

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Reflexos do manejo de resíduos florestais na produtividade, nutrição e fertilidade do solo em plantações de *Eucalyptus grandis*

José Henrique Tertulino Rocha

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

**Piracicaba
2014**

José Henrique Tertulino Rocha
Engenheiro Florestal

**Reflexos do manejo de resíduos florestais na produtividade, nutrição e fertilidade do
solo em plantações de *Eucalyptus grandis***

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Prof. Dr. **JOSÉ LEONARDO DE MORAES GONÇALVES**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Silvicultura e Manejo Florestal

Piracicaba
2014

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Rocha, José Henrique Tertulino

Reflexos do manejo de resíduos florestais na produtividade, nutrição e fertilidade do solo em plantações de *Eucalyptus grandis* / José Henrique Tertulino Rocha. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.

123 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.
Bibliografia.

1. Cultivo mínimo 2. Preparo de solo 3. Silvicultura 4. Ciclagem de nutrientes
5. Matéria orgânica do solo 6. Decomposição I. Título

CDD 634.9734
R673r

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Aos meus pais, José e Sandra por todos os ensinamentos, cuidados e por sempre apoiarem minhas escolhas e aos meus irmãos, Suélem e José Junior, por todo o carinho e incentivo

Ao amor da minha vida, Karla, por todo amor, carinho e compreensão.

A professora Clarice, por acreditar e me guiar para bons caminhos

**A vocês
Dedico
este trabalho**

AGRADECIMENTOS

À Deus por me dar sabedoria, saúde, paz e colocar em meu caminho pessoas maravilhosas, que sem elas seria impossível a conclusão deste trabalho;

Ao Prof. José Leonardo de Moraes Gonçalves, pela oportunidade, ensinamentos e paciência na condução desse trabalho;

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), à Universidade de São Paulo (USP), ao Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais e a todos seus funcionários que colaboraram com a minha formação profissional;

Ao Programa Temático de Silvicultura e Manejo (PTSM) do IPEF, por todo apoio logístico e financeiro e ao José Carlos Arthur Júnior, por todo apoio;

À Empresa Suzano Papel e Celulose, pelo apoio no planejamento, operações e financiamento do projeto;

À FAPESP pela bolsa de mestrado concedida;

Ao grupo de trabalho do PTSM, José Henrique Bazani, Eduardo A. S. C. Melo, Ayeska Hübner, Tiago Godinho, Carolina Brandani e Ranieri Ribeiro por todo apoio nas discussões do trabalho e pelos bons momentos que dividimos;

Aos estagiários do PTSM, Eduardo Marques, Amanda Franci, Andréa, Ana Rosário, Patrícia, Camila Denoni, Camila Mazão, Caio, Maurício e Marcello, por todo apoio na realização das atividades em especial na reinstalação do experimento CIFOR II;

Ao Doutorando Alexandre Vicente Ferraz, pelo apoio nas discussões do trabalho;

À equipe da Estação Experimental de Itatinga, em especial ao Rildo Moreira, ao Lorival e a Elaine, por todo apoio na realização das atividades;

À equipe do LEA, Alba, Daiele, Juliana e Gisele, pelo apoio na realização das análises laboratoriais;

À equipe do viveiro de mudas da ESALQ, Amarildo, Sabino e Natanael, por todo apoio.

Muito Obrigado

“Imagine a vida como um jogo no qual você tem que equilibrar cinco bolas ao mesmo tempo: o trabalho, a família, a saúde, os amigos e a vida espiritual. Você não pode deixar nenhuma delas cair. Logo você perceberá que o trabalho é uma bola de borracha, se ela cair, depois volta e dá para pegar novamente. Porém as outras quatro bolas – a família, a saúde, os amigos e a vida espiritual – são feitas de vidro. Se uma delas cair no chão, ficará irremediavelmente arranhada, marcada, prejudicada, ou mesmo quebrada. Nunca mais será a mesma. É preciso compreender isso e se esforçar para dar equilíbrio a vida.”

Brian Dyson

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Revisão Bibliográfica	16
1.1.1 Manejo de resíduos florestais	16
1.1.2 Conteúdo de nutrientes nos resíduos florestais	20
1.1.3 Efeitos nos atributos do solo.....	21
1.1.4 Reflexos sobre a produtividade	22
1.1.5 Decomposição e liberação de nutrientes	24
Referências	26
2 MANEJO DE RESÍDUOS FLORESTAIS EM DUAS ROTAÇÕES DE CULTIVO DE <i>Eucalyptus grandis</i>	31
Resumo	31
Abstract	31
2.1 Introdução	32
2.2 Material e métodos.....	33
2.2.1 Caracterização da área experimental	33
2.2.2 Tratamentos e delineamento experimental	35
2.2.3 Instalação e condução do experimento	35
2.2.4 Avaliações.....	36
2.2.4.1 Ciclagem biogeoquímica de nutrientes.....	36
2.2.4.2 Atributos químicos do solo	37
2.2.4.3 Mineralização de nitrogênio	37
2.2.4.4 Atributos biométricos	38
2.2.4.5 Concentração e acúmulo de nutrientes nos compartimentos	42
2.2.4.6 Balanço nutricional e valoração financeira.....	42
2.2.5 Análise estatística	43
2.3 Resultados e discussão.....	43
2.3.1 Ciclagem biogeoquímica de nutrientes.....	43
2.3.2 Atributos químicos do solo	48
2.3.3 Mineralização de nitrogênio	52
2.3.4 Serapilheira	54
2.3.5 Crescimento das árvores	57

2.3.6	Concentração e acúmulo de nutrientes na parte aérea.....	65
2.3.7	Balanco nutricional do povoamento florestal.....	72
2.3.8	Valoração financeira.....	75
2.4	Conclusão	77
	Referências.....	78
3	DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS FLORESTAIS E DINÂMICA DA FERTILIDADE DO SOLO EM PLANTACÃO DE EUCALIPTO.....	85
	Resumo	85
	Abstract	85
3.1	Introdução	86
3.2	Material e métodos.....	88
3.2.1	Área de estudo	88
3.2.2	Delineamento experimental e tratamentos	89
3.2.3	Instalação e condução do experimento.....	89
3.2.4	Avaliações	90
3.2.4.1	Temperatura e umidade do solo.....	90
3.2.4.2	Decomposição dos resíduos florestais	90
3.2.4.3	Atributos químicos do solo.....	91
3.2.5	Análise estatística	93
3.3	Resultados e discussão	94
3.3.1	Influência dos resíduos florestais na temperatura e umidade do solo	94
3.3.2	Resíduos florestais e nutrientes mantidos sobre o solo após a colheita	96
3.3.3	Decomposição dos resíduos florestais.....	100
3.3.4	Liberação de nutrientes	105
3.3.5	Alterações na fertilidade do solo	108
3.3.6	Teor e qualidade do carbono orgânico do solo.....	109
3.4	Conclusão.....	114
	Referências.....	115
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	119
	Quanto à produtividade	119
	Quanto à viabilidade técnico-financeira	119
	Quanto à utilização dos resíduos.....	120
	ANEXOS	121

RESUMO

Reflexos do manejo de resíduos florestais na produtividade, nutrição e fertilidade do solo em plantações de *Eucalyptus grandis*

Até a década de 80, os resíduos florestais eram vistos apenas como empecilho para as operações de reforma das plantações de eucalipto. Este fato motivou a queima e a incorporação desses resíduos. Tinham-se também o conceito de que o eucalipto necessitava de um preparo de solo intensivo para atingir boas produtividades. Atualmente esses conceitos não existem mais, e todas as áreas florestais são estabelecidas sob o sistema de cultivo mínimo do solo, porém pressões quanto à utilização desses resíduos vêm surgindo. Com as restrições da compra de terras e as elevações dos preços dos combustíveis fósseis, esses resíduos estão sendo vistos como fonte alternativa de energia nas indústrias. Apesar de ser uma fonte de energia renovável, os benefícios da manutenção desses resíduos no campo não podem ser esquecidos. Este estudo mostra que áreas manejadas sob o sistema de cultivo mínimo, apresentam a mesma produção de madeira que áreas manejadas sob sistema de cultivo intensivo. A principal vantagem da manutenção dos resíduos florestais sobre o solo, que resulta em ganhos de produtividade em curto prazo, é a redução na exportação de nutrientes. Por esse motivo, quando esses resíduos são removidos, maiores investimentos com fertilização devem ser efetuados. Para considerar esses aspectos, foi efetuado também um balanço financeiro da remoção desses resíduos. Quando se considera apenas o custo da reposição nutricional, em muitos casos, torna-se viável a remoção desses resíduos, porém outros benefícios da manutenção dos resíduos florestais não devem ser esquecidos. A proteção do solo contra erosão, a redução da evaporação da água na superfície do solo, o aumento do conteúdo e da qualidade da matéria orgânica do solo são benefícios da manutenção dos resíduos que não resultam em ganhos de produtividade em curto prazo e são de difícil valoração financeira, mas são extremamente importantes. Foi observado que a remoção dos resíduos florestais reduz em 50% o carbono orgânico oxidável da camada superficial do solo, e que 75% dessa redução ocorrem nas frações mais lábeis. Este estudo objetivou também entender a dinâmica e os fatores que interferem na decomposição dos resíduos florestais. Foi observado que nos tratamentos que foram mantidas sobre o solo apenas a serapilheira, a omissão de N e P na formação do povoamento de eucalipto, não influenciou a velocidade de decomposição desses resíduos, pois não foi observado mudanças nas características químicas desses. A ausência de calagem reduziu a taxa de decomposição inicial dos resíduos florestais. A taxa média de decomposição dos resíduos florestais foi de 0,8. Não foram observadas grandes alterações na disponibilidade de nutrientes do solo em função da decomposição dos resíduos florestais, pois logo que os nutrientes são disponibilizados, esses são rapidamente absorvidos pelas árvores, não modificando a fertilidade do solo.

Palavras-chave: Cultivo mínimo; Preparo de solo; Silvicultura; Ciclagem de nutrientes; Matéria orgânica do solo; Decomposição

ABSTRACT

Reflections of residue management in forest productivity, nutrition and soil fertility in plantations of *Eucalyptus grandis*

Until the years 80 forest residues were only seen as an impediment to reform operations of eucalyptus plantations. This fact led to the burning and incorporation of these residues. They had also the concept that eucalyptus needed an intensive soil preparation to achieve good yields. Currently these concepts no longer exist, and all forest areas are established under minimum tillage system of soil, but pressures on the use of these wastes are emerging. With the restrictions on land purchases and increases in the prices of fossil fuels, these wastes are being seen as an alternative source of energy in industries. Despite being a renewable energy source, the benefits of maintaining these residues in the field can not be forgotten. This study shows that areas managed under minimum tillage system, have the same timber production that managed areas under intensive cultivation system. The main advantage of the maintenance of forest residues on the soil, resulting in productivity gains in the short term is the reduction in the export of nutrients. Therefore, when these residues are removed, greater investment should be made with fertilization. To consider these aspects was also made a financial removing these residues. When considering only the cost of nutritional replacement, in many cases it is feasible to remove these residues, but other benefits of maintaining forest residues should not be forgotten. The protection of soil against erosion, reduction of evaporation of water on the road surface, increasing the content and quality of soil organic matter, the maintenance benefits are residues which do not result in gains in productivity are short and valuation difficult, however are extremely important. It has been observed that removal of forest residues reduces by 50% the oxidizable organic carbon from the surface layer of the soil, and that 75% of the reduction occurs in the more labile. This study also sought to understand the dynamics and the factors that influence the decomposition of forest residues. It was observed that the omission of N and P in the formation of a stand of eucalyptus did not influence the rate of decomposition of the waste, which was kept on the ground only litter because it was not observed changes in the chemical characteristics of this. The absence of liming reduced the initial rate of decomposition of forest residues. The average rate of decomposition of forest residues was 0.8. There were no major changes in the availability of soil nutrients due to the decomposition of forest residues as soon as nutrients are available, these are quickly absorbed by the trees, not modifying soil fertility.

Keywords: Minimum tillage; Soil preparation; Forestry; Nutrient cycling; Soil organic matter; Decomposition

1 INTRODUÇÃO

O setor florestal brasileiro tem crescente relevância para o país, visto que a área ocupada com florestas plantadas totalizou aproximadamente 7,2 milhões de hectares. Destes, 70,8% são plantadas com espécies do gênero *Eucalyptus* (Associação Brasileira de Produtores de Floresta Plantada - ABRAF, 2013). A extensiva área plantada com esse gênero se deve ao fato de apresentar características de rápido crescimento, alta produtividade e alta diversidade de espécies (MORA; GARCIA, 2000) além de alta adaptabilidade a diferentes condições de clima e solo (GONÇALVES, 2002).

Conjuntamente a esta crescente relevância do setor florestal brasileiro, se questiona sobre a sustentabilidade da produção das florestas plantadas a médio e longo prazo, isto porque, em sua maioria, estão estabelecidas em regiões de solos com baixa fertilidade e pouca reserva de minerais (comumente Latossolos de textura média e Neossolos Quartzarênicos) (GONÇALVES, 2002). Nesses solos, a matéria orgânica tem grande importância, influenciando a dinâmica dos nutrientes (TIESSSEN et al., 1994). Portanto, técnicas que manipulam a quantidade e a qualidade da matéria orgânica podem apresentar grandes alterações na dinâmica e nos estoques de nutrientes do solo (KUMAR; GOH, 2000). Diante disto, o manejo dos resíduos florestais (serapilheira e sobras da colheita) entre as rotações de cultivo é de fundamental importância para manutenção da fertilidade do solo (TIESSSEN et al., 1994) e para sustentabilidade da produção florestal (TIARKS et al., 1998; MENDHAM et al., 2002).

A fim de inferir sobre a sustentabilidade da produção florestal a longo tempo é necessário entender como funcionam os ecossistemas florestais e os processos que determinam a produção de biomassa (KIMMINS, 1994). Para recomendar o manejo adequado para cada ecossistema florestal, se torna necessário o conhecimento de seu balanço nutricional, bem como a quantificação dos fluxos de entrada e saída de nutrientes (BARROS et al., 2000). O balanço de nutrientes de um ecossistema é resultado da diferença entre as entradas (deposição atmosférica, intemperismo de minerais primários do solo, fixações biológicas (nitrogênio) e fertilizações) e saídas (perdas erosivas, queimadas, lixiviação profunda e exportação pela colheita) (BIZON, 2005).

A exportação de nutrientes pela colheita pode ser reduzida por meio da manutenção dos resíduos florestais na área (GONÇALVES et al., 2000), no entanto, a quantidade de resíduos florestais deixados sobre o solo depende do sistema de colheita utilizado (MALINOVSKI et al., 2002). Sistemas de colheita em que todos os resíduos florestais

(cascas, galhos, folhas e serapilheira) são deixados no campo são mais indicados no ponto de vista de conservação do solo, porém alguns sistemas removem as árvores inteiras, deixando sobre o solo apenas a serapilheira, aumentando assim a exportação de nutrientes.

O manejo dos resíduos florestais entre as rotações de cultivo pode resultar em grandes alterações na quantidade de nutrientes exportadas do ecossistema (GONÇALVES et al., 2000), portanto trabalhos nesse âmbito, são de fundamental importância para o desenvolvimento do setor florestal de forma sustentável. Esse tema foi amplamente estudado na década de 90, quando se comprovou a importância da manutenção dos resíduos florestais sobre o solo e implantou-se o sistema de cultivo mínimo nas plantações florestais brasileiras (GONÇALVES et al., 2000). Atualmente esse tema volta a ser discutido no setor florestal, devido à tendência de utilização desses resíduos para produção de energia. A utilização dos resíduos florestais para geração de energia é muito interessante, por se tratar de uma fonte relativamente barata e renovável, porém os benefícios da manutenção dos resíduos florestais no campo não podem ser esquecidos.

1.1 Revisão Bibliográfica

1.1.1 Manejo de resíduos florestais

Comumente as áreas de implantação florestal (instalação de um primeiro ciclo com uma cultura florestal) ocupam áreas de pastagens. Estas áreas apresentam uma baixa quantidade de resíduos orgânicos sobre o solo, sendo esses de fácil decomposição, não trazendo nenhum problema as operações silviculturais. Por outro lado, quando se trabalha em áreas de reforma alguns problemas são enfrentados. A quantidade de resíduos florestais remanescente sobre o solo variam de 10 a 120 t ha⁻¹, dependendo da região, idade, espaçamento e sistema de colheita utilizado (GONÇALVES et al., 2000; SANKARAN et al., 2008; TOIT et al., 2008). Esses resíduos por apresentarem alta recalcitrância permanecem por longos períodos sobre o solo, dificultando as operações silviculturais (ZEN et al., 1995) como, preparo de solo, controle de formigas, além de serem potenciais fontes de inóculo de doenças (GONÇALVES et al., 2000).

Esses desafios motivaram a prática da queima no Brasil, até o início da década de 1990. Essa prática era utilizada para “limpar” o solo e facilitar as operações, além de promover um melhor desenvolvimento inicial das plantas (ZEN et al., 1995). Porém essa prática trazia inúmeros outros problemas, como a elevada perda de nutrientes e a degradação

das propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos. Devido a essas desvantagens a queima e o preparo intensivo do solo foram abolidos e implementou-se o sistema de cultivo mínimo, sistema em que os resíduos florestais são mantidos sobre o solo (GONÇALVES, et al., 2000; 2002).

Diversos experimentos foram instaladas para avaliar o impacto de diferentes manejos dos resíduos florestais na produtividade e sustentabilidade de plantios florestais de ciclo curto no mundo. Apesar de encontrar trabalhos mais antigos (MIRANDA et al., 1998; JONES et al., 1999), a grande maioria desses estudos iniciaram entre 1995 e 2002. Isto porque, em 1995, um grupo de pesquisadores que questionavam a sustentabilidade da produção de florestas de curta rotação, liderados pelo “Center for International Forestry Research” (CIFOR) delinearam um experimento intitulado de “Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests”. O objetivo desse estudo foi entender o impacto de práticas de manejo na produtividade de sucessivas rotações de cultivo em regiões tropicais e subtropicais e desenvolver opções de manejo para elevar a produtividade e sustentabilidade de florestas de ciclo curto (NAMBIAR; KALLIO, 2008).

Para alcançar esses objetivos, foi delineado um experimento composto por alguns tratamentos padrões, que foram instalados em todas as áreas. Esses tratamentos eram compostos por diferentes intensidades de remoção da biomassa aérea. Além disso, foram aplicados tratamentos de acordo com a realidade de cada região. A queima e incorporação dos resíduos florestais foram alguns exemplos de tratamentos alternativos instalados. Este grupo de pesquisadores instalaram 16 experimentos em 8 países, sendo que 10 destes foram com espécies do gênero *Eucalyptus* (SAINT-ANDRÉ et al., 2008).

Nesta revisão de literatura, foram estudadas 14 áreas experimentais, distribuídas em oito países, nos dois hemisférios do planeta. Destas áreas experimentais, seis estão em regiões de clima tropical, duas em subtropical e seis em clima mediterrâneo (Tabela 1.1). Essas grandes diferenças de clima e solo resultaram em diferentes comportamentos em relação ao manejo de resíduos florestais empregado (Figura 1.1).

Tabela 1.1 – Localização, clima, solos, material genético, número de plantas por hectare (NP), idade das avaliações de produtividade e fontes de consulta dos experimentos utilizados na revisão de literatura

Cod.	País	Espécie	Cidade	Clima	PP ⁽¹⁾	T ⁽²⁾	Solo ⁽³⁾	NP	Idade	Fonte ⁽⁴⁾
					mm	°C			ano	
1	Brasil	<i>E. saligna x E. robusta</i>	Itamarandiba	Tropical	1114	20	Ferralsols	2220	8,5	1
2	Austrália	<i>E. globulus</i>	Busselton	Mediterraneo	825	17	Grey Sand over laterite-Podzol	1250	6	2;3
3	Austrália	<i>E. globulus</i>	Manjimup	Mediterraneo	1023	14	Red Earth_Ferralsol	1250	6	2;3
4	Congo	Híbrido de <i>Eucalyptus</i>	Pointe-Noire	Tropical	1200	25	Ferralic Arenosols	803	7	4;5
5	África do Sul	<i>E. grandis</i>	KwaZulu-Natal	Subtropical	950	15	Humic Ferralsol	1680	5,5	6;7
6	Índia	<i>E. tereticornis</i>	Punalla	Tropical	2000	27	Ferralsols	2500	6,5	8
7	Índia	<i>E. grandis</i>	Surianelli	Tropical	3000	27	Ferralsols	2500	6,5	8
8	Índia	<i>E. grandis</i>	Vattavada	Tropical	1800	27	Ferralsols	2500	6,5	8
9	Índia	<i>E. tereticornis</i>	Kayampoovam	Tropical	2700	27	Ferralsols	2500	6,5	8
10	China	<i>E. urophylla</i>	Guangdong	Subtropical	2178	22	Acrisols	1667	7,5	9
11	Espanha	<i>E. globulus</i>	Monte Jarrio	Mediterraneo	1051	13,7	Dystric Regosol	2500	3	10
12	Espanha	<i>E. globulus</i>	Pazo de Villaje	Mediterraneo	1187	12,5	Dystric Cambisols	2500	3	10
13	Portugal	<i>E. globulus</i>	Furadouro	Mediterraneo	607	15,2	Eutric Cambisols	1111	3	10
14	Portugal	<i>E. globulus</i>	Vale Pequeno	Mediterraneo	650	16	Gleyi-Haplic Lixisols	1111	3	10

⁽¹⁾ Precipitação pluviométrica; ⁽²⁾ Temperatura média anual, em graus Celsius; ⁽³⁾ Classificação segundo FAO/WRB (“World Reference Base Soil Resources”); ⁽⁴⁾ 1 - Miranda et al. (1998), 2 - O’Connell et al. (2004), 3 - Mendhanm et al. (2013), 4 - Laclau et al. (2010b), 5 - Nzila et al. (2002), 6 – Du Toit e Dovey (2005), 7 – Du Toit et al. (2008), 8 - Sankaran et al. (2008), 9 - Xu et al. (2008), 10 - Jones et al. (1999).

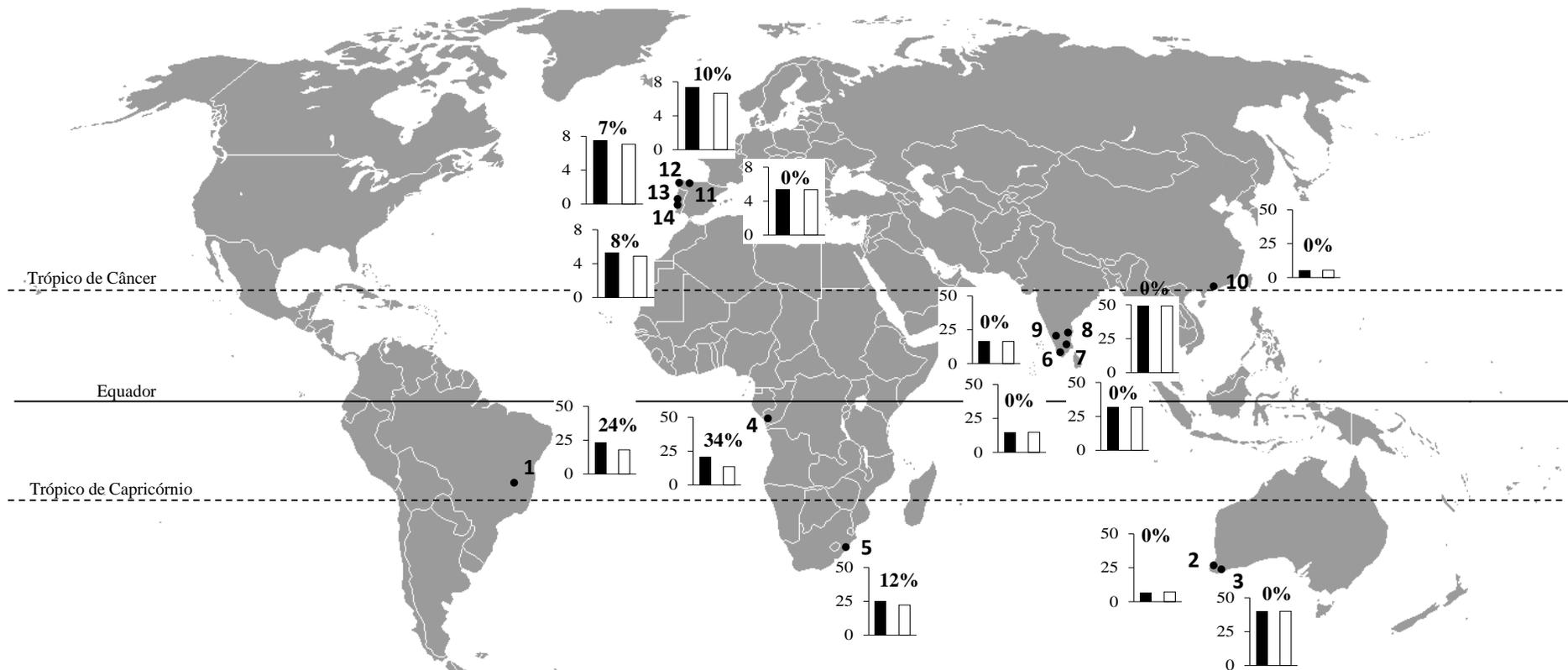


Figura 1.1 – Distribuição geográfica e produtividade dos experimentos utilizados na revisão de literatura. Colunas preenchidas correspondem aos tratamentos em que os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo e colunas vazias em que os resíduos foram removidos. Valores sobre as barras indicam o percentual de perda de produtividade com a remoção dos resíduos. Áreas de 1 a 10 informações de incremento médio anual (IMA) em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ nas idades indicadas na tabela 1.1 e áreas de 11 a 14, informações de altura aos 3 anos de idade. Demais informações, bem como as fontes são indicadas na tabela 1.1

No Brasil, até a década de 1980, tinha-se o conceito de que plantios de eucalipto precisavam de um preparo intensivo do solo, no qual envolvia queima dos resíduos florestais ou incorporação destes, com uso de equipamentos de grande porte, como a “grade bedding” (GAVA, 2002). Esses sistemas traziam grandes problemas quanto à conservação dos solos, deixando-os mais susceptíveis a erosão, além da perda de nutrientes devido à queima. Com o solo desprotegido e altamente susceptível a erosão altos investimentos eram demandados na construção de terraços e manutenção das estradas (GONÇALVES et al., 2002).

A partir da década de 1990, iniciou a adoção do sistema de cultivo mínimo na formação de florestas. Esse sistema trouxe inúmeros benefícios técnicos e econômicos para o setor. Segundo Gonçalves et al. (2002), o cultivo mínimo mantém ou melhora as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, aumentando ou mantendo a produtividade da floresta. Zen et al. (1995), relatou que adoção desse sistema foi rápida e reduziu, em relação ao cultivo intensivo 23% os custos de reforma, e aumento em 56% a eficiência da mão de obra em áreas acidentadas. Já em áreas planas a redução nos custos foi de 46% e o aumento na eficiência da mão de obra foi de 86%.

1.1.2 Conteúdo de nutrientes nos resíduos florestais

Uma das principais vantagens da manutenção dos resíduos florestais no campo é a redução da exportação de nutrientes, e com isso aumento da disponibilidade desses nutrientes para as rotações subsequentes. Da biomassa total (parte aérea, raiz e serapilheira) de um povoamento de *Eucalyptus grandis* de 7 anos (cerca de 190 t ha⁻¹), 66% é madeira e nesses estão contidos apenas 36, 36, 43, 23, 21% do N, P, K, Ca e Mg extraídos pela cultura, respectivamente (GONÇALVES et al., 2000).

O descascamento da madeira no campo tem grande relevância em termos nutricionais. Em plantações de eucalipto as cascas representam cerca de 12 a 14% da massa do tronco e possui elevadas concentrações de Ca e P (GONÇALVES et al., 2002). Em um povoamento de *Eucalyptus grandis* de 7 anos, a casca representa cerca de 23% do total de resíduos florestais após a colheita, sendo que nesta está contido cerca de 12, 41, 42 e 28% de N, P, K e Ca total desses resíduos, respectivamente (GONÇALVES, et al., 1997).

Dos compartimentos da parte aérea de plantações de eucalipto os que apresentam maiores concentrações de N e K, seguem a seguinte ordem: folhas > casca > galhos > lenho e para P, Ca e Mg, a ordem é casca > folhas > galhos > lenho (LACLAU et al., 2000). Essa

maior concentração de nutrientes nas folhas e na casca, faz com que esses compartimentos se decomponham mais rapidamente que os galhos (DELEAPORTE, et al., 2008)

Mendham et al. (2003), estudando florestas de *Eucalyptus globulus* na Austrália, observaram que após a colheita da madeira sem casca, foi mantido sobre o solo cerca de 30 e 50 t ha⁻¹ de resíduos florestais, em áreas de baixa e alta fertilidade, respectivamente. Na área de alta fertilidade esses resíduos continham 347,2; 22,5; 181,1; 597,4 e 59,4 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg respectivamente, e na área de baixa fertilidade continham 218,7; 15,9; 56,8; 441,0 e 46,9 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg respectivamente.

Jones et al. (1999), estudando florestas de *Eucalyptus globulus* em Portugal e na Espanha, observaram que os resíduos florestais totalizavam cerca de 35 t ha⁻¹, contendo cerca de 141; 12; 60; 300 e 30 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. Na África do Sul Du Toit et al. (2008), observaram que após a colheita da madeira descascada ficava sobre o solo, aproximadamente 117 t de resíduos florestais por hectare, nestes contém cerca de 1044, 53, 193, 823 e 201 kg de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. Du Toit (2003) relatou que com a queima desses resíduos foi perdido aproximadamente 85 t ha⁻¹ de massa e com ela 440, 26, 97, 76 e 50 kg de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. Ou seja, 73, 42, 49, 50, 9 e 25% da massa e de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente.

1.1.3 Efeitos nos atributos do solo

Outro papel muito importante dos resíduos florestais, quando estes são mantidos sobre o solo, é sua contribuição para a proteção do solo, reduzindo os extremos térmicos (GONÇALVES et al., 1997), as perdas de água por evaporação (MATTHEWS, 2005), protegendo o solo contra o impacto direto das gotas da chuva e reduzindo o escoamento superficial da água (GONÇALVES, et al., 2002; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008), além de contribuir para o aumento da biomassa microbiana do solo (MENDHAM et al., 2002) e da mineralização de nutrientes (NZILA et al., 2002; O'CONNELL et al., 2004; GONÇALVES et al., 2008; SANKARAN et al. 2008; FERNÁNDEZ, et al., 2009).

O uso do fogo é uma prática antiga que tem como objetivo “limpar” a superfície do solo. Essa prática pode resultar em danos aos atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Em curto prazo, a queima pode elevar a fertilidade do solo devido à rápida mineralização dos nutrientes contidos nos resíduos orgânicos. Apesar desse aumento da fertilidade do solo em curto prazo, a médio e longo prazo, a queima pode prejudicar a produção vegetal, devido as

grandes perdas de nutrientes por volatilização, lixiviação e erosão (hídrica e eólica) (GONÇALVES et al., 2002).

Mendham et al. (2003) observaram que a queima dos resíduos em florestas de *Eucalyptus globulus* na Austrália, elevou os teores de P, K, Ca e Mg. Para P e Ca, essas diferenças mantiveram-se até o final do ciclo (7 anos), para K, essa diferença foi observada apenas no estabelecimento, e para Mg essa diferença manteve-se até um ano após a aplicação dos tratamentos.

Sankaran et al. (2008) não constataram influência do manejo de resíduo nos cátions trocáveis do solo. Esses autores observaram diferença apenas na taxa de mineralização de nitrogênio, em que o tratamento que teve os resíduos mantidos sobre o solo apresentou a maior taxa de mineralização. A taxa de mineralização de nitrogênio se correlacionou linearmente e negativamente com a resposta a adubação nitrogenada.

Deleporte et al. (2008) observaram grandes diferenças no conteúdo de nutrientes na camada de 0-10 cm, quando comparado o tratamento sem e o com resíduos, não sendo observado diferenças nas camadas subsequentes do solo. Na camada de 0-10 cm, um ano após a colheita, o conteúdo de C, N e o Mg trocável foram menores no tratamento em que os resíduos foram removidos. Os autores não observaram influência do manejo de resíduos no estoque de nutrientes no solo.

1.1.4 Reflexos sobre a produtividade

Os resíduos florestais podem influenciar de diversas formas a produtividade da floresta. De forma direta, a manutenção dos resíduos florestais reduz a exportação de nutrientes, elevando a disponibilidade desses para as árvores (MENDHAM et al., 2003; MATHERS et al., 2003; O'CONNELL et al., 2004; CORBEELS et al., 2005). Porém os resíduos apresentam diversos outros efeitos sobre o solo que resultam em uma melhor condição de desenvolvimento e com isso maior produtividade (JONES et al., 1999; GONÇALVES et al., 2002; MATHERS et al., 2003).

Mendham et al. (2003), trabalhando com *Eucalyptus globulus* no sudeste da Austrália, observaram que o manejo dos resíduos florestais não influenciou a produtividade em uma área com solo de alta fertilidade, porém em solos de baixa fertilidade, grandes diferenças foram observadas. Esses autores observaram que a maior produtividade foi alcançada pelo tratamento que recebeu o dobro dos resíduos, não diferenciando do tratamento que teve os resíduos queimados. O tratamento em que os resíduos foram mantidos não diferenciou-se do

que teve os resíduos removidos. A produtividade média da área com solo de alta fertilidade aos 10 anos foi de $45 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já na área de baixa fertilidade, nos tratamentos em que os resíduos foram removidos e mantidos a produtividade média foi de $7,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No tratamento em que os resíduos foram queimados a produtividade foi de $10,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No tratamento que recebeu o dobro dos resíduos a produtividade foi de $12 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Em plantações de *Eucalyptus globulus*, na Espanha e em Portugal, Jones et al. (1999) constataram que a remoção ou manutenção dos resíduos não influenciou o desenvolvimento inicial das árvores. Esse fato foi explicado pelos autores como sendo resposta da adubação inicial aplicada, que foi capaz de suprir a demanda inicial das árvores. Já quando as árvores estão próximas de 3 anos de idade, o maior desenvolvimento ocorreu nas áreas que se incorporou os resíduos. Os menores crescimentos foram observados nas áreas que os resíduos foram removidos.

Sankaran et al. (2008) trabalhando com *E. tereticornis* e *E. grandis* na Índia não observaram diferença significativa entre os tratamentos para ambas as espécies. Esse fato foi justificado pelos autores como sendo efeito da baixa produtividade da rotação anterior a instalação do experimento, que gerou uma baixa quantidade de resíduos ($6-19 \text{ t ha}^{-1}$). Ganhos de produtividade de até 250% foram relatados por esses autores em relação à rotação anterior. Em média nas duas áreas estudadas na Índia a produtividade do *E. tereticornis* foi de $15,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e do *E. grandis* de $40,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Em *Eucalyptus alba* no Congo, Deleporte et al. (2008) observaram que a remoção dos resíduos florestais e da serapilheira reduziram em 30 e 43% o IMA aos 11 e 84 meses, respectivamente. A produtividade média do tratamento em que todos os resíduos foram removidos foi de $13,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, já o tratamento em que todos os resíduos foram mantidos foi de $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e a do tratamento que recebeu o dobro de resíduos foi de $23,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (LACLAU et al., 2010a).

Em áreas plantadas com *Eucalyptus urophylla* na China, foi observado efeito na produtividade apenas no tratamento que recebeu o dobro de resíduos. Nos tratamentos que os resíduos foram removidos e mantidos sobre o solo não foram observado diferenças. A produtividade média desses tratamentos foi de $5,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ aos 7,5 anos. O tratamento que recebeu o dobro dos resíduos apresentou uma produtividade de $6,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (XU et al., 2008). Segundo esses autores, a produtividade dos tratamentos foi abaixo das produtividades observadas em plantações comerciais no sul da China (aproximadamente $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Isso ocorreu devido à baixa fertilização utilizada neste estudo. Uma das hipóteses que esses autores levantaram a baixa resposta ao manejo de resíduos quando

comparados a outras áreas, foi a pequena quantidade de resíduos remanescente da rotação anterior, hipótese também levantada por Sankaran et al. (2008), em estudos na Índia.

Na África do Sul, em um experimento instalado com *Eucalyptus grandis*, Du Toit et al. (2008) observaram que a remoção dos resíduos reduziu a produtividade de $25,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para $22,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ aos sete anos. Esse fato pode ser explicado devido à redução na disponibilidade de nutrientes que resultou em um menor índice de área foliar (IAF) e consequentemente menor produtividade. Os tratamentos em que os resíduos florestais foram queimados e removidos apresentaram o maior e menor IAF na fase inicial de desenvolvimento, respectivamente. No final da rotação, não houve diferença no IAF entre os tratamentos (Du TOIT; DOVEY, 2005). Esse maior IAF na fase inicial do tratamento em que os resíduos foram queimados resultou em uma maior produtividade ($26,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ aos sete anos), que se manteve até o final da rotação (Du TOIT et al., 2008).

De modo geral, as áreas mais produtivas e com solos de baixa fertilidade foram mais responsivas, se destacando as áreas do Brasil, Congo e África do Sul (Figura 1.1). Duas áreas da Índia e uma na Austrália, apesar de apresentarem alta produtividade, não apresentaram resposta à manutenção ou remoção dos resíduos. A área da Austrália não apresentou resposta devido a alta fertilidade do solo (MENDHAM et al., 2003; MATHERS et al., 2003; O'CONNELL et al., 2004; CORBEELS et al., 2005). Já as áreas da Índia, não apresentaram resposta, devido a baixa quantidade de resíduos da rotação anterior (SANKARAN et al., 2008). Esse também foi o motivo da ausência de respostas nas áreas da China (XU et al., 2008). Xu et al. (2008) concluíram que nas áreas que existe baixa quantidade de resíduos remanescente da rotação anterior, a adubação contribui mais do que a manutenção dos resíduos na produtividade da floresta.

1.1.5 Decomposição e liberação de nutrientes

Os resíduos vegetais, junto com as raízes, são as principais fontes de matéria orgânica para o solo. Estes tecidos vegetais, quando verdes, contém, de 60 a 90% de água em seu peso. Se toda água for removida, sua matéria seca é composta de aproximadamente 42% de carbono, 42% de oxigênio, 8% de hidrogênio e 8% de cinzas (BRADY; WEIL, 2013).

