ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO NO SOLO**

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
2011

FERNANDA CRISTINA CAPARELLI DE OLIVEIRA

**INTERAÇÃO NITROGÊNIO E RESÍDUO DE EUCALIPTO NA
ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO NO SOLO**

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: 25 de março de 2011.

Prof^a. Emanuelle Mercês Barros Soares
(Coorientador)

Prof. Reinaldo Bertola Cantarutti
(Coorientador)

Dr^a. Ecila Mercês de Albuquerque Villani

Prof. Roberto Ferreira Novaes

Prof. Ivo Ribeiro da Silva
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

Ufa, o mestrado chegou ao fim! Não poderia deixar de agradecer e nem me esquecerei daqueles que contribuíram para a conclusão desse objetivo.

Aos meus pais por me apoiarem psicológica e economicamente.

Ao Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas e aos professores que contribuíram para a obtenção desse título.

A Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pela bolsa de estudos concedida.

Ao professor Ivo Ribeiro da Silva pela orientação, aprendizado e confiança no meu trabalho.

Ao professor Nairam Félix de Barros por ter confiado no meu trabalho e me cedido à primeira oportunidade de estágio no Departamento de Solos.

Ao professor Júlio César Lima Neves por todas as ajudas estatísticas, conselhos e amizade.

A professora Emanuelle Mercês Barros Soares pela amizade e ajuda para a realização deste trabalho.

Ao professores Reinaldo Bertolla Cantarutti e Roberto Ferreira de Novais e à Ecila Mercês de Albuquerque Villani pelas críticas e sugestões na correção deste trabalho.

Ao professor Haroldo Nogueira de Paiva pelos bons conselhos.

As três mães deste trabalho: Eulene, professora Manu e Aline, obrigada por iniciarem e conduzirem parte deste experimento.

Aos funcionários do DPS: João Milagres, Regi, Seu Cardoso, Beto, Poliana, Geraldo Vitor, Zé Luiz, Lu e Claudinha.

Aos amigos do Laboratório de Isótopos Estáveis, que se tornou para mim, a família LIE: Aline, Guilherme, Silvano, Fernandinha, Rafa, Croc, Laísa, Diego, Marrone, Dener, Jacaré, Ivan, Dru, Caiafa, Thaís Cisco, Regi, Manu, Bacana, Itamar, Mariana Piacesi, Rogério.

Aos meus estagiários: Caiafa e Drucylla.

Aos amigos de mestrado, pelas quartas-feiras de descontração: David, Ingrid, Sanguinetti, Jailson, galera do nordeste, Paty.

Aos amigos que contribuíram e auxiliaram os meus estudos: Loane, Bárbara, Eli e Delmar, Jarbas, Helton.

Aos amigos de graduação, os quais permaneceram tão presentes durante esta etapa.

As amigas-irmãs de república: Bi, Elisa e Vanessa.

Ao Gabriel, pela leveza que trouxe para minha vida.

MUITO OBRIGADA!

BIOGRAFIA

Fernanda Cristina Caparelli de Oliveira, filha de Marcos Fernando da Silva e Oliveira e Héliida Maria Carvalho Caparelli, nasceu em Goiandira - Goiás, em 12 de novembro de 1984.

Em janeiro de 2009, graduou-se em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Viçosa.

Em março de 2009, iniciou o Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas, na Universidade Federal de Viçosa, Submetendo-se à defesa em 25 de março de 2011.

CONTEÚDO

RESUMO	iv
ABSTRACT	v
1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	2
2.1. Caracterização da área	2
2.2. Estabelecimento e condução do experimento	4
2.3. Análise	5
2.3.1. Análises de solo	5
2.3.2. Análise do resíduo	6
2.3.3. Cálculo da taxa de recuperação do C do resíduo e do N mineral, com base nos valores de ¹³ C e ¹⁵ N	6
2.3.4. Análises estatísticas	8
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	8
3.1. Influência da adubação nitrogenada na decomposição e na dinâmica do N nos resíduos da colheita do eucalipto	8
3.2. Contribuição das raízes do eucalipto para o C do solo	12
3.3. Teores de C e N na MOP e na MAM e na contribuição dos resíduos de eucalipto na MOP e MAM.	15
3.4. Recuperação do ¹⁵ N do fertilizante nitrogenado na MOP e MAP	21
4. CONCLUSÕES	24
5. REFERÊNCIA	24
ANEXOS	30

RESUMO

OLIVEIRA, Fernanda Cristina Caparelli, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2011. **Interação nitrogênio e resíduo de eucalipto na estabilização do carbono no solo.** Orientador: Ivo Ribeiro da Silva. Co-orientadores: Emanuelle Mercês Barros Soares e Reinaldo Bertola Cantarutti.

Um dos principais indicadores da qualidade e da sustentabilidade dos solos é seu conteúdo de matéria orgânica (MOS). No setor florestal, as práticas silviculturais buscam a manutenção e o aumento do estoque de carbono (C) no solo. Acredita-se que a adição de nitrogênio (N) em plantios de eucalipto pode acelerar a decomposição da serapilheira e da matéria orgânica lábil nos estádios iniciais de decomposição, mas por outro lado, contribui para a estabilização do C do resíduo em frações mais estáveis da MOS. Este trabalho teve como objetivo quantificar, em condições de campo: 1) o efeito de doses de N nas taxas de decomposição do resíduo da colheita de eucalipto; 2) a transferência do seu C para a matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM); e 3) determinar a transferência do N do fertilizante para a MOP e MAM. O experimento foi conduzido em plantios comerciais de eucalipto em duas regiões com precipitações e teores de argila distintos, no município de Eunápolis, Extremo Sul da Bahia. Os tratamentos consistiram de quatro doses de N (0, 25, 50 e 100 kg ha⁻¹), cinco épocas de coleta (0, 3, 6, 12, 36 meses), todos sem a remoção do resíduo, além de um tratamento adicional sem a adição de N e com remoção do resíduo. A fonte de N utilizada foi o nitrato de amônio (NH₄NO₃), com exceção da dose de 50 kg ha⁻¹, em que 5 % da dose de N foram aplicados como ¹⁵(NH₄)₂SO₄, com 98% átomos em excesso. O delineamento utilizado foi em blocos casualizados, com cinco repetições. As amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm. A dose de 50 kg ha⁻¹, na região sul, reduziu a taxa de decomposição do galho, casca, e do combinado (folha+galho+casca). Os galhos e cascas foram os componentes que apresentam os maiores tempos de meia vida (t_{0,5}) de N. A remoção dos resíduos, com aporte de C apenas via sistema radicular, acarretou em decréscimos de 33 e 14 % no C das frações mais estáveis da MOS, da região Sul e Oeste, respectivamente. Na região Sul, a adição de N preservou o estoque de C originário de plantas C₄ cultivadas previamente ao eucalipto na MAM. Após três anos da aplicação de N no solo, a maior porcentagem de ¹⁵N encontrava-se na MAM, com pouco ¹⁵N sendo perdido para camadas abaixo de 10 cm de profundidade.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Fernanda Cristina Caparelli, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, march, 2011. **Interaction of nitrogen and eucalypt harvest residues in carbon stabilization in soil.** Adviser: Ivo Ribeiro da Silva. Co-advisers: Emanuelle Mercês Barros Soares and Reinaldo Bertola Cantarutti.

The content of soil organic matter (SOM) is one of the most important indicators of the quality and sustainability of soils. In forestry sector, the management practices are planned so that soil carbon (C) stocks are sustained along rotations. It seems that nitrogen (N) additions in *Eucalyptus* sp. plantations can accelerate the litter and labile organic matter decomposition at initial stages, but it may contribute to residue C stabilization in more recalcitrant fractions of SOM. This study aimed at quantifying under field conditions: 1) the effect of the N rate on the decomposition of eucalypt harvest residues; 2) the C dynamic into particulate organic matter (POM) and mineral associated organic matter (MAM); and 3) to determine the transfer of fertilizer nitrogen-15 to POM and MAM. The experiment was conducted on short-rotation eucalypt areas in two regions (South and West) with distinct precipitation and clay content, near Eunápolis, in Southern Bahia. The treatments consisted of four levels of N (0, 25, 50 e 100 kg ha⁻¹), five sampling periods (0, 3, 6, 12 and 36 months) all without harvest residue removal and an additional treatment without N addition and harvest residue. Ammonium nitrate was the source of N, except at the 50 kg ha⁻¹ at which 5 % of dose was applied as ¹⁵(NH₄)₂SO₄ (98 atom % excess ¹⁵N). The experiment was in a randomized block design, with five replicates. Soil samples were collected at depths of 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm. The application of 50 kg ha⁻¹ of N in the South region reduced the decomposition rate of branches, bark and the combined residues (leaves + branch + bark). Branches and bark showed the higher N half-life time (t_{0.5}). When aboveground plant residues were removed and the roots were the sole C input there was a 33 and 14 % decrease on the more stable MAM-C stocks, respectively, at the South and West regions. In South region N addition preserved more C derived from C₄ plants that used to be planted in the area before the eucalypt. After three years of N additions, more fertilizer ¹⁵N was in the MAM fraction and less ¹⁵N was detected below the 10 cm depth.

1. INTRODUÇÃO

Um dos principais indicadores da qualidade e da sustentabilidade dos solos é seu conteúdo de matéria orgânica (MOS), dada sua relação com características químicas, físicas e biológicas do solo e ser referência para a sua fertilidade e produtividade (Lal et al., 1997; Vezzani & Mielniczuk, 2009).

Nos sistemas florestais, a entrada de carbono (C) no solo ocorre, principalmente, por meio de resíduos da vegetação (Janzen, 2004). Entre as práticas de manejo adotadas nos plantios de eucalipto no Brasil ainda é comum a remoção dos resíduos mais recalcitrantes como, por exemplo, galhos e cascas das áreas de plantio. Em consequência, manter apenas resíduos mais lábeis, como folhas e galhos finos pode não ser tão eficiente na estabilização do C nas frações da MOS (Demolinari, 2007). Esse autor pondera que a manutenção de materiais mais recalcitrantes favorece a estabilização do C nas frações mais estáveis da MOS, especialmente quando há maior disponibilidade de nitrogênio (N). Informações como essas são importantes, dada a correlação positiva entre a produtividade do eucalipto e os teores de MOS (Menezes, 2005). Além disso, as condições do Extremo Sul da Bahia, onde este trabalho foi conduzido, com as altas temperaturas combinadas com chuvas bem distribuídas durante o ano e a textura arenosa dos solos nas camadas superficiais são favoráveis à decomposição da MOS. Assim, há a necessidade de se investigar mecanismos e desenvolver práticas que favoreçam a conversão dos resíduos da colheita em MOS por meio de reações químicas e produtos microbianos recalcitrantes, levando ao maior tempo de residência do C no solo (Prescot, 2009) e aumento da proteção química e física da MOS (Bayer et al., 2006).

Outro ponto importante acerca da preservação e incremento no estoque de C do solo é o estudo da importância das raízes na formação da MOS. Para Madeira et al. (2002), as raízes são um dos principais compartimentos da planta de maior importância para o incremento de C no solo. Os principais fatores que contribuem para o maior tempo de residência do C derivado das raízes no solo são a recalcitrância de seus componentes, a proteção das raízes finas nos microagregados do solo e a deposição contínua de exsudados radiculares (Rassel et al., 2005).

A adubação nitrogenada e sua relação com a produtividade da maioria das culturas é amplamente compreendida. Entretanto, não há um completo entendimento acerca da sua influência na taxa de decomposição dos resíduos das plantas, principalmente nas regiões tropicais (Cusack et al., 2009). Mais do que entender como a adubação nitrogenada altera a

decomposição dos resíduos é interessante avaliar sua contribuição para estabilizar o C do solo (Prescott, 2009). Em povoamentos de eucalipto essas preocupações tornam-se mais relevantes, pois o incremento na produtividade, nos últimos anos, tem conduzido a uma maior demanda de N.

O N tem papel importante no processo de humificação e na formação dos componentes mais estáveis da MOS (Stevenson, 1994; Silva & Mendonça, 2007). Ao ser adicionado ao solo alteram-se as relações C:N, lignina:N e também as interações microbianas, influenciando, diretamente, a taxa de decomposição da MOS. Há estudos que demonstram que o efeito do N sobre o estoque de C do solo depende da composição bioquímica da serapilheira (Waldrop et al., 2004), da comunidade microbiana e de enzimas extracelulares (Carreiro et al., 2000; Moorhead & Sinsabaugh, 2006). Efeito positivo da adição de N nos compartimentos estáveis da MOS foi observado em sítios que apresentavam predomínio do serapilheira de plantas com alto teor de lignina (Dijkstra et al., 2004).

As pesquisas da dinâmica do N no sistema solo-planta inviabilizam-se, muitas vezes, pela dificuldade em definir a origem do N de fontes distintas. A técnica isotópica que utiliza ^{15}N permite traçar o N do fertilizante (ou resíduo vegetal) no sistema e obter informações da dinâmica do elemento no sistema solo-planta (Bird et al., 2003; Dail et al., 2009). Utilizando resíduos de plantas de arroz duplamente marcadas com ^{13}C e ^{15}N foi observado que quando da adição de N houve aumento na taxa de decomposição do resíduo e da transferência do seu C para a fração humina (Moran et al., 2005) com efeito positivo na formação da MOS.

Este trabalho teve como objetivo quantificar, em condições de campo: 1) o efeito de doses de N nas taxas de decomposição do resíduo da colheita de eucalipto; 2) a transferência do seu C para a matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM); e 3) determinar a transferência do N do fertilizante para a MOP e MAM.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área

Este estudo foi conduzido em plantios comerciais de eucalipto, na região de Eunápolis, extremo Sul da Bahia. A vegetação natural da região era Mata Atlântica. No início da década de 70, houve a substituição da vegetação nativa por pastagens de braquiária

(*Brachiaria humidicola*) para a criação extensiva de gado. Nos anos 90, a pastagem dessa região foi convertida em plantios clonais de eucalipto.

Para a instalação do experimento foram escolhidos dois povoamentos no final da primeira rotação, ainda com parte da matéria orgânica de origem da pastagem (C₄), para que se pudesse usar a variação na abundância natural do ¹³C nos estudos da matéria orgânica do solo. Estes povoamentos foram colhidos mecanicamente e, alguns dias antes do início do experimento, as áreas foram reformadas, realizando-se novo plantio com clone de híbrido de *Eucalyptus urophylla* x *E. grandis*, utilizando cultivo mínimo.

O clima dessa região, pela classificação de Köppen, é do tipo Af, com temperatura média anual de 23,2 °C. Foram selecionados dois plantios comerciais de eucalipto, um na região mais úmida, com precipitação pluvial média anual de 1.400 mm, mais arenosa, doravante denominada de região Sul (16°42'04'' Sul e 39°18'40'' Oeste) e outra, menos úmida, com precipitação pluvial média anual de 1.000 mm, menos arenosa, doravante denominada de região Oeste (16°13'17'' Sul e 39°44'31'' Oeste). Em ambas, as chuvas são bem distribuídas ao longo do ano. O solo é classificado como Argissolo Amarelo textura arenosa sobre média, derivado do grupo Barreiras (Quadro 1).

Quadro 1. Características químicas e físicas dos solos de duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

Região	camada amostrada	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	P	K	Areia	Silte	Argila	Classe textural
	cm	H ₂ O	-----cmol _c dm ⁻³ -----			mg dm ⁻³		-----g kg ⁻¹ -----			
SUL	0-10	4,5	1,06	0,50	4,6	6,5	93	830	30	140	Franco-arenosa
	10-20	4,7	0,89	0,45	4,3	3,8	85	780	30	190	Franco-arenosa
	20-40	5,0	0,93	0,43	4,3	1,3	64	680	40	280	Franco-argilo-arenosa
	40-60	5,0	0,90	0,32	4,0	0,9	61	620	40	340	Franco-argilo-arenosa
OESTE	0-10	4,4	1,63	0,61	4,5	4,3	90	670	20	310	Franco-argilo-arenosa
	10-20	4,6	1,46	0,46	3,6	3,0	75	670	40	290	Franco-argilo-arenosa
	20-40	4,6	1,23	0,37	3,1	1,6	58	580	40	380	Argilo-arenosa
	40-60	4,5	1,02	0,31	3,3	1,3	45	540	40	420	Argilo-arenosa

pH em água, relação 1:2,5; Ca²⁺ e Mg²⁺ - extrator KCl 1 mol L⁻¹; H+Al - extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ - pH 7; P e K - extrator Mehlich-1; areia, silte e argila - método da pipeta Ruiz (2005).

2.2. Estabelecimento e condução do experimento

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados. A área total do experimento, na região Sul, era de 22,5 x 60 m, dividida em cinco blocos de 4,5 x 60 m. Em cada bloco, foram alocadas as cinco parcelas principais de 4,5 x 12 m e dentro de cada parcela principal alocaram-se seis subparcelas de 1 m², onde se acomodaram os resíduos da colheita. A área total do experimento, na região Oeste, era de 45 x 40 m, dividida em cinco blocos de 8 x 45 m. Em cada bloco, foram alocadas as cinco parcelas principais de 8 x 9 m e dentro de cada parcela principal alocaram-se seis subparcelas de 1 m², onde se acomodaram os resíduos da colheita (Quadro 2).

Quadro 2. Características químicas dos resíduos de duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

COMPONENTE	-----REGIÃO SUL-----			-----REGIÃO OESTE-----		
	N	C	$\delta^{13}\text{C}$	N	C	$\delta^{13}\text{C}$
	g kg ⁻¹		‰	g kg ⁻¹		‰
FOLHA	6,21	498,30	-27,97	6,40	535,57	-25,72
GALHO	1,72	486,77	-24,55	1,56	493,33	-23,80
CASCA	2,56	480,63	-23,24	2,63	481,53	-25,23

As parcelas principais receberam as doses de N (0, 25, 50 e 100 kg ha⁻¹ N), sem remoção dos resíduos da exploração do eucalipto, e um tratamento adicional com 0 kg ha⁻¹ N e com remoção dos resíduos. As subparcelas constituíram de cinco épocas de coleta a partir da instalação do experimento: a 0 (resíduo e solo coletados logo após aplicação dos tratamentos) e aos 3, 6, 12 e 36 meses.

Os resíduos da colheita de eucalipto foram coletados dentro de um talhão recém cortados e em seguida divididos em folhas (MSF), galhos finos e grossos (MSGF e MSGG) e casca (MSC). A quantidade de matéria seca alocada em cada subparcela foi calculada utilizando as equações geradas pelo programa NUTREECALC[®] calibrado para a área da Veracel em Eunápolis – Bahia, simulando-se um incremento médio anual (IMA) de 50 m³ ha⁻¹ ano⁻¹. A proporção de MSGF e MSGG foi definida segundo Schumacher & Poggiani (1993).

Dentro da área de cada subparcela foram colocados diretamente sobre o solo 2,235 kg de resíduo homogeneizado composto por 0,253 kg de folhas, 0,339 kg de galhos finos, 0,347 kg de galhos grossos e 1,296 kg de casca. O resíduo foi alocado de forma mais similar

àquela encontrada no campo após a colheita, ou seja, os galhos e cascas foram apenas cortados e quebrados para que coubessem dentro da subparcela.

A fonte de N utilizada foi o nitrato de amônio. As doses de N foram aplicadas no solo (sobre a serapilheira), numa única vez no momento da instalação do experimento. Para a uniformidade na distribuição do N, o NH_4NO_3 foi dissolvido em 5 L de água e a solução distribuída uniformemente sobre a subparcela. Em seguida, esta foi coberta com sombrite (4 mm malha) de 1,20 x 1,20 m, o qual foi encaixado no solo e afixado com hastes metálicas.

No tratamento referente à dose de 50 kg ha^{-1} N foram aplicados 5 % da dose de N na forma do isótopo ^{15}N , com 98 % de átomos em excesso, cuja fonte era o $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Nos tempos pré-determinados realizou-se a remoção manual dos resíduos de eucalipto e em seguida foi feita a amostragem do solo subjacente. Para a coleta do solo utilizou-se um trado tipo sonda, nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm. Em cada subparcela e camada foram coletadas três amostras simples para formarem uma amostra composta.

2.3. Análise

Este trabalho avaliou as amostras de solos da camada de 0-10 cm coletados no tempo 0 e 36 meses. Para o tratamento cuja dose era de 50 kg ha^{-1} N foram avaliadas as camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm, nesses mesmos períodos. O resíduo vegetal foi avaliado em todos os tempos de coleta.

2.3.1. Análises de solo

O solo foi secado ao ar, destorroado e passado em peneira de 2 mm (TFSA). A MOS foi fracionada fisicamente e separada em MOP e MAM (Cambardella & Elliot, 1992). As análises realizadas em cada uma destas frações foram: teores totais de C e de N, razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ obtidos em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (20-20 ANCA-GLS, Sercon, Crewe, UK).

No solo da camada de 0-10 cm também foram avaliados o C-lábil oxidado por permanganato de potássio (KMnO_4) $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ (Blair et al. 1995, modificado por Shang & Tiessen, 2000) e o N-lábil liberado (Bremner & Mulvaney, 1982).

2.3.2. Análise do resíduo

Para a determinação da matéria seca, o resíduo da colheita do eucalipto coletado nos diferentes tempos foi cuidadosamente separado em galhos, folhas e casca, limpos com um pincel, acondicionados em estufa com circulação forçada de ar à temperatura de 65 °C, por cinco dias, e então pesados.

Ao longo do processo de decomposição a fragmentação e alteração dos resíduos levaram ao surgimento de um material em que não era possível sua separação em folha, galho e casca, pois os seus fragmentos eram relativamente pequenos. Esse tipo de resíduo foi denominado de “finos”.

O material vegetal foi moído em moinho tipo Wiley com peneira de abertura de 1 mm. Para a determinação do teor de N e C e da razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ sub-amostras do resíduo vegetal moído foram passadas em moinho de bola para atingir granulometria menor que 100 mesh (0,149mm).

A proporção relativa (%) da matéria seca remanescente ao final de três anos do experimento foi descrita utilizando o modelo exponencial de primeira ordem, proposto por Olson (1963):

$$X = X_0 e^{-kt}$$

em que X é a matéria seca remanescente após um período de tempo t; X_0 é a massa seca inicial e k é a taxa constante de decomposição, a qual pode ser calculada pela equação $-k = \ln(X/X_0) / t$.

Os tempos necessários para que 50 e 95 % (respectivamente $t_{0,5}$ e $t_{0,95}$) do resíduo inicial se decomponha foram calculados pelas equações: $t_{0,5}$ (dia) = $\ln(2) / k$ e $t_{0,95}$ (ano) = $3/(k/365)$, respectivamente.

2.3.3. Cálculo da taxa de recuperação do C do resíduo e do N mineral, com base nos valores de ^{13}C e ^{15}N

Os valores de abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) obtidos neste trabalho foram calculados em relação ao padrão internacional PDB - Pee Dee Belemnite (δ_{PDB}), segundo Bernoux et al. (1998), e são apresentados em partes por mil (‰). Os valores de ^{15}N são

apresentados como o enriquecimento de átomos de ^{15}N acima da abundância natural na atmosfera e são expressos como a percentagem de átomos em excesso (% atom exc).

A partir dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ do resíduo, da MOP e da MAM foi calculada a contribuição e a taxa de recuperação do C do resíduo em cada uma das frações, em um determinado tempo, adaptado de Moran et al. (2005), segundo o cálculo proposto:

$$f_c = \frac{\delta^{13}\text{C}_{final} - \delta^{13}\text{C}_{ref}}{\delta^{13}\text{C}_{resíduo} - \delta^{13}\text{C}_{ref}}$$

em que f_c é a contribuição do resíduo de eucalipto para qualquer uma das frações da MOS; $\delta^{13}\text{C}_{final}$ é a abundância natural do ^{13}C da fração, dos tratamentos em que foram mantidos os resíduos de eucalipto, $\delta^{13}\text{C}_{ref}$ é a abundância natural de ^{13}C do tratamento em que houve a remoção dos resíduos, no respectivo tempo de avaliação; $\delta^{13}\text{C}_{resíduo}$ é a abundância natural de ^{13}C do resíduo utilizado no experimento.

O C do resíduo recuperado (%) em cada uma das frações da MOS é:

$$C_{rec} = \frac{f_c \times T \times 100}{C_{ad}}$$

em que T é o conteúdo (g) de C na fração da MOS na subparcela (0-10 cm); C_{ad} é o C adicionado na forma de resíduo na subparcela (g).

A partir dos valores de ^{15}N do resíduo, da MOP e da MAM foi calculada a proporção de ^{15}N do fertilizante nitrogenado e a taxa de recuperação do N mineral em cada uma das frações da MOS, em um determinado tempo, adaptado de Moran et al. (2005), como se segue:

$$f_n = \frac{15N_{amostra}}{15N_{maxfert}}$$

em que $15N_{amostra}$ é a percentagem de átomos de ^{15}N em excesso na amostra; $15N_{maxfert}$ é o total de átomos de ^{15}N em excesso adicionado na subparcela. A recuperação do N do fertilizante (%) no resíduo e em cada uma das frações da MOS é:

$$N_{rec} = \frac{f_n \times T \times 100}{N_{ad}}$$

em que T é o conteúdo (g) de N na fração da MOS na subparcela (0-10 cm); N_{ad} é o N adicionado na forma mineral (g m^{-2}).