Os compostos dos tecidos vegetais podem ser agrupados em algumas grandes categorias. Carboidratos, que variam de complexidade, desde açúcares simples até amidos e celulose, que são mais abundantes nos compostos orgânicos vegetais, as ligninas e os polifenóis, que são notoriamente mais resistentes a decomposição (BRADY; WEIL, 2013).

Os tecidos vegetais mais verdes e tenros são mais ricos em carboidratos, enquanto que os tecidos mais lenhosos apresentam maiores teores de lignina (GONÇALVES et al., 2002). Brito et al., (1978) observaram que na casca de *Eucalyptus grandis* de 6 anos, o conteúdo de lignina e celulose foi de 16 e 45%, respectivamente.

A decomposição dos resíduos vegetais pode ser definida como a quebra de grandes moléculas orgânicas, em componentes menores e mais simples (DICK et al., 2009). Quando esses resíduos são depositados em um ambiente aerado, ocorrem três reações microbiológicas básicas: (1) oxidação enzimática de compostos de carbono para produzir dióxido de carbono, água, energia e biomassa de decompositores; (2) mineralização e/ou imobilização de nutrientes, como nitrogênio, fósforo e enxofre por reações específicas e única para cada elemento; (3) formação de compostos resistentes a ação microbiana (BRADY; WEIL, 2013).

O processo de decomposição pode durar de dias até anos, dependendo de diversos fatores. Esses fatores podem ser divididos em dois grupos, sendo um referente as condições ambientais do solo e outro referente a qualidade desses resíduos (SILVA; MENDONÇA, 2007).

A umidade do solo, bem como a incorporação ou não desses resíduos podem influenciar na velocidade de decomposição desses. Jones et al. (1999), avaliando a diferença da taxa de decomposição de resíduos incorporados e mantidos sobre o solo, em áreas da Espanha e Portugal, observaram que nas áreas de Portugal, a perda de massa da fração folhas e cascas, foi de cerca de 45 e 75% em dois anos, para os resíduos mantidos sobre o solo e incorporados, respectivamente. Já nas áreas da Espanha, não houve diferença na perda de massa dos resíduos mantidos sobre o solo e incorporados, ficando em torno de 70% em dois anos. As áreas de Portugal, devido a menor precipitação, a umidade limitou a ação dos microorganismos nos resíduos da superfície, fato que não ocorre quando os mesmos estão incorporados. Nas áreas da Espanha, devido à alta umidade do solo, a incorporação não influenciou a taxa de decomposição.

Quanto à qualidade dos resíduos, a relação carbono nitrogênio (C/N) pode influenciar a velocidade de decomposição, bem como as taxas de mineralização e imobilização (DICK et al., 2009). Os resíduos florestais de eucalipto apresentam elevadas relações, variando de 30/1 nas folhas para valores entre 120 e 240/1 nos materiais mais lenhosos (BARROS; COMERFORD, 2002). Essa elevada relação C/N, bem como seus altos teores de lignina (BRITO, 1978), resultam na baixa velocidade de decomposição desses resíduos.

Em um Latossolo Vermelho-Amarelo, manejado no sistema de cultivo mínimo, Gonçalves et al. (1997) verificaram que 6 meses após a colheita, a quantidade de resíduos

diminuiu de 24 para 16 t ha⁻¹, ou seja, teve uma decomposição de 34% dos resíduos nesse período. Essa rápida diminuição da camada de resíduos, após a remoção da floresta, foi justificada pelos autores devido à interrupção do aporte e a rápida decomposição, resultado da exposição a radiação solar, elevando a temperatura do solo. Ocorre também um aumento da umidade de solo, devido a menor transpiração, favorecendo a ação dos microorganismos. No mesmo estudo, os autores observaram que em um período de seis meses, foram mineralizados cerca de 75, 5, 11, 73 e 8 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. Estas quantidades são significativas perante consumo de nutrientes pelas árvores no primeiro ano.

Segundo Deleporte et al. (2008) cerca de 50% dos resíduos florestais são perdidos no primeiros 6 a 8 meses após a colheita. Dos resíduos, as folhas e a casca decompõem mais rapidamente, e os galhos mais lentamente. Dos nutrientes, o K e o P são liberados rapidamente durante o processo de decomposição, e o Ca é liberado bem lentamente. Já o N e o Mg é liberado de forma intermediária. A máxima liberação de nutrientes foi observada no tratamento em que todos os resíduos foram mantidos, e essa foi de 329; 41; 99; 73; e 52 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg nos primeiros 20 meses, respectivamente.

Outros fatores como temperatura e precipitação, apresentam forte influência sobre a decomposição de resíduos orgânicos (SILVA; MENDONÇA, 2007). Sousa (2012) avaliando a taxa de decomposição de 10 experimentos distribuídos nos estados de Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais e São Paulo, observou que tanto o aumento da temperatura média das mínimas como o das máximas reduziram o tempo de meia vida ($t_{0,5}$) dos resíduos florestais. Esse autor concluiu também que o aumento da precipitação contribuiu para a redução do $t_{0,5}$, porém apenas nos locais que os resíduos foram incorporados.

Referências

ABRAF. **Anuário estatístico da Associação Brasileira de Produtores de Floresta Plantada, ano base 2012**, Brasília: ABRAF, 2013. 142p.

BARROS, N.F.; COMERFORD, N.B. Sustentabilidade da Produção de Florestas Plantadas na Região Tropical. In: **Tópicos em Ciência do Solo** (Topics in Soil Science)- v. 2. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p. 487-592.

BARROS, N.F.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F. Recomendação de fertilizantes minerais em plantios de eucalipto. In: GONÇALVES, J.L.M; BENEDETTI, V. **Nutrição e Fertilização Florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. 427p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 6. ed, São Paulo: Ícone, 2008. 355p.

BIZON, J.M.C. **Avaliação da sustentabilidade nutricional de plantios de *Pinus taeda* L. usando um balanço de entrada-saída de nutrientes.** 2005. 92p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos.** Porto Alegre: Bookman, 2013. 716p.

BRITO, J. O. ; BARRICHELO, L. E. G. ; GARLIPP, R. C. D. Avaliação técnico-econômica da produção de celulose de madeira não-descascada de *Pinus caribaea* e *Eucalyptus grandis*. **O Papel**, São Paulo, v. 11, p. 154-232, 1978.

CORBEELS, M.; McMURTRIE, R.E.; PEPPER, D.A.; MENDHAM, D.S.; GROVE, T.S.; O’CONNELL, A.M. Long-term changes in productivity of eucalypt plantations under diferente harvest residue and nitrogen management practices: A modelling analysis **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 217, p. 1-18, 2005.

DELEAPORTE, P.; LACLAU, J.P.; NZILA, J.D.; KAZOTTI, J.G.; MARIEN, J.N., BOUILLET, J.P.; SZWARC, M.; ANNUNZIO, R.D.; RANGER, J. Effects of slash and litter management practices on soil chemical properties and growth of second rotation Eucalypts in the Congo. In: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests.** Bogor Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p. 5-22.

DICK, D.P.; NOVOTNY, E.H.; DIECKOW, J. ; BAYER, C. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V.F. ; ALLEONI, L.R.F. **Química e mineralogia do solo.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p.1-67.

Du TOIT, B. Effects of site management operations on the nutriente capital of a eucalypt plantation system in South Africa. **South African Forestry Journal**, Pretoria, v. 199, p.15–25, 2003.

Du TOIT, B.; DOVEY, S.B. Effect of site management on leaf area, early biomassdevelopment, and stand growth efficiency of a *Eucalyptus grandis* plantation in South Africa. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 35, p. 891–900, 2005.

Du TOIT, B.; DOVEY, S.B.; SMITH, C.W. Effects of Slash and Site Management Treatments on Soil Properties, Nutrition and Growth of a *Eucalyptus grandis* Plantation in South Africa In.: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests.** Bogor, Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p. 63-78.

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

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; BARÁ, S.; BELOSO, C.; ALONSO, M.; FONTURBEL, T. Nitrogen mineralization after clearcutting and residue management in a second rotation *Eucalyptus globulus* Labill. stand in Galicia (NW Spain) **Annals of Forest Science**, Les Ulis, v. 66, p 807, 2009

- GAVA, J.L. Cultivo mínimo em solos de textura arenosa e média: áreas planas e suaves onduladas. In: GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. **Conservação e cultivo de solos para plantações de florestas**. Piracicaba: IPEF, 2002. p. 1-45
- GONÇALVES, J.L.M.; BARROS, N.F.; NAMBIAR, E.K.S.; NOVAIS, R.F. Soil and stand management for short-rotation plantations. In: NAMBIAR, E.K.S.; BROWN, A.G. **Management of soil, nutrientes and water in tropical plantation forests**. Canberra: ACIAR, 1997, p. 379-418.
- GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; BENEDETTI, V.; FESSEL, V.A.G.; GAVA, J.L. Reflexos do cultivo mínimo e intensivo do solo em sua fertilidade e na nutrição das árvores. In.: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e Fertilização Florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 1-58
- GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; WICHERT, M.C.P.; GAVA, J.L. Manejo de resíduos vegetais e preparo de solo. In: GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. **Conservação e cultivo de solos para plantações de florestas**. Piracicaba: IPEF, 2002. p. 131-204
- GONÇALVES, J.L.M.; Principais solos usados para plantações florestais. In: GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. **Conservação e cultivo de solos para plantações de florestas**. Piracicaba: IPEF, 2002, p. 1-45
- GONÇALVES, J.L.M.; WICHERT, M.C.P.; GAVA, J.L.; SERRANO, M.I.P. Soil fertility and growth of *Eucalyptus grandis* in Brazil under deferente residue management practices. In.: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests**. Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p. 51-62.
- 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. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 122, p.73-86, 1999.
- KIMMINS, J.P. Identifying key processes affecting long-term site productivity. In: DYCK, W.J.; COLE, D.W.; COMERFORD, N.B. **Impacts of forest harvesting on long-term site productivity**. Britain: 1994. p. 119-150.
- KUMAR, K.; GOH, K.M. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. **Advances in Agronomy**. San Diego, v. 68, p. 197-319, 2000.
- LACLAU, J.P.; BOILLET, J.P.; RANGER, J. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of *Eucalyptus* in Congo. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam. v. 128, p 181-196, 2000.

- LACLAU, J.P.; RANGER, J.; GONÇALVES, J.L.M.; MAQUÈRE, 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. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1771–1785, 2010a.
- LACLAU, J.P.; LEVILLAIN, J.; DELEPORTE, P.; NZILA, J.D.; BOUILLET, J.P.; SAINT-ANDRÉ, L.; VERSINI, A.; MARESCHAL, L.; NOUVELLON, Y.; THONGO, M'BOU A.; RANGER, J. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sand tropical soil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, p. 2148-2159, 2010b.
- MALINOVSKI, J.R.; CAMARGO, C.M.S.; MALINOVSKI, R.A. Sistemas. In: MACHADO, C.C. **Colheita florestal**. Viçosa: UFV, 2002. p. 145-164.
- MATHERS, N.J.; MENDHAM, D.S.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; XU, Z.; SAFFIGNA, P.G. How does residue management impact soil organic matter composition and quality under Eucalyptus globulus plantations in southwestern Australia? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.179,p 253-267,2003.
- MATTHEWS, S. The water vapour conductance of *Eucalyptus* litter layers. **Agricultural and forest meteorology**, Amsterdam, v. 135, p. 73-81, 2005
- MENDHAM, D.S.; SANKARAN, K.V.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; *Eucalyptus globules* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantations establishment. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 34, p. 1903-1912, 2002.
- MENDHAM, D.S.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; RANCE, S.J. Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 181, p. 357–372,2003.
- MIRANDA, G.A.; BARROS,N.F.; LEITE,H.G.; COUTO, L.; NASCIMENTO, M. Produtividade de povoamentos de eucalipto em regime de talhadia, em função da adubação parcelada, no vale do Jequitinhonha-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 22, n. 1, p.51-59, 1998.
- MOARA, A.L.;GARCIA, C.H. **A Cultura do eucalipto no Brasil**. São Paulo: SBS, 2000. 112p
- NAMBIAR, E.K.S.; KALLIO, M.H. Increasing and sustaining productivity in subtropical and tropical plantation forests: Making a difference through research partnership. In.: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests**. Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p. 205-228.
- NZILA J.D.; BOUILLET J.P.; LACLAU J.C.; RANGER J. - The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in Eucalyptus plantations in the Congo. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 171, p. 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 globules plantations in would western Australia. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 36, p.39-48, 2004.

SAINT-ANDRÉ, L.; LACLAU, J.P.; DELEPORTE, P.; GAVA, J.L.; GONÇALVES, J.L.M.; MENDHAM, D.; NZILA, J.D.; SMITH, C.; Du TOIT, B.; XU, D.P.; SANKARAN, K.V.; MARIEN, J.N.; NOUVELLON, Y.; BOUILLET, J.P.; RANGER, J. Slash and Litter Management Effects on Eucalyptus Productivity: a Synthesis Using a Growth and Yield Modelling Approach. In.: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests**. Bogor, Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p. 173-190.

SANKARAN, K.V.; MENDHAM, D.S.; CHACKO, K.C.; PANDALAI, R.C.; PILLAI, P.K.C.; GROVE, T.S.; O'CONNELL, A.M. Impact of Site Management Practices on Growth of Eucalypt Plantations in the Monsoonal Tropics in Kerala, India. In.: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests**. Bogor, Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p. 23-38.

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**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SMITH, C.T.; LOWE, A.T.; SKINNER, M.F.; BEETS, P.N.; SCHOENHOLTZ, S.H.; SHENGZUO F. Response of radiata pine forests to residue management and fertilisation across a fertility gradient in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, p. 203-223, 2000.

SOUZA, I.F. **Decomposição de resíduos florestais e transferência de carbono para o solo em plantações de Eucalipto**. 2012. 70p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

TIARKS, A.; NAMBIAR, E.; COSSALTER, C. **Site Management and Productivity in Tropical Forest Plantations**. CIFOR Bogor :Center For International Forestry Researchs., 1998.(Occasional Paper,16.)

TIESSEN, H.; CUEVAS, E.; CHACON, P. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. **Nature**, London, v. 371, p.783-785, 1994.

XU, D.P.; YANG, Z.J.; ZHANG, N.N. Effects of Site Management on Tree Growth, Aboveground Biomass Production and Nutrient Accumulation of a Second-rotation Plantation of Eucalyptus urophylla in Guangdong Province, China. In.: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests**. **Proceedings** Bogor, Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p.39-50.

ZEN, S. ; YONEZAWA, J.T.; FELDEBERG, J.E. Implantação de florestas no sistema de cultivo mínimo. In: SEMINÁRIO SOBRE CULTIVO MÍNIMO DO SOLO EM FLORESTAS, 1., 1991 Curitiba. **Anais...** Curitiba, 1995 p.65-72.

2 MANEJO DE RESÍDUOS FLORESTAIS EM DUAS ROTAÇÕES DE CULTIVO DE *Eucalyptus grandis*

Resumo

O sistema de colheita utilizado, a idade do povoamento florestal e a finalidade da madeira influenciam a quantidade de resíduos florestais (sobras da colheita e serapilheira) que permanecem na área após a colheita. Esses resíduos geralmente são obstáculos para as operações silviculturais de reforma florestal. Eles também podem ser removidos como biomassa para produção de energia. Contudo, esses resíduos florestais apresentam grande importância como fonte de nutrientes e contribuição na conservação da qualidade do solo. Nesse contexto, objetivou-se com este estudo: i) Avaliar o efeito do manejo de resíduos florestais em duas rotações de cultivo, na fertilidade do solo e na produtividade de uma floresta de *Eucalyptus grandis*; ii) Avaliar o efeito residual da remoção dos resíduos na rotação seguinte, estabelecida com uso do sistema de cultivo mínimo; iii) Elaborar um balanço nutricional, tendo como cenários diferentes práticas de manejo de resíduos florestais. Para isso instalou-se um experimento com diferentes intensidades de remoção, queima e incorporação dos resíduos florestais. Esse experimento foi conduzido por oito anos, e reformado com o uso do sistema de cultivo mínimo. Essa segunda rotação também foi conduzida por um período de oito anos. Nesse período foi monitorada a fertilidade do solo, mineralização de nitrogênio, crescimento e estado nutricional das árvores. Os diferentes manejos dos resíduos florestais apresentaram pouca influência na fertilidade do solo. Contudo, no tratamento em que os resíduos foram removidos, a produtividade de madeira diminuiu aproximadamente 40%. Essa diminuição ocorreu devido a menor quantidade de nutrientes, visto a grande contribuição dos resíduos florestais como fonte de nutrientes. Os nutrientes que mais limitaram a produção foram o P e o Ca. Mesmo a reforma florestal sendo realizada sob o sistema de cultivo mínimo, no tratamento em que os resíduos florestais foram removidos na primeira rotação de cultivo do estudo, a produtividade de madeira foi 6% inferior aos demais tratamentos.

Palavras-chave: Cultivo mínimo; Preparo de solo; Silvicultura

Abstract

The harvest system, the age of the forest stand and the purpose of the wood influence the amount of forest residues (slash and litter) that remain in the field after harvest. These wastes are often obstacles to reform forest operations. They may also be removed as biomass for energy production. However, these forest residues are very important as a source of nutrients and contribution to the conservation of soil quality. In this context, the aim of this study was: i) to evaluate the effect of management of forest residues in two crop rotations on soil fertility and productivity of a forest of *Eucalyptus grandis* ii) evaluate the residual effect of removing waste on the next rotation, which is installed on the system of no tillage; iii) prepare a nutritional balance, as having different management situation forest residues. For it settled an experiment with different intensities removal, burning and incorporation of forest residues. This experiment was conducted for eight years and retired with the use of minimum tillage system. This second rotation was also conducted for a period of eight years. This period was monitored soil fertility, nitrogen mineralization, growth and nutritional status of

the trees. The different management of crop residues had little effect on soil fertility. However, the treatment in which the residues were removed, wood productivity declined approximately 40%. This decrease was due to lower amount of nutrients, since the great contribution of forest residues as a source of nutrients. The nutrients that were more limited production P and Ca. Even forestry reform being carried out under the system of minimum tillage in treatment where forest residues were removed in the first crop rotation study , wood productivity was 6% lower than the other treatments .

Keywords: Minimum tillage; Soil preparation; Forestry

2.1 Introdução

No Brasil, os plantios florestais comumente são estabelecidos em regiões de baixa aptidão agrícola, compostas por solos de baixa fertilidade e pouca reserva de minerais (comumente Latossolos de textura média e Neossolos Quartzarênicos) (GONCALVES et al., 2013). Por esse motivo existem grandes questionamentos sobre a sustentabilidade da produção das florestas plantadas a médio e longo prazo.

O gênero *Eucalyptus* é conhecido por apresentar espécies de rápido crescimento, altas taxas de acúmulo de biomassa, alta eficiência na absorção de nutrientes, tolerância a acidez por alumínio, e baixa sensibilidade a solos ácidos. Devido sua alta taxa de acúmulo de biomassa, grandes quantidades de nutrientes são exportadas, e devido sua alta eficiência na absorção de nutrientes, pequenas quantidades desses são repostas via fertilização.

O sistema de colheita utilizado, bem como a forma que os resíduos são manejados após a colheita, apresentam grande influência na quantidade de resíduos orgânicos que permanecem sobre o solo e conseqüentemente na exportação de nutrientes via colheita (GONÇALVES et al., 2000). Além disso, a manutenção de uma manta orgânica sobre o solo, mantém ou eleva seu estoque de carbono (SMITH et al., 2000; MENDHAM et al., 2002; MENDHAM et al., 2003), melhora suas características físicas, protege o solo contra a erosão e reduz a infestação de plantas daninhas.

A matéria orgânica do solo tem grande influência na dinâmica dos nutrientes nos solos (TIESSSEN; CUEVAS; CHACON, 1994), logo técnicas que manipulam a quantidade e a qualidade da matéria orgânica, podem apresentar grandes alterações na dinâmica e nos estoques de nutrientes do solo (KUMAR; GOH, 2000). Diante disto o manejo dos resíduos de colheita entre as rotações de cultivo é de fundamental importância para manutenção da

fertilidade do solo (TIESSSEN; CUEVAS; CHACON, 1994) e para sustentabilidade da produção florestal (NAMBIAR, 1999; MENDHAM et al., 2002).

Sabendo-se que o manejo dos resíduos florestais apresenta grande influência na exportação de nutrientes e nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, propõem-se as seguintes hipóteses:

I A manutenção dos resíduos florestais eleva a disponibilidade de nutrientes no solo.

II A remoção dos resíduos florestais reduz a produtividade da floresta.

III A remoção dos resíduos florestais apresenta um efeito residual, que perdura por duas rotações.

Sendo assim, objetivou-se com este estudo: i) Avaliar o efeito do manejo de resíduos florestais em duas rotações de cultivo, na fertilidade do solo e na produtividade de uma floresta de *Eucalyptus grandis*; ii) Avaliar o efeito residual da remoção dos resíduos na rotação seguinte, estabelecida com uso do sistema de cultivo mínimo; iii) Elaborar um balanço nutricional, tendo como cenários diferentes práticas de manejo de resíduos florestais.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Caracterização da área experimental

O estudo foi realizado em uma área localizada no município de Itatinga, estado de São Paulo (coordenadas 23° 17' S e 48° 28' O e altitude de 649 m). O clima da região é o Cfa, segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 21° C, sendo a média do mês mais frio (junho) 18°C e a média do mês mais quentes (janeiro) maior que 22°C. A precipitação média anual é de 1400 mm, com 57% concentrada nos meses de dezembro a março. Na primeira rotação de cultivo do estudo, entre 1995 e 2003 a precipitação média anual foi de 1592 mm e a temperatura média foi de 22,5 °C. Na segunda rotação de cultivo a precipitação média anual foi de 1401 mm e a temperatura média foi de 22,0 °C. Informações detalhadas do clima durante o período de estudo são apresentadas na tabela 2.1.

A vegetação primária do local foi o cerrado *stricto sensu*. Sabe-se que esta área vem sendo cultivada com eucalipto desde 1974. De 1974 a 1988 esta área foi cultivada com *Eucalyptus saligna* e de 1988 até 1995 quando o experimento foi instalado foi cultivada com

Eucalyptus grandis. O relevo é suave ondulado, e o solo é caracterizado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, de textura média (Tabela 2.2) (EMBRAPA, 2013).

Tabela 2.1 – Valores anuais do balanço hídrico climatológico pelo método proposto por Thornthwaite e Mather (1955) para o local do experimento, durante o período de condução do estudo

ANO	Temperatura Média			PP ⁽¹⁾	ETP ⁽²⁾	ETR ⁽³⁾	EXC ⁽⁴⁾	DEF ⁽⁵⁾	Meses com DEF ⁽⁶⁾
	Máxima	Média	Mínima						
°C			mm						
1995	28,7	22,2	15,7	1791	1118	1112	678	5	3
1996	27,9	22,1	16,2	1600	1121	1083	517	38	6
1997	28,7	22,7	16,7	1746	1199	1148	598	52	5
1998	28,2	22,4	16,7	1873	1168	1121	751	46	5
1999	27,6	21,5	15,5	1524	1076	1044	552	32	6
2000	28,5	22,6	16,6	1446	1181	1123	251	57	6
2001	28,8	23,1	17,4	1500	1238	1197	303	41	6
2002	28,8	23,4	17,9	1331	1264	1162	182	102	5
2003	28,4	23,1	17,8	1513	1237	1125	376	112	6
Média⁽⁷⁾	28,4	22,6	16,7	1591,5	1177,9	1123,9	467,6	54,0	5,3
S	0,4	0,6	0,9	177,1	63,5	44,0	198,6	33,6	1,0
2004	28,2	22,4	16,7	1141	1160	1030	241	130	8
2005	27,4	22,3	17,3	1261	1147	1040	107	107	6
2006	27,9	21,6	15,3	1269	1078	993	259	85	6
2007	28,9	22,0	15,2	1370	1116	1016	354	100	7
2008	27,6	20,9	14,1	1249	985	963	340	22	6
2009	27,0	21,5	15,9	1992	1051	1046	893	5	3
2010	29,3	22,2	15,2	1261	1124	1013	349	111	7
2011	29,9	22,1	14,2	1534	1124	1065	423	60	6
2012	30,9	23,2	15,5	1532	1267	1107	370	160	8
Média⁽⁸⁾	28,6	22,0	15,5	1401,0	1116,8	1030,3	370,7	86,5	6,3
S	1,3	0,7	1,0	258,0	78,0	41,5	216,7	50,0	1,5

⁽¹⁾ Precipitação anual; ⁽²⁾ Evapotranspiração potencial calculada segundo Thornthwaite (1948); ⁽³⁾ Evapotranspiração real; ⁽⁴⁾ Soma do excedente hídrico no ano; ⁽⁵⁾ Soma do déficit hídrico do ano; ⁽⁶⁾ Número de meses que apresentaram déficit hídrico no ano; ⁽⁷⁾ Média e desvio padrão durante a primeira rotação de cultivo; ⁽⁸⁾ Média e desvio padrão durante a segunda rotação de cultivo.

Tabela 2.2 - Características físicas e químicas do solo sob o experimento

Prof.	Areia	Silte	Argila ⁽¹⁾	Dens. do solo	pH ⁽²⁾	C ⁽³⁾	N ⁽⁴⁾	P ⁽⁵⁾	Cátions Trocáveis ⁽⁵⁾			
									K	Ca	Mg	Al
cm	g kg ⁻¹			g cm ⁻³		- g kg ⁻¹ -		mg kg ⁻¹	-mmol _c kg ⁻¹ -			
0 – 10	770	30	200	1,25	3,5	15,2	1,8	6,0	0,4	1,7	1,5	14,5
10 – 20	770	30	200	1,25	3,6	10,5	1,0	4,5	0,3	1,4	1,2	11,5
20 – 30	760	20	220	1,30	3,7	9,3	0,9	3,0	0,3	0,9	0,6	12,0
30 – 50	760	20	220	1,30	3,8	4,6	0,5	3,0	0,2	0,5	0,3	11,0
50 – 100	740	20	240	1,31	3,8	1,5	0,2	2,0	0,2	0,5	0,3	11,2

⁽¹⁾ Método da pipeta (EMBRAPA, 1997); ⁽²⁾ CaCl₂ 0,01mol L⁻¹ com razão solo/solução de 1:5; ⁽³⁾ oxidação via úmida; ⁽⁴⁾ digestão sulfúrica; ⁽⁵⁾ resina de troca iônica (Van RAIJ et al., 2001).

2.2.2 Tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi delineado em blocos casualizados com cinco tratamentos e quatro repetições, totalizando 20 parcelas. Cada parcela foi composta por 121 plantas, distribuídas em 11 linhas de 11 plantas, implantadas no espaçamento de 3 m x 2 m, totalizando 726 m² por parcela. A coleta dos dados edáficos, dendrométricos e nutricionais foi efetuada em uma parcela útil de 49 plantas, respeitando uma bordadura dupla.

Os tratamentos consistiram em práticas operacionais que contemplam distúrbios de diferentes magnitudes no solo e nos resíduos florestais (serapilheira e sobras da colheita), sendo:

MRe = Manutenção de todos os resíduos culturais sobre o solo;

MSe = Remoção dos resíduos florestais, manutenção da serapilheira sobre o solo;

RRe = Remoção de todos os resíduos culturais, incluindo a serapilheira;

IRe = Incorporação de todos os resíduos culturais por meio de preparo de solo com grade pesada (16x24”);

QRe = Queima dos resíduos culturais;

2.2.3 Instalação e condução do experimento

A área experimental encontrava-se coberta por um povoamento de *Eucalyptus grandis* de sete anos, que foi colhido (corte raso) em julho de 1995. Um mês após o corte raso do povoamento foi aplicado os tratamentos (item 2.2.) e efetuado o preparo de solo com um subsolador florestal a 40 cm de profundidade. A fertilização de plantio (150 kg ha⁻¹ da formula NPK 10-20-10) foi a mesma para todos os tratamentos. Em setembro de 1995, foram plantadas as mudas de uma monoprogrênie de *Eucalyptus grandis* Hill Ex Maiden (procedência de Coff's Harbour), no espaçamento de 3m x 2m. Oito meses após o plantio foi efetuado uma fertilização de cobertura, sendo aplicado 250 kg ha⁻¹ de KCl em todos os tratamentos.

Em setembro de 2004, foi realizado o corte raso das árvores de todos os tratamentos, tomando-se cuidado para que todos os resíduos florestais de cada parcela fossem mantidos sobre as mesmas. Um mês após a colheita, para realização do novo plantio, foi aberto covas nas linhas do plantio anterior, entre os tocos, mantendo todos os resíduos culturais em todos os tratamentos, Este procedimento teve como intuito avaliar o efeito residual das práticas de preparo de solo aplicada na rotação anterior. Em novembro de 2004, foi realizado o plantio de

mudas do mesmo material genético, no mesmo espaçamento do ciclo anterior. Foi aplicado na fertilização de base, 150 kg ha^{-1} da fórmula NPK 10-20-10, e na adubação de cobertura 250 kg ha^{-1} de KCl. Em suma, o experimento foi instalado em 1995, com diferentes intensidades de manejo dos resíduos e do solo. A primeira rotação de cultivo durou 8 anos, efetuou-se a colheita e implantou-se uma segunda rotação de cultivo, que foi conduzida por mais oito anos.

2.2.4 Avaliações

2.2.4.1 Ciclagem biogeoquímica de nutrientes

Em uma área adjacente ao experimento, com o mesmo material genético e idade do povoamento que foi colhido para a instalação do experimento, foi avaliado a produção de serapilheira. Para isso foram instalados 20 coletores de $0,5 \text{ m} \times 0,5 \text{ m}$ ($0,25 \text{ m}^2$) para realização das coletas mensais. Para a quantificação da deposição de galhada, quatro áreas entre quatro árvores (6 m^2) foi limpa (retirada da serapilheira acumulada sobre o solo). Nesta área foi efetuada a coleta mensal da galhada depositada. As coletas foram realizadas no período de setembro de 1995 a março de 1998.

Após a coleta, o folheto e a galhada foram secos em estufa de circulação de ar a $65 \text{ }^\circ\text{C}$ até massa constante. Posteriormente esse material foi moído e analisado os teores de macronutrientes (exceto S). O N total foi determinado após digestão sulfúrica, pelo método micro Kjeldahl. Após a digestão nítrico perclórica, foi feita a determinação do P por colorimetria, do K por fotometria de chamas e do Ca e do Mg por absorção atômica (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989).

Nessa área a serapilheira acumulada foi amostrada em 1996 e em 1997. As amostras foram coletadas com o auxílio de um coletor circular de metal com 30 cm de diâmetro. Foram coletadas 20 amostras simples em um transecto diagonal na área. Essas amostras foram secas em estufa e tiveram suas massas determinadas, tomando o cuidado de remover o solo que apresentava aderido a serapilheira. Posteriormente a massa da amostra foi extrapolado para massa de serapilheira acumulada sobre o solo por hectare. Dividindo a massa de serapilheira depositada pela massa de serapilheira acumulada obteve-se a taxa de decomposição (k).

2.2.4.2 Atributos químicos do solo

Os atributos químicos do solo foram avaliados nos tratamentos MRe, RRe, IRe e QRe, nas camadas de 0-2, 2-5, 5-10 e 10-20 cm. Foram coletadas dez amostras simples de solo, por parcela, em um transecto diagonal na área útil da parcela. Essas amostras deram origem a uma amostra composta por parcela, que foram secas ao ar, homogeneizadas, destorroadas e peneiradas a 2 mm. As determinações de pH em CaCl_2 0,01 mol L⁻¹, carbono orgânico por oxidação via úmida, fósforo, cálcio, magnésio, potássio e alumínio extraídos por resina trocadora de íons foram realizadas segundo a metodologia proposta por Van Raij et al. (2001).

2.2.4.3 Mineralização de nitrogênio

A mineralização de nitrogênio foi avaliada nos tratamentos MRe, RRe, IRe e QRe, sendo toda a amostragem realizada na área útil das parcelas, portanto mantendo-se uma bordadura dupla. Essa avaliação iniciou-se logo após a aplicação dos tratamentos.

Em cada uma das parcelas experimentais foram instalados no solo, aleatoriamente, 6 conjuntos contendo 2 tubos de PVC (40 cm de comprimento e 5 cm de diâmetro) destinados às determinações das quantidades de N mineralizadas em diferentes camadas superficiais do solo (0-30 cm) e da serapilheira, segundo metodologia proposta por Raison, Connell e Khanna (1987). Seis tubos foram removidos e analisados imediatamente após a instalação para as determinações das concentrações iniciais de N. Os outros 6 tubos foram capeados para evitar as lixiviações de N. Estes tubos permaneceram no campo, incubados, por um período médio de 50 dias. No fim deste período, os tubos foram removidos e substituídos por um novo conjunto de tubos, instalados próximos aos anteriores, para uma nova fase de incubação de amostras de solo *in situ*.

Os tubos removidos, juntamente com as amostras de serapilheira e solo, foram usados para as determinações de NH_4^+ e NO_3^- mineralizadas, nestas camadas, durante o período de incubação. As amostras de serapilheira foram separadas dos cilindros de solo, que foram segmentados nas seguintes profundidades: 0-5, 5-15 e 15-30 cm. As 6 amostras de serapilheira e de solo, das diferentes camadas, foram homogeneizadas, separadamente, dando origem as amostras compostas que foram submetidas às análises.

Para obtenção dos extratos foram tomadas 10 g de terra úmida e de serapilheira, as quais foram agitadas com 50 ml de KCl 2M por uma hora à temperatura ambiente (BREMNER, 1965). Os extratos foram centrifugados a 2000 rpm por 15 minutos e foram tomadas alíquotas de 20 ml do sobrenadante que, após receberem 1ml do inibidor da atividade microbológica, fenil acetato de mercúrio ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$), foram submetidas aos procedimentos analíticos para a determinação de NH_4^+ e de NO_3^- . Paralelamente, foram tomadas subamostras de solo e de serapilheira, as quais foram submetidas à secagem a 105°C por 24 horas para a determinação do percentual de umidade das mesmas.

As determinações das concentrações de NH_4^+ e de NO_3^- nos extratos foram realizadas com o emprego do Sistema de Análise por Injeção em Fluxo - FIA (RUZICKA; HANSEN, 1975). O NH_4^+ foi determinado pelo método condutimétrico e o NO_3^- pelo método colorimétrico, sendo os limites de detecção de $0,25$ e de $0,05 \text{ } \mu\text{g ml}^{-1}$, respectivamente. Para a obtenção das concentrações de NH_4^+ e de NO_3^- no solo, cada concentração obtida pelo sistema FIA foi multiplicada pelo volume do extrato acrescido do volume de água de cada amostra (calculado mediante a determinação do percentual de umidade de cada uma das mesmas por ocasião da preparação dos extratos) e então, dividida pela massa de terra seca da amostra. Posteriormente esses valores foram convertidos para kg de N mineralizadas por ha no período do estudo.

2.2.4.4 Atributos biométricos

Em ambas as rotações de cultivo, a serapilheira foi amostrada anualmente (1996 a 2003 na primeira rotação e de 2006 a 2011 na segunda rotação). As amostras foram coletadas com o auxílio de um coletor circular de metal com 30 cm de diâmetro. Foram coletadas cinco amostras simples em um transecto diagonal na parcela útil. Essas amostras foram secas em estufa e tiveram suas massas determinadas, tomando o cuidado de remover o solo que apresentava aderido a serapilheira. Posteriormente a massa da amostra foi extrapolado para massa de serapilheira acumulada sobre o solo por hectare.

Em ambas as rotações, foram efetuadas medidas do diâmetro à altura do peito (DAP) e altura total das árvores (H) anualmente. Esses dados foram processados e os indivíduos distribuídos em classes diamétricas de frequência. Anualmente, foram abatidas duas árvores por tratamento, que se encontrava na classe de diâmetro médio, para determinação da biomassa dos compartimentos aéreos. Portanto, do segundo ao oitavo ano na primeira e segunda rotação de cultivo foi quantificado a produção de folha, galho, casca e lenho das

árvores abatidas. O volume de madeira foi obtido por meio de cubagem rigorosa das árvores abatidas, com os diâmetros medidos a cada metro, até o diâmetro mínimo de 3 cm. O volume sólido foi calculado por meio da fórmula de Smalian (SCOLFORO; THIERSCH, 2004). A quantificação da biomassa seca de folhas e galhos foi realizada por meio da determinação da massa verde total e de amostras, e posterior secagem das amostras a 65 °C até massa constante. O produto da massa verde, pela razão da massa seca em relação à massa verde da amostra resultou na massa seca total. A massa seca dos compartimentos madeira e casca foram obtidas da mesma maneira, sendo as amostras compostas por discos retirados do tronco a cada metro.

Para as estimativas das biomassas de lenho e de casca e do volume do povoamento a partir das árvores amostradas, foram utilizadas as variáveis DAP e H como variáveis independentes para o ajuste do modelo proposto por Schumacher e Hall (1933). O mesmo foi escolhido por apresentar um coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{aj.}$) mais elevado, menor média e uniformidade na distribuição dos resíduos (Figura 2.1). Para a estimativa dos parâmetros das equações, foram utilizados os dados de todas as árvores abatidas, independente da idade e tratamento, totalizando 72 árvores na primeira rotação e 60 árvores na segunda rotação (Tabela 2.3).