2.3.4. Análises estatísticas

Os dados referentes ao solo foram submetidos à análise de variância (teste F até o nível de 10 %), desdobrando-se a interação dupla (dose N x tempo) e ajustando-se regressões lineares para avaliar o efeito do N em cada tempo, em uma determinada região. Os coeficientes das equações foram testados com base no quadrado médio do resíduo da análise de variância até o nível de 10 %. Para o efeito de camadas foi realizado teste de Scott Knott a 10 %. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software SISVAR (1995). Para os dados referentes ao resíduo foi ajustado modelo exponencial que descrevem a taxa de decomposição da folha, galho e casca e quando combinado (folha+galho+casca) ao longo do tempo, influenciados pelas doses de N, com o auxílio do software Sigma Plot 9.0. Os coeficientes das equações foram testados com base no quadrado médio do resíduo da análise de variância até o nível de 10 %. As equações obtidas para cada tratamento foram comparadas pelo intervalo de confiança do parâmetro k, adotando-se o nível de significância de 10 %. Foram comparados o $t_{0,5}$ e $t_{0,95}$ da folha, galho, casca e combinado (folha + galho + casca), dos tratamentos que receberam a adubação nitrogenada com os respectivos componentes do tratamento em que não foi realizada a adubação nitrogenada, assumindo que valores de k estatisticamente diferentes geram $t_{0,5}$ e $t_{0,95}$ diferentes.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Influência da adubação nitrogenada na decomposição e na dinâmica do N nos resíduos da colheita do eucalipto

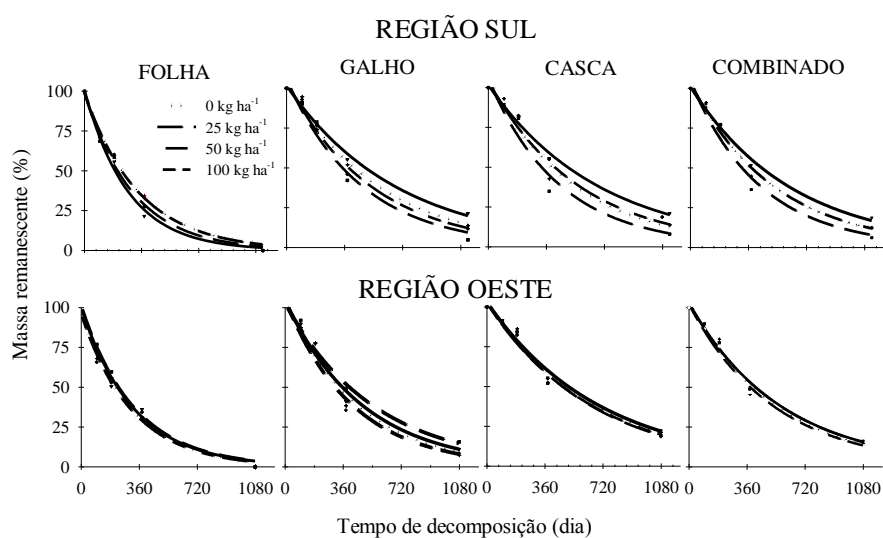
Na literatura relata-se que em estádios tardios da decomposição de materiais com altos teores de lignina existe uma relação negativa entre a concentração de N e a taxa constante de decomposição (k) (Berg, 2000). A influência do N deve-se, principalmente, pela modificação na comunidade microbiana, podendo chegar à exclusão da fauna responsável pela decomposição da serapilheira (Berg & Matzner, 1997) e ou, à diminuição na habilidade competitiva dos basidiomicetos com outros microorganismos que, ineficiente degradam a lignina (Fog, 1988). Em relação ao efeito de doses de N, de maneira geral, doses menores que 75 kg ha^{-1} N induzem pequena redução, em torno de 5 %, na taxa de decomposição de resíduos, na serapilheira que apresentava mais de 20 % de lignina (Knorr, 2005). Contudo, no

presente estudo, até os três anos da adubação nitrogenada, não há evidências de que uma maior disponibilidade de N altera as taxas de decomposição das folhas, ou até mesmo dos componentes mais recalcitrantes como galho, casca ou do combinado (folha +galho + casca) (Figura 1). Somente a dose de 50 kg ha⁻¹ N, na região sul, causou um aumento significativo no t_{0,5} do galho, da casca e do resíduo (p<0,1) (Figura 1).

Em seis regiões do Brasil, inclusive na região de Eunápolis-BA, a adubação com 200 kg ha⁻¹ N não alterou significativamente a taxa de decomposição dos resíduos de eucalipto no período de um ano (Brandani, 2010). Para outras espécies vegetais resultados semelhantes foram encontrados. Na região sul do Brasil, Amado et al. (2003) observaram que a redução da relação C/N da aveia preta (*Avena strigosa*, Schieb) de 48,9 para 28,3 com a adição 240 kg ha⁻¹ N não foi determinante para causar mudanças na taxa constante de decomposição. Entretanto, variações internas no teor de N de plantas de eucalipto foram positivamente correlacionadas com a taxa de decomposição dos resíduos (folha, galho e casca) aportados ao solo (Silva, 2008).

Percebe-se então que há padrões de respostas diferenciados quando se altera a qualidade do resíduo ou quando se adiciona apenas o N mineral. Com o intuito de avaliar o efeito isolado do N, Prescott (1995) avaliou o efeito do N, separando-o em N externo (solo) e interno (no material vegetal). Foram comparadas as taxas de decomposição de acículas senescentes ou ainda verdes, que receberam a dose de 525 kg ha⁻¹ N, como a de seu respectivo controle (0 kg ha⁻¹ N) não observando diferenças entre elas. E ainda, essa dose de N nas acículas senescentes não acarretou em constantes de decomposição maiores do que as de acículas verdes que não receberam N. Outros trabalhos corroboram com esse resultado, sendo observadas menores perdas de massa e emissão de CO₂ em serapilheira de folhas com baixo teor de N do que na serapilheira de folhas com alto teor de N, mesmo quando o material com menor teor de N recebeu adição de N mineral (Vestgarden, 2001).

Entre os vários trabalhos que estudaram o efeito do N na taxa de decomposição do serapilheira, comparações são feitas entre diferentes espécies (Hobbie, 2005; Manning et al. 2008; Keeler et al., 2009), as quais apresentam teores distintos de lignina, celulose, componentes solúveis, entre outros. Para Hobbie (2005), correlações positivas entre o teor de N da serapilheira e a decomposição só poderão ser encontradas em situações em que o N é limitante à decomposição como, por exemplo, quando grande parte dele é perdida por lixiviação ou quando seu teor está relacionado com outros fatores que influenciam a decomposição.



N (kg ha ⁻¹)	X ₀	k (dia ⁻¹)	r _{yŷ}	t _{0,5} (dia)	t _{0,95} (ano)	X ₀	k (dia ⁻¹)	r _{yŷ}	t _{0,5} (dia)	t _{0,95} (ano)
REGIÃO SUL						REGIÃO OESTE				
FOLHA										
0	98,9 (±4,7)	0,0029 (± 0,0004)	0,97	239	2,8	98,4 (±4,7)	0,0032 (±0,0004)	0,98	217	2,6
25	97,9 (±4,6)	0,0030 (± (0,0004)	0,97	231	2,7	101,5 (±4,4)	0,0030 (±0,0003)	0,98	231	2,7
50	101,0 (±5,0)	0,0037 (± 0,0005)	0,97	187	2,2	99,8 (±5,2)	0,0031 (±0,0004)	0,97	224	2,7
100	99,4 (±3,7)	0,0029 (± 0,0003)	0,98	239	2,8	96,8 (±5,8)	0,0032 (±0,0005)	0,96	217	2,6
GALHO										
0	104,2 (±3,8)	0,0018 (±0,0002)	0,98	385	4,6	104,9 (±5,4)	0,0022 (±0,0004)	0,96	315	3,7
25	105,6 (±4,8)	0,0021 (±0,0003)	0,97	330	3,9	101,9 (±5,0)	0,0017 (±0,0002)	0,95	408	4,8
50	99,6 (±4,7)	0,0013 (±0,0002)	0,94	533	6,3	104,7 (±4,9)	0,0021 (±0,0003)	0,97	330	3,9
100	105,1 (±4,8)	0,0020 (±0,0003)	0,97	347	4,1	104,7 (±4,6)	0,0023 (±0,0003)	0,97	301	3,6
CASCA										
0	105,4 (±5,6)	0,0019 (±0,0003)	0,95	365	4,3	102,9 (±4,7)	0,0015 (±0,0003)	0,95	462	5,5
25	105,9 (±7,1)	0,0023 (±0,0004)	0,94	301	3,6	102,8 (±4,8)	0,0015 (±0,0003)	0,95	462	5,5
50	102,4 (±3,9)	0,0014 (±0,0001)	0,97	395	5,9	102,7 (±3,8)	0,0014 (±0,0002)	0,97	495	5,9
100	103,8 (±4,6)	0,0017 (±0,0002)	0,96	407	4,8	101,5 (±3,0)	0,0014 (±0,0001)	0,98	495	5,9
COMBINADO (folha + galho + casca)										
0	104,2 (±3,8)	0,0019 (±0,0002)	0,98	364	4,3	102,7 (±4,2)	0,0018 (±0,0002)	0,97	385	4,6
25	104,8 (±5,2)	0,0023 (±0,0003)	0,97	301	3,6	102,1 (±4,0)	0,0017 (±0,0002)	0,97	408	4,8
50	100,8 (±3,1)	0,0015 (±0,0001)	0,98	462	5,5	102,6 (±3,4)	0,0017 (±0,0002)	0,98	408	4,8
100	103,6 (±3,8)	0,0019 (±0,0002)	0,98	365	4,3	101,5 (±2,7)	0,0018 (±0,0002)	0,99	385	4,6

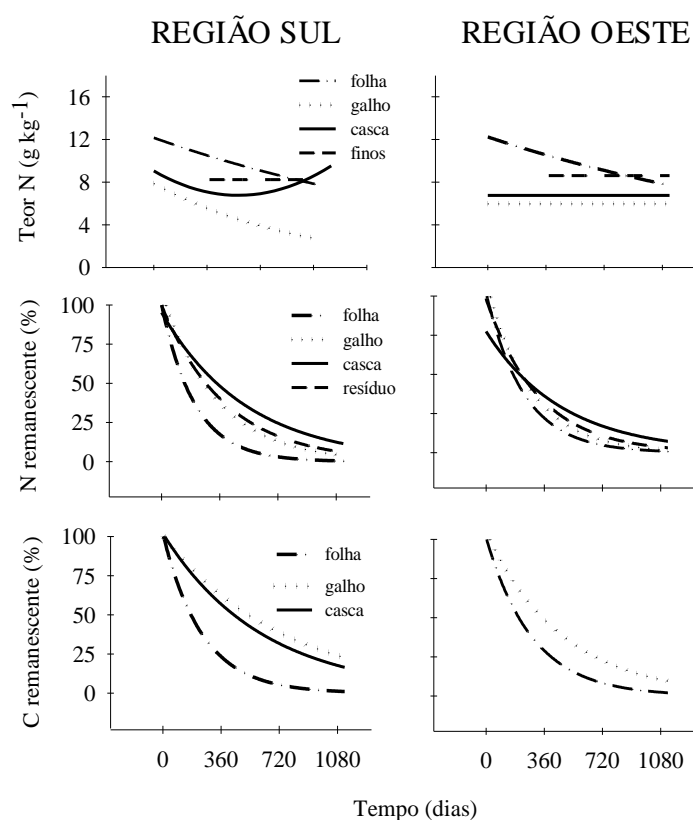
Figura 1. Estimativa dos parâmetros da equação $X = X_0 e^{-kt}$ ajustada para a matéria seca remanescente da folha, galho, casca e combinado (folha + galho + casca) e o tempo necessário para que haja 50 e 95 % de sua decomposição ($t_{0,5}$ e $t_{0,95}$), influenciados por doses de N (0, 25, 50, 100 kg ha⁻¹), em duas regiões do Extremo Sul da Bahia, ao longo de três anos de decomposição. O intervalo de confiança dos parâmetros foi obtido até 10 %, pelo teste F

Neste trabalho, uma possível hipótese para a o efeito da dose 50 kg ha⁻¹ N na taxa de decomposição do galho, da casca e do resíduo é de que a dose suprime a atividade dos basidiomicetos, responsáveis pela degradação da lignina. De fato, os galhos e casca dos tratamentos que receberam essa dose encontravam-se menos decompostos (com aspecto menos “esfarinhento”, que aqueles que não receberam adubação nitrogenada ou receberam as doses de 25 e 100 kg ha⁻¹ N. Estudos futuros são necessários para avaliar se doses moderadas de N são capazes de alterar a atividade e, ou, a comunidade microbiana, influenciando a taxa de decomposição dos resíduos.

Analisando as diferenças na decomposição entre os componentes do resíduo de eucalipto, a folha apresentou os menores $t_{0,5}$ (Figura 2). Em uma compreensão global da taxa de decomposição de diferentes tipos de serapilheira, Zhang (2008) encontrou valores de k seis vezes maiores para a folha quando comparada com a casca, chegando a dez vezes maiores ao comparar com o galho. Os baixos teores de N e altos teores de fenóis, como lignina ou taninos, parecem ser os responsáveis pela decomposição mais lenta da casca, do galho e do combinado (Lambers et al., 1998).