Para a estimativa da biomassa de folha e galhos foram usados modelos lineares e quadráticos. O produto do DAP elevado ao quadrado com a H constituiu a variável independente. Os dados das árvores abatidas foram agrupados anualmente (Tabela 2.3). Esse agrupamento foi embasado por análises de covariância e testes de agrupamentos propostos por Scolforo (1993) e Zimmermann (2004). Os parâmetros foram estimados utilizando o PROC REG do SAS 9.1 for Windows, para isso o modelo de (Schumacher e Hall, 1933) foi linearizado conforme a equação 2.1.

$$Vol = \beta_0 \cdot DAP^{\beta_1} \cdot H^{\beta_2} \cdot \varepsilon \rightarrow LnVol = \beta_0 + \beta_1 \cdot LnDAP + \beta_2 \cdot LnH + \varepsilon \quad (\text{eq. 2.1})$$

Tabela 2.3 - Equações usadas para as estimativas do volume e da biomassa dos compartimentos aéreos e seus respectivos coeficientes de determinação ajustados

Equações ⁽¹⁾	R ² _{aj.}
Primeira rotação de cultivo	
Volume de madeira com casca (Volcc) $Volcc = 3,1059 \cdot 10^{-5} \cdot DAP^{2,3816} \cdot H^{0,7263}$	0,997** ⁽²⁾
Biomassa do lenho (L) $L = 5,5763 \cdot 10^{-3} \cdot DAP^{2,5870} \cdot H^{0,8077}$	0,981**
Biomassa de casca (C) $C = 1,0090 \cdot 10^{-2} \cdot DAP^{1,8513} \cdot H^{0,4458}$	0,859**
Biomassa de folha (F)	
2,6 anos $F = 1,366 + 22,440 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,871**
3,4 anos $F = -2,683 + 27,900 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,817**
4,3 anos $F = 0,197 + 4,923 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,797**
5,5 anos $F = 0,404 + 3,746 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,750**
6,6 anos $F = 0,280 + 4,462 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,685**
8,2 anos $F = 0,167 + 3,871 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,931**
Biomassa de galho (G)	
2,6 anos $G = -2,383 + 96,878 \cdot DAP^2 \cdot H - 449,870 \cdot (DAP^2 \cdot H)^2$	0,809**
3,4 anos $G = -2,440 + 26,165 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,750**
4,3 anos $G = 0,237 + 5,377 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,814**
5,5 anos $G = 0,943 + 1,122 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,785**
6,6 anos $G = 1,632 + 2,190 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,802**
8,2 anos $G = 0,051 + 4,345 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,749**
Segunda rotação de cultivo	
Volume de madeira com casca $Volcc = 6,6463 \cdot 10^{-5} \cdot DAP^{1,9577} \cdot H^{0,8514}$	0,996**
Biomassa do lenho $L = 1,6550 \cdot 10^{-2} \cdot DAP^{1,1572} \cdot H^{1,6973}$	0,957**
Biomassa de casca $C = 6,6699 \cdot 10^{-3} \cdot DAP^{1,0804} \cdot H^{1,37642}$	0,921**
Biomassa de folha (F)	
2,2 anos $F = 0,326 + 44,445 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,890**
4,2 anos $F = -1,484 + 11,191 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,812**
5,1 anos $F = -1,633 + 9,105 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,738**
6,2 anos $F = -1,179 + 5,889 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,873**
8,2 anos $F = -0,725 + 4,700 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,885**
Biomassa de galho (G)	
2,2 anos $G = 0,207 + 44,682 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,659**
4,2 anos $G = -1,195 + 10,883 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,900**
5,1 anos $G = -1,356 + 8,781 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,754**
6,2 anos $G = -1,548 + 7,644 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,738**
8,2 anos $G = -3,479 + 8,965 \cdot DAP^2 \cdot H$	0,914**

⁽¹⁾ Diâmetro a altura do peito (DAP) em centímetro no modelo proposto por Schumacher e Hall (1933) e em metro nos modelos lineares e quadráticos, altura (H) em metro, volume em m³ por árvore e biomassa em kg por árvore;

⁽²⁾ Significância do modelo, sendo ** p < 0,01.

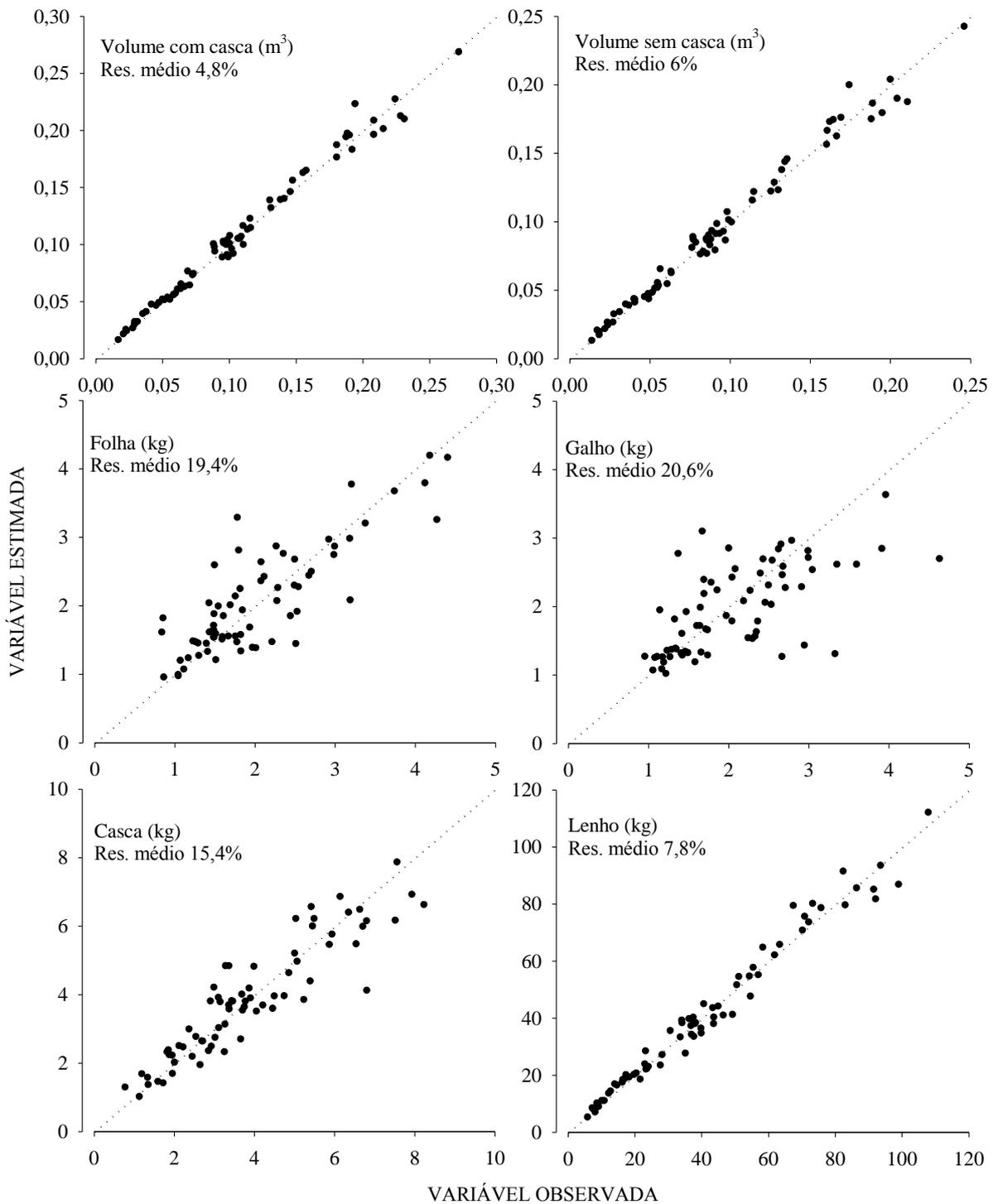


Figura 2.1 - Variáveis (volume com e sem casca, e biomassa do lenho, casca, galho e folha) estimadas por meio das equações pela variável observada e dispersão média dos resíduos

2.2.4.5 Concentração e acúmulo de nutrientes nos compartimentos

Foram determinadas as concentrações de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) em cada compartimento aéreo (folha, galho, casca e lenho) e serapilheira, no segundo, quarto e oitavo ano, nas duas rotações. O N total foi determinado após digestão sulfúrica, pelo método micro Kjeldahl. Após a digestão nítrico perclórica, foi feita a determinação do P e do S por colorimetria, do K por fotometria de chamas, e do Ca e do Mg por absorção atômica (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989). O produto da biomassa estimada por hectare, de cada componente com seu teor de nutrientes resultou no respectivo acúmulo de nutrientes.

2.2.4.6 Balanço nutricional e valoração financeira

Para os tratamentos que envolviam diferentes intensidades de remoção de resíduos florestais (MRe; MSe e RRe) foram estimados os balanço nutricional nas duas rotações de cultivo. Como componentes de entrada de nutrientes, foram considerados a deposição atmosférica utilizando os dados observados por Laclau et al. (2010b) e a fertilização. Devido à baixa fixação de nitrogênio de vida livre (FISHER; BINKLEY, 2000) e baixa presença de leguminosas no sub-bosque, foi considerado inexpressiva a entrada de nitrogênio (N) por essas vias. Da mesma forma, não foi computada a entrada via intemperismo da rocha, pois trata-se de um LVAd, de textura média, sendo muito intemperizado, com pequena presença de minerais alteráveis. Como saídas foram consideradas a exportação de nutrientes via madeira e resíduos nos diferentes tratamentos. Posteriormente, foram computados os estoques de nutrientes disponíveis no solo até um metro de profundidade e nos diferentes compartimentos do povoamento florestal. A massa de raízes grossa e finas em cada tratamento foram estimadas utilizando as equações obtidas por Mello e Gonçalves (2008) em um povoamento florestal semelhante, com o mesmo material genético.

Para estes três tratamentos, foi efetuado o cálculo do número potencial de rotação de cultivo, para os macronutrientes (exceto S), por meio da equação 2.2.

$$NPR = \frac{ENS+ENF}{CNR-DAT-FERT} \quad (\text{Eq. 2.2})$$

Em que:

NPR = número potencial de rotações de cultivo;

ENS = quantidade do nutriente estocada no solo;

ENF = quantidade do nutriente estocada na biomassa florestal;

DAT = quantidade de nutrientes depositados da atmosfera durante o ciclo de cultivo;

FERT = quantidade de nutrientes aplicada via fertilização;

CNR = quantidade do nutriente retirada pelo sistema de colheita.

Para valoração financeira da reposição de nutrientes, foi considerado apenas o custo com insumos. Os insumos utilizados foram o formulado N-P-K 04-30-10, sulfato de amônio, cloreto de potássio e calcário. O preço dos insumos, bem como o da madeira foi estimado pela média dos preços praticados no Estado de São Paulo durante o período de novembro de 2012 a outubro de 2013. Os preços foram obtidos no site do Instituto de Economia Agrícola (IEA, 2013).

2.2.5 Análise estatística

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (Box-Cox). Atendido a essas suposições, procedeu-se com a análise das variâncias por meio do teste F. Para a análise dos atributos químicos do solo, os dados foram separados por profundidade. Para cada profundidade foi realizada uma análise, sendo as fontes de variação os tratamentos, as idades, a interação entre tratamento e idade e os blocos. Os dados biométricos e de concentração de nutrientes, também foram analisados utilizando como fonte de variação os tratamentos, as idades, a interação entre tratamento e idade e o bloco. Quando significativo efetuou-se o teste LSD para estimativa da diferença mínima significativa e comparação das médias. Foi utilizado o programa estatístico SAS 9.1 for Windows para realização das análises.

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Ciclagem biogeoquímica de nutrientes

Em 1996, a produção de folheda foi de 5530 kg ha⁻¹ e de galhada foi de 3404 kg ha⁻¹, totalizando 8734 kg ha⁻¹. Em 1997 a produção de folheda foi de 5608 kg ha⁻¹ e de galhada foi de 2924 kg ha⁻¹, totalizando 8532 kg ha⁻¹. A produção de folheda e de galhada apresentaram variação sazonal, com as maiores deposições ocorrendo nos períodos de maior precipitação e

consequentemente maior crescimento das árvores (outubro a fevereiro). A deposição de folheda variou de $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ em maio até mais de $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ em janeiro. Já a deposição de galhada variou de $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ em abril a $550 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ em novembro (Figura 2.2). Esse comportamento foi constatado também por Cunha, Gama-Rodrigues e Costa (2005), Ferreira et al. (2001) e Bellote, Dedeczek e Silva (2008), em plantações de eucalipto no Brasil. Esses autores encontraram valores de deposição de serapilheira similares ao deste estudo. Esta maior deposição de serapilheira nos períodos de maior precipitação e temperatura, ocorre devido ao maior crescimento das árvores neste período. Isto porque espécies perenifólias tendem a depositar mais serapilheira no período de maior crescimento (LARCHER, 2000). Em 1996, não foi observado redução na deposição de serapilheira durante o período de menor precipitação. Esse fato pode estar associado ou longo período de déficit hídrico que ocorreu nesse ano (Tabela 2.1). Segundo Larcher, (2000), mesmo espécies que tem o comportamento perenifólio desencadeiam o processo de abscisão foliar quando estão em condições severas de déficit hídrico.

Durante os dois anos do estudo foram observados deposição média de $8600 \text{ kg}^{-1} \text{ ha ano}^{-1}$ de serapilheira, sendo 60% folhas e 40% galhos. Nas folhas continham aproximadamente 80% do N e do Mg, 75% do P e do K e 70% do Ca depositados. Esse maior percentual de contribuição das folhas na deposição de nutrientes, quando comparado ao seu percentual de contribuição em massa, se deve a maior concentração de nutrientes nas folhas. A menor recalcitrância das folhas, aliado a sua maior concentração de nutrientes, faz com que essas sejam rapidamente decompostas, liberando esses nutrientes para as árvores novamente.

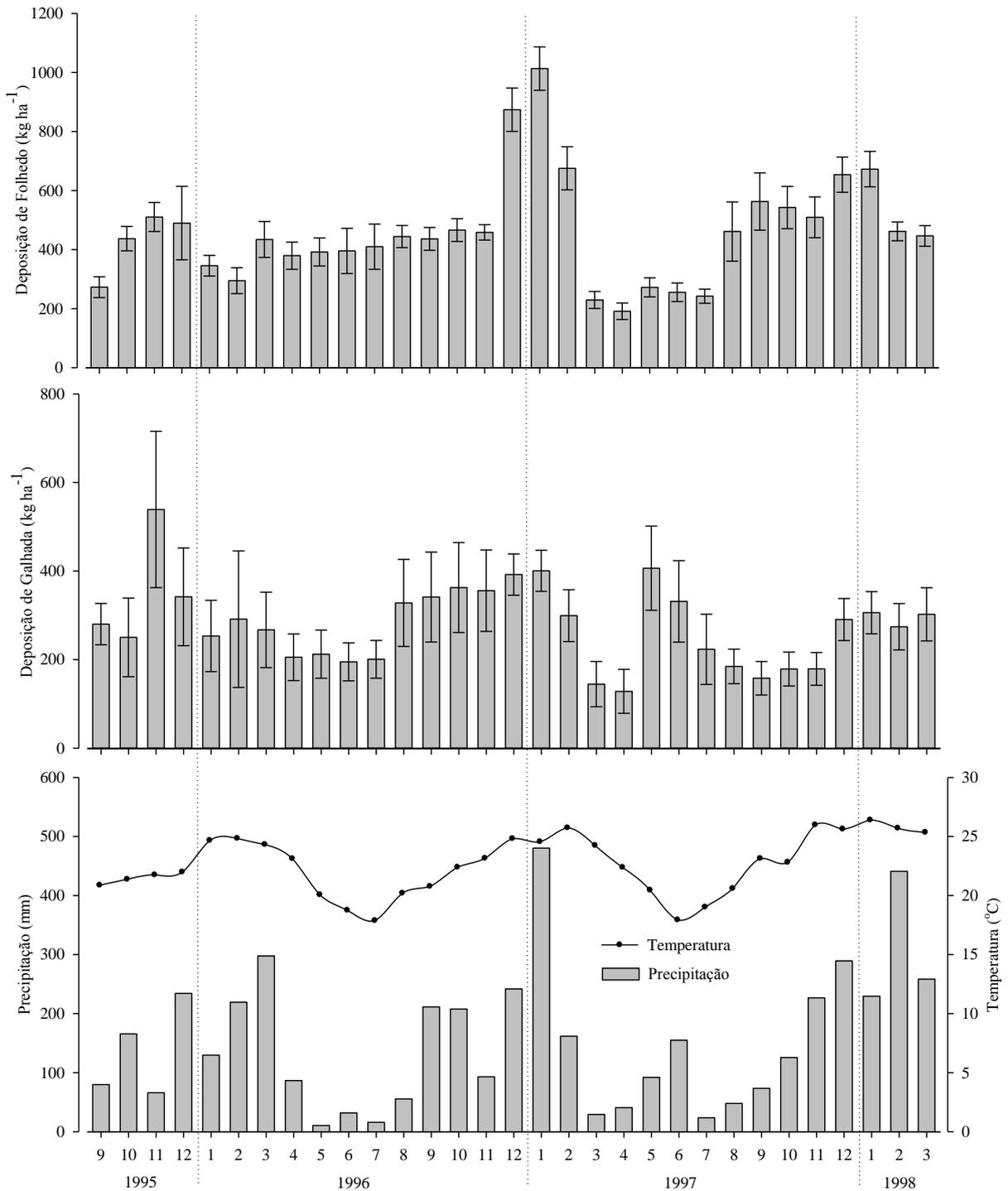


Figura 2.2 – Produção de folhedo, galhada, precipitação e temperatura média da área experimental de setembro de 1995 a março de 1998. As barras indica o erro padrão da média

Não foi observado alterações na concentração dos nutrientes na serapilheira depositada nas diferentes épocas avaliadas. A deposição de nutrientes apresentou variação sazonal, porém sendo diretamente dependente da massa depositada. Em média a deposição anual foi de 48,9, 3,0, 21,7, 42,0 e 14,6 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente (Tabela

2.4). O folheto apresentou a maior contribuição na deposição dos nutrientes, devido suas maiores concentrações. Valores de deposição de nutrientes por meio da serapilheira encontrados na literatura são apresentados na tabela 2.6.

Tabela 2.4 – Deposição anual de nutrientes para o solo por meio de folheto e galhada

Ano	N	P	K	Ca	Mg
			kg ha ⁻¹		
			Folheto		
1996	35,94	1,85	18,05	33,67	11,40
1997	41,42	2,67	14,21	25,91	11,61
			Galhada		
1996	10,81	0,71	6,28	13,67	2,89
1997	9,56	0,83	4,82	10,72	3,26
			Total		
1996	46,75	2,57	24,32	47,34	14,29
1997	50,98	3,51	19,03	36,64	14,86

A quantidade média de serapilheira acumulada sobre o solo no povoamento entre 1995 e 1998 foi de 23,7 t ha⁻¹. A taxa média de decomposição da serapilheira (k) durante o período estudado foi de 0,36. A taxa de decomposição pode ser influenciada por fatores relacionados com a qualidade dos resíduos vegetais e com o ambiente. Nos trabalhos encontrados na literatura, a taxa de decomposição da serapilheira de espécies do gênero *Eucalyptus* variou de 0,23 a 1,20 (Tabela 2.5). De um modo geral, a taxa de decomposição da serapilheira nas plantações de eucalipto encontrados na literatura, foi maior nos povoamentos mais jovens. Em ecossistemas naturais, maiores taxas de decomposição são observadas. Isso devido a maior diversidade de espécies, que resulta em uma diversificação dos organismos decompositores e presença de espécies leguminosas, que produzem serapilheira mais rica em nutrientes.

Tabela 2.5 – Produção, acúmulo e taxas de decomposição da serapilheira de povoamentos de *Eucalyptus* em povoamentos naturais da Mata Atlântica

Vegetação	Idade	Serapilheira		k	Tempo de decomposição		Fonte ⁽¹⁾
		Depositada	Acumulada		50%	95%	
	ano	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	kg ha ⁻¹		ano		
		Plantações Florestais					
Espécie/Manejo							
<i>E. grandis</i> /Reforma	7-9	8633	23700	0,36	1,93	8,32	1
<i>E. grandis</i> /Plantio	6-7	4780	4760	1,00	0,69	2,98	2
	8-9	5630	9560	0,59	1,18	5,09	3
<i>E. grandis</i> /Reforma	1-2	4700	3920	1,20	0,58	2,50	4
	2-3	6266	6372	0,98	0,70	3,05	10
<i>E. grandis</i> /Talhada	1,5-2,5	3820	13850	0,28	2,51	10,86	3
	5-6	5360	22970	0,23	2,97	12,84	3
<i>E. urophylla</i> x <i>E. grandis</i> /Plantio	16-17	7000	13500	0,52	1,34	5,78	5
<i>E. camaldulensis</i> /Plantio	6-7	4530	7730	0,59	1,18	5,11	2
<i>E. pellita</i> /Plantio	6-7	4990	9690	0,51	1,35	5,82	2
Ecosistemas Naturais							
Fitofisionomia							
Floresta Estacional Semidecidual		10646	6227	1,71	0,41	1,75	6
		8819	7007	1,26	0,55	2,38	7
		8212	3352	2,45	0,28	1,22	8
		9269	5501	1,68	0,41	1,78	9
		6310	4648	1,36	0,51	2,21	7
Floresta Ombrófila Densa		9400	10100	0,93	0,74	3,22	5

⁽¹⁾ 1 - Este estudo; 2 - Zaia e Gama-Rodrigues (2004); 3 - Cunha, Gama-Rodrigues e Costa (2005); 4 - Silva *et al.* (2013); 5 - Gama-Rodrigues e Barros (2002); 6 - Vital *et al.* (2004); 7 - Pinto *et al.*, 2009; 8 - Pimenta *et al.*, 2011; 9 - Godinho *et al.*, 2013; 10 - Ferraz (2009)

Tabela 2.6 – Quantidade de macronutrientes aportados via serapilheira em povoamentos de *Eucalyptus*

Vegetação	Idade	Massa	N	P	K	Ca	Mg	S	Fonte ⁽¹⁾
Espécie/Manejo									
	Ano								
<i>E. grandis</i> /Reforma	7-9	8633	48,9	3,0	21,7	42	14,6		1
<i>E. grandis</i> / Plantio	6-7	4780	32,2	1,3	14,4	41,6	8,3		2
	8-9	5630	56,4	1,5	23,0	49,8	14,6		3
<i>E. grandis</i> / Reforma	2-3	6266	83,5	2,7	4,4	30,2	15,7	8,1	4
<i>E. grandis</i> / Talhada	1,5-2,5	3820	35,3	1,0	33,3	11,2	7,9		5
	5-6	5360	43,0	1,4	44,2	18,8	12,6		5
<i>E. urograndis</i> / Plantio	16-17	7000	48,0	1,2	16,0	45,0	11,0		6
<i>E. urograndis</i> / Reforma	1-2	5444	48,0	5,1	16,9	84,0	13,8	5,4	5
<i>E.camaldulensis</i> / Plantio	6-7	4530	24,0	0,9	10,4	31,8	7,0		2
<i>E. pellita</i> / Plantio	6-7	4990	26,2	0,9	11,0	36,9	8,2		2

⁽¹⁾ 1 - Este estudo; 2- Zaia e Gama-Rodrigues (2004); 3 - Cunha, Gama-Rodrigues e Costa (2005); 4 - Ferraz (2009); 5 - Silva *et al.* (2013); 6 - Gama-Rodrigues e Barros (2002);

2.3.2 Atributos químicos do solo

No início da primeira rotação, logo após a aplicação dos tratamentos, foram observadas, entre os tratamentos, grandes diferenças na disponibilidade de nutrientes (Tabela 2.7). Nas camadas de 0-2 e 2-5 cm, de 1 até 10 meses após a aplicação dos tratamentos, o tratamento QRe (queima dos resíduos) apresentou maiores teores de P, K, Ca e Mg e maior valor de pH. A partir do sexto mês, os tratamentos MRe e o IRe não se diferenciaram do tratamento QRe nesses atributos. A partir do 26º mês, poucas diferenças foram observadas nos teores de nutrientes. Quando presentes, os maiores valores foram observados nos tratamentos MRe e IRe. Esses resultados estão diretamente relacionados com a mineralização dos resíduos florestais e ciclagem de nutrientes. Constatou-se que a grande quantidade de nutrientes liberado com a queima dos resíduos foi rapidamente absorvida pelas plantas. Com o início da deposição da serapilheira e ciclagem de nutrientes a partir dos 12 meses de idade (LACLAU et al., 2010b), a disponibilidade de nutrientes no solo atingiu um equilíbrio dinâmico decorrente à absorção dos nutrientes pelas plantas e mineralização dos nutrientes da serapilheira, independente do tratamento inicialmente aplicado. Devido à baixa fertilidade do solo, à alta demanda de nutrientes e à alta eficiência do sistema radicular de plantações de eucalipto, o aumento na oferta de nutrientes no solo por meio da fertilização ou mineralização da serapilheira (por meio de queima ou decomposição microbiana) resulta em rápida absorção pelas raízes, sendo observadas poucas alterações na fertilidade do solo em longo prazo (GONÇALVES et al., 2002).

Menores diferenças nos teores de nutrientes foram observadas nas camadas inferiores (5-10 e 10-20 cm). Devido à alta mobilidade do K no solo, no tratamento QRe, um mês após a queima, houve elevação no teor deste nutriente, particularmente na camada de 5-10 cm. Quanto ao Ca e Mg, devido às suas menores mobilidades, aumentos em suas disponibilidades nessa camada foram observados apenas aos 6 meses após a queima. As maiores diferenças ocorreram para o teor de matéria orgânica. Nessas camadas, o maior teor foi observado no tratamento IRe, devido à incorporação dos resíduos (Tabela 2.7).

Na camada de 10-20 cm, foi observada grandes diferenças na disponibilidade de nutrientes ao decorrer da idade do povoamento. De modo geral, essa disponibilidade diminuiu com o decorrer da idade, pois grandes quantidades de nutrientes foram absorvidas pelo povoamento (item 2.3.6) e nessa profundidade há menor contribuição da mineralização dos nutrientes contidos na serapilheira. Exceção ocorreu para o P e o Mg no tratamento IRe, pois devido à incorporação dos resíduos, ocorreu elevação no teor de matéria orgânica nesta

profundidade (Tabela 2.7), conseqüentemente, aumento da disponibilidade desses elementos. Resultados semelhantes foram observados por Mendham et al. (2003), trabalhando com manejo de resíduos em plantações de eucalipto na Austrália e por Laclau et al. (2010a), trabalhando em plantações de eucalipto no Congo.

O mesmo comportamento foi observado na segunda rotação de cultivo. Quando essa foi instalada, não havia diferença entre os teores de nutrientes no solo dos diferentes tratamentos, nas camadas avaliadas. Essa ausência de diferença se manteve até o final da segunda rotação. Assim como na primeira rotação, com decorrer da idade do povoamento, houve uma redução no teor de nutrientes na camada de 10-20 cm. Nas camadas superiores não foram observadas diferenças (Tabela 2.7).

Tabela 2.7 – Atributos químicos do solo até 20 cm de profundidade em diferentes idades e tratamentos⁽¹⁾

(continua)

Idade ⁽²⁾	MRe				RRe				IRe				QRe				ANAVA					
	0-2	2-5	5-10	10-20cm	Efeito	0-2	2-5	0-5	5-10	10-20cm												
mês																						
																	P (mg dm ⁻³)					
1	2,7	3,9	5,8	5,5	4,7	5,0	2,7	4,4	6,4	5,3	3,3	2,2	13,9	10,6	4,7	6,1	Trat.	1,8** ⁽³⁾	2,0*	1,7**	0,9*	ns
6	10,0	10,3	8,9	4,1	3,0	3,9	3,3	5,0	7,2	7,8	6,9	3,9	9,4	7,2	9,2	9,4	Idade	1,8**	1,8*	ns	1,1*	2,0*
10	7,8	5,5	4,7	4,1	5,3	5,5	7,5	4,7	6,6	6,4	5,3	6,1	9,2	10,0	6,4	4,7						
26	5,5	3,9	5,3	2,7	3,3	3,9	4,4	2,7	5,8	5,3	3,9	3,3	9,4	4,1	4,4	5,3						
72	—8,9—		9,0	12,1	—5,6—		5,3	4,7	—8,2—		6,4	7,7	—5,8—		5,8	5,8						
131 ⁽⁴⁾	—7,4—		6,7	5,8	—6,1—		6,1	4,3	—5,9—		4,6	4,3	—6,9—		4,5	3,6						
155	—7,5—		6,0	5,6	—6,4—		4,9	6,5	—7,9—		8,1	8,8	—6,0—		5,8	5,4						
191	—11,2—		8,7	6,2	—5,6—		4,9	4,4	—6,8—		5,5	4,1	—5,9—		4,5	5,1						
																	MO (g dm ⁻³)					
1	36,6	30,8	16,6	16,2	29,3	28,9	13,5	12,3	30,8	44,3	18,1	10,8	46,2	27,0	17,7	17,7	Trat.	9,7*	7,2*	5,4*	3,2*	ns
6	28,5	9,2	5,4	3,1	15,4	6,9	4,6	2,3	12,3	10,0	10,4	4,6	17,7	3,5	4,6		Idade	9,8**	6,4**	3,7**	4,0*	4,3**
10	32,6	11,7	10,9	10,1	17,1	13,2	10,1	7,0	25,6	17,1	14,8	10,1	29,5	14,0	10,9	9,3						
26	44,3	20,2	14,0	17,5	20,2	20,2	21,0	8,5	38,8	35,7	29,5	31,8	35,7	20,2	21,0	12,4						
72	—17,5—		12,8	11,1	—12,8—		9,9	7,6	—25,6—		14,0	9,9	—16,3—		12,2	8,7						
131	—28,0—		23,3	13,7	—22,7—		17,2	11,7	—26,5—		16,9	14,6	—32,3—		18,9	13,4						
155	—21,6—		17,0	13,9	—22,3—		14,7	11,0	—28,4—		20,8	14,1	—30,5—		18,5	13,2						
191	—26,0—		17,6	11,4	—19,2—		14,8	15,9	—24,3—		17,8	11,8	—27,1—		16,9	10,9						
																	pH (CaCl ₂ 0,01 mol L ⁻¹)					
1	3,5	3,6	3,8	3,8	3,6	3,7	3,8	3,8	3,5	3,5	3,6	3,8	4,4	4,3	3,7	3,8	Trat.	0,2**	0,2**	0,2**	0,1**	0,1**
6	3,6	3,8	3,9	4,0	3,9	3,9	4,0	4,0	3,8	3,8	3,8	3,9	4,1	3,9	3,8	4,0	Idade	0,1**	ns	0,1**	0,1**	0,1**
10	3,6	3,8	3,9	3,9	3,7	3,8	3,8	3,9	3,8	3,8	3,8	3,9	4,4	3,9	3,9	3,9						
26	3,9	3,9	4,0	4,1	4,2	3,9	3,9	4,1	3,9	3,7	3,7	4,0	4,2	4,0	3,9	4,0						
72	—3,7—		3,9	4,0	—4,0—		4,0	4,0	—3,6—		3,9	4,0	—3,9—		4,0	4,0						
131	—4,1—		4,0	4,1	—4,2—		4,2	4,2	—3,9—		3,9	4,1	—4,3—		4,2	4,2						
155	—3,5—		3,7	3,8	—3,6—		3,7	3,8	—3,5—		3,6	3,7	—3,6—		3,8	3,8						
191	—3,6—		3,7	3,8	—3,5—		3,7	3,8	—3,4—		3,6	3,7	—3,4—		3,6	3,8						
																	K (mmolc dm ⁻³)					
1	0,8	0,6	0,4	0,3	0,7	0,6	0,4	0,3	0,7	0,7	0,7	0,4	2,6	2,0	0,3	0,2	Trat.	0,5**	0,5**	ns	0,2*	ns
6	0,9	0,6	0,8	0,7	0,6	0,7	0,6	0,5	0,9	1,0	1,0	0,6	1,3	0,8	0,7	0,8	Idade	0,5**	0,4*	0,2**	0,2**	0,2**
10	1,4	1,1	0,8	0,7	2,0	1,2	0,9	0,8	2,3	1,6	1,6	1,3	1,9	1,4	1,1	1,0						
26	1,7	1,3	0,9	0,7	1,6	1,9	1,4	1,3	1,3	1,1	1,1	0,9	2,4	1,9	1,9	1,8						
72	—0,7—		0,5	0,3	—0,5—		0,4	0,4	—0,5—		0,5	0,3	—0,4—		0,3	0,2						
131	—1,3—		1,1	1,1	—1,2—		0,7	0,8	—1,3—		1,1	0,9	—1,2—		1,2	0,9						
155	—0,3—		0,3	0,2	—0,4—		0,4	0,2	—0,5—		0,5	0,1	—0,4—		0,4	0,3						
191	—0,5—		0,5	0,2	—0,6—		0,6	0,4	—0,5—		0,5	0,4	—0,5—		0,4	0,3						

Continua....

Tabela 2.7 – Atributos químicos do solo até 20 cm de profundidade em diferentes idades e tratamentos⁽¹⁾
(conclusão)

Idade	MRe				RRe				IRe				QRe				Efeito	ANAVA				
	0-2	2-5	5-10	10-20cm	0-2	2-5	5-10	10-20cm	0-2	2-5	5-10	10-20cm	0-2	2-5	5-10	10-20cm		0-2	2-5	0-5	5-10	10-20cm
mês																						
																		Ca (mmol _c dm ⁻³)				
1	7,0	4,0	2,0	2,7	3,7	2,3	3,0	3,0	3,3	4,0	3,3	3,3	12,3	7,7	3,7	4,7	Trat.	4,7**	1,3*	ns	ns	ns
6	4,8	3,0	2,6	2,1	3,4	1,9	1,6	1,7	3,6	3,1	3,5	2,2	7,5	3,0	2,4	2,1	Idade	4,8**	1,1**	1,2**	1,0**	0,8**
10	4,0	1,7	2,0	1,7	2,3	1,0	2,0	2,0	2,3	1,3	1,3	1,3	10,7	1,7	1,3	1,0						
26	8,3	2,0	1,7	1,0	10,7	1,7	1,7	1,0	7,7	3,0	1,0	1,0	24,3	2,0	1,0	1,0						
72	—2,2—	1,6	2,0	—2,9—	1,4	1,5	—7,5—	2,3	1,8	—2,2—	2,0	1,4	—2,2—	2,0	1,4							
131	—5,5—	4,5	2,5	—5,5—	4,4	3,9	—4,3—	2,8	2,7	—6,3—	3,5	2,1	—6,3—	3,5	2,1							
155	—3,3—	1,9	2,3	—2,5—	2,8	1,0	—4,2—	3,7	1,0	—4,7—	4,8	2,2	—4,7—	4,8	2,2							
191	—4,3—	4,5	1,3	—2,6—	2,2	1,2	—2,7—	1,6	1,1	—3,7—	1,9	0,8	—3,7—	1,9	0,8							
																		Mg (mmol _c dm ⁻³)				
1	1,9	0,7	0,3	0,2	1,0	0,3	0,2	0,3	0,9	0,9	0,8	0,2	6,6	3,5	0,7	0,7	Trat.	4,2*	1,0*	1,6*	0,6**	ns
6	3,9	1,6	1,4	0,6	1,5	1,0	0,7	0,4	1,9	1,6	1,6	0,6	3,5	1,0	1,0	0,6	Idade	4,2**	ns	1,1**	0,8**	0,7**
10	3,3	1,3	1,3	1,0	1,3	1,0	1,3	1,0	2,3	2,0	1,3	1,3	6,3	2,7	2,7	1,3						
26	6,7	2,0	1,7	1,5	10,0	1,7	1,3	1,0	5,3	4,0	2,7	1,3	19,3	2,3	1,0	1,3						
72	—2,4—	1,7	1,3	—2,6—	1,5	0,8	—8,4—	2,0	1,5	—1,9—	2,0	1,2	—1,9—	2,0	1,2							
131	—4,3—	3,6	2,1	—3,6—	3,0	2,1	—3,5—	2,3	1,5	—6,1—	3,2	1,9	—6,1—	3,2	1,9							
155	—3,3—	2,5	2,8	—2,5—	3,5	2,1	—3,1—	2,9	1,6	—3,8—	3,3	2,7	—3,8—	3,3	2,7							
191	—3,4—	3,3	1,2	—2,3—	2,1	1,8	—2,0—	1,3	1,1	—2,6—	1,5	0,9	—2,6—	1,5	0,9							
																		Al (mmol _c dm ⁻³)				
1	14,1	12,4	11,9	9,7	13,0	13,1	11,9	9,2	12,9	13,1	12,9	10,4	5,4	7,4	11,3	9,2	Trat.	1,7**	1,3**	ns	1,1**	ns
6	9,7	10,1	11,1	8,5	11,9	12,7	12,7	9,9	7,0	8,9	8,8	7,7	4,5	8,8	9,3	6,8	Idade	1,7**	1,2*	ns	1,0**	1,0**
10	12,2	9,0	8,8	6,5	10,6	10,8	10,8	9,3	10,1	11,1	10,7	7,5	4,5	8,6	7,9	6,8						
26	8,6	10,2	8,8	6,1	4,6	9,9	11,8	6,7	8,0	12,7	12,7	8,6	5,5	9,5	10,3	8,4						
72	—9,7—	8,8	7,8	—5,6—	6,0	6,9	—9,9—	8,4	7,1	—7,0—	6,3	6,5	—7,0—	6,3	6,5							
131	—7,8—	7,8	7,4	—6,6—	6,1	5,8	—8,5—	8,7	7,8	—7,2—	7,2	6,7	—7,2—	7,2	6,7							
																		CTC (mmol _c dm ⁻³)				
1	23,8	17,8	14,5	12,8	18,4	16,3	15,5	12,7	17,9	18,8	17,6	14,3	26,9	20,5	16,0	14,7	Trat.	8,2*	2,0*	6,9*	ns	1,5*
6	19,4	15,3	16,0	12,0	17,4	16,3	15,5	12,5	13,4	14,5	15,0	11,1	16,9	13,6	13,5	10,3	Idade	8,3**	1,8**	3,8*	1,6**	1,5**
10	20,9	13,1	13,0	9,9	16,3	14,0	15,0	13,1	17,0	16,1	14,9	11,4	23,3	14,3	13,0	10,2						
26	25,3	15,5	13,1	9,3	26,8	15,1	16,2	10,0	22,3	20,8	17,5	11,9	51,6	15,8	14,2	12,5						
72	—42,2—	36,7	31,6	—31,0—	27,2	25,7	—65,9—	35,3	29,5	—34,0—	30,3	26,3	—34,0—	30,3	26,3							
131	—62,9—	53,1	44,0	—47,4—	41,6	36,5	—57,6—	47,8	42,7	—61,9—	46,4	36,7	—61,9—	46,4	36,7							

⁽¹⁾ MRe – manutenção de todos os resíduos florestais sobre o solo, RRe – remoção de todos os resíduos florestais, IRe – Incorporação de todos os resíduos florestais, QRe – queima de todos os resíduos florestais; ⁽²⁾ Meses após a aplicação dos tratamentos; ⁽³⁾ Diferença mínima significativa (n=4), segundo o teste LSD a 5% de probabilidade, elevado a significância do teste F, sendo: * - p<0,05, ** - p<0,01 e ns - p>0,05; ⁽⁴⁾ segundo ano da segunda rotação de cultivo.

2.3.3 Mineralização de nitrogênio

A maior mineralização de N foi observada nos tratamentos em que os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo e incorporados (MRe e IRe). A menor mineralização de N no período foi observada no tratamento em que os resíduos foram queimados (QRe). O tratamento que teve os resíduos incorporados (IRe) apresentou uma maior taxa de mineralização de nitrogênio no início, quando comparado ao tratamento em que os resíduos foram mantidos sobre o solo (MRe). Após 6 meses da colheita o tratamento MRe apresentou o mesmo montante de N mineralizado que o tratamento IRe (Figura 2.3).

O'Connell et al. (2004) trabalhando com *Eucalyptus globulus* na Austrália, em um estudo similar a este, observaram no primeiro ano após a implantação do experimento maior mineralização de N no tratamento em que os resíduos foram mantidos sobre o solo, sendo os valores similares aos observados neste estudo. Esses autores também observaram que, em um solo de baixa fertilidade, o tratamento em que os resíduos florestais foram queimados apresentou uma menor mineralização de N do que o tratamento que teve os resíduos removidos. Em um solo de alta fertilidade estes autores observaram que a remoção dos resíduos reduziu mais a mineralização de N que a queima destes. Fernández et al. (2009) em um estudo similar, porém em clima temperado observaram que o tratamento em que os resíduos foram queimados apresentou maior mineralização de N que os demais tratamentos. Neste estudo, o tratamento em que os resíduos florestais foram queimados apresentou menor mineralização de N que o tratamento em que os resíduos foram removidos (RRe). Esta constatação evidencia que a queima dos resíduos florestais apresenta maior impacto sobre os estoques nutricionais em regiões de clima tropical úmido (maior velocidade na ciclagem dos nutrientes) e sob solos de baixa fertilidade.

Alguns autores observaram aumento da mineralização de N com a queima dos resíduos (ADAMS; ATTIWILL, 1991; GIARDINA; RHOADES, 2001). Fernández et al. (2009) associou esse aumento a uma conversão do N para formas mais lábeis. Em regiões mais frias, grandes quantidades de resíduos orgânicos que se acumulam sobre o solo, devido à lenta decomposição. Nessas regiões, segundo estes autores, queimas de baixa intensidade, disponibilizam nutrientes acelerando a decomposição microbiana e com isso a mineralização de nitrogênio. Esses autores observaram também que se a intensidade do fogo for muito elevada, ocorre uma redução da mineralização de N devido ao impacto nos microorganismos do solo.

No tratamento em que os resíduos foram removidos também apresentou uma baixa mineralização de N. Isso ocorreu devido à redução do substrato para a atividade microbiana, além da exposição do solo a ação direta da radiação solar, e grandes oscilações de temperatura (GONÇALVES et al., 2000). Mendham et al. (2002) e Wu et al. (2011) observaram que a remoção ou queima dos resíduos florestais resultou em grande redução da biomassa microbiana, especialmente no primeiro ano após a aplicação dos tratamentos. Devido a grande deposição de materiais orgânicos sobre o solo após o primeiro ano (LACLAU et al., 2010b), poucas diferenças na biomassa microbiana (MENDHAM et al., 2002; WU et al., 2011) e na mineralização de N (O'CONNELL et al., 2004) são observadas no final da rotação de cultivo.

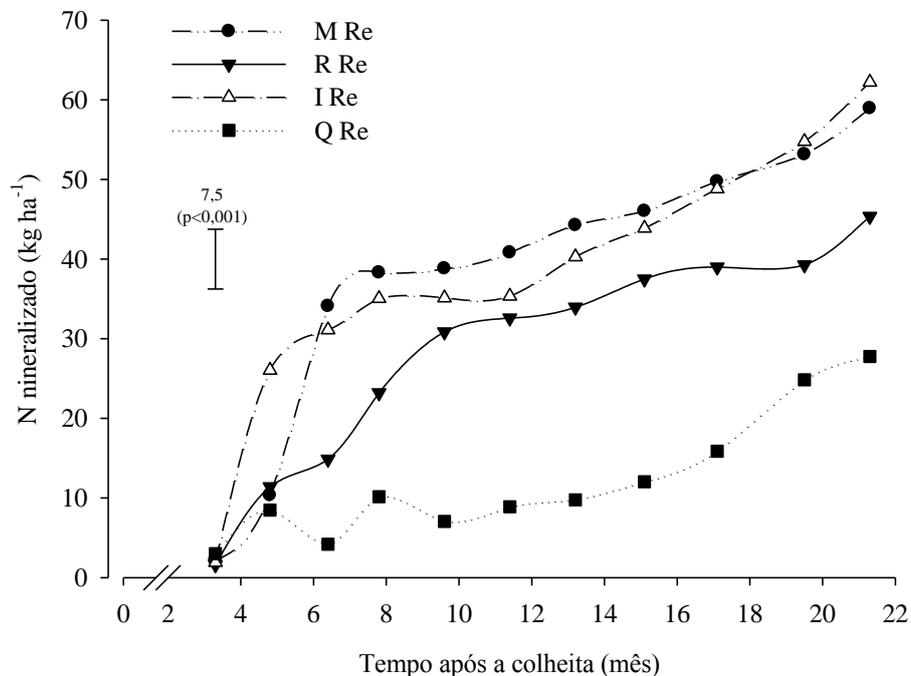


Figura 2.3 - Acúmulo de nitrogênio (N) mineralizado na camada de 0-30cm do solo e na serapilheira, nos primeiros 21 meses após a colheita. A barra indica a diferença mínima significativa pelo teste LSD ($p < 0,05$)

O tratamento que teve os resíduos mantidos sobre o solo (MRe), apresentou nos primeiros 12 meses mineralização de 40 kg ha^{-1} de N. Essa alta mineralização de N em plantios florestais manejados sobre o sistema de cultivo mínimo explica em grande parte a baixa resposta a fertilização nitrogenada observadas em plantios de eucalipto no Brasil (BARROS; NOVAIS; NEVES, 1990; PULITO, 2009).

Do montante de N mineralizado na serapilheira e na camada superficial do solo (até 30 cm) a maior quantidade foi observada na camada de 0-5 cm (Tabela 2.8). No tratamento em que os resíduos foram incorporados foi observado grande quantidade de N mineralizado na

camada de 5-15 cm, mesmo assim o maior percentual foi observado na camada de 0-5 cm. Isso ocorre, pois essa camada apresenta grande parte do material orgânico do solo, maior temperatura média e maior facilidade de trocas gasosas (CANTARELLA, 2007). O'Connell et al. (2004) observaram que do total de N mineralizado na camada de 0-20cm, aproximadamente 80% foi mineralizado até os 10cm de profundidade. A contribuição da serapilheira no total de N mineralizado foi muito pequena, sendo inferior a 5%.

Tabela 2.8 - Montante de N mineralizado na serapilheira e nas camadas superficiais do solo no período de 21 meses após a colheita

Trat. ⁽¹⁾	Nitrogênio mineralizado				Total
	Serapilheira	0-5	5-15	15-30cm	
kg ha ⁻¹					
FIn	3,5 (4) ⁽²⁾	49,1 (64)	16,8 (22)	7,7 (10)	77,1
MRe	2,8 (5)	20,5 (35)	18,2 (31)	17,4 (29)	58,9
RRe	-	20,1 (44)	9,1 (20)	16,1 (36)	45,4
IRe	-	26,3 (42)	23,5 (38)	12,4 (20)	62,2
QRe	-	16,1 (57)	2,7 (11)	9,0 (32)	27,8

⁽¹⁾ MRe – manutenção de todos os resíduos florestais sobre o solo, RRe – remoção de todos os resíduos florestais, IRe – Incorporação de todos os resíduos florestais, QRe – queima de todos os resíduos florestais; ⁽²⁾ percentual de N mineralizado na camada;

2.3.4 Serapilheira

O tratamento em que os resíduos foram removidos (RRe) apresentou o menor acúmulo de serapilheira sobre o solo nas duas rotações de cultivo. Os tratamentos QRe, IRe e MRe apresentaram os maiores acúmulos de serapilheira. Nestes tratamentos, a serapilheira acumulada sobre o solo elevou-se de 10 t ha⁻¹ no segundo ano para aproximadamente 30 t ha⁻¹ no quarto ano. Do quarto até o oitavo ano, em ambas as rotações, o acúmulo de serapilheira sobre o solo variou entre 20 e 35 t ha⁻¹ (Figura 2.4).

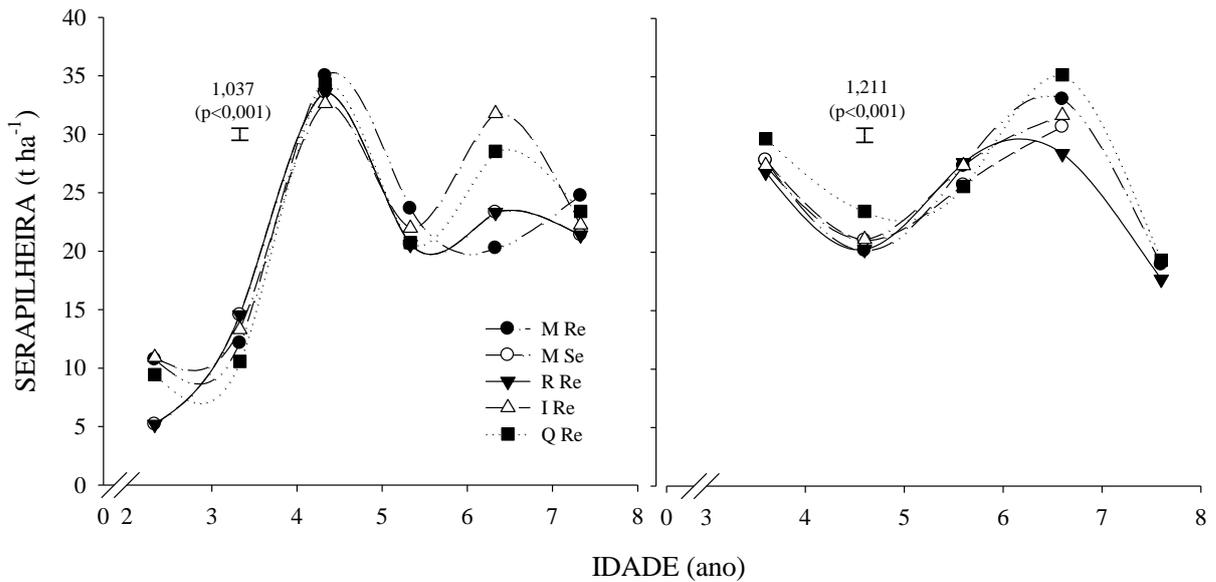


Figura 2.4 – Serapilheira acumulada sobre o solo nos tratamentos em função da idade nas duas rotações de cultivo. Coletas realizadas no mês de junho

Poucas diferenças nas concentrações dos nutrientes foram observadas entre os tratamentos. Apenas os tratamentos IRe e MRe apresentaram maiores concentrações de Ca na primeira rotação. O tratamento IRe apresentou maior concentração de P na segunda rotação. Grandes diferenças nas concentrações de nutrientes na serapilheira foram observadas em função da idade do povoamento. De modo geral, as concentrações de nutrientes na serapilheira reduziram com o decorrer da idade do povoamento (Tabela 2.9). Isso ocorreu devido à redução das concentrações de nutrientes nos compartimentos aéreos que ocorreram com o decorrer da idade (Item 3.5). Essa redução na concentração dos nutrientes, fez com que fosse depositado sobre o solo uma serapilheira mais pobre em nutrientes. A intensificação da ciclagem bioquímica de nutrientes e a decomposição das frações de mais fácil decomposição, também podem ter contribuído para a redução na concentração dos nutrientes na serapilheira com o decorrer da idade.

Tabela 2.9 – Concentração de nutrientes na serapilheira, em diferentes tratamentos⁽¹⁾ e idades, em duas rotações de cultivo de *Eucalyptus grandis*

Idade	N				P				K				Ca				Mg				S			
	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe
g kg ⁻¹																								
Primeira rotação de cultivo																								
2,6	7,6	8,8	8,4	6,8	0,21	0,19	0,23	0,23	1,80	1,67	3,27	1,20	8,7	6,1	12,5	8,9	2,1	2,4	3,7	3,5	0,36	0,65	0,50	0,53
3,4	6,5	5,2	7,2	6,6	0,42	0,36	0,42	0,37	0,60	0,50	0,30	0,50	5,9	4,5	5,5	5,3	1,5	1,2	1,4	1,3	0,60	0,50	0,60	0,60
4,3	7,2	5,8		5,6	0,30	0,16		0,24	0,70	0,58		0,58	4,4	3,4		4,2	1,7	1,6		1,4	0,36	0,36		0,31
5,5	7,1	4,8	5,7	6,1	0,34	0,29	0,30	0,28	0,27	0,42	0,38	0,38	5,3	3,2	3,3	3,7	1,8	1,1	1,1	1,2	0,27	0,44	0,47	0,50
6,6	7,5	8,1	7,3	7,0	0,30	0,33	0,27	0,23	0,33	0,33	0,30	0,30	4,7	5,0	5,0	5,0	1,3	1,4	1,4	1,4	0,23	0,37	0,30	0,27
8,2	5,9	5,7	5,4	6,4	0,18	0,17	0,19	0,18	0,23	0,20	0,23	0,20	3,4	3,0	3,0	3,4	1,0	0,9	0,9	1,0	0,17	0,17	0,17	0,17
Efeito do Tratamento	ns ⁽²⁾				ns				ns				1,4**				ns				ns			
Efeito da idade ⁽⁵⁾	1,1 ^{(3)**(4)}				0,04**				0,20** ⁽⁴⁾				1,7**				0,7**				0,08**			
Segunda rotação de cultivo																								
2,2	9,1	10,0	9,9	9,1	0,33	0,31	0,70	0,33	0,90	1,05	1,10	1,00	8,9	8,7	10,2	8,3	1,4	1,5	1,4	1,5	0,87	0,89	0,95	0,92
4,2	7,1	6,2	6,6	6,2	0,27	0,25	0,26	0,28	0,48	0,37	0,45	0,36	5,2	5,8	5,8	5,9	1,0	0,9	0,9	0,9	0,67	0,48	0,49	0,50
7,2	6,2	6,1	6,0	6,9	0,27	0,24	0,31	0,40	0,36	0,32	0,36	0,43	3,4	4,1	3,7	4,1	0,7	0,9	0,8	0,9	0,48	0,47	0,51	0,52
Efeito do Tratamento	ns				0,10*				ns				ns				ns				ns			
Efeito da idade	0,5**				0,08*				0,14**				1,0**				0,2**				0,19**			

⁽¹⁾ MRe – manutenção de todos os resíduos florestais sobre o solo, RRe – remoção de todos os resíduos florestais, IRe – Incorporação de todos os resíduos florestais, QRe – queima de todos os resíduos florestais; ⁽²⁾ Não significativo; ⁽³⁾ diferença mínima significativa (n=4) pelo teste LSD; ⁽⁴⁾ Significativo a um p<5% (*) e a um p<1% (**); ⁽⁵⁾ Houve interação significativa entre tratamento e idade devido a diferença (p<1%) entre tratamentos aos 2,6 anos e ausência nas demais idades avaliadas. Para os demais nutrientes não houve interação;

2.3.5 Crescimento das árvores

O manejo dos resíduos florestais influenciou ($p < 0,05$) o crescimento das árvores até o final da primeira rotação cultivo. Na fase inicial de crescimento das árvores, logo após a aplicação dos tratamentos (primeira rotação de cultivo), o tratamento QRe e o IRe apresentaram os maiores crescimentos, sendo, aos 2,5 anos, 30% superior ao tratamento MRe, em volume de madeira com casca (Figuras 2.5). Aos 2,5 anos de idade, a remoção dos resíduos florestais e serapilheira (tratamento RRe), resultou em uma redução de 23% no DAP e na altura média das árvores e 59% no volume de madeira com casca, quando comparado ao tratamento que os resíduos foram mantidos sobre o solo (MRe). A partir da idade de 5,5 anos, o tratamento MRe não se diferenciou mais dos tratamentos QRe e IRe.

No final da primeira rotação de cultivo (8 anos), os tratamentos IRe, QRe e MRe não apresentaram diferença no volume de madeira com casca, que foi de aproximadamente $350 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Nesta idade, a remoção dos resíduos e da serapilheira (RRe) resultou em redução de 39% do volume de madeira com casca das árvores e a remoção apenas da copa e das cascas e manutenção da serapilheira (MSe) reduziu em 15% o volume de madeira com casca da floresta. O incremento médio anual (IMA) dos tratamentos IRe, QRe e MRe foi em média de $42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e o do tratamento RRe foi de $26 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (38% inferior) (Figuras 2.5).

Na segunda rotação de cultivo houve efeito residual dos tratamentos. Aos 2,2 anos, nos tratamentos em que os resíduos foram removidos e queimados (RRe e QRe), o volume de madeira com casca foi 28% inferior quando comparado aos tratamentos em que os resíduos foram mantidos e incorporados (MRe e IRe). No final da segunda rotação de cultivo (8 anos), o volume de madeira dos tratamentos em que os resíduos foram mantidos sobre o solo e incorporados foi de $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. No tratamento em que os resíduos foram removidos e queimados o volume de madeira foi de $375 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (perda de 6% de produtividade).

A queima dos resíduos florestais aumentou o crescimento das árvores até o segundo ano, porém, no final da rotação não se diferenciou do sistema de cultivo mínimo. No início da rotação seguinte, no tratamento em que houve queima dos resíduos florestais na primeira rotação, ocorreu perda de produtividade, devido à perda de nutrientes resultante da queima. A remoção dos resíduos florestais resultou em grandes perdas de produtividade na primeira rotação, que se mantiveram até o final da segunda rotação (Figuras 2.5). O tratamento que teve os resíduos incorporados (IRe) apresentou maior produtividade, em ambas rotações, porém não diferiu do tratamento em que os resíduos foram mantidos sobre o solo. A incorporação dos resíduos florestais, ainda que tenha resultado em altos níveis de

produtividade, não é aconselhável, visto que aumenta a suscetibilidade a erosão e degrada as propriedades físicas e biológicas do solo.

A grande disponibilidade de nutrientes promovida pela queima dos resíduos em QRe resultou na fase inicial de crescimento da primeira rotação de cultivo em maior biomassa foliar (Tabela 2.7). Essa maior massa foliar foi capaz de suportar grandes crescimentos em volume de madeira e biomassa de lenho e casca (Figuras 2.5 e 2.6). A partir do terceiro ano, a biomassa foliar do IRe e a partir do quarto ano, a do MRe se igualaram a do QRe. Isso se deve ao processo de mineralização microbiana ser mais lento que a mineralização promovida pela queima. Apesar de mais lento, menores perdas de nutrientes ocorre no processo de mineralização microbiana, o que resultou em maior crescimento dos tratamentos MRe e IRe no início da segunda rotação (Figuras 2.5 e 2.6 e 2.7). O menor acúmulo de biomassa foliar e consequentemente, de biomassa de lenho foi observado no tratamento em que os resíduos foram removidos (RRe). A incorporação dos resíduos acelera sua decomposição, pois protege esse resíduo do ressecamento, além de aumentar o contato do resíduo com o solo (JONES et al., 1999).

O acúmulo de biomassa de lenho, casca e total, apresentaram as mesmas respostas observadas no volume de madeira. Os tratamentos IRe, QRe e MRe apresentaram os maiores acúmulos de biomassa, diferindo do tratamento MSe. O tratamento RRe apresentou o menor acúmulo de biomassa (Figuras 2.6 e 2.7). O acúmulo de biomassa total dos tratamentos IRe, QRe e MRe foi de aproximadamente 165 t ha^{-1} no oitavo ano, sendo esta 16% superior a do tratamento MSe (140 t ha^{-1}) e 65% superior ao do tratamento RRe (100 t ha^{-1}) (Figura 2.7).

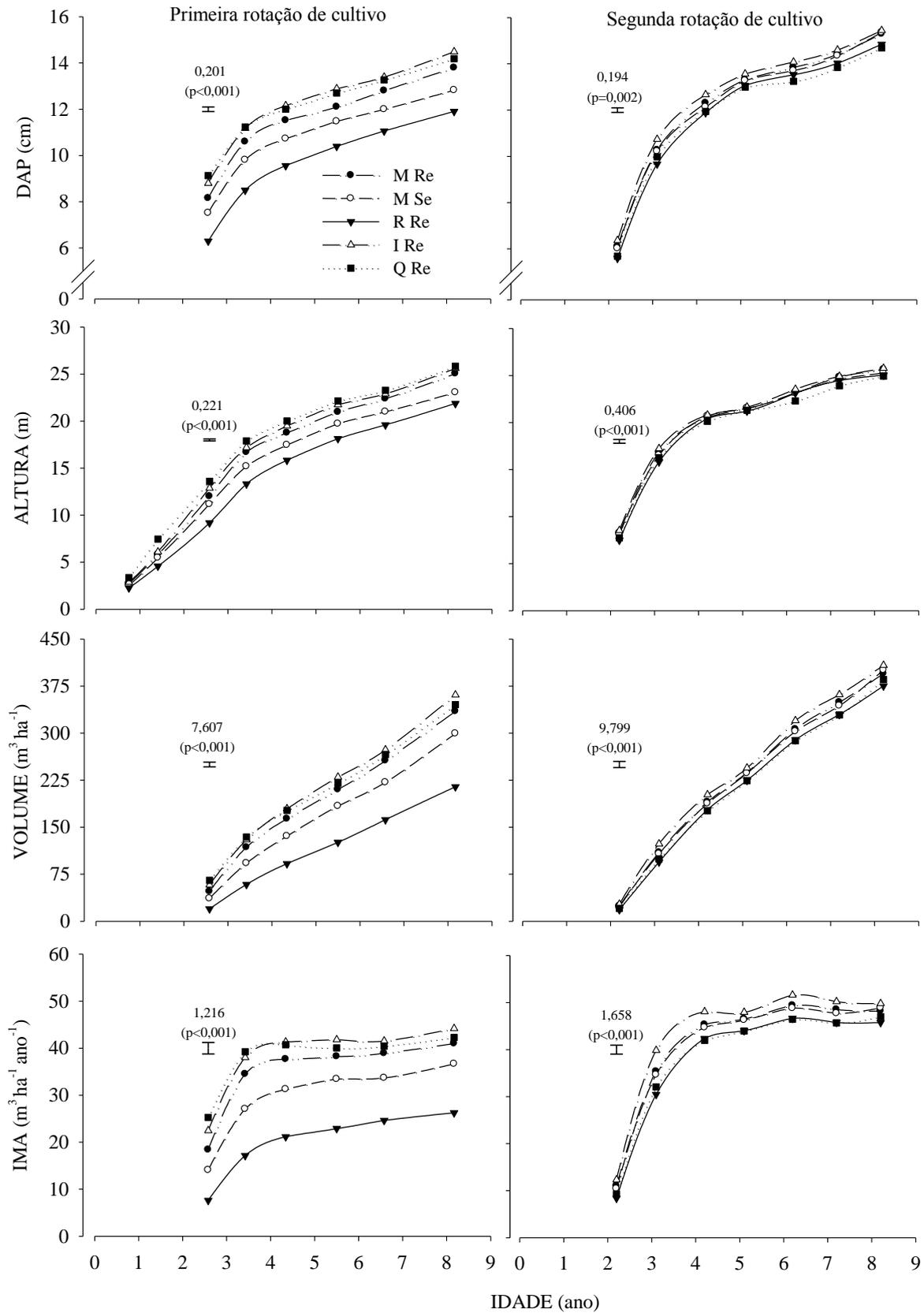


Figura 2.5 - Diâmetro a altura do peito (DAP), altura total, volume de madeira com casca e incremento médio anual (IMA) em função da idade em duas rotações de cultivo, em diferentes manejos de resíduos florestais. As barras indicam as diferenças mínimas significativa a 5% de probabilidade pelo teste LSD e os valores sobre as barras a significância do teste F

Os resíduos florestais apresentam inúmeros benefícios ao solo, dentre eles, redução dos estresses térmicos (GONÇALVES et al., 2000), proteção do solo contra erosão (GONÇALVES, et al., 2002; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008), aumento da biomassa microbiana do solo (MENDHAM et al., 2002), aumento da mineralização de nutrientes (NZILA et al., 2002; O'CONNELL et al., 2004; SANKARAN et al. 2008; FERNÁNDEZ, et al., 2009), redução das perdas de água por evaporação (GONÇALVES et al., 2000; MATTHEWS, 2005), dentre outros. Todos esses benefícios podem ter contribuído para o aumento de produtividade observado nos tratamentos em que estes resíduos não foram removidos (MRe e IRe). Porém, a principal contribuição da manutenção dos resíduos florestais na área para o aumento da produtividade foi a redução da exportação de nutrientes, e com isso aumento da disponibilidade desses para a plantas (Du TOIT et al., 2008; DELEPORTE et al., 2008; LACLAU et al., 2010a). Neste estudo comprovou-se que quanto maior a massa de resíduos mantida sobre o solo, maior foi a produção de biomassa aérea do povoamento florestal (Figura 2.8). Isso ocorreu devido a grande contribuição dos resíduos com fonte de nutrientes, considerando o baixo investimento em fertilização.

Os nutrientes que mais limitaram a produtividade nos tratamentos que os resíduos foram removidos (MSE e RRe), foram o P e o Ca. Isso porque os teores desses nutrientes no solo logo após o plantio estavam abaixo do nível crítico (GONÇALVES, 2011). Na área não foi efetuado a calagem, e a fertilização fosfatada aplicada (30 kg ha^{-1} de P_2O_5) foi menor que o recomendado (60 kg ha^{-1} de P_2O_5), considerando os teores disponíveis no solo. O teor de K no solo também apresentava-se abaixo do nível crítico, porém foi aplicado alta dose deste nutriente (165 kg ha^{-1} de K_2O), sendo superior a dose recomendada (120 kg ha^{-1} de K_2O).

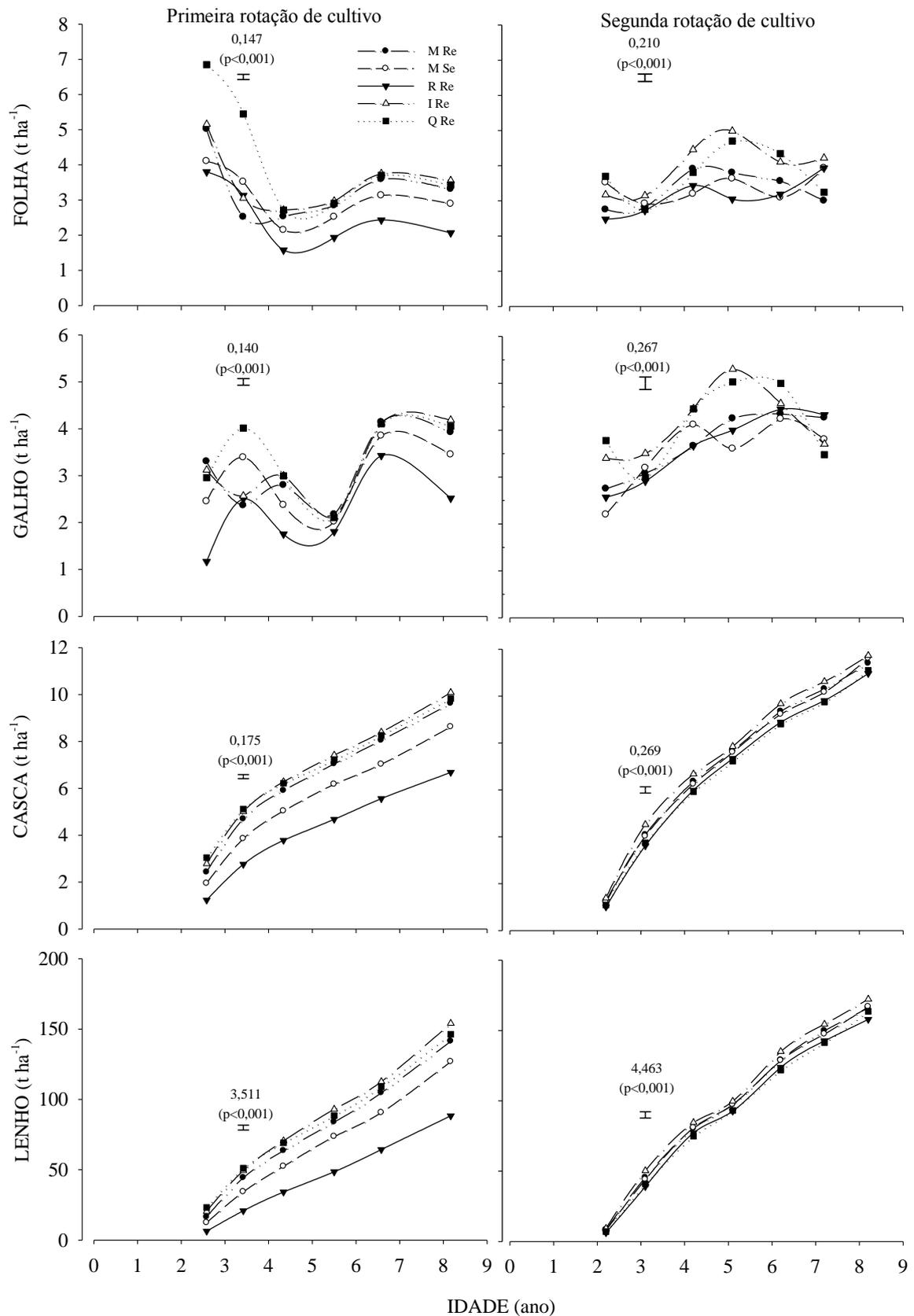


Figura 2.6 - Acúmulo de biomassa de folha, galho, casca e em função da idade em duas rotações de cultivo, nos diferentes manejos de resíduos florestais. As barras indicam a diferença mínima significativa a 5% de probabilidade pelo teste LSD e os valores sobre as barras a significância do teste F

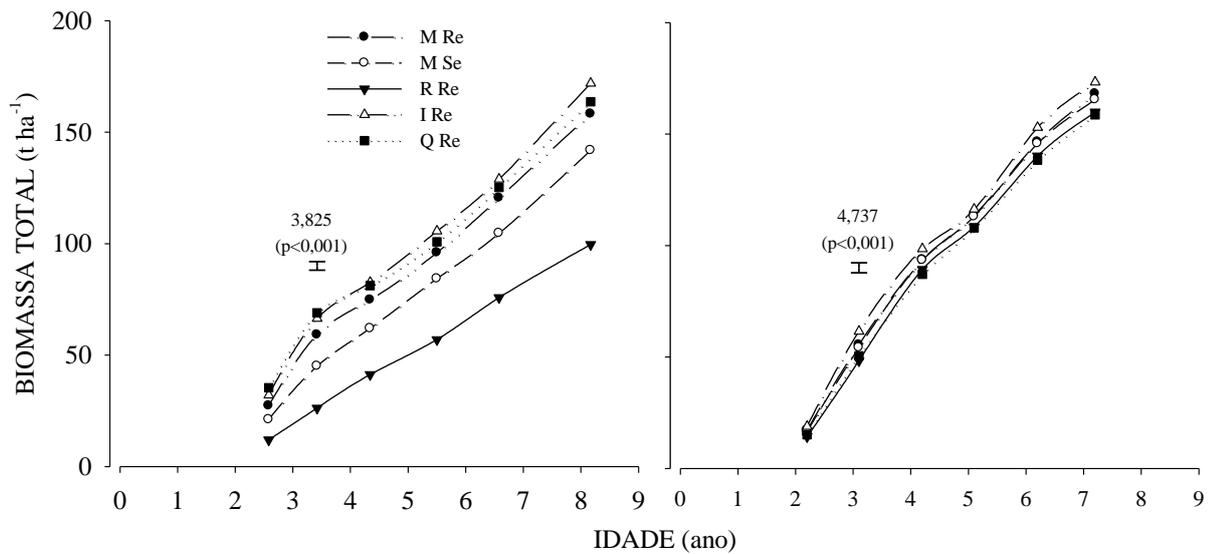


Figura 2.7 - Acúmulo de biomassa aérea (folha, galho, casca, e lenho) em função da idade em duas rotações de cultivo, em diferentes manejos de resíduos florestais. As barras indicam a diferença mínima significativa a 5% de probabilidade pelo teste LSD e os valores sob as barras a significância do teste F

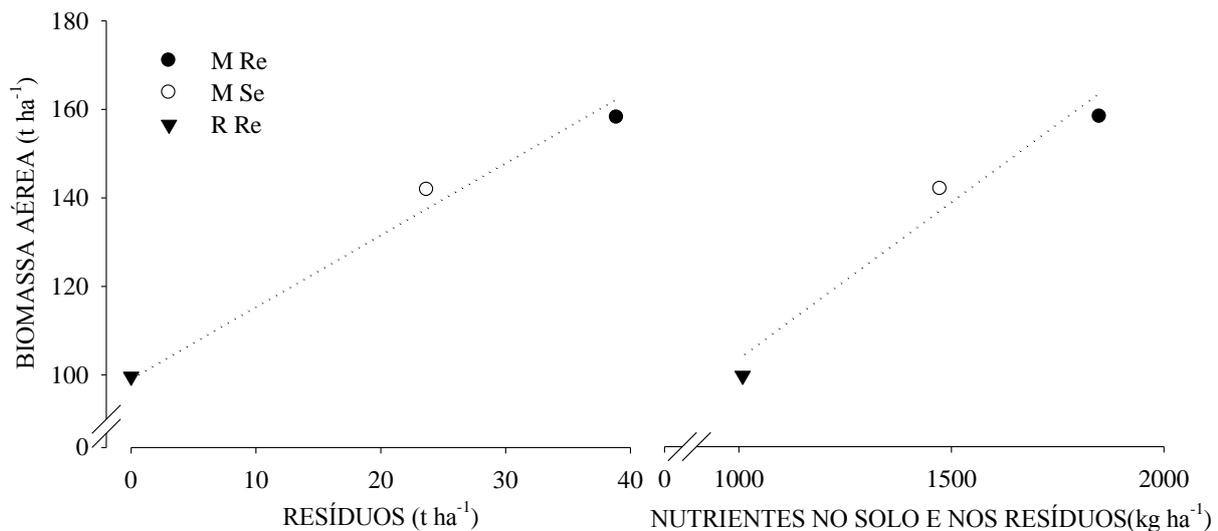


Figura 2.8 – Relação entre a quantidade de resíduos e disponibilidade de nutrientes no solo e resíduos florestais com a biomassa aérea de um povoamento de eucalipto aos 8 anos de idade

Neste estudo, a resposta à manutenção dos resíduos florestais sobre o solo em termos de produtividade de madeira foi maior do que em outros quatorze experimentos similares encontradas na literatura (MIRANDA et al., 1998; JONES et al., 1999; NZILA et al., 2002; MENDHAM et al., 2003; O'CONNELL et al., 2004; Du TOIT; DOVEY, 2005; SANKARAN et al., 2008; Du TOIT; DOVEY; SMITH, 2008; XU; YANG; ZHANG, 2008; LACLAU et al., 2010a). Observou-se que quanto maior a produtividade, mais quente e úmido for o clima e

menor for a fertilidade do solo, maior foi a importância dos resíduos na manutenção ou aumento da produtividade (Figura 1.1).

Em termos de quantidade relativa da biomassa total, não houve diferença entre os compartimentos nos diferentes tratamentos. O tratamento que apresentou o maior acúmulo de massa, manteve os mesmos percentuais de folha, galho, casca e lenho que os tratamentos que apresentaram os maiores acúmulos. Por outro lado, houve grandes diferenças nas quantidades relativas de biomassa dos compartimentos em função da idade (Figura 2.9). Em média, os tratamentos apresentaram aos 2,5 anos após o plantio, uma distribuição de 60, 9, 10 e 21% da biomassa total composta por lenho, casca, galho e folha, respectivamente. A contribuição do lenho na biomassa total aumentou drasticamente até o quarto ano de crescimento, se estabilizando a partir desta idade. Ao contrário, às participações das folhas e dos galhos na biomassa total tiveram grandes reduções até essa idade, se estabilizando a partir dela. A contribuição da casca na biomassa total apresentou pequena redução com o decorrer da idade da floresta. No final da rotação de cultivo (8 anos), as árvores apresentaram distribuição de 90, 6, 2 e 2% da biomassa total composta por lenho, casca, galho e folha, respectivamente. Comportamento semelhantes foram observados por Reis et al. (1985).

Na fase inicial de desenvolvimento, do povoamento florestal, como não há competição por água e luz, grande parte dos fotoassimilados produzidos são canalizados para a produção de copa, a fim de garantir o estabelecimento de área fotossintética. Posteriormente, quando as copas se fecham a quantidade relativa de tronco começa a aumentar e o de copa reduzir gradativamente (LARCHER, 2000). A distribuição dos fotoassimilados e o padrão de crescimento dos compartimentos do povoamento variam de acordo com as condições edafoclimáticas, com a espécie e manejo empregado (KIMMINS, 1987; FINGER et al., 1996; SCHUMACHER; WITSCHORECK; CALIL, 2011). Essa redução na participação da biomassa foliar (compartimento rico em nutrientes) e aumento na participação da biomassa do lenho (compartimento pobre em nutrientes) na biomassa total faz com que a relação entre a quantidade de biomassa produzida pela quantidade de nutrientes assimilada aumente com o decorrer da idade do povoamento.

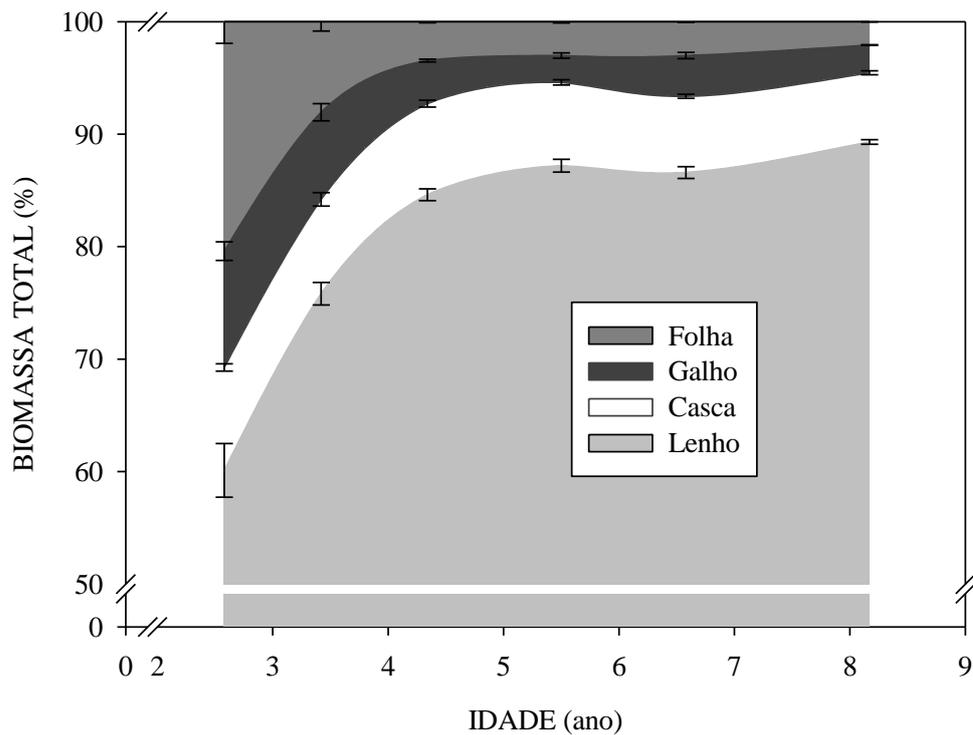


Figura 2.9 - Média (n=40) da distribuição dos compartimentos na biomassa total em função da idade em duas rotações de cultivo. As barras indicam o erro padrão da média

Uma das desvantagens do cultivo mínimo citadas por Gonçalves et al. (2002) é a heterogeneidade do desenvolvimento inicial do povoamento, devido a lenta liberação dos nutrientes, e possível imobilização desses pelos microorganismos do solo. Isso não foi observado neste estudo em idades superiores a 0,75 anos. Na primeira rotação, foram observadas diferenças no coeficiente de variação da altura das plantas apenas aos 8 anos de idade, em que tratamentos MSe e RRe foram os mais heterogêneos.