Foram avaliadas as diferenças na taxa de liberação de C e N entre folha, galho, casca e combinado do tratamento que recebeu a dose 50 kg ha⁻¹ N. No início do processo de decomposição, a mineralização líquida de N foi maior no material de menor recalcitrância ou maior labilidade (folha) (Figura 2). Na região sul, o $t_{0,5}$ da casca chega a ser 2,6 vezes maior do que aqueles da folha ($p < 0,1$) (Figura 2). A casca e os resíduos finos (além dos galhos na região Oeste) são um dreno importante para o N liberado; os teores de N nos seus tecidos permaneceram constantes ou até aumentaram (casca na região Sul) ao final de três anos.

As concentrações na folha de componentes solúveis, como aminoácidos, açúcares de cadeia simples e de ácidos solúveis, como celulose e hemicelulose, são determinantes para sua maior decomposição inicial e liberação de N. Corroborando com essa questão, Devi & Yadava (2010) observaram que a mineralização de N da folha de três espécies florestais era determinada inicialmente pela relação C/N das espécies aportadas ao solo. De maneira geral, a mineralização do N foi maior para as espécies que apresentavam menores concentrações de lignina e menor relação C/N. Neste, estudo observa-se que ao longo da decomposição o C e o N remanescente foram liberados em diferentes taxas acarretando nas variações da relação C/N do galho de 59 para 130 e 57 para 107 e da casca de 47 para 64 e 48 para 70, nas regiões Sul e Oeste, respectivamente, ao final dos três anos de decomposição.



Componente	---REGIÃO SUL---		---REGIÃO OESTE---	
	k dia ⁻¹	$t_{0,5}$ dia	k dia ⁻¹	$t_{0,5}$ dia
FOLHA	0,0049 ($\pm 2,3e^{-9}$) a	141	0,0043 ($\pm 6,4e^{-9}$) a	161
GALHO	0,0029 ($\pm 1,5e^{-9}$) b	239	0,0036 ($\pm 7,4e^{-9}$) b	193
CASCA	0,0019 ($\pm 5,3e^{-9}$) d	365	0,0021 ($\pm 6,5e^{-10}$) d	330
COMBINADO	0,0025 ($\pm 2,9e^{-10}$) c	277	0,0031 ($\pm 1,4e^{-9}$) c	224

Taxa constante de decomposição (k), dentro da mesma região, seguida por letras iguais não diferem entre si ($p < 0,1$), pelo teste F.

Figura 2. Teor de N, C e N remanescente da folha, galho, casca e combinado (folha+galho+casca) dos tratamentos que receberam a dose 50 kg ha⁻¹ N. Taxa constante de decomposição (k) e o tempo necessário para que ocorra 50 % de liberação de N ($t_{0,5}$) da folha, galho, casca e combinado (folha+galho+casca) em duas regiões do Extremo Sul da Bahia, ao longo de três anos decomposição.

3.2. Contribuição das raízes do eucalipto para o C do solo

Para o tratamento que não recebeu adubação nitrogenada e foi feita a remoção dos resíduos de eucalipto na instalação do experimento, é possível estimar a contribuição do C das

raízes para a MOS. Em ambas as regiões a retirada dos resíduos de eucalipto, portanto, a manutenção do estoque de C apenas por meio das raízes, levou a redução no estoque de C das frações mais estáveis da MOS.

Na região sul, diferenças significativas ($p < 0,1$) foram encontradas no estoque de C MOP e CMAM, acréscimo em torno de 17 % e decréscimo de 33 %, respectivamente (Quadro 3)

Quadro 3. Estoque de C na fração ligada aos minerais (MAM) e na fração particulada (MOP) do solo e suas respectivas abundâncias naturais de ^{13}C , na camada de 0-10 cm, do tratamento $0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$, com remoção do resíduo.

Variável	---REGIÃO SUL---		---REGIÃO OESTE---	
	0 meses	36 meses	0 meses	36 meses
C lábil (Mg ha^{-1})	1,77 a	2,05 a	2,04 a	1,63 b
C MOP (Mg ha^{-1})	1,39 b	1,63 a	1,57 a	1,44 a
C MAM (Mg ha^{-1})	21,68 a	14,51 b	17,96 a	15,63 b
$\delta^{13}\text{C MOP}$ (‰)	-23,67 a	-20,01 a	-23,79 a	-18,82 b
$\delta^{13}\text{C MAM}$ (‰)	-17,25 a	-18,47 a	-20,17 b	-22,45 a

Médias, dentro da região, em diferentes tempos, seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si ($p < 0,1$), pelo teste t.

A mineralização da MOS e a incorporação do C derivado da exsudação das raízes podem ter acarretado no aumento do C MOP ao final dos três anos do experimento. Rasse et al. (2006) estimaram que a rizodeposição contribui com praticamente o mesmo aporte de C que aquele incorporado pela morte das raízes.

Em solos arenosos a recalitrância do material aportado ao solo parece definir o seu tempo de permanência na MOP. Nesta fração, ao longo da decomposição ocorre acúmulo de fenóis derivados da lignina, enquanto carboidratos e proteínas são degradados preferencialmente (Grandy & Neff, 2008). Portanto, em solos mais arenosos como os deste estudo, a manutenção de resíduos de maior recalitrância passa a ser mais importante visto a menor superfície reativa disponível no solo para estabilização dos produtos da decomposição. Bird et al. (2003) também relataram maior abundância de C originado das raízes na fração particulada da MOS de solos arenosos das regiões mais ocidentais dos Estados Unidos. Nessa

fração, poucos sinais de degradação do C das raízes era encontrado, podendo observar similaridade da relação C:N da fração particulada com o tecido das raízes.

Assim, a recalcitrância intrínseca das raízes, devido a baixa relação lignina:N, menor teor de P (Gijssman et al., 1997), menor proporção de componentes solúveis (Beuch et al., 2000) e alto conteúdo de suberina (Rassel et al., 2006) podem ser determinantes para o acúmulo do C na MOP. Crow et al. (2009) também observaram que componentes alifáticos das raízes eram preferencialmente preservados àqueles originados de folhas.

Na região Oeste os estoques de C-lábil e C-MAM eram 25 e 14 % significativamente ($p < 0,1$) menores ao final de três anos do experimento, ao ser retirar os resíduos da área de plantio. Em plantios de *Acacia mangium* em Argissolos no norte da Índia, a remoção da serapilheira e do sub-bosque das florestas causaram redução de 25 % nos teores de MOS após cinco anos (Xiong et al., 2007). Os valores de perda de MOS nestes trabalhos, indicando o potencial da fração silte+argila em estabilizar os compostos orgânicos, diminuindo o acesso da comunidade microbiana e contribuindo para a manutenção do estoque de C mais efetivamente em solos mais argilosos do que nos mais arenosos (Zinn et al., 2007).

Em relação aos valores dos $\delta^{13}\text{C}$ da MOP encontrados um fato peculiar ocorreu em ambas às regiões, pois eles aumentaram (tornaram-se menos negativos) ao final do experimento. Provavelmente, ocorre a preservação seletiva do C derivado da pastagem com rota fotossintética C_4 ($\delta^{13}\text{C}$ menos negativos) cultivada anteriormente à implantação do eucalipto. Avaliando a estabilidade C de plantas C_4 em florestas secundárias do Equador, Paul et al. (2008) encontraram que o tempo de meia vida do C de plantas C_4 em florestas secundárias era de aproximadamente 8 a 25 anos, dependendo do teor de argila do solo. Além disso, o histórico de queimadas nas antigas áreas de pastagem que antecederam aos povoamentos de eucalipto do presente estudo pode ter colaborado para a preservação do C em formas parcialmente carbonizadas na fração particulada. O C originário da queimada da vegetação gera material com maior recalcitrância, apresentando tempo médio de residência que pode ser maior do que 100 anos (Marschner et al., 2008).

Em ambas as regiões dois mecanismos não mutuamente exclusivos poderiam explicar a diminuição no estoque de C MAM depois de três anos, apesar do valor do seu $\delta^{13}\text{C}$ mais negativo (Quadro 3): 1) Pode estar ocorrendo a transferência do C MOP para o C MAM; entretanto, a taxa de perda do C MAM é maior que a de entrada, causando um balanço negativo no estoque de C da fração. 2) Durante a decomposição da MAM, os compostos mais lábeis que constituem a fração são exauridos primeiro, permanecendo aqueles

bioquimicamente mais recalcitrantes, como a lignina. Estudos confirmam a variação isotópica dos compostos bioquímicos, sendo a depleção em ^{13}C da lignina de 2 a 6 %, em relação à média geral das plantas (Benner et al., 1987; Wedin et al. 1995). Desta forma, a preservação deste composto na fração contribui para valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais negativos. Além disso, a preservação seletiva de material mais antigo proveniente de plantas com ciclo metabólico C_3 (da Mata Atlântica nativa que existia antes da antiga pastagem), mais fortemente estabilizado junto à fração silte+argila, contribuiria para a redução nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ da MAM.

3.3 Teores de C e N na MOP e na MAM e a contribuição dos resíduos de eucalipto na MOP e MAM.

O efeito das práticas de manejo no sequestro de C do solo tem se tornado objetivo da maioria das pesquisas sobre MOS. Buscam-se atributos do solo que sejam mais responsivos às mudanças do manejo, destacando-se em vários trabalhos o C lábil (Rangel et al., 2007; Yang et al., 2009) e a MOP (Marriot & Wander, 2006; Pikul, et al. 2007)

Na região sul o C lábil e o C na fração mais estável da MOS (C MAM) na camada de 0-10 cm foram influenciados pelas doses de N (Figura 3). O menor teor de C lábil ($y = 1,85 \text{ g kg}^{-1}$ solo) foi obtido para a dose $42,8 \text{ kg ha}^{-1}$ N. Em relação aos teores de C MAM, incrementos foram obtidos com o aumento das doses de N, resultando em diferença de até 36 % para a dose de 100 kg ha^{-1} em relação à testemunha sem adição de N (Figura 3).

O efeito da dose de 50 kg ha^{-1} N, na região Sul, na diminuição da decomposição do resíduo (Figura 1), comparado aos outros tratamentos, pode ter causado os menores teores de C lábil no solo. Em relação ao efeito positivo da dose de 100 kg ha^{-1} N outros trabalhos, também, observaram resultados semelhantes (Banger, 2010). O autor ponderou que tais alterações seriam decorrentes do estímulo da mineralização da MOS, por meio do aumento da atividade microbiana e alterações na comunidade microbiana. Similarmente, a mineralização do C nas frações mais estáveis da MOS pode estar ocorrendo nessa região, refletindo no aumento da sua razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ (Figura 4)

A manutenção dos resíduos do eucalipto na área levou a contribuições positivas para as frações MOP e MAM, mas apesar disso, na região sul, a sua contribuição tornou-se menor com o aumento das doses de N, refletindo no aumento do $\delta^{13}\text{C}$ da fração da MAM na região Sul (Figura 4). Tal fato evidencia que a adição de N favorece a preservação de C originado de

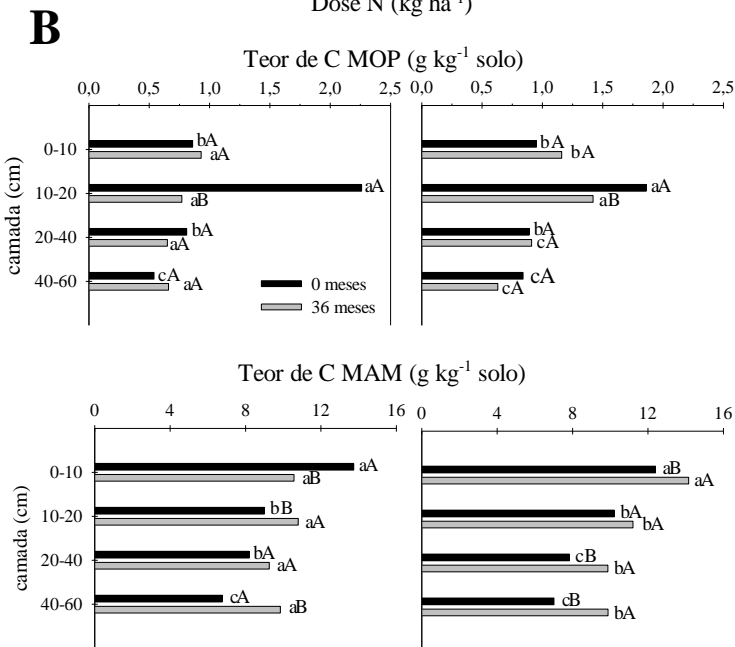
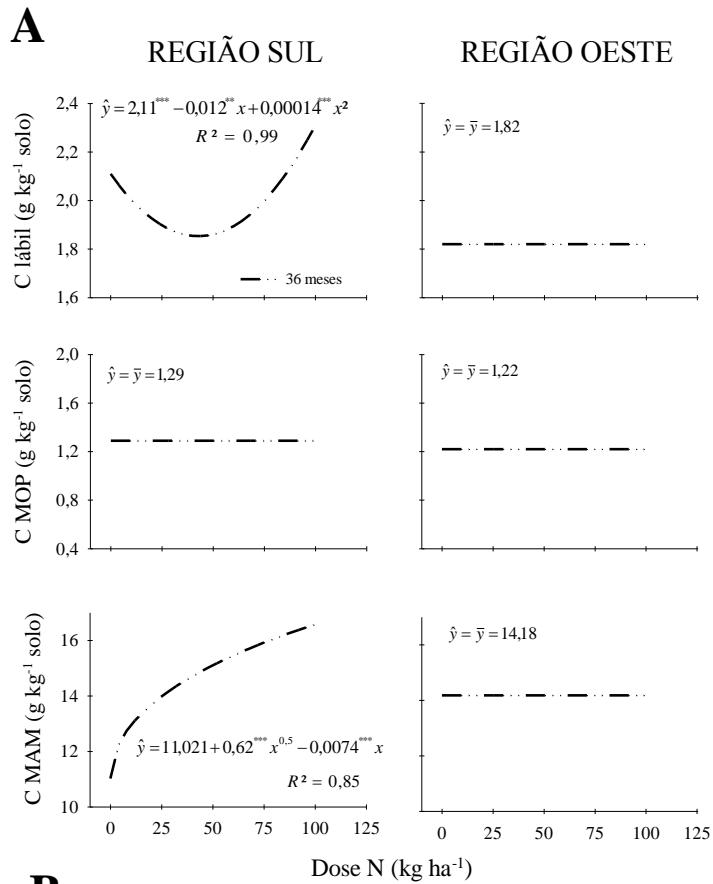
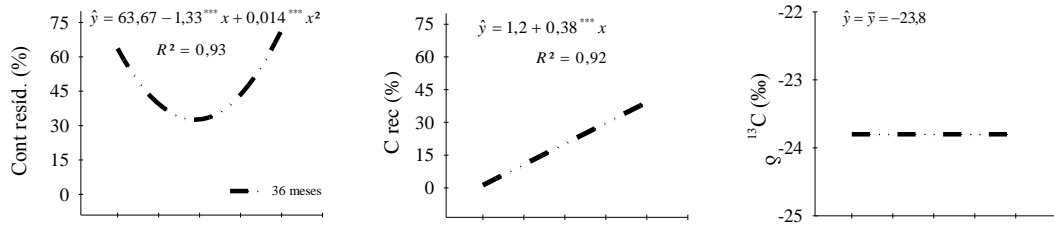


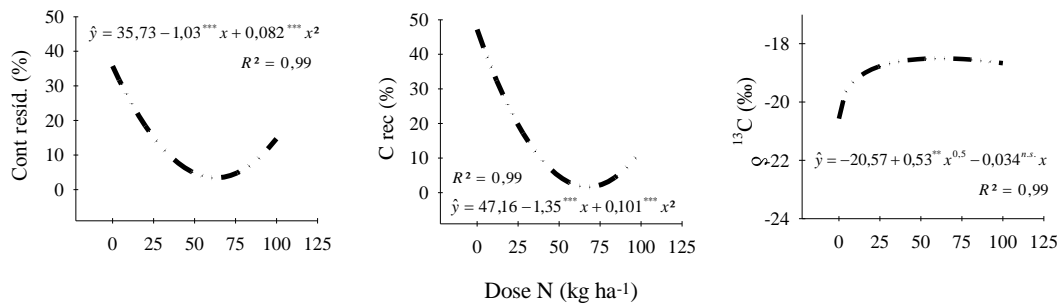
Figura 3. (A) Teores de C lábil, N MOP e N MAM, na camada de 0-10 cm, influenciados por doses de N em duas regiões do Extremo Sul da Bahia. ***, ** significativos até 1 e 5 %, respectivamente, pelo teste t. (B) Teores de C-MOP e C-MAM, até a profundidade de 60 cm, do tratamento que recebeu a dose de 50 kg ha⁻¹ N. Barras com mesma letra minúscula em cada tempo significam teores não diferentes entre si. Barras com mesma letra maiúscula em cada camada significam teores médios iguais. Diferenças significativas a 10 % pelo teste de Scott Knott.

REGIÃO SUL

MOP

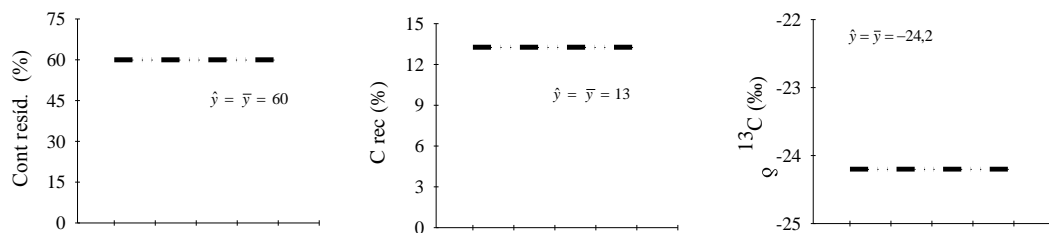


MAM



REGIÃO OESTE

MOP



MAM

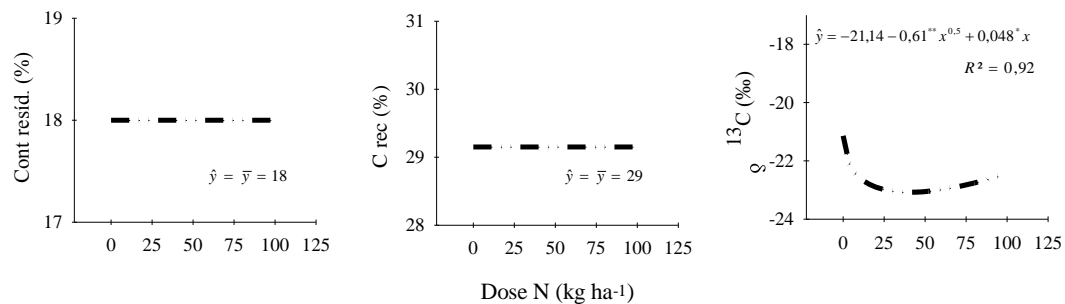


Figura 4. Contribuição relativa do resíduo de eucalipto (Cont resid.), recuperação do C do resíduo (C rec) e $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM). ***, **, *, n.s., significativo a 1, 5 e 10 e não significativo a 10 % pelo teste t, respectivamente.

de plantas C_4 cultivadas na área antes da implantação do eucalipto. Outros trabalhos têm demonstrado a preservação seletiva do C mais antigo do solo. Dijkstra et al, (2004) observaram a preservação seletiva, na matéria orgânica leve, do C originado anterior ao

experimento. Para o autor, a preservação do C mais antigo nas áreas, que sofreram adubação nitrogenada, é causada pela incorporação do N nessa fração ou ainda devido à inibição das enzimas degradadoras de lignina, se essas também estiverem envolvidas na degradação da MOS.

A substituição de áreas de pastagem por eucalipto altera a composição da comunidade microbiana do solo, que passa a ter mais fungos em relação a bactérias (Pergoraro, 2008) e assim é possível que com a adição de N e a manutenção de resíduos de eucalipto ocorra o favorecimento de uma comunidade microbiana mais especializada em mineralizar o C originado de C₃, acarretando na preservação do C de plantas C₄. Na avaliação da comunidade microbiana de oito tipos de cultivos no norte da China, em solos de uma mesma região climática, Yao et al. (2009) reportaram que o histórico de uso da área é determinante para o perfil da comunidade microbiana. Em florestas com *Pinus massoniana* Lamb. e plantios de *Camellia sinensis* O. Ktze foram encontrados fosfolipídeos de origem fúngica. Entretanto, a relação bactérias Gram positiva e Gram negativa era maior para a última espécie vegetal, o que pode ter causado diferenças da comunidade microbiana das duas áreas quanto à utilização de diferentes grupos de compostos orgânicos. De fato, o consumo preferencial de certos substratos por organismos decompositores representa forte mecanismo de preservação de C no solo (Eckschmitt et al., 2008).

No início do experimento ao longo do perfil do solo havia diferenças nos teores de C na MAM que, conforme esperado, tais teores eram maiores nas camadas mais superficiais do que em camadas mais profundas. Depois de 36 meses tais diferenças tornaram-se não significativas devido ao incremento mais que proporcional no C de camadas mais profundas, independente da região avaliada (Figura 3B). Em solos florestais de clima temperado Tang (2009) observou que os estoques de C na camada de 30-60 cm eram maiores do que na camada de 0-10 cm. Tal comportamento pode ser devido ao aporte crescente de raízes em profundidade ao longo da rotação, pois não havia barreira física que impedisse a penetração das raízes do eucalipto nas camadas mais profundas das subparcelas.

O incremento de C-MAM no perfil do solo evidencia a relação positiva entre a disponibilidade de N e estabilização de C no solo. Os resultados sugerem que a incorporação do N nessa fração mais estável (Figura 6B) estaria contribuindo para a estabilização do C proveniente das raízes do eucalipto.

Pequenas diferenças foram encontradas entre os $\delta^{13}\text{C}$ da mata nativa e de plantios de eucalipto na primeira rotação com 2 e 5 anos implantados em área de pastagem C₄ no Norte

do Espírito Santo (Schultais, 2009). As maiores diferenças, até 60 cm de profundidade do solo, foram de -4 ‰ para as áreas sob mata nativa. Dessa maneira, mudanças no valor do $\delta^{13}\text{C}$ das camadas mais profundas ocasionadas pela maior contribuição das raízes de eucalipto para a fração ocorreriam de forma mais gradual. Neste trabalho, somente na camada superficial (0-10 cm) da região Oeste o $\delta^{13}\text{C}$ da MAM foi significativamente menor (Figura 7). As diferenças relativamente pequenas nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ nos solos em relação ao $\delta^{13}\text{C}$ dos resíduos de eucalipto dificultam a detecção de tais variações num período relativamente curto.

Além disso, o incremento do teor de argila no perfil dos solos das duas regiões (Quadro 1) poder favorecer a estabilização do C derivado das raízes e promover o aumento do C MAM. Em outros solos, o conteúdo de C foi positivamente relacionado com o conteúdo de silte + argila (Zinn et al., 2007; Paul et al., 2008). A preservação do C aportado via raízes é favorecida pelo menor input de C prontamente decomponível como fonte de energia para os microrganismos decompor o C estabilizado nas camadas mais profundas do solo (Fontaine et al., 2007).

A maior abundância da fração argila nos solos da região Oeste pode ter diminuído o efeito das doses de N nas frações da MOS. Bayer (2004) encontrou que mesmo a condução por seis anos de sistemas de cultivo sob plantio direto não foram suficientes para detectar o efeito do sistema de manejo no estoque de C-MAM, sendo necessários períodos de cultivo mais longos. Para o autor o avançado estágio de humificação do C nesta fração, devido à sua proteção física e química e recalcitrância bioquímica explicaria o não-efeito das doses de N na MAM (Bayer, 1996). Berg & Matzer (1997) também observaram que a deposição atmosférica de N na faixa de 10 a 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹ poderia não ser suficiente para causar alterações diretas nos atributos do solo. Os autores afirmaram que no longo prazo, o aumento da deposição atmosférica poderia alterar a vegetação, bem como a qualidade de seus tecidos e, indiretamente, o N alteraria as características do solo. Para Stewart et al. (2007), as diferenças na taxa de decomposição do resíduo adicionado ao solo e sua posterior incorporação nas diferentes frações da MOS poderia, em curtos períodos de avaliação, não mostrar diferenças naquelas frações que apresentam mais lenta taxa de ciclagem.

A intensa atividade da macrofauna do solo (principalmente minhocas) observado nos sítios em estudo pode ter contribuído para a estabilização do C dos resíduos de eucalipto. Entretanto, tal contribuição não foi quantificada neste trabalho, pois durante o preparo das amostras de solo os coprólitos (agregados biogênicos derivados da atividade das

minhocas) foram separados do solo e as análises somente realizadas para a MOP e a MAM do solo.