A heterogeneidade do crescimento relatada por Gonçalves et al. (2002) em áreas em que os resíduos são mantidos sobre ao solo, podem estar associadas a um efeito secundário. Os resíduos se tornam obstáculo para as operações silviculturais (como preparo de solo e adubação), prejudicando sua qualidade, resultando heterogeneidade de crescimento do povoamento. Os resultados desse estudo mostram que quanto menor a disponibilidade de nutrientes, menor o desenvolvimento da floresta e maior sua heterogeneidade.

Mudanças do coeficiente de variação da altura das árvores foram observadas em função da idade do povoamento (Figura 2.10). Na primeira rotação, antes do fechamento das copas (até 2 anos) o coeficiente de variação foi de aproximadamente 20%. Entre dois e três anos, houve drástica redução no coeficiente de variação, atingindo valores próximos de 10%,

voltando a subir posteriormente. Aos oito anos de idade, o coeficiente de variação foi de aproximadamente 26% nos tratamentos RRe e MSe e 20% nos tratamentos MRe, IRe e QRe.

Na segunda rotação, o tratamento QRe apresentou maior coeficiente de variação quando comparado aos demais tratamentos. Nesta rotação, o coeficiente de variação comportou-se semelhantemente ao longo das idades, mostrando que a floresta tende a apresentar menor variação entre os indivíduos na fase de fechamento das copas, voltando a aumentar sua heterogeneidade com o acirrar da competição entre plantas.

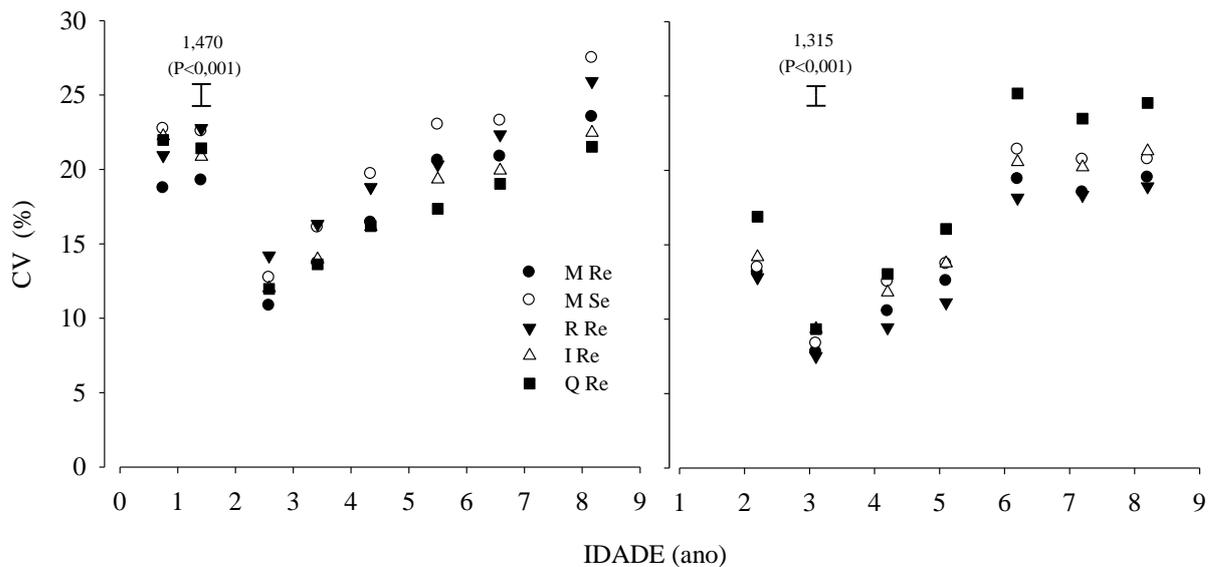


Figura 2.10 - Média (n=4) do coeficiente de variação (CV) da altura das árvores das árvores em função da idade, em diferentes manejos de resíduos florestais. As barras indicam diferença mínima significativa a 5% de probabilidade pelo teste LSD, e valores sobre as barras a significância do teste F

2.3.6 Concentração e acúmulo de nutrientes na parte aérea

Os compartimentos aéreos mais ricos em N seguiram a seguinte ordem: folha>galho~casca>lenho, para P, K e S, a ordem foi: folha>casca>galho>lenho e para Ca e Mg foi: casca>folha> galho>lenho. Esse comportamento foi similar ao encontrado por Laclau, Bouillet e Ranger (2000), com diferença apenas para P, em que este autor observou maior concentração na casca.

As concentrações dos nutrientes nos compartimentos aéreos não foram muito influenciadas pelos tratamentos aplicados. Grandes diferenças foram observadas em função da idade do povoamento. Diferenças entre os tratamentos foram observadas apenas na casca e no lenho. Na casca, para P e Ca, o tratamento RRe apresentou a maior concentração na segunda rotação e para o K, o tratamento MRe apresentou as maiores concentrações na primeira

rotação. No lenho, as maiores concentrações de N, P, K e Ca na primeira rotação foram observadas no tratamento MRe e na segunda rotação, as maiores concentrações de P foram observadas no tratamento QRe (Tabela 2.10).

Ocorreu aumento na concentração de N nas folhas no quarto ano, se mantendo constante a partir deste. Nos galhos, a concentração de N foi maior na avaliação realizada aos dois anos em ambas as rotações, sofrendo pequena redução com o decorrer da idade. Na casca e no lenho, as maiores concentrações também foram observadas na fase inicial (dois anos), porém houve grande redução na concentração do segundo ano para os demais. Esta redução na concentração dos nutrientes no tronco (lenho e casca) com o aumento da idade foi relatada por outros autores (GROVE; MALAJCZUK, 1985; LACLAU; BOUILLET; RANGER, 2000). O aumento da concentração de N da folha com o decorrer da idade foi relatado por Laclau, Bouillet e Ranger (2000) em plantações de *Eucalyptus* no Congo (Tabela 2.10).

A alta concentração de N no tronco aos dois anos, aliado a alta biomassa de folha e galhos nessa idade (Figura 2.6a) resultou em grande acúmulo de N até os dois anos de idade, sendo esse aproximadamente 50% do total acumulado até o final da rotação. Nos tratamentos MRe, IRe e QRe, na primeira rotação, em que houve maior disponibilidade de nutrientes na fase inicial, quando comparado ao tratamento RRe, o acúmulo de N até os 2 anos foi de aproximadamente 70% do total acumulado até o final da rotação. Aos dois anos de idade, aproximadamente 60% do N acumulado na parte aérea estava na copa, aos quatro anos a contribuição da copa no acúmulo total de N caiu para 40%, chegando aos oito com aproximadamente 30%. A redução na concentração de N no lenho e a grande redução na biomassa foliar resultou em redução no N acumulado entre o segundo e o quarto ano, na primeira rotação de cultivo nos tratamentos MRe, IRe e QRe (Figura 2.11). Essa redução da concentração de N no lenho se deve a sua retranslocação do cerne, que aumenta sua proporção com o decorrer da idade.

A concentração de P nas folhas, nos galhos e na casca apresentou leve aumento até os quatro anos, reduzindo após essa idade. No lenho, a concentração de P foi mais baixa aos dois anos de idade, sendo superior nos anos seguintes. As concentrações de P nas folhas, galhos e casca foram pouco inferiores ao encontrado por Balieiro et al., (2002) para o lenho foi pouco superior. Concentrações de P similares foram observadas por Laclau, Bouillet e Ranger (2000). Grove e Malajczuk (1985) encontraram concentrações bem menores de P nos compartimentos aéreos em plantios de *Eucalyptus* na Austrália, mostrando que este nutriente apresenta comportamento bem variável (Tabela 2.10).

Devido às poucas variações na concentração de P nos compartimentos aéreos em função da idade, o acúmulo de P foi proporcional ao acúmulo de biomassa. Esse comportamento também foi relatado por Laclau, Bouillet e Ranger (2000). No início do desenvolvimento da floresta (até os dois anos), a maior parte do P acumulado na parte aérea, encontrava-se na copa das árvores. A partir do quarto ano até o final da rotação houve considerável mudança, em que mais de 70% do P encontrava-se acumulado no lenho. No final da rotação (8 anos) menos 10% do P acumulado na parte aérea estava presente na copa das árvores (Figura 2.11).

A concentração de K nas folhas, galhos, casca e lenho reduziu com o decorrer da idade. No lenho essa concentração de K reduziu drasticamente entre o segundo e quarto ano, como também relatado por Laclau, Bouillet e Ranger (2000). Porém, as concentrações encontradas por estes autores foram menores que as do presente estudo. Já as concentrações de K nos compartimentos aéreos encontradas por Grove e Malajczuk (1985) e Schumacher e Poggiani (1993) foram semelhantes às encontradas neste estudo (Tabela 2.10). Mais de 70% do K contido na parte aérea no final da rotação de cultivo, foi acumulado até o segundo ano. Na primeira rotação, nos tratamentos em que houve alta disponibilidade de nutrientes (MRe, IRe e QRe), este valor chegou próximo a 90%. No caso do tratamento QRe a quantidade acumulada no segundo ano foi maior do que no oitavo ano. Isso se deve à drástica redução na concentração de K no lenho e à redução da biomassa foliar (compartimento rico em K). Laclau, Bouillet e Ranger (2000) observaram que 65% do K acumulado na parte aérea no final da rotação de cultivo havia sido acumulado até o segundo ano. No final da rotação de cultivo menos de 50% do K contido na parte aérea estava no lenho. A maior parte do K encontrou-se acumulado na casca e nas folhas (Figura 2.11).

A concentração de Ca nas folhas e nos galhos sofreu leve redução com o decorrer da idade do povoamento. Isto ocorreu principalmente entre as idades de dois e quatro anos, com pequenas oscilações nos anos seguintes. As concentrações de Ca encontradas neste estudo foram similares as relatadas por Laclau, Bouillet e Ranger (2000), exceto na casca, em que as concentrações encontradas nesse estudo foram maiores (Tabela 2.10).

Em relação aos demais nutrientes, houve baixo acúmulo de Ca até o segundo ano, sendo esse próximo a 30% do total acumulado até o final da rotação de cultivo. Se for considerado apenas o lenho, a quantidade acumulada no segundo ano foi próxima de 10% do acumulado no lenho no final da rotação. Como a concentração de Ca sofreu poucas alterações, seu acúmulo foi proporcional ao acúmulo de biomassa. Do segundo ao quarto ano, ocorreu aumento expressivo na quantidade de Ca acumulada na casca das árvores. No final da

rotação, 50% do Ca acumulado na parte aérea estava na casca e no lenho, apenas 30% (Figura 2.12).

Exceto nos galhos, a concentração de Mg nos compartimentos aéreos reduziu com o decorrer da idade do povoamento. No lenho esta redução foi mais acentuada do segundo para o quarto ano, se mantendo constante a partir deste (Tabela 2.10). As concentrações de Mg encontradas neste trabalho foram similares as observadas por Laclau, Bouillet e Ranger (2000). Houve alto acúmulo de Mg até o segundo ano de idade, sendo esse superior a 60% do total acumulado até o final da rotação de cultivo. Aproximadamente 40% do Mg acumulado no final da rotação de cultivo, encontrava-se na casca das árvores, 40% no lenho e 20% na copa (Figura 2.12).

A concentração de S nos compartimentos aéreos sofreu pequena redução entre o segundo e quarto ano, se mantendo constante a partir deste (Tabela 2.10). Os compartimentos aéreos (folha, galho, casca e lenho) apresentaram concentrações similares de S. Por esse motivo, o acúmulo de S na parte aérea apresentou o mesmo comportamento do cumulo de biomassa. Mais de 80% do S contido na parte aérea encontrava-se no lenho (Figura 2.12).

Na primeira rotação de cultivo, exceto para o P e o Ca, os tratamentos que promoveram maior disponibilidade de nutriente (MRe, IRe e QRe) tiveram grande acúmulo dos demais macronutrientes até o segundo ano, sendo, em alguns casos, superior ao observado aos 4 e 8 anos. No tratamento RRe, devido à baixa disponibilidade de nutrientes, seu acúmulo mostrou-se proporcional ao de biomassa. Isso mostra que o eucalipto absorve grande parte dos nutrientes disponibilizados na fase inicial de crescimento, sobretudo pelo aumento da concentração de nutrientes e massa foliar (compartimento rico em nutrientes). Posteriormente, estes nutrientes são depositados sobre o solo estimulando a ciclagem de nutrientes. Este comportamento é estratégico para o rápido crescimento das árvores de eucalipto, aumentando sua capacidade competitiva, especialmente nos períodos de melhores condições hídricas.

Tabela 2.10 – Concentração de nutrientes nos compartimentos aéreos (folhas, galhos, casca e lenho), em diferentes tratamentos⁽¹⁾ e idades, em duas rotações de cultivo de *Eucalyptus grandis* (continua)

Idade	N				P				K				Ca				Mg				S			
	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe
g kg ⁻¹																								
Folha																								
Primeira rotação de cultivo																								
2,6	16,5	14,8	15,6	17	1,06	1,01	1,08	1,01	8,3	6,5	3,3	7,1	5,3	3,2	5	4,6	3,4	2,5	3,0	3,3	1,11	1,28	1,19	1,36
4,3	16,9	21,9	22,5	17,4	1,15	1,39	1,01	1,43	7,5	7,8	6,9	6,9	5	5,8	5,6	6,2	2,8	2,7	2,7	3,0	0,77	0,68	0,65	0,53
8,2	18,5	18,1	18,9	20,3	1,16	1,19	1,10	1,16	7,1	7	7,3	6,8	4,5	5,1	5,2	5,8	3,1	2,8	3,1	3,2	0,59	0,62	0,76	0,67
DMS (Efeito do Trat.)	ns ⁽²⁾				ns				ns				ns				ns				ns			
DMS (Efeito da idade)	2,2 ^{(3)**(4)}				0,13**				1,3**				1,1**				0,8**				0,20**			
Segunda rotação de cultivo																								
2,2	19,5	17,2	17,9	18,3	1,04	0,88	1,06	0,95	8,4	7,4	7,7	6,5	6,2	5,3	6,0	6,8	2,2	2,0	2,7	2,7	1,11	0,98	1,11	0,98
4,2	19,0	19,6	19,8	22,0	1,00	1,27	1,16	1,15	9,0	8,1	8,2	8,7	3,5	4,5	3,7	4,3	1,4	1,7	1,7	1,6	0,54	0,98	0,67	1,04
7,2	21,1	18,5	17,9	20,7	1,14	1,19	1,07	1,14	8,0	8,1	8,0	7,2	3,6	4,5	4,4	4,5	1,6	1,7	1,6	1,7	0,59	0,64	0,55	0,71
DMS (Efeito do Trat.)	Ns				ns				ns				ns				ns				ns			
DMS (Efeito da idade)	1,4*				0,18*				ns				0,6**				0,2**				0,13**			
Galho																								
Primeira rotação de cultivo																								
2,6	6,8	6,7	6,9	5,8	0,28	0,34	0,38	0,49	5,7	5,3	5,1	4,0	3,6	1,6	2,3	3,3	1,7	1,0	1,4	0,8	0,70	0,65	0,80	0,76
4,3	4,1	4,8	4,2	4,5	0,49	0,58	0,44	0,57	2,4	3,0	2,0	1,8	2,8	5,8	3,5	2,2	0,9	1,0	0,7	0,8	0,30	0,29	0,36	0,32
8,2	5,6	4,0	4,2	4,2	0,44	0,74	0,41	0,38	4,6	3,3	3,1	3,1	4,3	4,5	4,9	6,1	1,5	1,5	1,9	2,1	0,24	0,21	0,41	0,27
DMS (Efeito do Trat.)	Ns				ns				ns				ns				ns				ns			
DMS (Efeito da idade)	1,3*				ns				1,2**				1,3**				0,5**				0,11**			
Segunda rotação de cultivo																								
2,2	6,9	6,8	7,1	5,9	0,66	0,50	0,41	0,47	6,4	6,1	6,5	4,3	5,4	5,6	6,5	6,9	0,8	0,8	1,5	1,1	0,72	0,53	0,72	0,60
4,2	4,0	5,0	4,4	5,0	0,26	0,41	0,48	0,48	3,5	4,0	2,9	4,1	2,8	3,0	2,2	2,5	0,4	0,7	0,6	0,6	0,33	0,32	0,32	0,32
7,2	5,5	5,5	6,7	4,6	0,35	0,55	0,57	0,43	3,8	3,2	3,7	3,7	4,0	3,3	4,1	3,4	1,1	1,0	0,8	1,2	0,37	0,38	0,44	0,34
DMS (Efeito do Trat.)	Ns				ns				ns				ns				ns				ns			
DMS (Efeito da idade)	0,8**				ns				1,0**				1,0**				0,3**				0,06**			

Continua...

Tabela 2.10 – Concentração de nutrientes nos compartimentos aéreos (folhas, galhos, casca e lenho), em diferentes tratamentos⁽¹⁾ e idades, em duas rotações de cultivo de *Eucalyptus grandis* (conclusão)

Idade	N				P				K				Ca				Mg				S			
	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe	MRe	RRe	IRe	QRe
g kg ⁻¹																								
Casca																								
Primeira rotação de cultivo																								
2,6	3,6	4,5	3,8	3,7	0,30	0,42	0,27	0,34	7,9	5,1	5,7	5,7	17,1	8,9	12,1	11,3	5,1	4,9	3,4	2,7	0,67	0,78	0,76	0,77
4,3	2,6	3,3	2,8	2,8	0,91	0,92	0,64	0,94	5,6	5,1	4,4	5,0	14,2	12,4	10,9	14,3	2,4	2,6	2,2	2,9	0,18	0,30	0,27	0,33
8,2	2,4	2,3	2,7	2,5	0,30	0,68	0,77	0,39	4,0	3,6	5,1	2,6	9,9	6,8	8,1	8,6	2,3	1,5	2,1	2,3	0,37	0,28	0,30	0,35
DMS (Efeito do Trat.)	ns				ns				1,8*				ns				ns				ns			
DMS (Efeito da idade)	0,7**				0,28**				1,3**				3,4**				1,47**				0,09**			
Segunda rotação de cultivo																								
2,2	6,0	5,8	6,0	5,8	0,38	0,44	0,24	0,32	4,2	5,0	4,7	4,9	9,0	10,8	9,0	9,2	1,9	2,3	2,4	2,2	0,72	0,78	0,72	0,72
4,2	3,7	3,2	3,5	3,3	0,60	0,87	0,50	0,72	5,5	6,5	5,9	7,0	12,2	12,2	8,7	8,7	1,8	1,8	1,7	1,7	0,29	0,22	0,36	0,23
7,2	3,9	3,5	2,9	3,5	0,66	0,90	0,36	0,74	6,9	7,1	5,2	7,5	8,4	12,6	9,1	10,5	1,7	1,8	1,7	1,9	0,37	0,30	0,32	0,37
DMS (Efeito do Trat.)	ns				0,19**				ns				1,7*				ns				ns			
DMS (Efeito da idade)	0,3**				0,15**				1,0**				ns				0,2**				0,08**			
Lenho																								
Primeira rotação de cultivo																								
2,6	6,0	5,9	6,0	5,9	0,19	0,15	0,27	0,15	4,5	3,3	5,5	3,3	2,9	2,9	2,9	3,1	1,3	1,1	1,2	0,8	0,70	0,65	0,74	0,78
4,3	1,3	1,6	1,5	1,7	0,31	0,31	0,32	0,33	1,1	1,0	0,9	1,0	0,7	0,5	0,5	0,6	0,2	0,2	0,2	0,2	0,27	0,21	0,39	0,41
8,2	1,5	1,7	1,6	1,4	0,28	0,28	0,29	0,32	0,8	0,5	0,5	0,4	0,5	0,4	0,4	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1	0,35	0,30	0,34	0,34
DMS (Efeito do Trat.)	0,7*				0,12**				0,8**				1,2**				ns				ns			
DMS (Efeito da idade)	0,5**				0,10**				0,5**				0,9**				0,2**				0,18**			
Segunda rotação de cultivo																								
2,2	6,1	6,0	6,2	6,0	0,19	0,16	0,12	0,22	2,4	2,6	2,4	2,5	0,6	0,7	0,5	0,7	1,2	1,2	1,2	0,9	0,72	0,72	0,72	0,72
4,2	1,4	1,7	1,6	1,8	0,32	0,32	0,32	0,33	0,8	0,9	0,8	0,9	0,3	0,4	0,3	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,37	0,38	0,37	0,35
7,2	1,6	1,8	1,7	1,5	0,28	0,28	0,27	0,34	0,4	0,3	0,4	0,4	0,4	0,3	0,4	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,36	0,34	0,34	0,32
DMS (Efeito do Trat.)	ns				0,06**				ns				ns				ns				0,01**			
DMS (Efeito da idade)	0,2**				0,05**				0,2**				0,1**				0,2**				0,01**			

⁽¹⁾ MRe – manutenção de todos os resíduos florestais sobre o solo, RRe – remoção de todos os resíduos florestais, IRe – Incorporação de todos os resíduos florestais, QRe – queima de todos os resíduos florestais; ⁽²⁾ Não significativo; ⁽³⁾ diferença mínima significativa pelo teste LSD (n=4); ⁽⁴⁾ Significativo a um p<5% (*) e a um p<1% (**); Para todas as análises a interação não foi significativa;

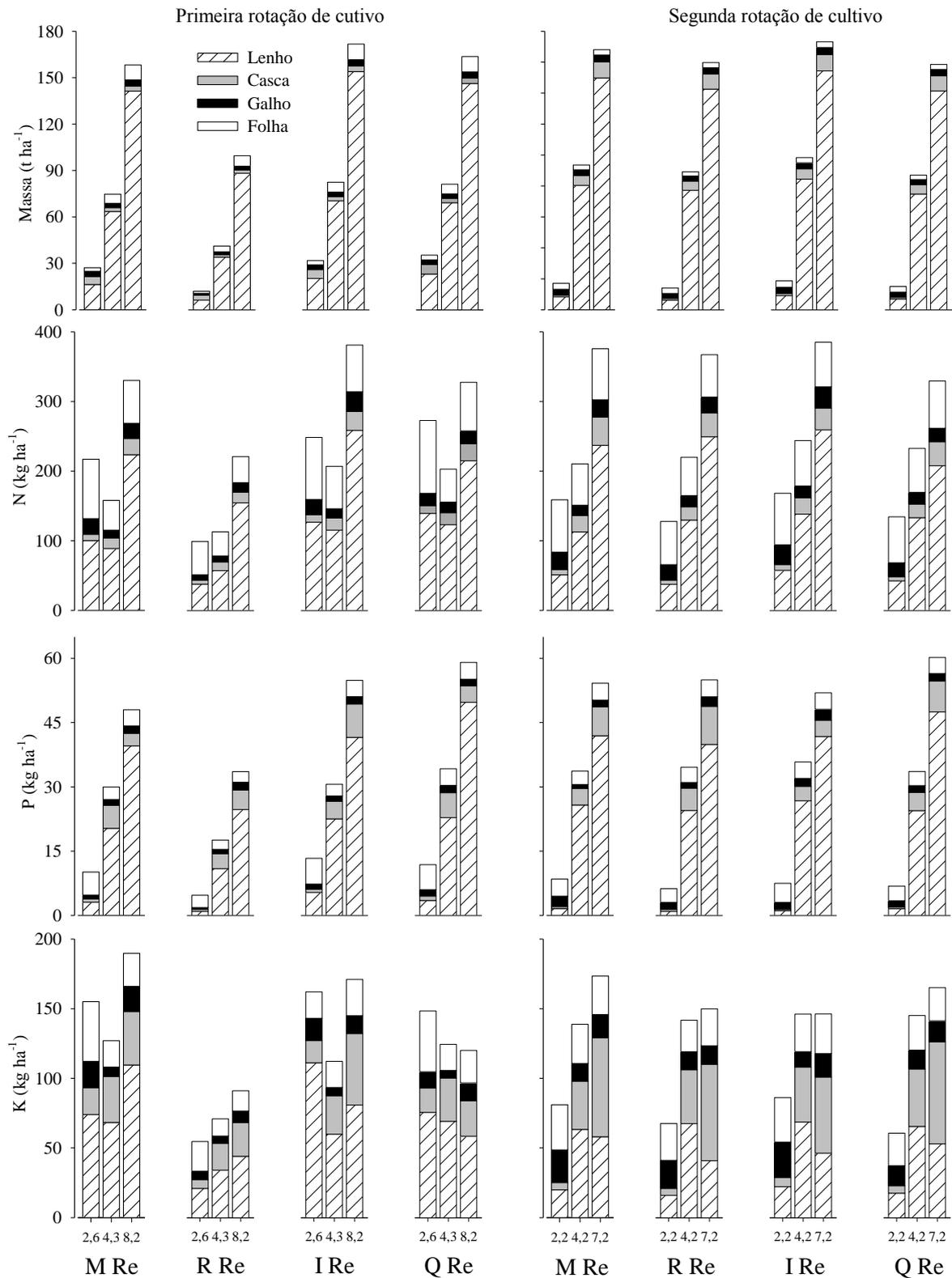


Figura 2.11 – Acúmulo de biomassa, nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) nos compartimentos da parte aérea em duas rotações de cultivo de *Eucalyptus grandis*

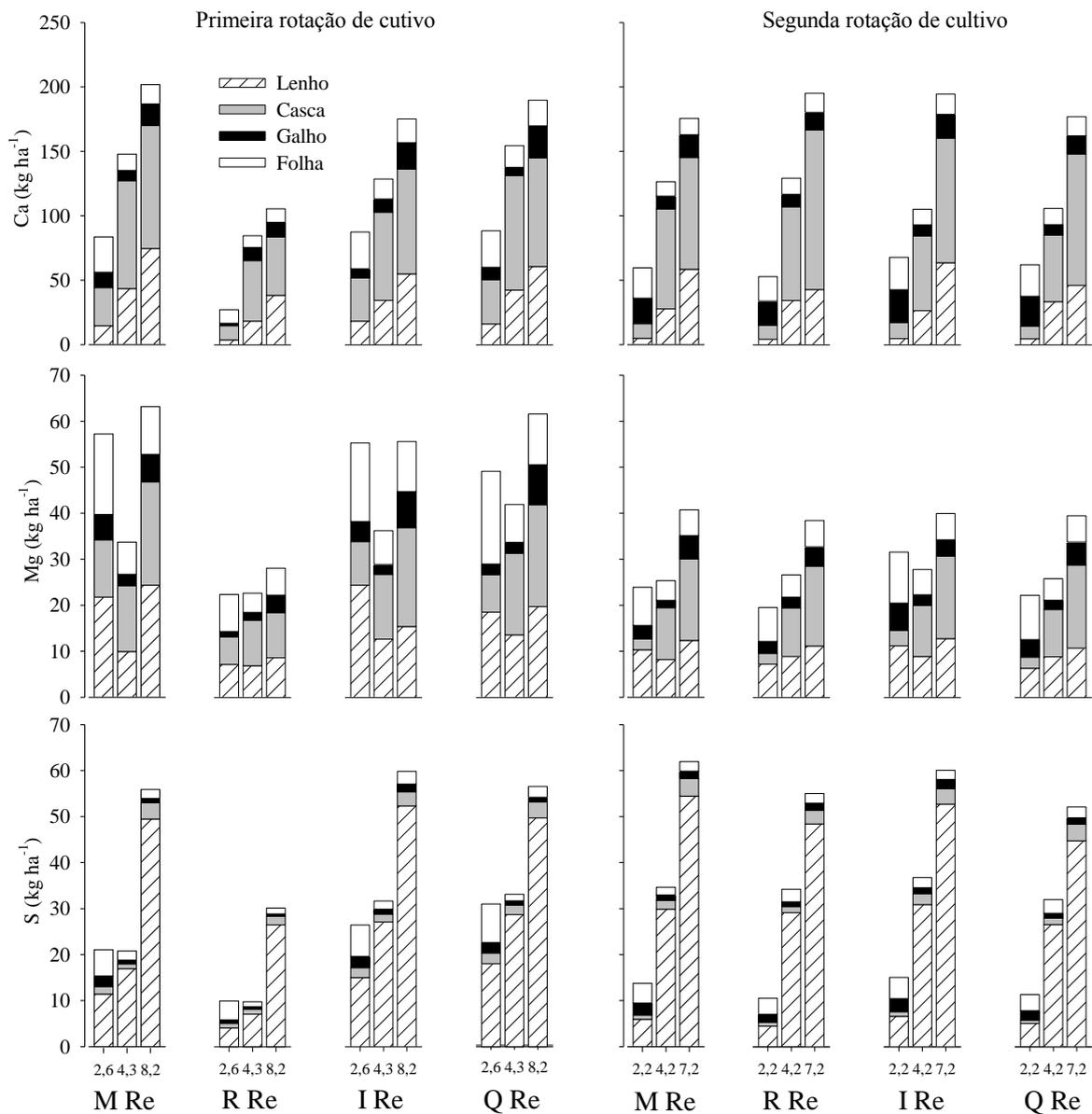


Figura 2.12 – Acúmulo de cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) nos compartimentos da parte aérea em duas rotações de cultivo de *Eucalyptus grandis*

2.3.7 Balanço nutricional do povoamento florestal

Dependendo do sistema de colheita e da finalidade do plantio florestal, outros compartimentos são levados junto com a madeira. Quando a finalidade do plantio florestal é a produção de biomassa para a geração de energia, folhas, galhos, casca e, em alguns casos, a serapilheira podem ser levados junto com a madeira. Do ponto de vista nutricional e de conservação do solo, o sistema de colheita mais adequado é aquele que remove apenas a madeira, deixando todos os demais compartimentos (folhas, galhos, cascas e serapilheira) sobre o solo. Isso porque a madeira é o compartimento que possui a menor concentração de

nutrientes (Tabela 2.10). Para produção de uma tonelada de madeira, o povoamento florestal estudado consumiu em média 4 kg de macronutrientes. Já para folhas, galhos, casca e serapilheira o consumo foi de 37, 16, 23 e 20 kg t⁻¹ de macronutrientes respectivamente.

Menos de 40% dos nutrientes acumulados na biomassa aérea, estão contidos no lenho. Uma exceção se dá ao S, pois aproximadamente 80% do acumulado na parte aérea, encontra-se no lenho. O restante dos macronutrientes está contido nos demais compartimentos, que podem se tornar resíduos florestais dependendo do sistema de colheita e do manejo empregado. Dos resíduos florestais (folhas, galhos, casca e serapilheira), a serapilheira merece atenção especial, visto que, contém aproximadamente 30% dos macronutrientes contidos no povoamento. Se esta for mantida sobre o solo após a colheita, apresenta grande contribuição como fonte de N, Ca, Mg e S. A casca apresenta grande contribuição no acúmulo de Ca, K e P, portanto quando esta for removida, atenção ao fornecimento desses nutrientes deve ser dada. Dos resíduos florestais, os galhos apresentam a menor concentração de nutrientes. As folhas apresentam as maiores concentrações de nutrientes e com isso rápida decomposição, sendo uma importante fonte de nutrientes se forem mantidas sobre o solo após a colheita.

No tratamento MRe foi exportado 125 t ha⁻¹ de biomassa e 502 kg ha⁻¹ de macronutrientes. No tratamento RRe foi exportado 164 t ha⁻¹ de biomassa e 1342 kg ha⁻¹ de macronutrientes. O balanço nutricional do povoamento estudado mostra que a sustentabilidade da produção de madeira é altamente dependente do manejo empregado. Mesmo o tratamento mais conservacionista, em que todos os resíduos florestais são mantidos sobre o solo, não é sustentável do ponto de vista nutricional (Tabela 2.11). Esse fato é devido a três fatores principais: i) baixos investimentos em fertilização, sendo as entradas de nutrientes inferiores às saídas; ii) alta produtividade e com isso alta exportação de nutrientes do povoamento; iii) baixa contribuição do solo como fonte de nutrientes, por se tratar de um solo com baixa fertilidade.

Tabela 2.11 - Balanço de nutrientes na área do experimento, tomando como base a rotação anterior à instalação e a primeira rotação do experimento

Componente	Biomassa t ha ⁻¹	N	P	K	Ca	Mg
		kg ha ⁻¹				
Estoque de nutrientes antes da instalação do experimento						
Estoque no solo (0-100cm) ⁽¹⁾		728,0	37,9	121,0	192,8	83,9
Estoque na biomassa florestal						
Serapilheira	24	187,2	9,5	35,5	208,6	23,7
Lenho	125	223,9	18,8	106,3	110,1	16,3
Casca	9	35,7	11,8	47,4	95,0	14,9
Copa	6,3	72,8	7,6	29,0	42,7	11,7
Raízes	24	97,6	3,9	29,2	32,9	9,5
Total	188	617,2	51,6	247,4	489,3	76,1
Total		1345,2	89,5	368,4	682,1	160,0
Saídas com a colheita						
Tratamento MRe	125	223,9	18,8	106,3	110,1	16,3
Tratamento MSe	140	332,4	38,2	182,7	247,8	42,9
Tratamento RRe	164	519,6	47,7	218,2	456,4	66,6
Entradas						
Fertilização ⁽²⁾		15,0	13,1	136,9		
Deposição atmosférica ⁽³⁾		31,5	-	31,5	51,0	12,6
Balanço de nutrientes ⁽⁴⁾						
Tratamento MRe		-177,4	-5,7	62,1	-59,1	-3,7
Tratamento MSe		-285,9	-25,1	-14,3	-196,8	-30,3
Tratamento RRe		-473,1	-34,6	-49,8	-405,4	-54,0
Saldo de nutrientes ⁽⁵⁾						
Tratamento MRe		1167,6	83,8	430,5	623,0	156,3
Tratamento MSe		1059,1	64,4	354,1	485,3	129,7
Tratamento RRe		871,9	54,9	318,6	276,7	106,0

⁽¹⁾ Para determinar a contribuição do solo foram realizadas análises dos teores disponíveis de P, K, Ca e Mg pelo método da resina e para o N foi considerando que 10% do N total é decomponível; ⁽²⁾ Na fertilização foi utilizado 150 e 250 kg ha⁻¹ de NPK 10-20-10 e KCl respectivamente, sendo a mesma para todos os tratamentos; ⁽³⁾ Para estimativa da deposição atmosférica foram utilizados os dados de Laclau et al. (2010b); ⁽⁴⁾ Foi considerado como as estradas de nutrientes via adubação e deposição atmosférica menos as saídas por meio da colheita; ⁽⁵⁾ O saldo foi calculado por meio da soma do balanço com o estoque inicial de nutrientes.

O K para o manejo MRe foi o único nutriente que apresentou um balanço positivo, em todos os demais nutrientes e manejos o balanço de nutrientes foi negativo. Apesar do balanço de nutrientes ser negativo, o saldo ainda continua positivo, sendo suficiente para rotações futuras. Para o manejo aplicado no tratamento MRe constata-se que os estoques de N do solo e da biomassa florestal seriam suficientes para mais 7 rotações de cultivo. Para P, Ca e Mg, os estoques seriam suficientes para mais de 10 rotações de cultivo. (Tabela 2.9).

Para o manejo aplicado em MSe os estoques de P, K e Ca seriam suficientes para mais 3 rotações de cultivo, o estoque de N, para mais 4 e o de Mg para mais 5 rotações de cultivo. Neste manejo, houve perdas de 15% na produção de madeira já na primeira rotação. O Ca e o P foram os nutrientes que mais limitaram a produção nesse tratamento. Isso devido à ausência de aplicação de calcário e a baixa dose de P (13 kg ha⁻¹) aplicada, além das pequenas reservas

do solo e da remoção da casca e da copa que são importantes fontes desses nutrientes (Tabela 2.12).

Para o manejo RRe, os estoques de Ca seriam suficientes apenas para uma rotação, os de P, N e Mg para mais duas rotações, e os estoques de K para mais 7 rotações. Para este tratamento, houve grande perda de produtividade (39%) já na primeira rotação. O balanço nutricional indica que com exceção do K, que foi fornecido em quantidade suficiente via fertilização, todos os demais macronutrientes podem ter limitado a produção, sendo o Ca e o P os mais prováveis (Tabela 2.12).

Tabela 2.12 - Número potencial de rotações de cultivo, considerando três cenários de manejo florestal

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
Rotação de cultivo de 7 anos					
MRe	7	>10	In	>10	>10
MSe	4	3	3	3	5
RRe	2	2	7	1	2

2.3.8 Valoração financeira

Analisando as informações do balanço nutricional, fica evidente a importância da manutenção dos resíduos na sustentabilidade da produção florestal. Antes da década de 90 os resíduos florestais eram removidos ou queimados por se tratarem de um empecilho para as operações silviculturais, porém inúmeros trabalhos mostraram sua importância. Por esse motivo, desde então, em sua grande maioria, os plantios florestais são estabelecidos sob sistema de cultivo mínimo, com manutenção dos resíduos florestais sobre o solo. Atualmente, com todas as pressões que vem surgindo para a utilização de fontes de energia renováveis, os resíduos florestais algumas vezes são vistos como um subproduto que pode ser utilizado como fonte de energia. Para que a produção florestal seja mantida, mesmo removendo os resíduos florestais ou parte deles, maiores investimentos com adubação devem ser efetuados, garantindo a sustentabilidade da produção em termos nutricionais ao longo das rotações de cultivo.