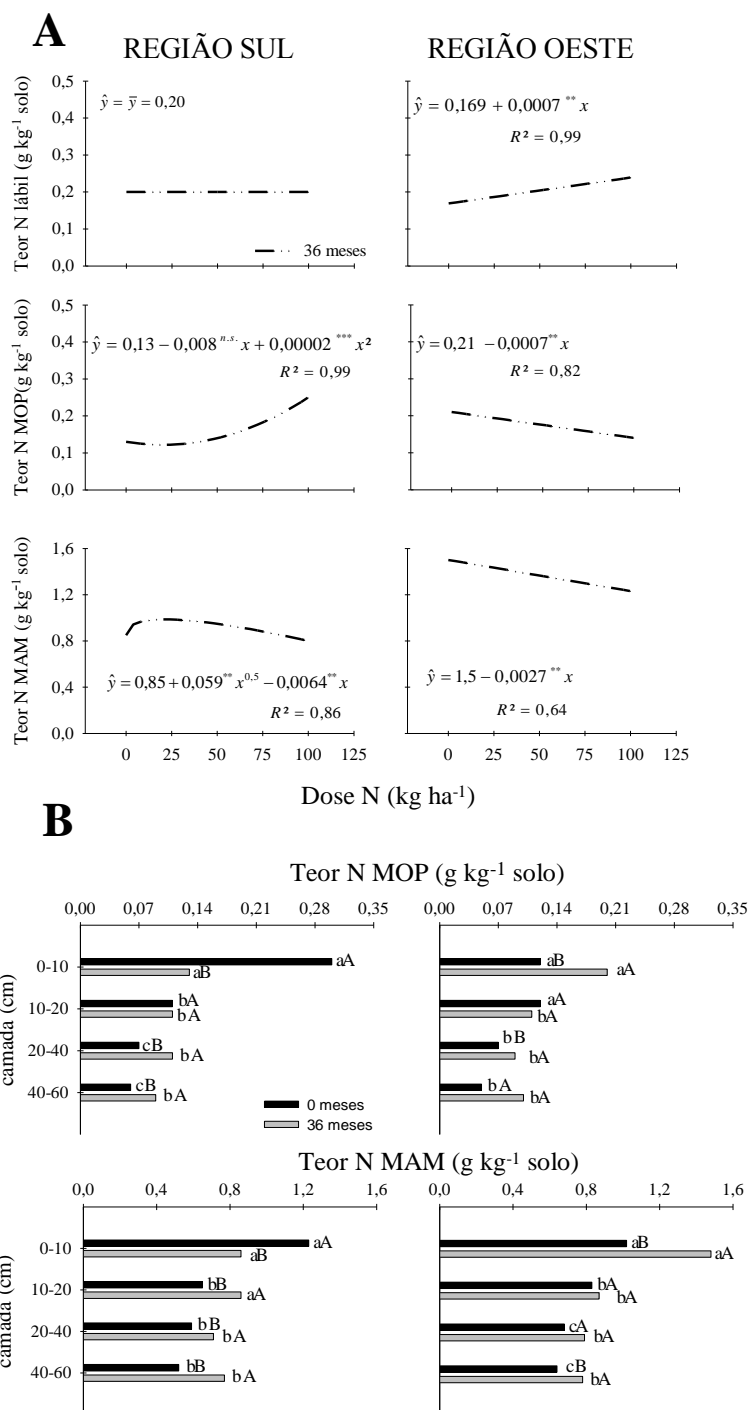


Figura 6. (A) Teores de N-lábil, N-MOP e N-MAM influenciados por doses de N em duas regiões do Extremo Sul da Bahia. ***, **, n.s. - parâmetros significativos até 1, 5, 10 % e não significativo respectivamente, pelo teste F, respectivamente. (B) Teores de C MOP e C MAM da dose de 50 kg ha⁻¹ N até a profundidade de 60 cm. Barras com mesma letra minúscula em cada tempo significam teores não diferentes entre si. Barras com mesma letra maiúscula em cada camada significam teores médios iguais. Diferenças significativas a 10 % pelo teste de Scott Knott.

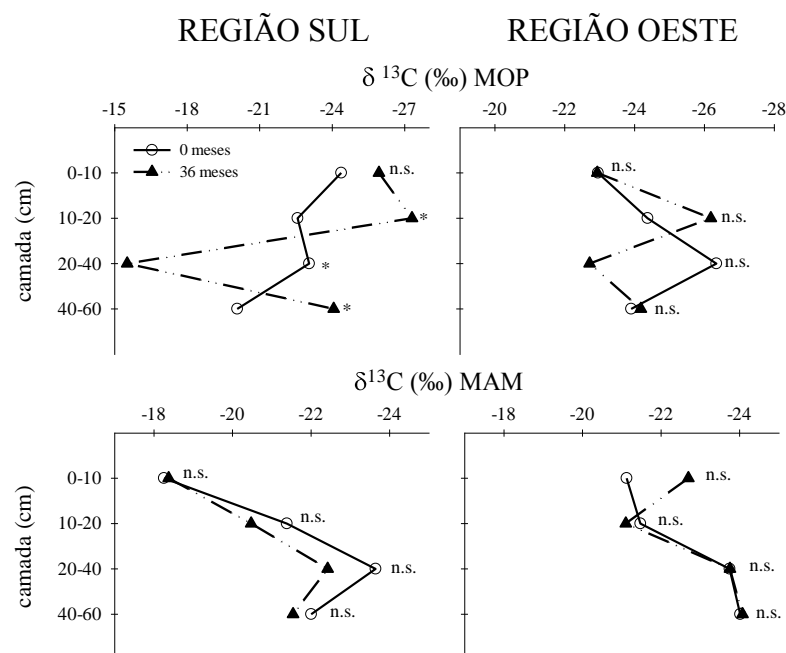


Figura 7. $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica particulada (MOP) e ligada aos minerais (MAM) do tratamento que recebeu a dose de $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$, após três anos. *, n.s., diferenças dentro de cada camada significativa e não significativa, a 10%, pelo teste t, respectivamente.

As estimativas da contribuição dos resíduos de eucalipto para essas frações da MOS pode, então, ter sido subestimada. O efeito de minhocas *Lumbricus terrestris* na estabilização da MOS, protegendo o C no interior dos coprólitos do acesso da comunidade microbiana, tem se mostrado substancial para potencializar a preservação do C aportado ao solo (Eckscimitt et al., 2008).

3.4. Recuperação do ^{15}N do fertilizante nitrogenado na MOP e MAP

Foram observados valores distintos de recuperação do ^{15}N aplicado via fertilizante ($50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) nas folhas, galhos e casca de eucalipto (Quadro 5). A casca foi o principal responsável pela permanência do N do fertilizante no resíduo desde o início do experimento (Quadro 5). Além de ser o componente colocado em maior quantidade na subparcela, o que já poderia ocasionar o maior acúmulo de ^{15}N nos seus tecidos comparado com os galhos e folhas, a sua composição bioquímica mais complexa faz com que sua decomposição ocorra mais lentamente favorecendo a permanência do ^{15}N no resíduo por mais tempo. Isso pode

aumentar a sua estabilização no solo em estruturas heterocíclicas complexas e com maior tempo médio de residência (Mahieu et al., 2000; Olk et al., 2006).

Quadro 5. Recuperação do N do fertilizante, na folha, galho, casca e resíduo (folha + galho + casca), em duas regiões do Extremo Sul da Bahia, calculados com base nos valores de ^{15}N

Componente	--REGIÃO SUL--		--REGIÃO OESTE--	
	Rec fert		Rec fert	
	Tempo (mês)			
	0	36	0	36
	(%)			
FOLHA	2,7 dA	0,0 bB	2,6 cA	0,0 bB
GALHO	3,8 cA	0,8 aB	4,0 bA	0,2 bB
CASCA	8,7 aA	1,2 aB	13,5 aA	1,2 bB
COMBINADO	8,0 bA	0,5 bB	3,6 bA	0,01bB

Médias dentro de cada fração e tempo seguidas por mesma letra minúscula não diferem entre si ($p < 0,1$), pelo teste de Scott Knott. Médias dentro de cada camada e fração seguidas por mesma letra maiúscula não diferem entre si ($p < 0,1$), pelo teste t.

Ao final de 36 meses quase todo o N aplicado via fertilizante havia sido transferido do resíduo para o solo. Na região sul, na camada de 0-10 cm do solo, 3,7 % do ^{15}N aplicado encontrava-se na MOP enquanto 8,6 % ainda estava na MAM. Na região oeste, 1,09 e 6,58 % ainda encontra-se na MOP e MAM, respectivamente (Figura 7). Após 730 dias de incubação do solo com uréia enriquecida em ^{15}N , Abe et al. (2007) observaram que 24,7 % do N aplicado foi recuperado na fração mais estável do MOS, com menores perdas de ^{15}N (12 %) na fração húmica.

Os fatores que podem alterar a taxa de recuperação do ^{15}N foram relatados em diversos trabalhos. Feng (2008) encontrou diferença na recuperação do $^{15}\text{NO}_3^-$ e $^{15}\text{NH}_4^+$. A recuperação era maior nas camadas superficiais do que nas camadas mais profundas, entretanto era dependente da dose de N. O tipo de uso do solo também determinou diferenças na taxa de recuperação do ^{15}N adicionado. Em florestas nativas da Austrália as perdas de ^{15}N são relativamente menores do que em plantios de pinus, perdas que poderiam ser atribuídas a lixiviação, volatilização da amônia e nitrificação. (Pan et al., 2008).

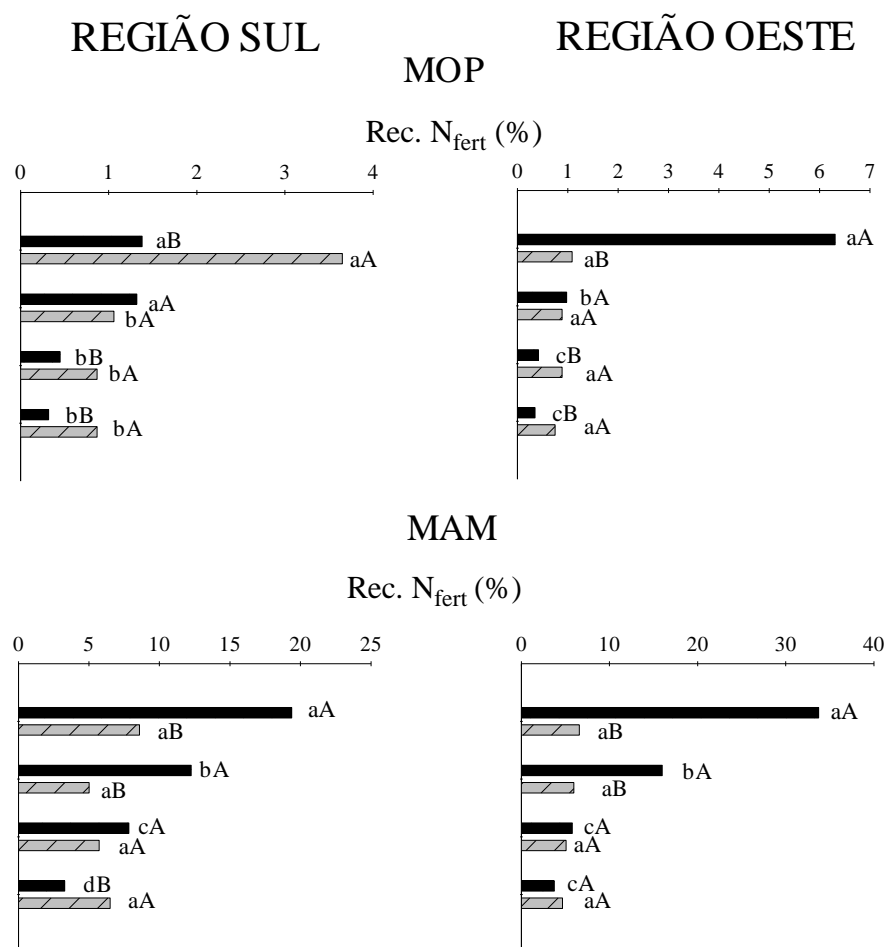


Figura 8. Recuperação (Rec N_{fert}) do N do fertilizante nas frações matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM), nas regiões Sul e Oeste, calculados com base nos valores de ^{15}N . Barras com mesma letra minúscula em cada tempo significam teores não diferentes entre si. Barras com mesma letra maiúscula em cada camada significam teores médios iguais. Diferenças significativas a 10 % pelo teste de Scott Knott.

As perdas do N aplicado para camadas mais profundas do solo (20-40 e 40-60 cm) foram menores (Figura 8). Na região Sul, a diminuição das perdas em profundidade pode estar relacionada com o aumento do teor de argila nessas camadas (Quadro 1). Também, as perdas nas camadas mais superficiais podem estar estritamente relacionadas com a absorção de N pelas raízes do eucalipto recém-reformado. Mead et al., (2008), após 10 anos de aplicação de uréia marcada com ^{15}N em florestas de clima temperado, observaram 40 % do ^{15}N recuperado no solo, sendo que a maior parte dele encontrava-se na camada de 0-10 cm e 14 % ainda estavam nas árvores, em que 40 % do recuperado estavam nas folhas e os galhos, apesar de representarem apenas 12 % da massa das árvores, eram responsável por 30 % da recuperação.

4. CONCLUSÕES

- A dose de 50 kg ha⁻¹ de N, na região Sul, reduziu a taxa de decomposição do galho, da casca, e do resíduo combinado (folha+galho+casca);
- Os galhos e as cascas foram os componentes que apresentaram os maiores tempos de meia vida ($t_{0,5}$) de N;
- A remoção dos resíduos, com aporte de C apenas via sistema radicular, reduziu em 33 e 14 % os estoques de C nas frações mais estáveis da MOS, respectivamente, na região Sul e Oeste;
- Na região Sul, a adição de N preservou o estoque de C derivado de plantas C₄ cultivadas previamente ao eucalipto na MAM;
- Em ambas as regiões, após três anos da aplicação de N no solo, a maior porcentagem de ¹⁵N encontrava-se na MAM, com pouco ¹⁵N sendo lixiviado para camadas abaixo de 10 cm de profundidade.