Conforme constatado, o balanço de nutrientes foi negativo para todos os manejos utilizado neste estudo. Porém quanto maior foi a intensidade da remoção da biomassa aérea, mais negativo foi o balanço, resultando em perdas de produtividade de até 39% já na primeira rotação. Isso se deve principalmente ao baixo investimento em fertilização (Tabela 2.11).

Para que a sustentabilidade da produção de madeira seja alcançada o saldo entre a quantidade de nutrientes exportada e a quantidade de nutrientes aportada deve ser nulo ou positivo. Para isso, maiores investimentos em fertilização devem ser efetuados. Para repor todos os macronutrientes exportados pela colheita, com o uso de fertilizantes, no tratamento MRe, seria necessário um investimento de aproximadamente R\$ 1.800,00 por hectare, somente com insumos. Para reposição dos macronutrientes exportados no tratamento RRe este custo seria de aproximadamente R\$ 4.150,00 por hectare, ou seja um aumento de 130% (Tabela 2.13).

Tabela 2.13 – Custo com insumos para a reposição dos nutrientes exportados nos diferentes cenários de manejo florestal

Tratamento	Biomassa ⁽¹⁾ t ha ⁻¹	Custo para reposição dos nutrientes exportados		
		BRL	USD ⁽²⁾	Eq m ³⁽³⁾
MRe	125	1.791,33	792,63	34,9
MSe	140	2.845,30	1.258,98	55,5
RRe	164	4.157,52	1.839,61	81,0

⁽¹⁾ Considerando a madeira e os demais compartimentos aéreos removidos em cada tratamento; ⁽²⁾ Dólar a R\$ 2,26 - data base 02/11/2013; ⁽³⁾ valor em m³ de madeira equivalente, considerando o preço da madeira de R\$51,30 m⁻³.

Este grande aumento (130%) no custo com insumos para repor os nutrientes exportados pela colheita no tratamento RRe, para um modesto aumento na exportação de biomassa, se deve a maior concentração dos nutrientes os demais compartimentos quando comparado com a madeira (Tabela 2.10). Para a reposição dos nutrientes contidos em uma tonelada de madeira, o custo com insumos é de R\$14,30. Já para a reposição dos nutrientes contidos nas folhas, galhos, casca e serapilheira, o custo com insumos por tonelada é de R\$135,94, R\$44,41, R\$54,10 e R\$55,12, respectivamente.

Vale ressaltar que o cálculo do custo da remoção dos resíduos florestais para o sítio não é tão simples. Inúmeros benefícios da manutenção dos resíduos florestais são de difícil valoração. São alguns desses benefícios, proteção do solo contra erosão, o aumento do estoque de carbono do solo, o aumento da atividade microbiana, redução dos riscos de compactação do solo, redução do escoamento superficial e aumento da infiltração da água da chuva, dentre outros. Os custos apresentados nesse tópico são apenas para a reposição dos nutrientes, sendo esse apenas uma parte dos benefícios dos resíduos florestais para o sítio. Por outro lado, a utilização desses resíduos para a produção de energia, pode resultar em ganhos econômicos e ambientais. Ganhos econômicos por ser um subproduto da produção de madeira, e ganhos ambientais por ser uma fonte de energia renovável. Além disso, em áreas

livre de resíduos (principalmente resíduos lenhosos), são alcançados maiores rendimentos operacionais e redução na manutenção das máquinas utilizadas nas atividades silviculturais de reforma. Por esse motivo, a tomada de decisão quanto ao manejo dos resíduos florestais deve levar em consideração aspectos econômicos e ambientais, em médio e longo prazo.

2.4 Conclusão

A hipótese I, “a manutenção dos resíduos florestais eleva a disponibilidade de nutrientes no solo”, não foi corroborada. Pois, assim que os nutrientes foram liberados dos resíduos estes eram rapidamente absorvidos pelas árvores. .

A hipótese II, “a remoção dos resíduos florestais reduz a produtividade da floresta”, foi corroborada. Houve uma redução de aproximadamente 40% no volume final de madeira da floresta.

A hipótese III, “a remoção dos resíduos florestais apresenta um efeito residual, que perdura por duas rotações”, foi corroborada. Mesmo reformando o povoamento florestal sob o sistema de cultivo mínimo, nos tratamentos em que os resíduos haviam sido removidos e queimados na rotação anterior, a produtividade foi 6% inferior aos demais tratamentos.

A queima dos resíduos florestais aumentou a disponibilidade de nutrientes do solo, porém em um curto prazo está voltou a níveis próximos aos iniciais. O manejo de resíduos florestais não influenciou a fertilidade do solo após seis meses da aplicação dos tratamentos. A quantidade de N mineralizada apresentou redução com a queima e com a remoção dos resíduos florestais.

Apesar de não haver grandes mudanças na fertilidade do solo, a remoção dos resíduos florestais reduziu em 39% a produtividade de madeira do povoamento florestal. A principal contribuição dos resíduos para manutenção da produtividade é a disponibilização dos nutrientes neles contidos. Quanto maior foi a massa de resíduos mantida sobre o solo, maior foi a quantidade de nutrientes, conseqüentemente, maior a produção dos tratamentos. Mesmo reformando o povoamento florestal sob o sistema de cultivo mínimo, nos tratamentos em que os resíduos haviam sido removidos e queimados, a produtividade foi inferior aos demais tratamentos.

O balanço de nutrientes do povoamento foi positivo apenas para o K no tratamento em que todos os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo, para todos os demais nutrientes o balanço foi negativo. Assim quando ocorrer a redução dos estoques naturais de nutrientes no solo, poderá ocorrer perdas de produtividade. Isso explica também a grande redução na produtividade nos tratamentos em que os resíduos foram removidos. O estoque atual de alguns nutrientes não é suficiente para a produção de mais uma rotação de cultivo. Para que a sustentabilidade da produção seja mantida, é necessário aumentar a dose de fertilizantes e manter os resíduos florestais sobre o solo.

Referências

- ADAMS, M.A.; ATTIWILL, P.M. Nutrient balance in forests of northern Tasmania .2. alteration of nutrient availability and soil-water chemistry as a result of logging, slash-burning and fertilizer application. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 44, n. 2/4, p. 115-131, Nov 15 1991.
- BALIEIRO, F.C. FONTES, R.L.F.; DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, F.M.; Accumulation and distribution of aboveground biomass and nutrients in pure and mixed stands of guachapele and eucalyptus. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 25, n. 12, p. 2639-2654, 2002.
- 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. **Relação Solo- Eucalipto**. Viçosa, 1990. p.127-186.
- BELLOTE, A.F.J.; DEDECEK, R.A.; SILVA, H.D. Nutrientes minerais, biomassa e deposição de serapilheira em plantio de Eucalyptus com diferentes sistemas de manejo de resíduos florestais **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 56, p. 31-41, 2008.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 6 ed. São Paulo: Ícone, 2008. 355p.
- BREMNER, J.M. Inorganic forms of nitrogen. **Methods of Soil Analysis, American Society of Agronomy** Madison, v. 9, p. 1179-1237, 1965.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAES, R.F.;ALVAREZ V.V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.375-470.
- CUNHA, G.D.M.; GAMA-RODRIGUES, A.CD.; COSTA, G.S. Nutrient cycling in a eucalypt plantation (Eucalyptus grandis W. Hill ex Maiden) in Northern Rio de Janeiro State. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, p. 353-363, Nov. 2005.

DELEPORTE, P. ;LACLAU, J.P.; NZILA, J.D.; KAZOTTI, J.G.; MARIEN, J.N.; BOUILLET, J.P.; SZWARC, M.; D'ANNUNZIO, R.; RANGER, J. Effects of slash and litter management practices on soil chemical properties and growth of second rotation Eucalypts in the Congo. In: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests.**, Bogor Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p.5-22.

Du TOIT, B.; DOVEY, S.B. Effect of site management on leaf area, early biomass development, and stand growth efficiency of a *Eucalyptus grandis* plantation in South Africa. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 35, n. 4, p. 891-900, 2005.

Du TOIT, B.; DOVEY, S.B.; SMITH, C.W. Effects of Slash and Site Management Treatments on Soil Properties, Nutrition and Growth of a *Eucalyptus grandis* Plantation in South Africa. In: NAMBIAR, E.K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests.** 2008. Piracicaba (Brazil) 22-26 Nov. 2004.; Bogor (Indonésia) 6-9 Nov.2006. p.63-78.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 3.ed. Brasília:EMBRAPA, 2013. 353p.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo.** 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p.

FERNANDEZ, C.; VEGA, J.A.; BARÁ, S.; BELOSO, C.; ALONSO, M.; FONTURBEL, T. Nitrogen mineralization after clearcutting and residue management in a second rotation *Eucalyptus globulus* Labill. stand in Galicia (NW Spain). **Annals of Forest Science**, Les Ulis v. 66, n. 8, Dec 2009.

FERRAZ, A.V. **Ciclagem de nutrientes e metais pesados em plantios de *Eucalyptus grandis* adubados com lodos de esgoto produzidos em diferentes estações de tratamento da região metropolitana de São Paulo.** 2009. 122p. (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, 2009.

FERREIRA, C.A. SILVA, H.D.; ANDRADE, G.C.; BELLOTE, A.F.J.; MORO, L.; Deposição de material orgânico e nutrientes em plantios de *Eucalyptus grandis* em diferentes regimes de adubação. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo n. 43, p. 75-86, 2001.

FINGER, C.A.G.; SCHUMACHER, M.V.; SCHNEIDER, P.R.; HOPPE, J.M. Influência da camada de impedimento no solo sobre o crescimento de *Eucalyptus grandis* (Hill) ex Maiden. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 137-145, 1996.

FISHER, R.F.; BINKLEY, D. **Ecology and Management of Forest Soils.** 3rd ed. New York: Wiley, 2000. 489p.

GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 193-207, 2002.

GIARDINA, C.P.; RHOADES, C.C. Clear cutting and burning affect nitrogen supply, phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam v. 140, n. 1, p. 19-28, Jan 1 2001.

GODINHO, T.D. CALDEIRA, M.V.W.C.; CALIMAN, J.P.C.; PREZOTTI, L.C.; WATZLAWICK, L.F.; AZEVEDO, C.A.; ROCHA, J.H.T. Biomass, macronutrients and organic carbon in the litter in a section of submontane seasonal semideciduous forest, ES. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 97, p. 131-144, 2013.

GONÇALVES, J.L.M.; ALVARES, C.A.; HIGA, A.R.; SILVA, L.D.; ALFENAS, A.C.; STAHL, J.; FERRAZ, S.F.B.; LIMA, W.P.; BRANCALION, P.H.S.; HUBNER, A.; BOUILLET, J.P.D.; LACLAU, J.P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6-27, Aug 2013.

GONÇALVES, J.L.M. Fertilização de Plantações de Eucalipto. In: GONÇALVES, J.L. M.; PULITO, A.P. ARTHUR JUNIOR, J.C.; SILVA, L.D. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE SILVICULTURA, 2., 2011, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: IPEF, 2011. p.85-114.

GONÇALVES, J.L.M. STAPE, J.L.; BENEDETTI, V.; FESSEL, V.A.G.; GAVA, J.L. Reflexos do cultivo mínimo e intensivo do solo em sua fertilidade e na nutrição das árvores. In: GONÇALVES, J.L.M. ; BENEDETTI, V. **Nutrição e Fertilização Florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. cap. 1 v.1, p.1-58.

GONÇALVES, J.L.M. STAPE, J.L.; WICHERT, M.C.P.; GAVA, J.L.. Manejo de resíduos vegetais e preparo de solo. In: GONÇALVES, J.L.M. ; STAPE, J.L. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. cap. 3 v.1 p.131-204.

GROVE, T.S.; MALAJCZUK, N. Nutrient accumulation by trees and understory shrubs in an age-series of eucalyptus-diversicolor f-muell stands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam v. 11, n. 1/2, p. 75-95, 1985.

IEA. Instituto de Economia Agrícola. Disponível em: <
http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/Indices_new.aspx> acesso dia: 03 nov.2013.

JONES, H.E. MADEIRA, M.; HERRAEZ, L.; DIGHTON, J.; FABIAO, A.; GONZALES-RIO, F.; FERNANDEZ, M.M.; GOMEZ, C.; TOMÉ, M.; FEITH, H.; MAGALHAES, 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. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 122, n. 1/2, p. 73-86, Sep 13 1999.

KIMMINS, J.P. **Forest ecology**. New York: Collier, 1987. 531p.

KUMAR, K.; GOH, K.M. Crop residues and management practices: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. **Advances in Agronomy**, San Diego v. 68, p. 197-319, 2000.

- LACLAU, J.P. LEVILLAIN, J.; DELEPORTE, P.; NZILA, J.D.; BOUILLET, J.P.; SAINT-ANDRÉ, L.; VERSINI, A.; MARESCHAL, L.; NOUVELLON, Y.; M'BOU, T.; RANGER, J. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in *Eucalyptus* plantations established on a sandy tropical soil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, n. 12, p. 2148-2159, Dec 15 2010a.
- LACLAU, J.P. RANGER, J.; GONCALVES, J.L.M.; MAQUERE, V.; KRUSCHE, A.V.; M'BOU, 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. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, n. 9, p. 1771-1785, Apr 15 2010b.
- LACLAU, J.P.; BOUILLET, J.P.; RANGER, J. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of *Eucalyptus* in Congo. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 128, n. 3, p. 181-196, Apr 1 2000.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2000. 531p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, A.S. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201p.
- MATTHEWS, S. The water vapour conductance of *Eucalyptus* litter layers. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam v. 135, n. 1/4, p. 73-81, Dec 14 2005.
- MELLO, S.L.M.; GONCALVES, J.L.M. Equations to estimate shoot and root system biomass in *Eucalyptus grandis* stands at sites with different productivities. **Revista Arvore**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 101-111, Jan-Feb 2008.
- MENDHAM, D.S.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; RANCE, S.J. Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 181, n. 3, p. 357-372, Aug 2003.
- MENDHAM, D.S.; SANKARAN, K.V.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S. *Eucalyptus globulus* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, n. 12, p. 1903-1912, Dec 2002.
- MIRANDA, G.A. BARROS, N.F.; LEITE, H.G.; COUTO, L.; MOACIR, N.F. Produtividade de povoamentos de eucalipto em regime de talhadia, em função da adubação parcelada, no vale do Jequitinhonha-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 22, n. 1, p. 51-59, 1998.
- NAMBIAR, E.S. **Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests, Workshop Proceedings**, Bogor Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 1999. 215p.
- 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. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 171, n. 1/2, p. 209-221, Nov 1 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 Biology & Biochemistry**, Oxford v. 36, n. 1, p. 39-48, Jan 2004.
- PIMENTA, J.A. ROSSI, L.B.; TOREZAN, J.M.D.; CAVALHEIRO, A.L.; BIANCHINI, E. Litter production and nutrient cycling in a reforested area and a seasonal semideciduous forest in southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 1, p. 53-57, Jan-Mar 2011.
- PINTO, S.I. MARTINS, S.V.; BARROS, N.F.; DIAS, H.C.T. Nutrient cycling in two sites of semideciduous forest in mata do paraíso forest reserve in Vicosa, MG, Brazil. **Revista Arvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 653-663, Jul-Aug 2009.
- PULITO, A.P. **Resposta à fertilização nitrogenada e estoque de nitrogênio biodisponível em solos usados para plantações de *Eucalyptus***. 2009. 59p. (Mestrado em Recursos Florestais) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, 2009.
- RAISON, R.J.; CONNELL, M.J.; KHANNA, P.K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, n. 5, p. 521-530, 1987.
- REIS, M.G.F.; KIMMINS, J.P.; RESENDE, G.C.; BARROS, N F. Acúmulo de biomassa em uma seqüência de idade de *Eucalyptus grandis* plantado no cerrado em duas áreas com diferentes produtividades. **Revista Arvore**, Viçosa, v. 9, n. 2, p. 149-162, 1985.
- RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. Flow injection analyses .v.1: new concept of fast continuous-flow analysis. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 78, n. 1, p. 145-157, 1975
- SANKARAN, K.V. citar todos et al. Impact of Site Management Practices on Growth of Eucalypt Plantations in the Monsoonal Tropics in Kerala, India. In: NAMBIAR, E. K.S. **Site management and productivity in tropical plantation forests**. Bogor Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p.23-38.
- SCHUMACHER, F.X.; HALL, F.D.S. Logarithmic expression of timber-tree volume. **Journal of Agricultural Research**, Washington, v. 47, p. 719-734, Jul-Dec 1933.
- 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 torelliana* F. Muell, plantados em Anhembi, SP **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 1, p. 21-34, 1993.
- SCHUMACHER, M.V.; WITSCHORECK, R.; CALIL, F.N. Biomass in *Eucalyptus* spp. stands in small rural properties in Vera Cruz, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 1, p. 17-22, Jan-Mar 2011.
- SCOLFORO, J.R.S. **Mensuração florestal 3: relações quantitativas em volume, peso e a relação hipsométrica**. Lavras: ESAL/FAEPE, 1993. 292p.
- SCOLFORO, J.R.S.; THIERSCH, C.R. **Biometria florestal: medição, volumetria e gravimetria**. Lavras:UFLA/FAEPE, 2004. 285p.

SILVA, P.H.M. ; POGGIANI, F.; LIBARDI, P.L.; GONÇALVES, A.N. Fertilizer management of eucalypt plantations on sandy soil in Brazil: Initial growth and nutrient cycling. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 67-78, Aug 2013.

SMITH, C.T. LOWE, A.T.; SKINNER, M.F.; BEETS, P.N.; SCHOENHOLTZ, S.H.; FANG, S. Response of radiata pine forests to residue management and fertilisation across a fertility gradient in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, n. 1/3, p. 203-223, Nov 2000.

THORNTHWAITE, C.W. An Approach toward a Rational Classification of Climate. **Geographical Review**, New York, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. The Water Balance. **Publications in Climatology**, New Jersey, v. 8, n. 1, p. 1-104, 1955.

TIESSEN, H.; CUEVAS, E.; CHACON, P. The role of soil organic-matter in sustaining soil fertility. **Nature**, London, v. 371, n. 6500, p. 783-785, Oct 1994.

VAN RAIJ, B.; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: IAC, 2001. 285p.

VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K.; FONSECA, R.C.B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

WU, J.; LIU, Z.; WANG, X.; SUN, Y.; ZHOU, L.; LIN, Y.; FU, S. Effects of understory removal and tree girdling on soil microbial community composition and litter decomposition in two *Eucalyptus* plantations in South China. **Functional Ecology**, London, v. 25, n. 4, p. 921-931, Aug 2011.

XU, D.P.; YANG, Z.J.; ZHANG, N.N. Effects of Site Management on Tree Growth, Aboveground Biomass Production and Nutrient Accumulation of a Second-rotation Plantation of *Eucalyptus urophylla* in Guangdong Province, China. In: NAMBIAR, E. K. S. **Site management and productivity in tropical plantation forests**. Bogor Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. p.23-38.

ZAIA, F.C.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Nutrient cycling and balance in eucalypt plantation systems in north of Rio de Janeiro state, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 843-852, 2004.

ZIMMERMANN, F.J.P. **Estadística aplicada à pesquisa agrícola**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa arroz e Feijão, 2004. 402p.

3 DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS FLORESTAIS E DINÂMICA DA FERTILIDADE DO SOLO EM PLANTAÇÃO DE EUCALIPTO

Resumo

Devido à baixa fertilidade dos solos utilizados para plantios florestais no Brasil, os resíduos florestais são importantes fontes de nutrientes para as árvores. Por esse motivo, entender a dinâmica e os fatores que interferem na decomposição desses resíduos são de fundamental importância no manejo das plantações florestais. Diante do exposto, objetivou-se com o trabalho avaliar em um povoamento de *Eucalyptus grandis*: i) Influência da fertilização aplicada na formação do povoamento, na velocidade de decomposição dos resíduos florestais mantidos sobre o solo após sua colheita; ii) Influência da quantidade de resíduos florestais mantida sobre o solo na velocidade de decomposição destes resíduos; iii) Alterações na disponibilidade de nutrientes em função da decomposição desses resíduos; iv) Impacto da remoção dos resíduos florestais no teor de carbono orgânico oxidável e na qualidade da matéria orgânica do solo. Para isso, após a colheita de um povoamento de eucalipto, implantado sob diferentes manejos de resíduos e fertilização foi avaliada a decomposição dos resíduos florestais, liberação dos nutrientes neles contido, alterações na fertilidade e na matéria orgânica do solo. Os tratamentos avaliados foram: i) manutenção de todos os resíduos florestais (folhas, galhos, casca e serapilheira) sobre o solo e fertilização completa; ii) remoção de todos os resíduos florestais e fertilização completa; iii) remoção de toda parte aérea das árvores e manutenção da serapilheira (SPA) e não fertilizado com N; iv) SPA e não fertilizado com P; v) SPA e não aplicado calcário; vi) manutenção de todos os resíduos florestais sobre o solo e sem fertilização. Esses tratamentos foram aplicados na formação do povoamento de eucalipto, que foi conduzido por oito anos e reformado (momento que iniciou as avaliações), reaplicando todos os tratamentos. A taxa de decomposição dos resíduos florestais foi de 3,6, 1,2 e 0,8 para as folhas, cascas e galhos, respectivamente. A omissão de N e P não influenciou a decomposição dos resíduos florestais. O tratamento em que todos os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo e não recebeu fertilização foi o que apresentou maior taxa de decomposição. Nos primeiros 300 dias após a colheita foi observado liberação de, aproximadamente, 50% do N, P, Ca, Mg e S e 80% do K contido nos resíduos florestais. Mesmo com essa grande liberação de nutrientes, a fertilidade do solo apresentou poucas alterações com a decomposição dos resíduos. Contudo, a matéria orgânica do solo foi muito influenciada pelo manejo aplicado. A remoção dos resíduos reduziu em 50% o carbono orgânico oxidável do solo, sendo que 75% dessa redução ocorreu nas frações mais lábeis.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes; Cultivo mínimo; Matéria orgânica do solo

Abstract

Due to the low fertility of the soils used for forest plantations in Brazil, forest residues are an important source of nutrients for the trees. Therefore to understand the dynamics and factors affecting the decomposition of these residues are essential in the management of forest plantations. Given the above, we intended to evaluate the work in an *Eucalyptus grandis*: i) the influence of fertilization applied in the formation of the settlement, the rate of decomposition of forest residues kept on the soil after harvest, ii) the influence of amount of forest residues maintained on the soil at the rate of decomposition of these wastes; iii) changes in nutrient availability due to the decomposition of waste iv) the impact of removal of forest

residues in the oxidable organic carbon content and quality of the raw organic soil. For this, after the harvest of a stand of eucalyptus, deploying under different managements of waste decomposition and fertilization of forest residues, release of nutrients contained therein, changes in fertility and soil organic matter was evaluated. The treatments were: i) maintenance of all forest residues (leaves, twigs, bark and litter) on soil and complete fertilization; ii) removal of all forest residues and complete fertilization; iii) removal of all aerial parts of trees and maintenance of litter, not fertilizing with N; iv) removal of all aerial parts of trees and maintenance of litter, not fertilizing with P; v) removal of all aerial parts of trees and maintenance of litter, not applying lime; vi) maintenance all forestry residues on soil and not fertilized. These treatments were applied in the formation of the eucalyptus plantation, which was conducted for eight years and reformed (start assessments), reapplying all treatments. The rate of decomposition of forest residues was 3.6, 1.2 and 0.8 for the leaves, bark and branches respectively. The omission of N and P did not affect the decomposition of forest residues. The treatment that all forest residues were kept on the ground and did not receive fertilization presented the highest decomposition rate. In the first 300 days after harvest was released approximately 50 % of the N, P, Ca, Mg and S and 80% K contained in forestry residues. Even with this large release of nutrients, soil fertility showed little change with the decomposition, but the quantity and quality of soil organic matter was very influenced by management applied. The removal of waste reduced by 50% oxidable soil organic carbon, and 75 % of this reduction occurred in the most labile fraction.

Keywords: Nutrient cycling; Minimum tillage; Soil organic matter

3.1 Introdução

No Brasil, os plantios florestais comumente são estabelecidos em regiões de baixa aptidão agrícola, compostas por solos de baixa fertilidade e pouca reserva de minerais (comumente Latossolos de textura média e Neossolos Quartzarênicos) (GONÇALVES et al., 2013). Mesmo com essa baixa fertilidade dos solos utilizados para plantações de florestas no Brasil, elevados níveis de produtividade são alcançados ($40,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (ABRAF, 2013). Essa grande produtividade, se deve a condições climáticas favoráveis, fatores de manejo, fertilização e a características genéticas que conferem alta eficiência na absorção e utilização de nutrientes apresentado por espécies do gênero *Eucalyptus*. Essa alta eficiência se deve ao grande desenvolvimento do sistema radicular e a alta capacidade de ciclagem de nutrientes (BARROS; NEVES; NOVAIS, 2000; LACLAU et al., 2010b; LACLAU et al., 2013).

A capacidade de retranslocação dos nutrientes móveis na planta (ciclagem bioquímica) faz com que, a serapilheira produzida nos plantios de eucalipto seja muito pobre em nutrientes, especialmente em N e P, sendo, portanto de difícil decomposição (GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002). Esse fato também pode resultar na imobilização de nutrientes no início do processo de decomposição (GUO; SIMS, 1999; GAMA

RODRIGUES; BARROS, 2002). Em plantações florestais, a compreensão dos fatores que regulam a decomposição, pode assumir importante papel no manejo, possibilitando a elaboração de técnicas que melhorem a utilização dos nutrientes contidos nos resíduos florestais.

A decomposição consiste na quebra de grandes moléculas orgânicas em componentes menores e mais simples. A velocidade de decomposição é influenciada pela quantidade e diversidade de organismos do solo, pelas condições ambientais e pela qualidade dos resíduos adicionados sobre o solo. Quanto às condições ambientais, regiões mais quentes, úmidas e com solos bem aerados tendem a apresentar maiores velocidades de decomposição. Quanto à qualidade, resíduos de maior concentração de nutrientes, menores relações C/N, C/P e C/S, maior área de superfície, e menor conteúdo de extrativos, tendem a apresentar maior velocidade de decomposição (BRADY; WEIL, 2013).

Os resíduos florestais consistem em importante fonte de nutrientes e carbono para o solo. O conhecimento dos fatores que influenciam a velocidade de decomposição e a dinâmica dos nutrientes pode contribuir para as tomadas de decisões visando o manejo sustentável de plantios florestais. Sabendo-se que o manejo em sistemas florestais deve considerar a ciclagem de nutrientes como um componente da produtividade, tendo-se a velocidade de decomposição da serapilheira como mecanismo de controle desse processo, foram propostas as seguintes hipóteses:

- I. As omissões de N e P na formação de povoamentos de eucalipto reduz a decomposição dos resíduos florestais;
- II. A calagem aumenta a decomposição dos resíduos florestais por elevar o pH da camada superficial e com isso favorecer a atividade microbiana;
- III. A remoção dos resíduos florestais reduz o carbono orgânico oxidável da camada superficial do solo.

Diante do exposto, objetivou-se com o trabalho avaliar em um povoamento de *Eucalyptus grandis*: i) Influência da fertilização aplicada na formação do povoamento, na velocidade de decomposição dos resíduos florestais mantidos sobre o solo após sua colheita; ii) Influência da quantidade de resíduos florestais mantida sobre o solo na velocidade de decomposição destes resíduos; iii) Alterações na disponibilidade de nutrientes em função da decomposição desses resíduos; iv) Impacto da remoção dos resíduos florestais no teor de carbono orgânico oxidável e na qualidade da matéria orgânica do solo.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP, pertencente à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), a 23°06’ S e a 48°36’ W, a 857 m de altitude. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é o temperado úmido com verão quente (Cfa) (ROLIM et al., 2007). A precipitação média anual é de 1400 mm, com 48% concentrada no verão, 23% na primavera, 21% no outono e 8% no inverno. A temperatura média anual é de 20,4 °C, com mínimo de 8,9 °C em julho e máxima de 28,8 °C em janeiro. O relevo do local é plano a suave ondulado, e o solo classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo, distrófico, de textura média (EMBRAPA, 2013). A precipitação e a temperatura do período do estudo estão apresentadas na Figura 3.1.

A vegetação natural da região é o cerrado *stricto sensu*. Sabe-se que essa área vem sendo cultivada com espécies do gênero *Eucalyptus* desde 1940. De 1940 a 1992, essa área foi cultivada com *Eucalyptus saligna*, sob manejo de talhadia, com poucos investimentos em tratamentos silviculturais. Em 1992 essa área foi replantada, sendo usadas mudas seminais de *Eucalyptus grandis*. A colheita da madeira com corte raso foi realizada em 2004, quando foi instalado esse experimento.

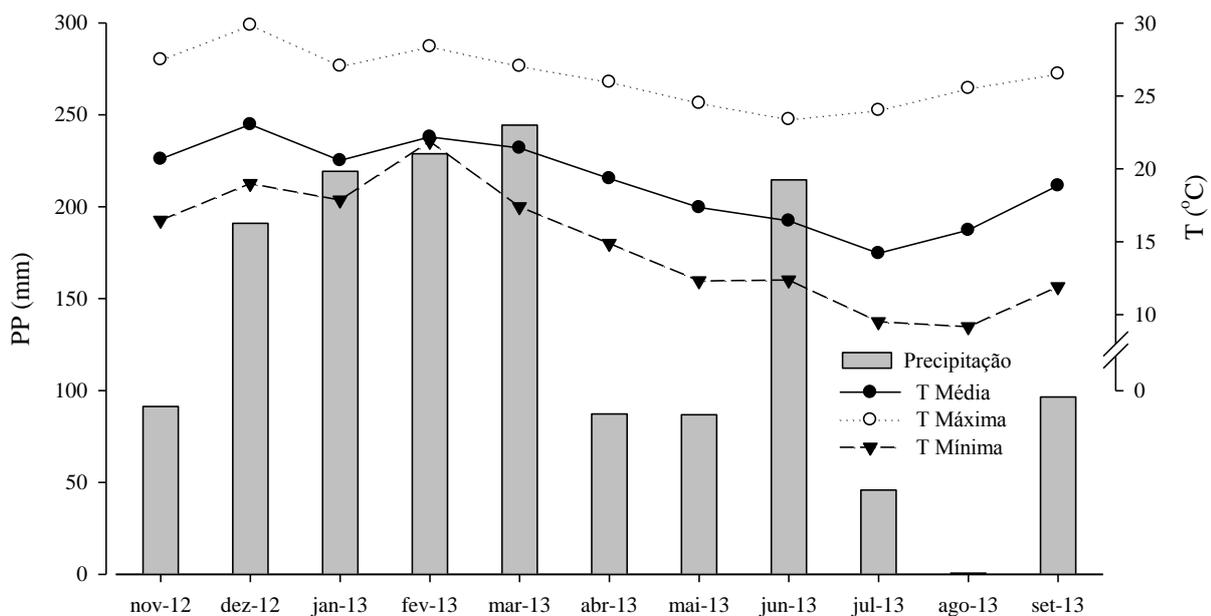


Figura 3.1 – Precipitação pluviométrica (PP) e temperaturas (T) médias, máximas e mínimas no período de condução do experimento

3.2.2 Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi delineado em blocos aleatorizados, com 6 tratamentos e 3 repetições, totalizando 18 parcelas. Cada parcela experimental foi composta por 81 plantas distribuídas em 9 linhas com 9 plantas no espaçamento de 3,0 m x 2,0 m, totalizando 486 m² por parcela. Para a avaliação da decomposição dos resíduos florestais e da fertilidade do solo, foi considerado como parcela útil 5 linhas com 5 plantas (25 plantas), respeitando-se uma bordadura dupla.

Os tratamentos consistem em diferentes intensidades de manejo dos resíduos florestais (copa, casca e serapilheira), omissão de nitrogênio (N), fósforo (P) e calagem (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Manejo de resíduos florestais e doses de fertilizantes aplicadas nos tratamentos

Tratamento ⁽¹⁾	Resíduo florestal ⁽²⁾			Fertilização ⁽³⁾			
	Copa	Casca	Serapilheira	N	P	K	Calcário
				kg ha ⁻¹			
CR _e CF	M	M	M	130	100	150	2000
SReCF	R	R	R	130	100	150	2000
SPASN	R	R	M	10	100	150	2000
SPASP	R	R	M	130	-	150	2000
SPASCa	R	R	M	130	100	150	-
CR _e SF	M	M	M	10	-	10	-

⁽¹⁾ C = com, S = sem, Re = resíduo florestal, PA = parte aérea, F = fertilização completa, N = nitrogênio, P = fósforo e Ca = calcário; ⁽²⁾ M = mantido sobre o solo, R = removido do local; ⁽³⁾ As fontes de N, P e K foram sulfato de amônio, superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente.

3.2.3 Instalação e condução do experimento

A área experimental encontrava-se coberta por um povoamento de *Eucalyptus grandis* de 12 anos, que foi colhido (corte raso) em 2004. Após o corte do povoamento foram aplicados os tratamentos (Tabela 3.2) e efetuado o preparo de solo por coveamento a 40 cm de profundidade.

Em junho de 2004, foi efetuado o plantio do experimento com uma monoprogênie de *Eucalyptus grandis* Hill Ex Maiden. A fertilização aplicada foi composta pelos macronutrientes listados na tabela 3.1, adicionalmente foram aplicados em todos os tratamentos 3,4 kg ha⁻¹ de boro (B) e 30 kg ha⁻¹ de “Fried Traced Elements” (FTE BR 12). O tratamento SPASN recebeu uma pequena dose de N (10 kg ha⁻¹), para garantir a sobrevivência e o arranque inicial das mudas. A fertilização foi dividida em uma adubação de base e duas adubações de cobertura. Na adubação de base foi aplicado todo o fósforo

recomendado, o FTE e 10 kg ha⁻¹ de N e de K em duas covetas laterais a 10 cm das mudas. Também foi efetuada a aplicação do calcário em área total no ato do plantio (exceto no tratamento SPASCa). As adubações de cobertura foram realizadas quando o plantio apresentava três e oito meses, em que foi aplicado o N, K e B, dividido em duas partes iguais. Os fertilizantes foram aplicados sobre o solo em semicírculo na projeção da copa.

Em novembro de 2012, o experimento foi colhido e reinstalado, aplicando os mesmos tratamentos nos mesmos locais. No ato da colheita, tomou-se cuidado para que todos os resíduos de cada parcela ficassem sobre as mesmas. Toda a condução do experimento foi semelhante à primeira rotação de cultivo.

3.2.4 Avaliações

3.2.4.1 Temperatura e umidade do solo

Nos tratamentos CReCF, SPASN e SReCF foram instalados termômetros de solo a 5 cm de profundidade, logo após a colheita da madeira. Semanalmente, foram registradas as temperaturas máximas e mínimas.

Foi determinada também a umidade da camada de 0-5 cm do solo, a cada 15 dias, pelo método gravimétrico (Equação 3.1). As amostras de solo foram coletadas e armazenadas em cadinhos de alumínio vedados com papel filme. No mesmo dia, essas amostras foram pesadas. Posteriormente foram secas em estufa a 110 °C por 24 horas e foram pesadas novamente (LIBARDI, 2010).

$$U\% = \frac{(PU-PS)}{PS} \cdot 100 \quad \text{Eq. 3.1}$$

Em que:

U% = Umidade do solo em percentual (massa/massa);

PU = Massa da amostra de solo úmida;

PS = Massa da amostra seca em estufa a 110 °C por 24 h

3.2.4.2 Decomposição dos resíduos florestais

Após a colheita, em novembro de 2012, foram instaladas três subparcelas de 1 m x 4 m em cada parcela. Nestas subparcelas, os resíduos foram cuidadosamente distribuídos sobre o solo e estas foram isoladas para impedir o tráfego de pessoas e operações. Mensalmente, até

180 dias após a colheita (DAC), e a cada dois meses até 300 DAC, foram efetuados coletas de amostras de serapilheira no interior das subparcelas, totalizando nove pontos de coleta por tratamento. As amostras foram coletadas com um coletor circular de aço, de 683 cm² de área.

Após a coleta as amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C até massa constante. Posteriormente passaram por um processo de triagem, em que foram separadas em folhas, galhos, casca e miscelânea. Como miscelânea, considerou-se todo o material que não foi possível identificar, ou que não se enquadrava nas três frações anteriores (exemplo frutos). Após a triagem, as quatro frações foram pesadas e moídas. A diferença da massa entre duas coletas foi considerada como a decomposição do período. Foi determinado para os tempos de 0, 60, 120 e 300 DAC, o teor de macronutrientes. O N total foi determinado após digestão sulfúrica, pelo método micro Kjeldahl. Após a digestão nítrico perclórica, foi feito a determinação do P e do S por colorimetria, do K por fotometria de chama, e do Ca e do Mg por absorção atômica (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989).

Para descrever o comportamento da decomposição dos resíduos florestais separadamente, foi utilizado um modelo exponencial simples, proposto por Olson (1963) (Equação 3.2). Já para descrever a decomposição de todos os resíduos juntos (folha, galho, casca e miscelânea), foi utilizado o modelo exponencial duplo proposto por Lousier e Parkinson (1976) (Equação 3.3). Esse modelo foi escolhido devido à presença de resíduos florestais de diferentes velocidades de decomposição (WIEDER; LANG, 1982).

$$M = C \cdot e^{-k \cdot t} \quad \text{Eq.3.2}$$

$$M = C_1 \cdot e^{-k_1 \cdot t} + C_2 \cdot e^{-k_2 \cdot t} \quad \text{Eq. 3.3}$$

Em que:

M = Massa remanescente de resíduos;

C = Massa inicial de resíduos;

k = Taxa de decomposição;

t = tempo;

3.2.4.3 Atributos químicos do solo

Aos 0 e 300 DAC foram coletadas amostras de solo nas camadas de 0-5; 5-10 e 10-20 cm de profundidade. Aos 60 e 120 DAC foram coletadas amostras da camada de 0 – 5 cm de profundidade. As amostras foram coletadas abaixo do ponto de coleta da serapilheira em

todos os tratamentos. Foi determinado os teores de P, Ca, Mg e K pelo método da resina, o pH em CaCl_2 a $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e o teor de H^+Al pelo método do tampão SMP (Van RAIJ et al., 2001).

O teor de matéria orgânica do solo foi utilizado como um indicador da qualidade do sistema de manejo de resíduos florestais. Acredita-se que sistemas de manejo mais conservacionistas elevam o teor de matéria orgânica do solo. Grande parte da matéria orgânica do solo encontra-se em frações bastante estáveis, as quais são pouco alteradas pelo sistema de manejo (BRADY; WEIL, 2013). Como não existe uma técnica eficaz de determinação da matéria orgânica do solo diretamente, determina-se o carbono orgânico do solo, e com ele infere-se sobre a matéria orgânica do solo.