5. REFERÊNCIA

- ABE, T.; KATAYAMA, A. & WATANABE, A. Temporal changes in distribution and composition of N from labeled fertilizer in soil organic matter fractions. **Biol. Fertil. Soils**, v. 43, p. 427-435, 2007.
- AMADO, T. J. C.; SANTI, A. & ACOSTA, J. A. A. Adubação nitrogenada na aveia preta. II - Influência na decomposição de resíduos, liberação de nitrogênio e rendimento de milho sob sistema plantio direto. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 27, p. 1085-1096, 2003.
- BANGER, K.; TOOR, G. S.; BISWAS, A.; SIDHU, S. S. & SUDHIR, K. Soil organic carbon fractions after 16-years of applications of fertilizers and organic manure in a Typic Rhodalfs in semi-arid tropics. **Nutr. Cycl. Agroecosyst.**, v. 86, p. 391-399, 2010.
- BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996. 241 p.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. & PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um latossolo vermelho sob plantio direto. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 39, p. 677-683, 2004.

- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J. & AMADO, T.J.C. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilization soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, v.133., p. 258-268, 2006.
- BENNER, R.; FOGEL, M. L.; SPRAGUE, E. K. & HODSON, R. E. Depletion of ^{13}C in lignin and its implications for stable carbon isotope studies. **Nature**, v. 329, p. 708-710, 1987.
- BERG, B. & MATZNER, E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in Forest systems. **Environ. Reviews**, v. 5, p. 1-25, 1997.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **For. Ecol. Manag.**, v. 133, p. 13-22, 2000.
- BERNOUX, M; CERRI, C. C.; NEILL, C. & MORAES, J. F. L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter in Brazil. **Geoderma**, v. 82, p. 43-85, 1998.
- BEUCH, S.; BOELCKE, B. & BELAU, L. Effect of the organic residues of *Miscanthus x giganteus* on soil organic matter level of arable soils. **J. Agron. Crop. Sci.**, v. 183, p. 111-120, 2000.
- BIRD, J. A.; KLEBER, M. & TORN, M. S. ^{13}C and ^{15}N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. **Organ. Geochem.**, v. 39, p. 465-477, 2008.
- BRANDANI, C. B. **Decomposição de resíduos de eucalipto e efluxo de C-CO₂ em solos em diferentes locais do Brasil**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, 2010. 72p.
- BREMNER, J. M. & MULVANEY, C. S. Nitrogen total. In: Page, A. L. (ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.
- CAMBARDELLA, C. A. & ELLIOT, E. T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 56, p. 777-783, 1992.
- CARREIRO, M. M.; SINSABAUGH, R. L.; REPERT, D. A. & PARKHURST, D. F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. **Ecology**, v. 81, p. 2359-2365, 2000.
- CROW, S. E.; LAJTHA, K.; FILLEY, T. R.; SWANSTON, C. W.; BOWDENS, R. D. & CALDWELL, B. A. Sources of plant-derived carbon and stability of organic matter in soil: implications for global change. **Global Change Biol.**, v. 15, p. 2003-2019, 2009.
- CUSACK, D. F.; CHOU, W. W.; YANG, W. H.; HARMON, M. E.; SILVER, L. W. & THE LIDET TEAM. Controls on long-term root and leaf litter decomposition in neotropical forests. **Global Change Biol.**, v. 15, p. 1339-1355, 2009.

DAIL, D. B.; HOLLINGER, D. Y.; DAVIDSON, E. A.; FERNANDEZ, I.; SIEVERING, H. C.; SCOTT, N. A. & GAIGE, E. Distribution of nitrogen-15 tracers applied to the canopy of a mature spruce-hemlock stand, Howland, Maine, USA. **Oecolog.**, v. 160, p. 589-599, 2009.

DEMOLINARI, M. S. M. **Transferência do carbono de resíduos da colheita de eucalipto para frações da matéria orgânica do solo.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, 2008. 64p.

DEVI, B. N. & YADAVA, P. S. Influence of climate and litter quality on litter decomposition and nutrient release in sub-tropical forest of Northeast India. **J. Forest. Res.** v. 21, p. 143-150, 2010.

DIJKSTRA, F. A.; HOBBI, S. E.; KNOPS, J. M. H. & REICH, P. B. Nitrogen deposition and plant species interact to influence soil carbon stabilization. **Ecol. Lett.**, v. 7, p. 1192-1198, 2004.

EKSCHMITT, K.; KANDELER, E.; POLL, C.; BRUEN, A.; BUSCOT, F.; FRIEDRICH, M.; GELIXNER, G.; HARTAMANN, A.; KÄSTNER, M.; MARHAN, S.; MILTNER, A.; SCHEU, S. & WOLTERS, V. Soil-carbon preservation through habitat constraint and biological limitations on decomposer activity. **J. Plant Nutr. Soil Sci.**, v. 171, p. 27-35, 2008.

FENG, Z.; BRUMME, R.; XU, Y. J. & LAMERSDORF, N. Tracing the fate of mineral N compounds under high ambient N deposition in a Norway spruce forest at Solling/Germany. **For. Ecol. Manag.**, v. 255, p. 2061-2073, 2008.

FERREIRA, D. F. **SISVAR: sistema de análise de variância para dados balanceados.** Versão 4.0. Lavras: DEX/UFLA, 1999. Software.

FOG, K. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. **Biol. Rev.**, v. 63, p. 433-462, 1988.

FONTAINE, S.; BAROT, S.; BARRÉ, P.; BDIQUI, N.; MARY, B. & RUMPEL, C. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. **Nature**, Letters v. 450, p. 2007.

GIJSMAN, A. J.; ALARCON, H. F. & THOMAS, R. J. Root deposition in tropical grasses and legumes, as affected by soil texture and season. **Soil Biol. Biochem.**, v. 29, p. 1443-1450, 1997.

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

HOBBI, S. E. Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. **Ecosyst.**, v. 8, p. 644-656, 2005.

JANZEN, H. H. Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. **Agric. Ecosys. Environ.**, v. 104, p. 399-417, 2004.

KEELER, B.; HOBBIIE, S. E. & KELLOGG, L. E. Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: implications for litter and soil organic matter decomposition. **Ecosyst.**, v. 12, p. 1-15, 2009.

KNORR, M.; FREY, S. D. & CURTIS, P. S. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. **Ecology**, v. 86, p. 3252-3257, 2005.

LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETT, R. F. & STEWART, B. A. **Soil Processes and Carbon Cycles**. CRC Press, Boca Raton, FL., 1997.

LAMBERS, H.; CHAPIM, F.S.; PONS, T.L. 1998. Plant physiological ecology. New York: Spring-Verlag. 540p.

MADEIRA, M. V.; FABIÃO, A.; PEREIRA, J. S.; ARAÚJO, M. C. & RIBEIRO, C. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill plantations induced by different water and nutrient availability. **For. Ecol. Manag.**, v. 171, p. 75-85, 2002.

MAHIEU, N.; OLK, D. C. & RANDALL, E. W. Accumulation of heterocyclic nitrogen in humified organic matter: a ¹⁵N-NMR study of lowland rice soils. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 51, p. 379-389, 2000.

MANNING, P.; SAUNDERS, M.; BARDGETT, R. D.; BONKOWSKI, M.; BRADFORD, A.; ELLIS, R. J.; KANDELER, E.; MARHAN, S. & TSCHERKO, D. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. **Soil Biol. Biochem.**, v. 40, p. 688-698, 2008.

MARRIOT, E. E. & WANDER, M. Qualitative and quantitative differences in particulate organic matter fractions in organic and conventional farming systems. **Soil Biol. Biochem.**, v. 38, p. 1527-1536, 2006.

MARSCHNER, B.; BRODOWSKI, S.; DREVES, A.; GLEIXNER, G.; GUDE, A.; GROOTES, P. M.; HAMER, U.; HELM, A.; JANDI, G.; KAISER, K.; KALBITZ, K.; KRAMER, C.; LEINWEBER, P.; RETHEMEYER, J.; SCHÄFFER, A.; SCHMIDT, M. W. I.; SCHWARK, L. & WIESENBERG, G. L. B. How relevant is recalcitrance for the stabilization of the organic matter in soils? **J. Plant Nutr. Soil Sci.**, v. 171, p. 91-110, 2008.

MEAD, D. J.; CHANG, S. X. & PRESTON, C. M. Recovery of ¹⁵N -urea 10 years after application to a Douglas fir pole stand in coastal British Columbia. **For. Ecol. Manag.**, v. 256, p. 694-701, 2008.

MENEZES, A. A. **Produtividade do eucalipto e sua relação com a qualidade e a classe do solo**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa, 2005. 98p.

MOORHEAD, D. L. & SINSABAUGH, R. L. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. **Ecol. Monographs**, v. 76, p. 151-174, 2006.

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

- OLK, D. C.; CASSMAN, K. G.; SCHMIDT-ROHR, K.; ANDERS, M. M.; MAO, J. D. & DEENIK, J. L. Chemical stabilization of soil organic nitrogen by phenolic lignin residues in anaerobic agroecosystems. **Soil Biol. Biochem.**, v. 38, p. 3303-3312, 2006.
- OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, p.322-331, 1963.
- PAN, K.; XU, Z.; BLUMFIELD, T.; TOTUA, S. & LU, M. In situ mineral ^{15}N dynamics and fate of added $^{15}\text{NH}_4^+$ in hopp pine plantation and adjacent native forest in subtropical Australia. **J. Soils Sedim.**, v. 8, p. 398-405, 2008.
- PAUL, S.; FLESSA, H.; VELDKAMP, E. & LÓPEZ U., M. Stabilization of recent soil carbon in the humid tropics following land use changes: evidence from aggregate fractionation and stable isotope analyses. **Biogeochem.**, v. 87, p. 247-263, 2008.
- PERGORARO, R. F. **Sequestro de carbono e alterações bioquímicas da matéria orgânica de solos cultivados com eucalipto**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa, 2007. 140p.
- PIKUL, J. L. Jr.; OSBORNE, S.; ELLSBURY, M. & RIEDELL, W. Particulate organic matter and water-stable aggregation of soil under contrasting management. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 71, p. 766-776, 2007.
- PRESCOTT, C. E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils. **Biogeochem.**, v. 101, p.133-149, 2009.
- PRESCOTT, C.E. Does nitrogen availability control rates of litter decomposition in forests? **Plant soil**, v.168-169, p. 83-88, 1995.
- RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G. & GUILHERME, L. R. G. Frações oxidáveis do carbono orgânico de latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio. **Ciênc. agrotec.**, v. 32, p. 429-437, 2008.
- RASSEL, D. P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M-F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanism for a specific stabilization. **Plant Soil**, v. 269, p. 341-356, 2005.
- RUIZ, H. A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (silte+argila). **R. Bras. Ci. Solo**, v. 29, p. 297-300, 2005.
- SCHULTHAIS, F. **Alterações do carbono orgânico de solos cultivados com eucalipto**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, 2009. 27p.
- SCHUMACHER, M. V. & POGGIANI, F. Produção de biomassa e remoção de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus toreliana* F.Muell, plantados em Anhembi-SP. **Ciência Flor.**, v. 3, p. 21-34, 1993.
- SCOTT, A. J. & KNOTT, M. A cluster analysis method for grouping means in the analysis of variance. **Biometrics**, v. 30, p. 507-512, 1974.

- SHANG, C. & TIESSEN, H. Carbon turnover and carbon-13 natural abundance in organo-mineral fractions of a tropical dry forest soil under cultivation. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 2149-2155, 2000.
- SILVA, E. F. **Frações da matéria orgânica e decomposição de resíduos da colheita de eucalipto em solos de tabuleiros costeiros da Bahia**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa, 2008. 110p.
- SILVA, I. R. & MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B. & NEVES, J. C. L. Fertilidade do Solo, SBCS, Viçosa, 2007, p. 276-374.
- STEVENSON, F. J. Humus chemistry: Genesis, composition, reactions. 2.ed. New York, Willey & Sons Inc., 1994. 496p.
- STEWART, C. E.; PLANTE, A. F.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T. & SIX, J. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 72, p. 379-392, 2007.
- TANG, J.; BOLSTAD, P. V. & MARTIN, J. G. Soil carbon fluxes in a Great Lakes forest chronosequence. **Global Change Biol.**, v. 15, p.145-155, 2009.
- VESTGARDEN, L. S. Carbon and nitrogen turnover in the early stage of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needle litter decomposition: effects of internal and external nitrogen. **Soil Biol. Biochem.**, v. 33, p. 465-474, 2001.
- VEZZANI, F. M. & MIELNICZUK, J. Uma visão sobre a qualidade do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 33, p. 743-755, 2009.
- WALDROP, M. P.; ZAK, D. R.; SINSABAUGH, R.L.; GALLO, M. & LAUBER, C. Nitrogen deposition modifies in soil carbon storage through changes in microbial enzymatic activity. **Ecol. Applic.**, v. 14, p. 1172-1177, 2004.
- WEDIN, D. A.; TIESZEN, L. L.; DEWEY, B. & PASTOR, J. Carbon isotope dynamics during grass decomposition and soil organic matter formation. **Ecology**, v. 6, p.1383-1392, 1995.
- XIONG, Y; XIA, H.; LI, Z.; CAI, X. & FU, S. Impacts of litter and understory removal on soil properties in a subtropical *Acacia mangium* plantation in China. **Plant Soil**, v. 304, p. 179-188, 2007.
- YANG, Y.; GUO, J.; CHEN, G.; YIN, Y.; GAO, R. & LIN, C. Effects of forest conversion on soil labile organic carbon fractions and aggregate stability in subtropical China. **Plant Soil**, v. 323, p. 153-162, 2009.
- YAO, H.; HE, Z.; WILSON, M. J. & CAMPBELL, C. D. Microbial biomass and community structure in a sequence of soils with increasing fertility and changing land use. **Microbial Ecology**, v. 40, p. 223-237, 2000.