O teor de C total e de diferentes frações, de acordo com sua facilidade de oxidação foi avaliado. Essas avaliações, foram realizadas para as amostras de solo coletadas nos tratamentos em que todos os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo (CReCF) e os resíduos florestais foram removidos (SReCF). As amostras de terra foram coletadas nos tempos 0, 90, 180 e 300 DAC na camada de 0-5 cm do solo e nos tempos 0 e 300 DAC nas camadas de 5-10 e 10-20 cm.

A determinação do carbono orgânico oxidável foi realizada por meio do método de oxidação via úmida proposto por Walkley e Black (1934). Foi considerado como carbono orgânico oxidável, o carbono oxidado pelo método, não sendo utilizado nenhum fator de recuperação.

Para inferir sobre a qualidade do carbono orgânico do solo, foi efetuado o fracionamento de acordo com seu grau de resistência a oxidação. Para isso utilizou-se o método proposto por Chan, Bowman e Oates (2001), modificado. Esse método baseia-se no princípio do método proposto por Walkley e Black (1934), no entanto foram utilizados diferentes concentrações de ácido sulfúrico, com o objetivo de separar frações de menor e maior facilidade de oxidação. Relacionou-se as frações de mais fácil oxidação, com as formas mais lábeis do carbono orgânico do solo.

Para a análise foi utilizado 0,5 g de terra fina seca ao ar (TFSA) moída a 0,2 mm (60 mesh). As amostras de terra foram transferidas para erlenmeyers de 250 mL no qual, adicionou-se 10 mL da solução de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ a $0,167 \text{ mol L}^{-1}$ e as diferentes quantidades do ácido sulfúrico concentrado. Foram utilizados as quantidades de 2,5; 5,0 e 20 mL de ácido sulfúrico concentrado, resultando em uma concentração de 3, 6 e 12 mol L^{-1} , respectivamente. Após o resfriamento (aproximadamente 30 minutos) foram adicionados nos erlenmeyers 80 mL de água deionizada. O excesso de dicromato foi titulado com sulfato ferroso amoniacal

(Fe(NH₄)₂(SO₄)₂·6H₂O) a 0,5 mol L⁻¹. O teor de carbono orgânico oxidado em cada concentração de ácido sulfúrico utilizado foi calculado por meio da equação 3.4.

$$CO = \frac{(Vb - Vam) \cdot 0,5 \cdot 3}{Pam} \quad \text{Eq. 3.4}$$

Em que:

CO = Carbono orgânico oxidado na fração em g kg⁻¹;

Vb = Volume de sulfato ferroso amoniacal gasto para a titulação do branco, em mL;

Vam = Volume de sulfato ferroso amoniacal gasto para a titulação da amostra, em mL;

0,5 = Molaridade da solução de sulfato ferroso amoniacal;

3 = Relação entre o número de mols de Cr₂O₇⁻ que reagem com o Fe₂⁺ (1/6), e o número de mols de Cr₂O₇⁻ que reagem com o C⁰ (3/2);

Pam = Massa da amostra de terra utilizada na análise, em g.

O teor de carbono oxidado em cada fração foi obtida conforme:

Fração 1 (facilmente oxidável) = Carbono oxidado na solução de 3 mol L⁻¹ de ácido sulfúrico;

Fração 2 (mediamente oxidável) = Diferença entre o teor de carbono oxidado pela solução de 6 mol L⁻¹ e 3 mol L⁻¹ de ácido sulfúrico;

Fração 3 (dificilmente oxidável) = Diferença entre o teor de carbono oxidado na solução de 12 mol L⁻¹ e 6 mol L⁻¹ de ácido sulfúrico.

3.2.5 Análise estatística

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (Box-Cox). Os dados de temperatura e umidade do solo foram submetidos ao teste F, sendo as fontes de variação o tratamento, idade, interação tratamento x idade e bloco. Foi utilizado o programa estatístico SAS 9.1 for Windows para realização das análises.

Os parâmetros das equações para descrever o comportamento da decomposição dos resíduos foram estimadas com o uso do software SigmaPlot 10.0. A diferença entre as taxas de decomposição dos tratamentos foram analisadas por meio da análise das variâncias, utilizando como fonte variação o tratamento, a idade, a interação tratamento x idade e o bloco, desprezando a avaliação inicial, conforme proposto por Wieder e Lang (1982).

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Influência dos resíduos florestais na temperatura e umidade do solo

A temperatura do solo foi muito influenciada pela temperatura do ambiente. Observa-se na figura 3.1 que as temperaturas eram baixas em outubro de 2012, havendo um aumento a partir desse mês. As maiores e menores temperaturas ocorreram respectivamente em fevereiro e julho de 2013. Esse mesmo comportamento foi observado para a temperatura da camada de 0-5 cm do solo, porém em magnitude diferente. O tratamento SReCF foi o que apresentou os maiores extremos de temperatura do solo, com máxima superior a 40 °C em 5 meses do período de avaliação. Em CReCF, a temperatura máxima do solo, passou de 30 °C, apenas em um mês no período de avaliação.

Os resíduos florestais funcionam como uma barreira física, impedindo a exposição direta do solo aos raios solares durante o dia. Estes também reduzem a perdas de calor do solo durante o período da noite, funcionando como isolante térmico. Esses efeitos fizeram com que, nos tratamentos em que os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo, menores extremos térmicos fossem observados. Durante o período de estudo, o tratamento em que os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo (CReCF), a média das temperaturas máximas foi 9 °C inferior e a média das temperaturas mínimas foi 3 °C superior ao tratamentos em que os resíduos foram removidos (SReCF). No tratamento em que foi mantido apenas a serapilheira (SPASN), a temperatura média das máximas foi 3 °C inferior e a temperatura médias da mínimas foi 2 °C superior ao tratamento SReCF. Essa redução nas temperaturas máximas e elevação das temperaturas mínimas do solo, em que os resíduos florestais foram mantidos, fez com que a média das diferenças entre elas, passassem de 9 °C no tratamento CReCF para 22 °C no tratamento SReCF (Figura 3.2).

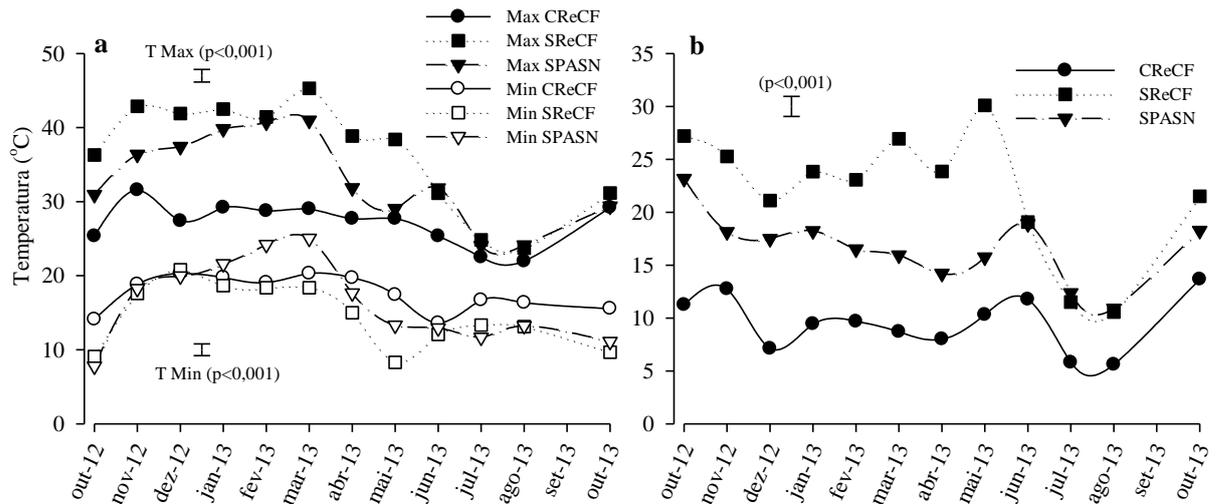


Figura 3.2 - Temperatura máxima e mínima (a) e diferença entre a temperatura máxima e mínima (b) da camada de 0-5 cm do solo, durante o período do estudo, nos tratamentos em que todos os resíduos florestais foram mantidos (CReCF), todos os resíduos foram removidos (SReCF) e foi mantido apenas a serapilheira sobre o solo (SPASN). As barras indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD e valores sobre as barras a significância do teste F

A umidade do solo foi influenciada pela precipitação (Figura 3.1) e pela quantidade de resíduos florestais mantidos sobre o solo. A umidade do solo estava baixa (inferior a 5%) no mês de novembro de 2012, devido à baixa precipitação que ocorreu nesse mês e nos meses anteriores, reflexo da estiagem atípica ocorrida neste ano. Com as chuvas do final de novembro e de dezembro, a umidade do solo elevou-se para aproximadamente 16%. Para o tratamento CReCF, essa alta umidade foi mantida até o mês de março de 2013, quando voltou a cair devido à redução da precipitação pluviométrica. No tratamento SReCF a umidade da camada de 0-5 cm reduziu drasticamente no mês de janeiro se mantendo próximo a 7%. A umidade desse tratamento reduziu um pouco mais a partir do mês de maio, devido à redução da precipitação, ficando em torno de 5% (Figura 3.3).

As maiores diferenças na umidade do solo entre o tratamento CReCF e o tratamento SReCF foram observadas no período de verão. Esse resultado deve-se as maiores temperaturas e fotoperíodo, que ocorrem nesse período, o que implicou em maiores perdas de água na superfície do solo por evaporação. Os resíduos florestais, quando mantidos sobre a superfície do solo, formam uma barreira, que diminui a evaporação da água, reduzindo as perdas de água do solo (MATTHEWS, 2005). Tal evidência foi observada no tratamento CReCF. No tratamento SReCF, mesmo após um evento de chuva, ocorreu um rápido ressecamento da camada superficial do solo, devido ao contato direto do solo com o ar e sua exposição a ação dos raios solares.

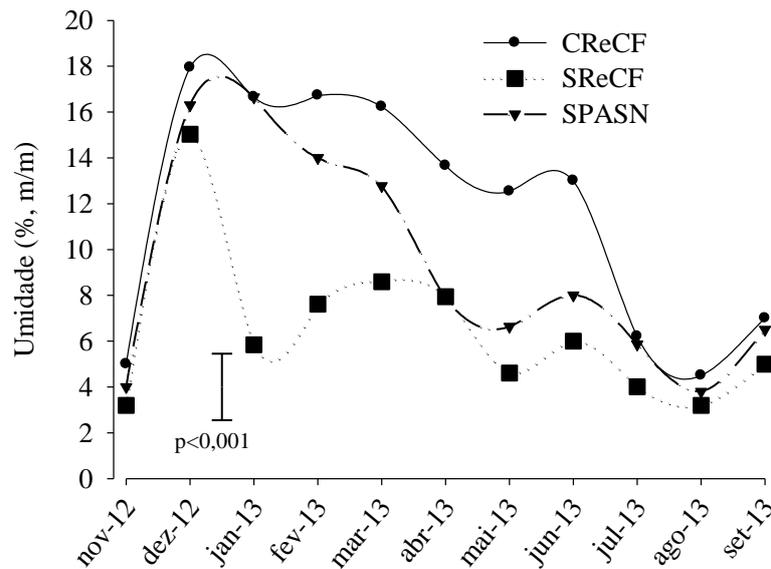


Figura 3.3 - Umidade da camada de 0-5 cm do solo nos tratamentos em que todos os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo (CReCF), todos os resíduos foram removidos (SReCF) e foi mantido apenas a serapilheira (SPASN). As barras indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD e valores sobre as barras a significância do teste F

3.3.2 Resíduos florestais e nutrientes mantidos sobre o solo após a colheita

O tratamento CReCF apresentou a maior quantidade de resíduos florestais (55 t ha^{-1}) após a colheita. Isso se deve ao maior crescimento em biomassa deste tratamento no ciclo anterior, também porque todos os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo. Para o tratamento CReSF, também foi observada elevada quantidade de resíduos florestais (49 t ha^{-1}), porém 11% inferior ao CReCF, devido sua menor produção no ciclo anterior. Nestes dois tratamentos, as folhas, galhos, casca e miscelânea, representaram em média 12, 33, 43 e 14% da biomassa total de resíduos, respectivamente. Nos tratamentos em que toda a parte aérea foi colhida, sendo mantida sobre o solo apenas a serapilheira (SPASN, SPASP e SPASCa), a quantidade de resíduos foi aproximadamente 30 t ha^{-1} , não apresentando diferença entre eles. Nesses tratamentos, a massa de folha, galho, casca e miscelânea representaram cerca de 8, 48, 13 e 31% da biomassa de resíduos total, respectivamente (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 – Massa de resíduos florestais mantida sobre o solo nos tratamentos estudados

Trat. ⁽¹⁾	t ha ⁻¹				
	Folha	Galho	Casca	Miscelânea	Total
CReCF	6,63 (0,59) ⁽²⁾ 12 ⁽³⁾	17,57 (2,40) 32	24,86 (1,74) 45	6,35 (2,12) 11	55,41 (5,27) 100
SPASN	2,14 (0,69) 7	13,95 (3,23) 47	3,10 (0,40) 10	10,76 (2,39) 36	29,95 (3,10) 100
SPASP	2,60 (0,41) 8	15,79 (0,71) 50	4,05 (1,55) 13	9,31 (0,97) 29	31,76 (2,60) 100
SPASCa	2,16 (0,07) 8	13,82 (4,53) 48	4,67 (0,33) 16	7,86 (1,92) 28	28,50 (4,70) 100
CReSF	5,13 (1,64) 11	16,64 (5,38) 34	19,35 (5,52) 40	7,72 (1,45) 16	48,84 (0,39) 100

⁽¹⁾ CReCF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e com fertilização, SPASN – Sem a parte aérea (manutenção apenas da serapilheira) e sem fertilização nitrogenada, SPASP - Sem a parte aérea e sem fertilização fosfatada, SPASCa – Sem a parte aérea e sem calagem, CReSF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e sem fertilização; ⁽²⁾ desvio padrão da média (n=9); ⁽³⁾ percentual de contribuição de cada fração na massa total, dentro de cada tratamento.

A omissão dos nutrientes na primeira rotação do experimento influenciou pouco a concentração dos macronutrientes nos resíduos florestais dos tratamentos em que foram mantidos apenas a serapilheira (SPASN, SPASP e SPASCa). O tratamento SPASN, que não recebeu fertilização nitrogenada na primeira rotação de cultivo, apresentou a mesma concentração de N nos resíduos florestais que os tratamentos que receberam fertilização nitrogenada. O mesmo aconteceu para o tratamento SPASP, possivelmente devido à baixa concentração dos nutrientes móveis na serapilheira. Outro fator que pode ter contribuído, foi que a omissão dos nutrientes não resultou em perdas de produtividade, pois seus teores no solo estavam acima do nível crítico (GONÇALVES, 2011). Uma exceção foi observada para o tratamento SPASCa, em que os resíduos florestais apresentaram baixas concentrações de Mg. O'connell e Mendham (2004) em um estudo com *Eucalyptus marginata* na Austrália, constataram também, que a fertilização apresentou poucas influências na concentração de nutrientes na serapilheira. Estes autores observaram também que a fertilização aumentou a deposição de nutrientes, principalmente devido ao aumento da massa de serapilheira depositada.

Nos tratamentos em que as sobras da colheita da madeira (folhas, galhos e cascas) foram mantidas sobre o solo, maiores diferenças foram observadas. O tratamento CReSF apresentou menor concentração de K, Ca e Mg nas folhas, de Mg nos galhos, de P, K, Ca e Mg na casca e K e Mg na miscelânea, quando comparado ao tratamento CReCF. Grandes diferenças na concentração dos macronutrientes foram observadas entre os tratamentos em

que as sobras da colheita foram mantidas sobre o solo e os tratamentos em que foram mantidas sobre o solo apenas a serapilheira. Os resíduos florestais nos tratamentos CReCF e CReSF, apresentaram concentrações maiores de N, P, K e Mg do que nos tratamentos SPASN, SPASP e SPASCa, especialmente nas folhas e cascas. Esse resultado deve-se a mobilidade desses nutrientes nas árvores, tendo suas concentrações reduzidas nos tecidos decíduos. Nos tratamentos SPASN, SPASP e SPASCa, como foi mantido sobre o solo apenas a serapilheira, baixas concentrações desses elementos foram observadas. Devido ao fato do Ca e do S serem pouco móveis nas árvores, foram observadas poucas diferenças nas concentrações desses nutrientes nos tratamentos em que foram mantidos todos os resíduos florestais e os tratamentos que foram mantidos apenas a serapilheira sobre o solo. Os tratamentos em que foram mantidos sobre o solo apenas a serapilheira (SPASN, SPASP e SPASCa), a fração denominada de casca era composta apenas por ritidomas perdidos pelas árvores durante o crescimento na rotação anterior ao estudo. Nos tratamentos em que foram mantidos todos os resíduos florestais (CReCF e CReSF), esta fração continha os ritidomas e as cascas provenientes do descascamento da madeira. Por esse motivo grandes diferenças entre a concentração dos nutrientes foram observadas, até mesmo para Ca (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 – Concentração de nutrientes em diferentes frações dos resíduos florestais, avaliadas após a colheita

Trat. ⁽¹⁾	N	P	K	Ca	Mg	S
g kg ⁻¹						
Folha						
CReCF	15,58	0,62	2,50	5,24	1,46	0,69
SPASN	9,69	0,41	0,35	6,15	1,18	0,59
SPASP	12,18	0,42	0,27	5,81	1,14	0,80
SPASCa	9,49	0,35	0,33	5,17	0,93	0,63
CReSF	15,48	0,59	1,50	4,92	1,22	0,74
DMS ⁽³⁾	0,74**	0,10**	0,23**	0,22**	0,13**	0,07**
Galho						
CReCF	3,14	0,43	0,63	2,67	0,94	0,24
SPASN	3,12	0,42	0,15	2,62	0,83	0,28
SPASP	2,95	0,26	0,11	1,80	0,66	0,30
SPASCa	3,22	0,42	0,14	1,67	0,43	0,33
CReSF	3,15	0,49	0,61	2,44	0,68	0,32
DMS	ns	0,10**	0,06**	0,25**	0,12**	ns
Casca						
CReCF	3,33	0,35	1,75	7,33	1,17	0,36
SPASN	3,72	0,11	0,20	2,35	0,85	0,33
SPASP	3,86	0,07	0,20	2,52	0,77	0,35
SPASCa	3,26	0,08	0,25	1,94	0,47	0,28
CReSF	3,88	0,13	0,70	5,20	0,74	0,22
DMS	0,50*	0,03**	0,43**	1,00**	0,13**	ns
Miscelânea						
CReCF	8,54	0,60	0,85	4,44	1,16	0,69
SPASN	11,00	0,53	0,25	5,26	1,16	0,70
SPASP	9,38	0,38	0,20	4,38	1,05	0,71
SPASCa	10,56	0,47	0,25	3,49	0,66	0,65
CReSF	9,44	0,59	0,70	4,12	0,88	0,62
DMS	1,67*	ns	0,14**	0,35**	0,06**	ns

⁽¹⁾ CReCF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e com fertilização, SPASN – Sem a parte aérea (manutenção apenas da serapilheira) e sem fertilização nitrogenada, SPASP – Sem a parte aérea e sem fertilização fosfatada, SPASCa – Sem a parte aérea e sem calagem, CReSF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e sem fertilização; ⁽²⁾ Diferença mínima significativa pelo teste LSD e probabilidade do teste F, sendo não significativa (ns), significativa a nível de 5% de probabilidade (*) e significativa a nível de 1% de probabilidade (**).

Devido a maior quantidade de resíduos mantidos sobre o solo e a maior concentração de nutrientes nesses, os tratamentos CReCF e o CReSF apresentaram estoques de nutrientes nos resíduos florestais superiores aos demais tratamentos. Em CReCF e CReSF, mais de 30% do N, 15% do P e do Mg, 20% do K e do S e 12% do Ca encontravam-se nas folhas, sendo essa a reserva mais lábil de nutrientes dos resíduos florestais. Nestes tratamentos, a casca foi a fração que apresentou maior contribuição no acúmulo de P, K, Ca, Mg e S. Nos tratamentos SPASN, SPASP e SPASCa, a maior parte dos nutrientes encontravam-se na fração miscelânea, devido ao estágio mais avançado de decomposição dos resíduos. Nestes tratamentos os galhos apresentaram também grande contribuição na montante de nutrientes acumulados, sendo, no entanto, um material de elevada recalcitrância, dificultando o processo de decomposição e mineralização de nutrientes (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 – Quantidade de nutrientes nos resíduos florestais remanescente sobre o solo após a colheita nos diferentes tratamentos

Trat. ⁽¹⁾	N	P	K	Ca	Mg	S
kg ha ⁻¹						
Folha						
CRoCF	103,3 (35) ⁽²⁾	4,1 (17)	16,6 (22)	34,8 (12)	9,7 (16)	4,6 (21)
SPASN	20,9 (11)	0,9 (7)	0,7 (12)	13,3 (12)	2,5 (9)	1,3 (9)
SPASP	31,8 (18)	1,1 (12)	0,7 (14)	15,1 (16)	3,0 (11)	2,1 (14)
SPASCa	20,5 (12)	0,8 (7)	0,7 (13)	11,1 (16)	2,0 (13)	1,4 (11)
CRoSF	79,8 (29)	3,2 (18)	8,3 (22)	27,1 (14)	6,7 (17)	4,1 (22)
Galho						
CRoCF	55,1 (19)	7,5 (31)	11,0 (14)	46,8 (16)	16,4 (26)	4,3 (19)
SPASN	44,0 (23)	5,9 (46)	2,1 (34)	37,0 (32)	11,7 (40)	3,9 (29)
SPASP	46,6 (26)	4,2 (47)	1,7 (34)	28,4 (30)	10,4 (40)	4,7 (32)
SPASCa	45,1 (27)	6,0 (56)	1,8 (33)	22,9 (33)	5,9 (39)	4,7 (38)
CRoSF	52,4 (19)	8,1 (44)	10,1 (27)	40,5 (20)	11,4 (29)	5,3 (29)
Casca						
CRoCF	82,8 (28)	8,8 (36)	43,9 (57)	181,5 (62)	29,0 (46)	9,0 (40)
SPASN	11,4 (6)	0,3 (3)	0,6 (10)	7,2 (6)	2,6 (9)	1,0 (7)
SPASP	15,7 (9)	0,1 (1)	0,8 (16)	10,3 (11)	3,1 (12)	1,3 (9)
SPASCa	19,9 (12)	0,4 (4)	1,2 (21)	9,1 (13)	2,2 (14)	1,3 (10)
CRoSF	74,1 (27)	2,5 (14)	13,4 (36)	99,3 (50)	14,2 (36)	4,2 (23)
Miscelânea						
CRoCF	53,9 (18)	3,9 (16)	5,2 (7)	27,9 (10)	7,4 (12)	4,4 (20)
SPASN	118,3 (61)	5,7 (44)	2,7 (44)	56,6 (50)	12,5 (42)	7,5 (55)
SPASP	86,5 (48)	3,6 (40)	1,9 (36)	40,9 (43)	9,7 (37)	6,6 (45)
SPASCa	83,0 (49)	3,6 (34)	1,9 (34)	27,2 (39)	5,2 (34)	5,1 (41)
CRoSF	72,9 (26)	4,6 (25)	5,4 (15)	31,8 (16)	6,8 (17)	4,8 (26)
Total						
CRoCF	295,1 [31,2] ⁽³⁾	24,3 [4,0]	76,8 [15,9]	291,0 [26,0]	62,5 [6,1]	22,3 [3,5]
SPASN	194,6 [24,0]	12,8 [0,7]	6,1 [1,5]	114,1 [13,6]	29,3 [4,8]	13,7 [1,7]
SPASP	180,6 [3,7]	8,9 [0,3]	5,1 [0,6]	94,7 [8,7]	26,2 [2,5]	14,7 [0,8]
SPASCa	168,4 [23,3]	10,7 [3,0]	5,6 [0,7]	70,4 [9,8]	15,4 [2,6]	12,4 [2,0]
CRoSF	279,2 [11,0]	18,5 [0,4]	37,2 [4,1]	198,7 [14,3]	39,1 [2,7]	18,3 [0,8]

⁽¹⁾ CRoCF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e com fertilização, SPASN – Sem a parte aérea (manutenção apenas da serapilheira) e sem fertilização nitrogenada, SPASP - Sem a parte aérea e sem fertilização fosfatada, SPASCa – Sem a parte aérea e sem calagem, CRoSF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e sem fertilização; ⁽²⁾ Percentual do nutriente acumulado na fração; ⁽³⁾ desvio padrão.

3.3.3 Decomposição dos resíduos florestais

As folhas apresentaram a maior velocidade de decomposição, sendo que, na maior parte dos tratamentos, aos 240 dias após a colheita (DAC), não foram mais observadas folhas nos resíduos mantidos sobre o solo. Os galhos, no entanto, apresentaram a menor velocidade de decomposição, apresentando, aos 300 DAC, aproximadamente 75% de sua massa. As velocidades de decomposição das frações dos resíduos florestais seguiram a seguinte ordem: folha > casca > galho (Figura 3.4). O tempo médio de meia vida ($t_{0,5}$) dessas frações foram 0,2, 0,6 e 1,1 anos, respectivamente. Esta grande diferença na velocidade de decomposição dessas frações se dá principalmente pelas diferenças nas concentrações de nutrientes, relação C/N, teor de extrativos e área de superfície dos resíduos florestais (BRADY; WEIL, 2013).

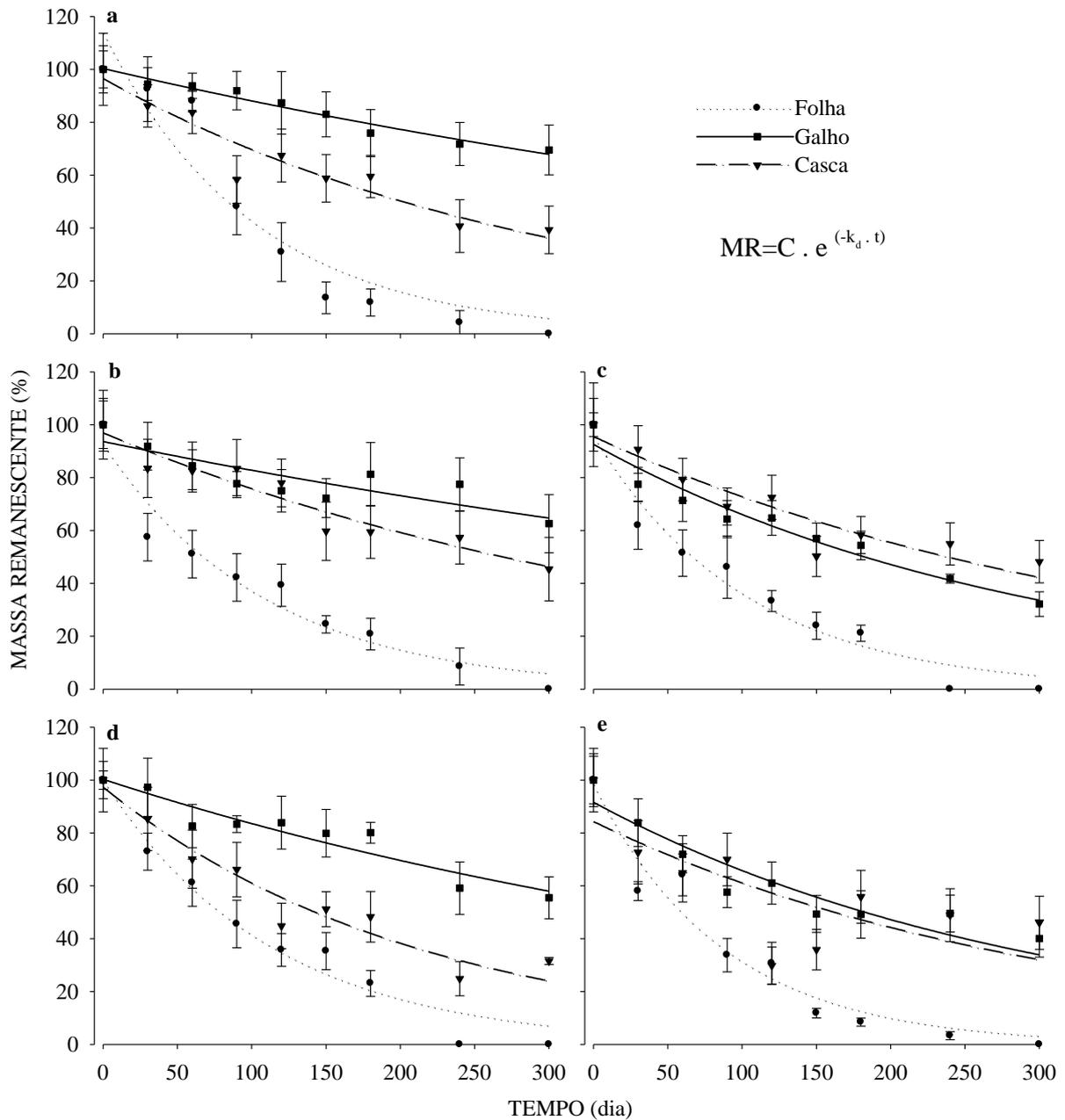


Figura 3.4 – Média (n=9) da massa remanescente dos resíduos florestais e seus respectivos comportamentos descritos por modelos exponenciais simples, conforme sugerido por Olson (1963) e apresentado na tabela 3.5. Tratamentos CReCF (a), SPASN (b), SPASP (c), SPASCa (d) e CReSF (e), com as curvas de decomposição descritas para as frações folhas galhos e casca. As barras indicam o erro padrão da média

Os erros padrões da média das estimativas da decomposição dos resíduos florestais observados neste estudo, foram maiores que os observados em outros estudos, especialmente nas determinações da decomposição das cascas e dos galhos (O'CONNELL; MENDHAM, 2004; LACLAU et al., 2010b). Este efeito se deve ao fato da massa inicial dos resíduos não ter sido determinada, e sim estimada, por uma amostra coletada ao lado. Em contrapartida

decomposição (ano^{-1}) média dos galhos foi de 0,8, variando entre 0,4 e 1,2. As menores taxas de decomposição dos galhos, foram observadas nos tratamentos CReCF e SPASN e as maiores nos tratamentos SPASP e CReSF. A taxa de decomposição (ano^{-1}) da casca, foi em média de 1,2, variando entre 0,9 e 1,7. A maior taxa de decomposição da casca foi observada nos tratamento SPASCa e as menores nos tratamentos SPASN e SPASP.

Para descrever a decomposição dos resíduos florestais de maneira conjunta, simulando a situação real do campo, foi utilizado o modelo exponencial duplo conforme proposto por Lousier e Parkinson (1976). Esse modelo foi escolhido devido à presença de materiais de diferentes velocidades de decomposição. As folhas apresentam maior velocidade de decomposição que os galhos, por esse motivo, a taxa de decomposição na fase inicial é maior que no final do período avaliado. O modelo exponencial duplo atende essa variação na taxa de decomposição em função do tempo. Os resultados observados para os tratamentos CReSF, SPASN e SPASP, evidenciaram alta taxa de decomposição (2,26, 1,38 e 1,35 ano^{-1} , respectivamente) nos primeiros 30 DAC. Aos 300 DAC, houve uma drástica redução nas taxas de decomposição. Isso se deve a completa decomposição das folhas (aproximadamente aos 240 DAC), remanescendo apenas galhos e casca, que possuem uma decomposição mais lenta. O tratamento CReCF, mesmo sendo um dos tratamentos que apresentaram a maior concentração de nutrientes, apresentou uma baixa taxa de decomposição. Neste tratamento, nos primeiros 60 DAC, não foram observados variações na massa dos resíduos. Esse fato pode estar associado a um efeito de isolamento físico. Neste tratamento, devido a grande quantidade de resíduos, especialmente sobras da colheita, resultou na permanência das cascas das árvores sob as copas, o que impediu o contato direto dessas com o solo. Outro fato que pode ter contribuído, é que devido ao maior crescimento desse tratamento, os galhos apresentaram maiores diâmetros e as cascas maiores espessuras, dificultando o processo de decomposição (Figura 3.5).

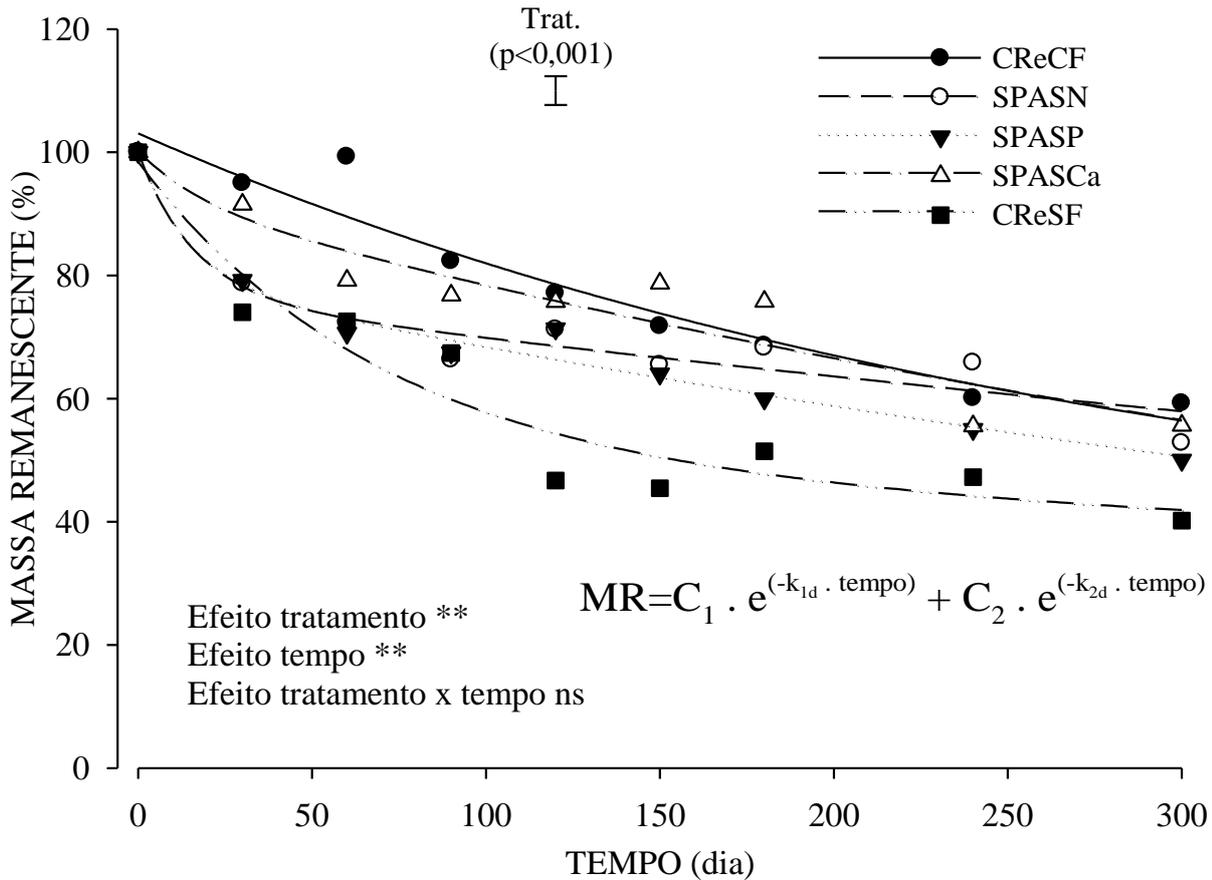


Figura 3.5 Massa remanescente dos resíduos florestais, descrita por um modelo exponencial duplo (LOUSIER; PARKINSON, 1976) (Tabela 3.6), bem como a análise de variância conforme proposto por Wieder e Lang (1982). A barra indica a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5% de probabilidade.

Tabela 3.6 – Parâmetros das equações utilizadas para descrever a decomposição dos resíduos florestais e taxa de decomposição anual (k) aos 30, 150 e 300 dias após a colheita.

Trat	Equação ⁽¹⁾						k		
	C ₁	k _{1d}	C ₂	k _{2d}	R ² aj.	p	30	150	300
CReCF	72,38	0,0034	30,70	2,5 _x 10 ⁻¹²	0,94	0,002	0,84	0,73	0,67
SPASN	23,45	0,0615	76,59	0,0009	0,93	0,002	1,38	0,33	0,33
SPASP	20,53	0,0694	79,51	0,0015	0,96	<0,001	1,35	0,55	0,55
SPASCa	7,93	0,0549	92,28	0,0016	0,90	0,007	0,92	0,58	0,58
CReSF	49,54	0,0146	48,92	0,0006	0,92	0,003	2,26	0,78	0,30

⁽¹⁾ CReCF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e com fertilização, SPASN – Sem a parte aérea (manutenção apenas da serapilheira) e sem fertilização nitrogenada, SPASP – Sem a parte aérea e sem fertilização fosfatada, SPASCa – Sem a parte aérea e sem calagem, CReSF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e sem fertilização; ⁽²⁾ massa remanescente = $C_1 \cdot e^{(-k_{1d} \cdot \text{tempo})} + C_2 \cdot e^{(-k_{2d} \cdot \text{tempo})}$

Houve efeito significativo dos tratamentos na decomposição dos resíduos florestais. As diferenças foram observadas quando se compara os tratamentos em que todos os resíduos

foram mantidos sobre o solo. O tratamento CReSF foi o que apresentou a maior decomposição durante o período estudado, remanescendo sobre a área aos 300 DAC apenas 40% da massa inicial de resíduos. O tratamento CReCF apresentou a menor decomposição, remanescendo sobre a área aos 300 DAC 60% da massa inicial de resíduos. Nos tratamentos em que foram mantidas sobre o solo apenas a serapilheira, poucas diferenças foram observadas. No tratamento SPASCa, a taxa de decomposição foi menor no início, porém aos 300 DAC a massa remanescente de resíduos foi a mesma dos tratamentos SPASN e SPASP (aproximadamente 50%). Esse fato se deve as poucas modificações nas características químicas desses resíduos, conforme explicado no item 3.2. O'connell e Mendham (2004), em um estudo com *Eucalyptus marginata* na Austrália, observaram poucas diferenças nas taxas de decomposição com a fertilização de N e P. Esses autores constataram apenas diferenças em alguns dos períodos de avaliação no tratamento que recebeu fertilização com P, mesmo trabalhando com doses bem superiores ao deste estudo. Esses resultados mostram que pequenas doses de nutrientes são incapazes de alterar a decomposição dos resíduos florestais.