ZANGH, D.; HUI, D.; LUO, Y. & ZHOU, G. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global pattern and controlling factors. **J. Plant Ecol.**, v. 1, p. 85-93, 2008.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; BIGHAM, J. M. & RESCK, D. V. S. Edaphic controls on soil organic carbon retention in Brazilian Cerrado: Texture and Mineralogy. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 71, p. 1204-1214, 2007.

ANEXOS

Anexo 1. Análise de variância da massa remanescente da folha (MRF), do galho (MRG) e da casca (MRC) influenciadas por doses de N, ao final de 3 anos de decomposição, em duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

F.V	G.L.	-----REGIÃO SUL-----			-----REGIÃO OESTE-----		
		MRF	MRG	MRC	MRF	MRG	MRC
BLOCO	4	18,96	71,50***	7,63	19,56	26,61	39,43*
DOSE	3	73,32	267,20***	251,90***	44,84	110,30**	5,43
erro 1	12	46,10	10,86	19,29	37,50	28,16	13,22
TEMPO	4	29165,60***	24395,80***	25392,50***	28854,80***	27263,70***	20494,27
DOSE x TEMPO	12	42,30**	114,30***	120,20***	59,49**	56,58***	7,86***
erro 2	64	20,57	18,90***	21,30	28,72	22,09	18,50
CV1 (%)		13,03	4,90	6,60	11,80	8,40	5,20
CV2 (%)		8,70	6,50	6,90	10,30	7,40	6,10
n=100							

***, **, * significativo a 1, 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F.

Anexo 2. Equações ajustadas para o N remanescente (%) da folha, do galho, da casca e do combinado (folha+galho+casca), dos tratamentos que receberam a dose 50 kg ha⁻¹ de N, após 3 anos de adubação, em duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

REGIÃO SUL		$r_{y\hat{y}}$
FOLHA	$\hat{y} = 100 e^{-0,0049t}$	0,99
GALHO	$\hat{y} = 107 e^{-0,0029t}$	0,94
CASCA	$\hat{y} = 95,15 e^{-0,0019t}$	0,90
COMBINADO	$\hat{y} = 99,88 e^{-0,0025t}$	0,97
REGIÃO OESTE		$r_{y\hat{y}}$
FOLHA	$\hat{y} = 102,17 e^{-0,0043t}$	0,97
GALHO	$\hat{y} = 109,24 e^{-0,0036t}$	0,95
CASCA	$\hat{y} = 77,43 e^{-0,0021t}$	0,70
COMBINADO	$\hat{y} = 98,41 e^{-0,0031t}$	0,99

Anexo 3. Equações ajustadas para o C remanescente (%) da folha, do galho e da casca, dos tratamentos que receberam a dose 50 kg ha⁻¹ de N, após 3 anos de adubação, em duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

REGIÃO SUL		r_{yy}
FOLHA	$\hat{y} = 101,99 e^{-0,004t}$	0,99
GALHO	$\hat{y} = 100,39 e^{-0,001t}$	0,94
CASCA	$\hat{y} = 101,86 e^{-0,002t}$	0,98
REGIÃO OESTE		r_{yy}
FOLHA	$\hat{y} = 101,51 e^{-0,003t}$	0,99
GALHO	$\hat{y} = 104,74 e^{-0,002t}$	0,98
CASCA	$\hat{y} = 104,02 e^{-0,002t}$	0,98

Anexo 4. Análise de variância do tratamento sem adição de N e com remoção do resíduo, ao final de 3 anos do experimento, em duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

REGIÃO SUL		Quadrado médio				
F.V.	G.L.	CLABIL	C MOP	CMAM	¹³ δ C MOP	¹³ δ C MAM
BLOCO	4	1,10	0,04	2,03	6,81	1,60
TEMPO	1	0,20	0,14*	128,46***	33,45	3,70
Erro	4	0,88	0,03	5,50	12,76	0,94
CV (%)		49	10,96	12,97	-16,35	-5,45
n = 10						
REGIÃO OESTE		Quadrado médio				
F.V.	G.L.	CLABIL	C MOP	CMAM	¹³ δ C MOP	¹³ δ C MAM
BLOCO	4	0,10	0,02	1,42	0,69	3,26 **
TEMPO	1	0,43*	0,04	13,59*	61,70***	3,04 ***
Erro	4	0,08	0,12	1,92	0,86	0,45
CV (%)		15,68	23,03	8,26	-4,34	-3,15
n = 10						

***, **, * significativo a 1, 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F.

Anexo 5. Quadrado médio do C lábil (Clab), C da matéria orgânica particulada (CMOP), C da matéria orgânica ligada aos minerais (CMAM), do N lábil (Nlab), N da matéria orgânica particulada (NMOP), N da matéria orgânica ligada aos minerais (NMAM), influenciados por doses de N, na região Sul, Extremo Sul da Bahia.

F.V.	GL	CLAB	CMOP	CMAM	NLAB	NMOP	NMAM
BLOCO	4	0,01	0,04	1,15	0,0004	0,0007	0,0004
RES./DOSE 0	1	0,06	0,56*	24,95*	0,0004	0,0005	0,0004*
DOSE	3	0,26	2,08*	9,30*	0,0030	0,0092*	0,0030*
erro 1	16	0,03	0,02	1,82	0,0010	0,0005	0,0012
TEMPO	1	8,14	1,27*	61,07*	0,22*	0,3264*	0,2151*
TEMPO X DOSE	4	0,19	1,09*	16,18*	0,002	0,0021*	0,0021*
erro 2	20	0,02	0,004	1,69	0,001	0,0004	0,0011
CV 1 (%)		10,93	12,65	13,88	24,7	9,56	12,84
CV 2 (%)		10,11	15,74	13,97	23,77	8,59	12,46
n = 49							

* significativo a 10 %, pelo teste F.

Anexo 6. Quadrado médio do C lábil (Clab), C da matéria orgânica particulada (CMOP), C da matéria orgânica ligada aos minerais (CMAM), do N lábil (Nlab), N da matéria orgânica particulada (NMOP), N da matéria orgânica ligada aos minerais (NMAM), influenciados por doses de N, na região Oeste, Extremo Sul da Bahia.

F.V.	GL	CLAB	CMOP	CMAM	NLAB	NMOP	NMAM
BLOCO	4	0,02	0,12	0,84	0,002	0,002	0,039
RES./DOSE 0	1	1,24*	0,06	8,48	0	0,068	0,578*
DOSE	3	0,08	0,07	1,51	0,001	0,021	0,049
erro 1	16	0,08	0,11	3,45	0,001	0,002	0,042
TEMPO	1	0,22	0,22	1,72	0,077*	0	1,025
TEMPO X DOSE	4	0,46*	0,08	7,73	0,008*	0,007	0,062*
erro 2	20	0,08	0,09	4,415	0,001	0,001	0,051
CV 1 (%)		17,44	29,94	13,88	25,18	22,73	17,6
CV 2 (%)		15,72	27,16	13,97	21,87	18,86	17,52
n = 49							

* significativo a 10 %, pelo teste F.

Anexo 7. Quadrado médio do (NMOP), N da matéria orgânica ligada aos minerais (NMAM), razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da matéria orgânica particulada ($^{13}\delta\text{C}$ MOP), ligada aos minerais ($^{13}\delta\text{C}$ MAM), influenciados por doses de N, em duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

F.V.	G.L.	CMOP	CMAM	NMOP	NMAM	$^{13}\delta\text{C}$ MOP	$^{13}\delta\text{C}$ MAM	C MOP	C MAM	NMOP	NMAM	$^{13}\delta\text{C}$ MOP	$^{13}\delta\text{C}$ MAM
-----REGIÃO SUL-----							-----REGIÃO OESTE-----						
BLOCO	4	0,0884	4,77	0,0005	0,0070	7,59	2,88	0,1428	8,19	0,0001	0,0466	14,52	1,37
TEMPO	1	1,3250***	4,87	0,0058**	0,0276	4,69	3,79	0,0001	36,92**	0,0106***	0,3629**	1,52	1,02
erro 1	4	0,0243	4,00	0,0005	0,0180	5,45	1,23	0,2173	2,05	0,0002	0,0199	6,09	4,54
CAMADA	3	1,6432***	29,78***	0,0383***	0,3542 ***	76,56	39,90	1,5469***	48,63***	0,0176***	0,6278 ***	9,55	18,36**
CAMADA x TEMPO	3	1,4437***	18,34***	0,0232 ***	0,2020 ***	79,64	0,86	0,2276**	1,50	0,0030***	0,0867 ***	13,27	1,82
erro 2	24	0,0636	1,37	0,0002	0,0110	7,68	3,83	0,0527	1,41	0,0003	0,0139	13,91	5,89
CV1 (%)		16,66	20,46	18,32	17,32	-10,21	-5,28	43,02	13,90	13,37	15,92	-10,19	-9,37
CV2 (%)		26,95	11,96	13,13	13,54	-12,12	-9,30	21,18	11,54	16,90	13,32	-15,41	-10,66

n= 40

***, **, * significativo a 1, 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F.

Anexo 8. Quadrado médio da contribuição do C do resíduo para o C da matéria orgânica particulada (ContMOP), da matéria orgânica ligada aos minerais (ContMAM) e recuperação do C do resíduo na matéria orgânica particulada (RecMOP), na matéria orgânica ligada aos minerais (RecMAM), e razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da matéria orgânica particulada ($^{13}\text{CMOP}$), da matéria orgânica ligada aos minerais ($^{13}\text{CMAM}$), da camada 0-10 cm, influenciados por doses de N, em duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

F.V.	G.L.	-----REGIÃO SUL-----				-----REGIÃO OESTE-----			
		RecMOP	RecMAM	$^{13}\text{CMOP}$	$^{13}\text{CMAM}$	RecMOP	RecMAM	$^{13}\text{CMOP}$	$^{13}\text{CMAM}$
BLOCO	4	99,84	31,38	8,22	1,26	31,81	8,76	0,95	0,56
DOSE	3	921,24***	296,91***	13,72	2,18	26,91	4949,35***	3,55*	5,74**
erro 1	12	213,9	34,93	7,18	2,18	31,95	44,53	1,16	1,56
TEMP	1	1527,69***	1252,16***	1,41	14,66***	1452,02***	10,4	11,20*	27,52***
TEMP*DOSE	3	515,75***	1729,61***	8,82	2,96*	13,21	2041,87***	3,5	0,72
erro 2	16	198,56	64,75	7,26	1,04	31,91	35,59	3,34	1,72
CV1 (%)		127,79	34,77	-11,35	-6,19	77,97	22,5	-4,57	-5,8
CV2 (%)		123,12	47,34	-11,42	-5,53	77,92	20,11	-7,74	-6,08
n=	40								

***, **, * significativo a 1, 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F.

Anexo 9. Análise de variância da contribuição do N do fertilizante na matéria orgânica particulada (ContNMOP), na matéria orgânica ligada aos minerais (ContNMAM) e recuperação do N do fertilizante na matéria orgânica particulada (RecNMOP), na matéria orgânica ligada aos minerais (RecNMAM), calculados a partir da razão $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ das amostras, do tratamento que recebeu a dose 50 kg N ha⁻¹, em duas regiões do Extremo Sul da Bahia.

F.V.	G.L.	REGIÃO SUL		REGIÃO OESTE	
		RecNMOP	RecNMAM	RecNMOP	RecNMAM
BLOCO	4	0,17	33,88	0,055	7,38
TEMPO	1	12,26***	854,92***	5,54**	179,44**
erro 1	4	0,14	28,98	0,087	13,57
CAMADA	3	22,59***	526,84***	7,94***	153,32***
CAMADA * TEMPO	3	18,89***	416,20***	2,86***	93,58***
erro 2	24	0,1	11,71	0,13	6,63
CV1 (%)		25,63	52,79	23,88	42,96
CV2 (%)		21,72	33,55	29,56	30,04
N = 40					

***, **, * significativo a 1, 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F.