3.3.4 Liberação de nutrientes

O termo liberação de nutrientes foi utilizado para expressar a quantidade de nutrientes que saiu dos resíduos florestais em um determinado período. Foi calculado por meio da diferença entre a massa inicial do nutriente na serapilheira e a massa desse nutriente após um determinado tempo. Esses nutrientes “liberados” não são diretamente disponibilizados às plantas, pois ainda irão compor a matéria orgânica do solo, para posteriormente serem mineralizados e disponibilizados às plantas. Exceção ocorre para o K, pois este nutriente não forma nenhum composto dentro das plantas, sendo rapidamente liberado e disponibilizado às plantas.

Nos primeiros 300 DAC, nos tratamentos em que todos os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo (CReCF e CReSF), foi liberado em média 130, 13, 45, 96, 23, 9 kg ha⁻¹ de N, P, Ca, Mg e S respectivamente. Nos tratamentos em que foram mantidos sobre o solo apenas a serapilheira (SPASN, SPASP e SPASCa), foi liberado no mesmo período em média 88, 8, 4, 49, 14 e 7 kg ha⁻¹ de N, P, Ca, Mg e S respectivamente. O tratamento que liberou a maior quantidade de nutriente nos primeiros 300 DAC foi o CReSF, devido a sua maior taxa de decomposição. Exceção ocorreu para o K, pois esse nutriente não depende da velocidade de decomposição para ser liberado. O tratamento CReCF, por apresentar o maior estoque inicial de K nos resíduos florestais, foi o que apresentou a maior liberação desse nutriente. A

menor liberação de nutrientes foi observada no tratamento SPASCa, pois esse apresentou baixo estoque inicial de nutriente e baixa taxa de decomposição (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 – Quantidade de nutrientes liberadas dos resíduos florestais nos primeiros 300 dias após a colheita

Trat. ⁽¹⁾	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha ⁻¹					
CRoCF	83,4	12,7	56,4	73,0	21,5	5,7
SPASN	96,6	9,4	3,9	58,4	15,2	7,0
SPASP	106,5	6,3	4,0	54,8	17,8	7,3
SPASCa	59,6	8,0	2,8	32,8	7,7	5,2
CRoSF	177,3	14,0	33,9	118,4	24,5	12,0

⁽¹⁾ CRoCF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e com fertilização, SPASN – Sem a parte aérea (manutenção apenas da serapilheira) e sem fertilização nitrogenada, SPASP – Sem a parte aérea e sem fertilização fosfatada, SPASCa – Sem a parte aérea e sem calagem, CRoSF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e sem fertilização;

A maior parte dos nutrientes foi liberada até os 120 DAC. Dos 120 aos 300 DAC, poucas diferenças nas quantidades de nutrientes estocada nos resíduos florestais sobre o solo foram observadas. A maior velocidade de liberação foi observada para o K, sendo que nos primeiros 60 DAC foi liberado aproximadamente 50% do K contido nos resíduos florestais. Nos primeiros 120 DAC, nos tratamentos em que os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo (CRoCF e CRoSF), foi liberado 80% do K contido nos resíduos florestais, quantidade que não mudou até o 300 DAC. Nos tratamentos em que foi mantido sobre o solo apenas a serapilheira (SPASN, SPASP e SPASCa), nos primeiros 60 DAC, foi liberado 50% do K contido nos resíduos florestais, não sendo observado diferença até os 300 DAC. Esta rápida liberação de nutrientes na fase inicial, se deve à rápida decomposição das folhas. No final do período de estudo, remanesceu sobre o solo apenas galhos e cascas, que apresentam decomposição lenta, e com isso menor liberação de nutrientes (Figura 3.6).

No tratamento CRoCF, aos 60 DAC foi observado aumento no estoque de N e S, indicando imobilização inicial desses nutrientes, devido as suas baixas concentrações nos resíduos florestais. Neste tratamento foi observado também elevação no estoque de Ca e Mg, podendo ser devido à retenção do calcário aplicado nos resíduos florestais (Figura 3.6).

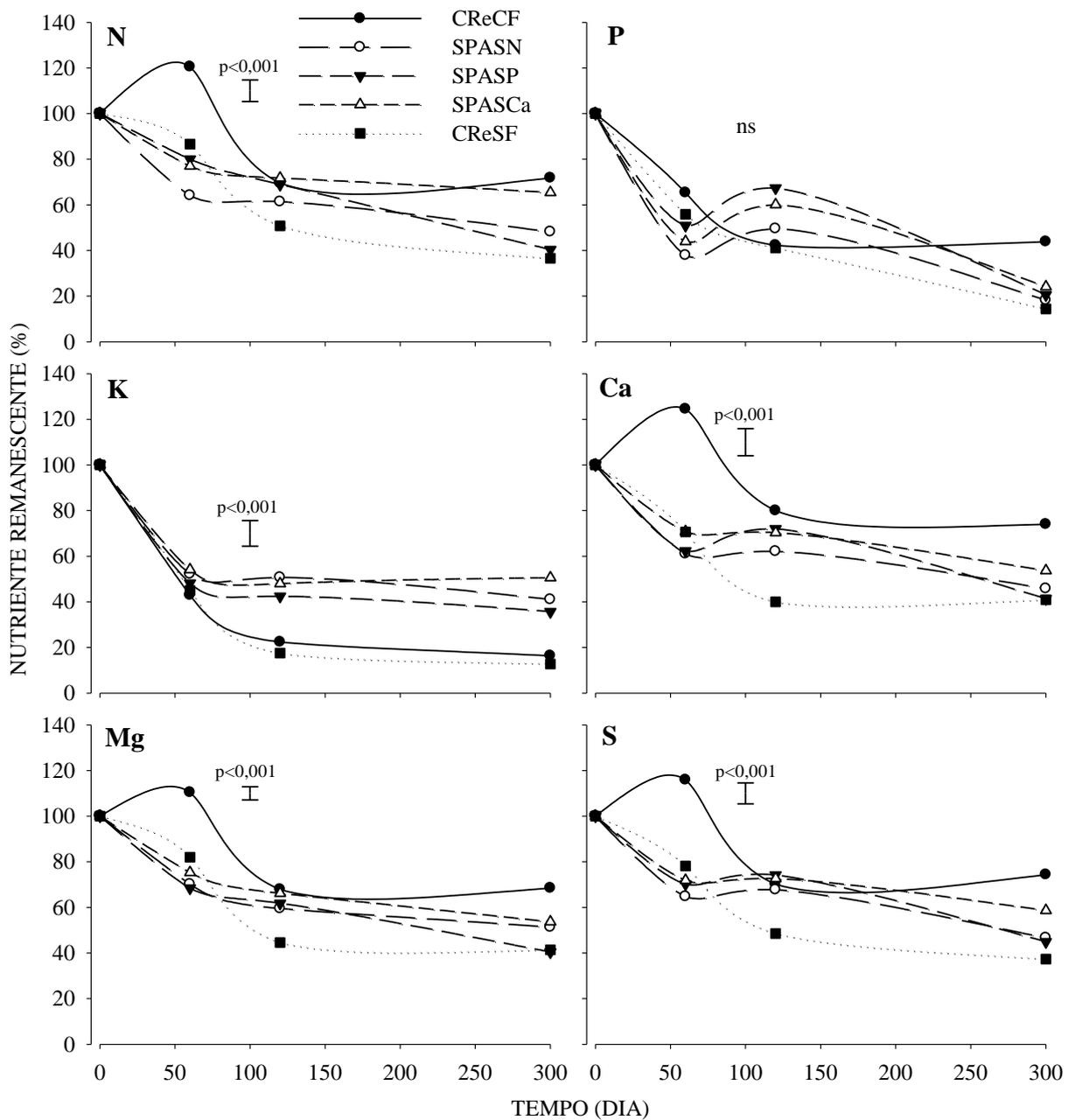


Figura 3.6 – Massa de nutrientes remanescente nos resíduos florestais no decorrer do tempo após a colheita. As barras indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5% de probabilidade e valores sobre as barras a significância o teste F

Costa et al. (2005) avaliaram a velocidade de decomposição e liberação de nutrientes de folhedos de *Eucalyptus grandis* de diferentes idades no estado do Rio de Janeiro, utilizando sacos de decomposição. Nesse estudo observaram que apenas 6 a 20% do N, 50 a 60% do K, 18 a 20% do Ca e 27 a 39% do Mg foram liberados em um período de 382 dias. Essa baixa liberação de nutrientes observadas no estudo de Costa et al. (2005) se deve a menor precipitação pluviométrica do local onde realizaram o estudo. Apenas o K apresentou um comportamento semelhante ao deste estudo, apresentando uma liberação de 50% em 116

dias. Estes autores concluíram que o nutriente que mais limitou a decomposição foi o P, sendo observada imobilização desse nutriente.

O'Connell e Mendham (2004) avaliando a decomposição e liberação de nutrientes em *Eucalyptus marginata* no sudoeste da Austrália, utilizando sacos de decomposição, não observaram liberação de N e P em 2100 dias de avaliação. Esses autores observaram uma rápida liberação de K e Mg. A liberação de Ca acompanhou a perda de massa dos resíduos.

3.3.5 Alterações na fertilidade do solo

Logo após a colheita (tempo 0), foram observadas diferenças nos teores de P, Ca e Mg na camada de 0-5 cm, nos teores de Ca e Mg na camada de 5-10 cm e no teor de Mg na camada de 10-20 cm (Tabela 3.8). As maiores diferenças, tanto em função do tempo, como dos tratamentos, foram observadas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm de profundidade. O tratamento SPASP, apresentou menor teor de P, sendo esse efeito observado apenas na camada de 0-5 cm. Os tratamentos SPASCa e CReSF apresentaram baixos teores de Ca e Mg, sendo esse, um efeito da ausência da calagem na formação do povoamento que foi colhido.

A decomposição dos resíduos florestais não resultou em grandes alterações na fertilidade do solo. De modo geral, os teores de P e K reduziram com o decorrer do tempo, devido à absorção dos nutrientes pelas árvores. Nos tratamentos CReCF, SReCF e SPASN, devido aplicação de calcário aos 15 DAC, houve aumento no teor de Ca e Mg no solo.

O pH do solo pouco alterou com o decorrer do tempo. Nos tratamentos em que não foi aplicado calcário (SPASCa e CReSF), valores mais baixos de pH foram observados. Assim como observado no estudo relatado no capítulo 2, devido à baixa fertilidade do solo, o manejo aplicado influenciou muito pouco os teores de nutrientes do solo. Isso porque, assim que os nutrientes são disponibilizados, esses são rapidamente absorvidos pelas árvores. Neste estudo, como os tratamentos não envolveram queima e incorporação dos resíduos, poucas diferenças foram observadas mesmo logo após a instalação do experimento. Exceção ocorreu para os teores de Ca e Mg, que mesmo após uma rotação de 8 anos apresentaram-se superiores nos tratamentos que receberam calagem.

Tabela 3.8 – Teores de nutrientes⁽¹⁾ no solo em função do tempo após a colheita nos diferentes tratamentos⁽²⁾

Tempo dias	0-5 cm					5-10 cm					10-20 cm				
	P	pH ⁽³⁾	K	Ca	Mg	P	pH	K	Ca	Mg	P	pH	K	Ca	Mg
	mg kg ⁻¹		mmol _c dm ⁻³			mg kg ⁻¹		mmol _c dm ⁻³			mg kg ⁻¹		mmol _c dm ⁻³		
CReCF															
0	8,0	3,5	1,1	5,2	4,9	4,4	3,6	0,8	1,9	2,2	3,3	3,8	0,6	1,2	1,2
60	7,0	3,7	1,0	4,7	7,2	4,5	3,9	0,6	2,0	4,1	-	-	-	-	-
120	6,8	4,0	0,7	7,9	9,5	4,1	3,9	0,6	2,7	2,2	4,0	3,9	0,5	1,2	1,7
300	6,1	3,6	0,7	7,6	8,5	4,1	3,8	0,6	1,8	2,7	2,2	4,0	0,5	1,8	2,4
SReCF															
0	7,0	3,6	0,7	6,3	7,0	3,6	3,8	0,6	1,1	1,6	3,1	3,8	0,4	1,0	1,0
60	4,9	3,9	0,7	6,8	9,0	3,6	3,9	0,1	1,4	2,5	-	-	-	-	-
120	5,9	3,8	0,3	6,8	5,1	4,2	3,9	0,2	2,4	1,9	3,4	3,9	0,3	1,4	0,7
300	3,6	3,8	0,2	7,0	6,3	3,1	3,9	0,6	0,9	0,9	2,1	4,0	0,4	1,1	0,6
SPASN															
0	5,7	3,8	0,8	8,1	7,8	4,0	4,1	0,5	3,3	4,2	3,1	4,0	0,4	1,2	2,4
60	5,3	3,9	0,6	6,6	10,9	3,3	4,0	0,1	1,7	1,9	-	-	-	-	-
120	7,5	3,6	0,7	5,2	4,1	4,2	3,9	0,3	1,7	1,5	3,2	3,9	0,3	1,3	0,8
300	5,2	3,7	0,2	3,5	4,2	2,8	3,9	0,6	1,7	2,0	1,9	4,0	0,7	1,3	0,7
SPASP															
0	6,4	3,7	0,8	7,7	9,5	3,8	3,8	0,5	1,5	3,3	3,1	3,9	0,5	1,2	2,1
60	6,3	3,6	0,5	3,6	5,3	3,5	3,9	0,7	1,3	2,1	-	-	-	-	-
120	5,4	3,9	0,4	5,4	4,4	4,3	4,0	0,5	2,1	1,6	3,6	4,0	0,3	1,3	1,2
300	4,3	3,8	0,5	4,0	5,1	3,1	3,9	0,5	2,6	2,4	2,1	4,0	0,5	1,1	0,9
SPASCa															
0	9,9	3,1	1,0	3,0	1,6	4,9	3,6	0,7	1,1	0,8	3,2	3,8	0,4	1,0	0,5
60	7,2	3,6	0,1	1,4	1,4	2,9	3,9	0,2	0,6	0,5	-	-	-	-	-
120	6,8	3,5	0,5	2,3	1,8	4,9	3,8	0,3	0,9	0,6	3,7	3,9	0,5	1,2	0,5
300	5,7	3,3	0,7	1,5	1,6	3,7	3,7	0,6	1,2	0,8	1,9	3,9	0,4	0,8	0,6
CReSF															
0	7,3	3,4	0,8	2,1	1,8	4,7	3,8	0,6	1,2	0,9	3,2	3,9	0,5	1,0	0,8
60	7,3	3,5	0,4	1,8	1,9	3,2	3,9	0,4	0,7	0,8	-	-	-	-	-
120	7,0	3,5	0,8	3,9	2,8	5,1	3,6	0,5	2,3	2,7	3,8	3,8	0,4	1,3	0,8
300	8,4	3,4	0,9	2,5	3,0	4,1	3,7	0,7	1,7	1,2	2,5	3,9	0,4	1,1	0,6
DMS (trat.) ⁽⁴⁾	1,5*	0,2**	0,2**	3,2**	2,4**	ns	ns	ns	0,7*	0,9**	ns	0,1**	ns	ns	0,5*
DMS (tempo.)	1,3*	0,1**	0,2**	ns	ns	0,6**	0,1**	0,1**	ns	ns	0,4**	ns	ns	ns	0,3**

⁽¹⁾ Utilização a resina como extrator; ⁽²⁾ CReCF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e com fertilização, SPASN – Sem a parte aérea (manutenção apenas da serapilheira) e sem fertilização nitrogenada, SPASP - Sem a parte aérea e sem fertilização fosfatada, SPASCa – Sem a parte aérea e sem calagem, CReSF – Com todos os resíduos florestais mantidos sobre o solo e sem fertilização; ⁽³⁾ CaCl₂ 0,01mol L⁻¹ com razão solo/solução de 1:5; ⁽⁴⁾ Diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5% de probabilidade

3.3.6 Teor e qualidade do carbono orgânico do solo

No momento da colheita o solo apresentava teor de carbono orgânico oxidável (CO) entre 30 e 40 g kg⁻¹ na camada de 0-5 cm, entre 12 e 16 g kg⁻¹ na camada de 5-10 cm e entre 7 e 8 g kg⁻¹ na camada de 10-20 cm. Na camada de 0-5 cm em média 42% do CO foi caracterizado como facilmente oxidado (Fração 1), 42% de mediana facilidade de oxidação (Fração 2) e 16% de difícil oxidação (Fração 3). Na camada de 5-10 cm houve um aumento da contribuição da fração 2 no CO. Na camada de 10-20 cm foi observada uma diminuição do percentual de carbono oxidado na fração 1 e em contrapartida, aumento na fração 3, sugerindo

incremento em frações mais recalcitrantes e detrimento das frações mais lábeis (Tabela 3.9). Esse fato também foi observado por Loss et al. (2011), em um estudo com diferentes sistemas de produção agrícola e em uma floresta secundária no Brasil.

Tabela 3.9 – Teor de carbono orgânico oxidável e diferentes frações da matéria orgânica do solo para os tratamentos em que os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo (CReCF) e removidos (SReCF)

Trat.	Frações			CO ⁽¹⁾
	1 Facilmente oxidável	2 Mediamente oxidável	3 Difícilmente oxidável	
	g kg ⁻¹			
	0-5			
CReCF	17,5 (1,6) ⁽²⁾ 44 ⁽³⁾	16,3 (2,1) 41	6,0 (0,1) 15	39,8 (3,8)
SReCF	12,1 0,2 40	12,7 (1,3) 42	5,4 (0,1) 18	30,2 (1,3)
	5-10			
CReCF	6,4 (1,6) 41	7,7 (1,4) 49	1,6 (0,2) 10	15,6 (2,3)
SReCF	4,9 (0,6) 40	6,1 (1,7) 49	1,4 (0,3) 11	12,4 (2,4)
	10-20			
CReCF	2,8 (0,5) 34	3,8 (0,3) 47	1,5 (0,3) 19	8,2 (0,2)
SReCF	2,6 (0,3) 35	3,0 (1,4) 40	1,8 (0,3) 24	7,3 (1,1)

⁽¹⁾ Carbono orgânico oxidado pelo método de Walkley e Black (1934); ⁽²⁾ Erro padrão da média (n=3); ⁽³⁾ Percentual do CO oxidado na fração.

No tratamento em que foi mantido os resíduos florestais sobre o solo (CReCF), resultou em um teor de CO superior ao tratamento em que os resíduos foram removidos (SReCF). Nesse tratamento foi observado também uma redução na fração 1 e um aumento na fração 3 (Tabela 3.5). A remoção dos resíduos florestais reduziu o estoque e impactou a qualidade da matéria orgânica do solo, sendo esses efeitos observados até o final da rotação de cultivo de 8 anos. Em muitos trabalhos, o manejo dos resíduos florestais, influenciou o teor e a qualidade da matéria orgânica do solo apenas nos primeiros anos após a adoção dos diferentes manejos, não sendo observado efeito desses manejos no final da rotação de cultivo (MENDHAM et al., 2002; MENDHAM et al., 2003; LACLAU, et al., 2010a). Isso ocorreu principalmente quando se avaliou o carbono total do solo, quando os trabalhos foram realizados em regiões de clima temperado, ou em áreas com solos de alto teor de argila. O carbono total do solo, devido sua alta estabilidade, apresenta poucas e lentas modificações com o manejo do solo, especialmente em plantações florestais, cujo as intervenções no solo ocorrem com baixa frequência (a cada ciclo de aproximadamente 7 anos). Em regiões de

clima temperado, devido as menores temperaturas e precipitação, a atividade dos microrganismos decompositores é mais lenta, e a presença de argilas de alta atividade, contribui para uma maior estabilização da matéria orgânica do solo, e com isso, menor sensibilidade desses as práticas de manejo. Em solos com maior teor de argila, devido à formação de complexos organo-minerais, a matéria orgânica apresenta maior estabilidade que em solos arenosos. Mendham et al. (2003) observaram que em áreas com alto teor de argila, o manejo dos resíduos florestais de *Eucalyptus globulus* na Austrália não influenciou o teor de carbono orgânico do solo. Porém esses autores relataram que em áreas arenosas, a remoção dos resíduos florestais reduziu o teor de carbono orgânico do solo, sendo esse efeito observado até o final da rotação de 7 anos. Mendham et al. (2002) em um estudo nas mesmas áreas de *Eucalyptus globulus* na Austrália, constataram que na área de solo arenoso, a remoção dos resíduos florestais reduziu o carbono da biomassa microbiana até 5 anos após a remoção dos resíduos florestais.

Com o decorrer do tempo após a colheita, no tratamento em que os resíduos florestais foram mantidos sobre o solo (CReCF), as concentrações de CO e das frações 1 e 2 da camada de 0-5 cm do solo se mantiveram constantes, apresentando poucas variações. Neste tratamento a fração 3 apresentou pequena redução. A redução na fração de maior dificuldade de oxidação ocorre devido ao efeito “*priming*”, conforme explicado por Brady e Weil (2013). Com a adição de resíduos não decompostos sobre o solo pode ter aumentado a atividade microbiana, o que resultou na decomposição do carbono já estabilizado do solo. Alterações nas frações mais lábeis não são observadas devido a constante reposição dessas frações por meio da decomposição dos resíduos vegetais mantidos sobre o solo (Figura 3.7).

No tratamento em que os resíduos florestais foram removidos, ocorreu redução no CO. Essa redução foi bastante acentuada na fração 1, e não foi observada na fração 3. Com a remoção dos resíduos florestais, o carbono orgânico do solo decomposto pela ação microbiana não é repostado, ocorrendo redução no carbono orgânico do solo. Essa redução ocorre mais intensamente nas frações mais lábeis (Figura 3.7).

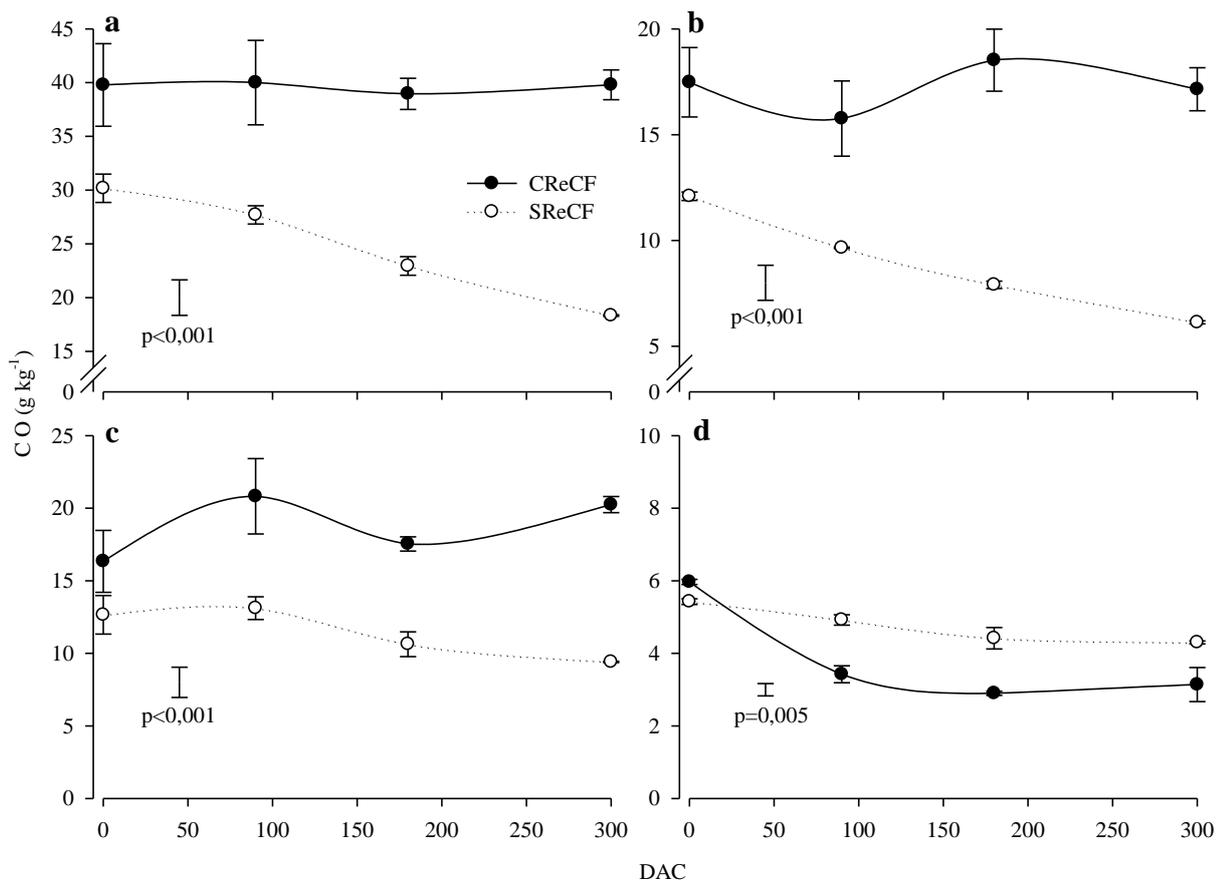


Figura 3.7 – Teor de carbono orgânico oxidável (CO) na camada de 0-5 cm do solo (a) e nas frações oxidada com 3 mol L⁻¹ de ácido sulfúrico (Facilmente oxidável - b), oxidada entre 3 e 6 mol L⁻¹ de ácido sulfúrico (mediamente oxidável - c) e oxidada entre 6 e 12 mol L⁻¹ de ácido sulfúrico (difícilmente oxidada - d). As barras sobre os pontos indicam o erro padrão da média e a barra sem o ponto indica a diferença mínima significativa pelo teste LSD. Valores sob as barras indicam a probabilidade do teste F

A remoção dos resíduos florestais, além de reduzir o teor de carbono orgânico oxidável da camada de 0-5 cm solo, reduz sua qualidade, devido a decomposição de suas frações mais lábeis. Nas camadas de 5-10 cm e 10-20 cm não foram observadas diferenças no teor e na distribuição das frações com o decorrer do tempo após a colheita (Figura 3.8). Mathers et al. (2003), em um estudo com *Eucalyptus globulus* na Austrália, observaram que a remoção dos resíduos florestais reduziu a qualidade da matéria orgânica do solo.

Loss et al. (2011) observaram teor de CO inferior ao encontrado por este estudo, porém a distribuição entre as frações foram similares. No estudo realizado por Chan, Bowman e Oates (2001), no qual propuseram a metodologia do fracionamento, observaram um teor de carbono orgânico bem inferior ao deste estudo. Grandes diferenças entre a distribuição das frações também foram observadas. A concentração de 6 mol L⁻¹ oxidou aproximadamente

38% do carbono orgânico, enquanto que, no presente estudo, essa concentração de ácido oxidou mais de 80% do carbono. Por esse motivo optou-se por alterar a metodologia proposta por Chan, Bowman e Oates (2001). O uso da concentração ainda menor de ácido sulfúrico, aumentou a sensibilidade do método, adequando-o para solos tropicais, que possui matéria orgânica menos recalcitrante, quando comparado a região onde Chan, Bowman e Oates (2001) fizeram o estudo.

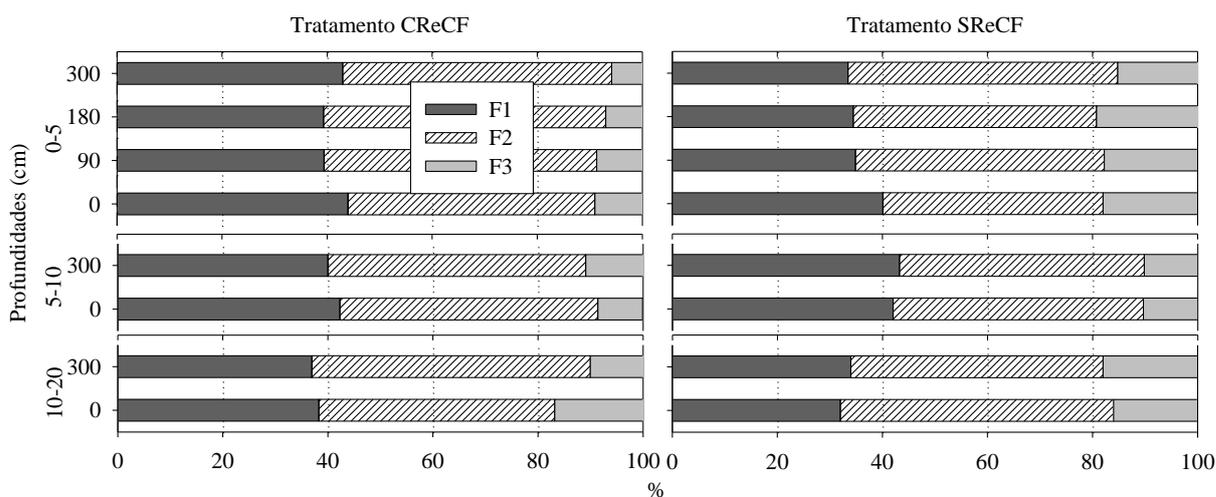


Figura 3.8 – Distribuição percentual das frações para os tratamentos CReCF e SReCF, até 20 cm de profundidade, aos 0, 90, 180 e 300 DAC

A remoção dos resíduos florestais resultou em redução de 25% no teor carbono orgânico oxidável da camada de 0-5 cm de profundidade, mesmo na avaliação realizada 8 anos após a remoção dos resíduos. Trezentos dias após a reforma do povoamento, com remoção dos resíduos novamente, a diferença no teor de carbono orgânico oxidável entre estes tratamentos subiu para 50%. Analisando apenas a fração mais lábil do carbono orgânico, que é a fração mais ativa da matéria orgânica do solo, esta redução foi de 70%. Por serem observados apenas na camada de 0-5 cm, esses efeitos na matéria orgânica do solo, podem não resultar em perdas imediatas de produtividade, se os nutrientes exportados forem repostos via fertilização. Porém, com sucessivas rotações, removendo todos os resíduos florestais, poderá ocorrer degradação nas propriedades físicas (agregação e porosidade), químicas (capacidade de troca de cátions) e biológicas (diversidade e população microbiana) do solo.

3.4 Conclusão

A hipótese I “A omissão de nitrogênio e fósforo na formação de povoamentos de Eucalipto reduz a decomposição dos resíduos florestais” não foi corroborada. A omissão de N e P não resultou em menores concentrações desses nutrientes nos resíduos florestais mantidos sobre o solo, por esse motivo não foram observadas diferenças na decomposição desses resíduos.

A hipótese II “A calagem aumenta a decomposição dos resíduos florestais por elevar o pH da camada superficial e com isso favorecer a atividade microbiana” não foi corroborada. A calagem promoveu maior decomposição na fase inicial, mas aos 300 DAC a quantidade de resíduos remanescente sobre o solo foi a mesma observada no tratamento que não foi efetuada a calagem.

A hipótese III “A remoção dos resíduos florestais reduz o carbono orgânico oxidável da camada superficial do solo” foi corroborada. A remoção dos resíduos florestais reduziu em até 50% o carbono orgânico oxidável da camada de 0-5 cm.

A omissão de N e P na formação do povoamento de eucalipto não influenciou a velocidade de decomposição da serapilheira, pois não foi observado mudanças nas características químicas dessa. A ausência de calagem reduziu a taxa de decomposição inicial dos resíduos florestais. A taxa média de decomposição dos resíduos florestais foi de 0,8.

Não foram observadas grandes alterações na disponibilidade de nutrientes do solo em função da decomposição dos resíduos florestais. A remoção dos resíduos florestais reduz o carbono orgânico oxidável do solo, e essa redução permanece até o final do ciclo de cultivo.

Referências

ABRAF. **Anuário estatístico da Associação Brasileira de Produtores de Floresta Plantada, ano base 2012**, Brasília: ABRAF, 2013.

BARROS, N.F.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F. Recomendação de fertilizantes minerais em plantios de eucalipto. In: GONÇALVES, J.L.M. ; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p.269-286.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. v.3. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686p.

CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an Oxic Paleustalf under different pasture leys. **Soil Science**, Philadelphia v. 166, n. 1, p. 61-67, Jan 2001.

COSTA, G. S.; GAM-RODRIGUES, A.C.; CUNHA, G.M.; Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense. **Revista Árvore**. Viçosa. v.29, n.4, p. 563-570, Dez. 2005

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. v.3. Brasília, 2013. 353 p.

GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 193-207, 2002.

GONÇALVES, J.L.M. Fertilização de Plantações de Eucalipto. In: GONÇALVES, J.L.M.;PULITO, A.P. ARTHUR JUNIOR, J.C.; SILVA, L.D. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE SILVICULTURA,2., 2011, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba.: IPEF, 2011. p.85-114.

GONÇALVES, J.L.M.; ALVARES, C.A.; HIGA, A.R.;SILVA, L.D.; ALFENAS, A.C.; STAHL, J.; FERRAZ, S.F.B.; LIMA, W.P.; BRANCALION, P.H.S.; HUBNER, A.; BOUILLET, J.P.D.; LACLAU, J.P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6-27, Aug 2013.

GUO, L.B.; SIMS, R.E.H. Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in New Zealand eucalypt short rotation forests. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam v. 75, n. 1/2, p. 133-140, Jul 1999.

LACLAU, J.P. SILVA, E.A.; LAMBAIS, G.R.; BERNOUX, M.; MAIRE, G.; STAPE, J.L.; BOUILLET, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; JOURDAN, C.; NOUVELLON, Y. Dynamics of soil exploration by fine roots down to a depth of 10 m throughout the entire rotation in *Eucalyptus grandis* plantations. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 4, p. 243, 2013.

LACLAU, J.P. LEVILLAIN, J.; DELEPORTE, P.; NZILA, J.D.; BOUILLET, J.P.; SAINT-ANDRÉ, L.; VERSINI, A.; MARESCHAL, L.; NOUVELLON, Y.; M'BOU, T.; RANGER, J. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in *Eucalyptus* plantations established on a sandy tropical soil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam v. 260, n. 12, p. 2148-2159, Dec 15 2010a.

LACLAU, J.P. ;RANGER, J.; GONCALVES, J.L.M.; MAQUERE, V.; KRUSCHE, A.V.; M'BOU, 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. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, n. 9, p. 1771-1785, Apr 15 2010b.

LACLAU, J.P. NOUVELLON, Y.; REINE, C.; GONÇALVES, J.L.M.; KRUSHE, A.V.; JOURDAN, C.; MAIRE, G.; BOUILLET, J.P.; Mixing *Eucalyptus* and *Acacia* trees leads to fine root over-yielding and vertical segregation between species. **Oecologia**, New York, v. 172, n. 3, p. 903-913, 2013.

LIBARDI, P.L. Água no solo. In: Van LIER, Q.J. **Física do solo** Viçosa: SBCS, 2010. p.103-152.

LOSS, A. ;PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C.; FERREIRA, E.P.; BEUTLER, S.J.; SILVA, E.M.R. Oxidizable organic carbon fractions and soil aggregation in areas under different organic production systems in Rio de Janeiro, Brazil. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, Mérida, v. 14, n. 2, p. 699-708, 2011.

LOUSIER, J.D.; PARKINSON, D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. **Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique**, Ottawa, v. 54, n. 5-6, p. 419-436, 1976.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, A.S. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201p.

MATHERS, N.J.; MENDHAM, D.S.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; XU, Z.; SAFFIGNA, P.G. How does residue management impact soil organic matter composition and quality under *Eucalyptus globulus* plantations in Southwestern, Australia? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 179, n. 1/3, p. 253-267, Jul 3 2003.

MATTHEWS, S. The water vapour conductance of *Eucalyptus* litter layers. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam v. 135, n. 1/4, p. 73-81, Dec 14 2005.

MENDHAM, D.S.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; RANCE, S.J. Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 181, n. 3, p. 357-372, Aug 2003.

MENDHAM, D. S.; SANKARAN, K.V.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S. *Eucalyptus globulus* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, n. 12, p. 1903-1912, Dec 2002.

O'CONNELL, A.M.; MENDHAM, D.S. Impact of N and P fertilizer application on nutrient cycling in jarrah (*Eucalyptus marginata*) forests of south western Australia. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 40, n. 2, p. 136-143, Jul 2004.

OLSON, J.S. Energy-storage and balance of producers and decomposers in ecological-systems. **Ecology**, Washington, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

ROLIM, G.S.; CAMARGO, M.B.P.; LANIA, D.G.; MORAES, J.F.L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de são Paulo. **Bragantia**, Campinas v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007

VAN RAIJ, B. ;ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: IAC, 2001. 285p.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Philadelphia v. 37, n. 1, p. 29-38, Jan 1934.

WIEDER, R.K.; LANG, G.E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, Washington v. 63, n. 6, p. 1636-1642, 1982.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quanto à produtividade

A principal contribuição da manutenção dos resíduos florestais no campo, que pode resultar em ganhos de produtividade em curto prazo (uma rotação), é a redução na exportação de nutrientes e com isso aumento da disponibilidade para as árvores. Esse efeito é observado, principalmente, quando é efetuado baixo investimento com fertilização. Se os nutrientes exportados com a remoção dos resíduos florestais forem repostos via fertilização, não esperam-se ganhos de produtividade com a manutenção dos resíduos.

Ao contrário do que acreditava-se, a manutenção dos resíduos florestais sobre o solo não prejudicou a uniformidade de crescimento da floresta. Maior heterogeneidade de crescimento do povoamento foi observado no tratamento em que todos os resíduos foram removidos. Isso se deve a menor disponibilidade de nutrientes, que além de reduzir a produtividade, reduz a uniformidade da floresta.

Quanto à viabilidade técnico-financeira

Se for considerado apenas o custo com insumos, a reposição dos nutrientes contidos nos galhos, nas cascas e na serapilheira é viável economicamente. Apenas para as folhas não seria viável, devido sua alta concentração de nutrientes. Porém, essa avaliação é mais complexa, diversos outros fatores, muitos de difícil valoração financeira, devem ser considerados. Com a remoção dos resíduos, deve-se considerar os seguintes fatores:

- Ganhos ambientais decorrente da utilização de uma fonte de energia renovável;
- Ganhos operacionais, decorrente da redução dos obstáculos para as operações silviculturais;
- Redução dos danos à máquinas e implementos;
- Facilidade de controle de algumas pragas e doenças.

Por outro lado, a manutenção dos resíduos florestais sobre o solo pode trazer inúmeros benefícios, alguns deles demonstrados neste estudo, como:

- Aumento no teor e na qualidade do C orgânico do solo;
- Redução das perdas de água por evaporação, aumentando a umidade da superfície do solo;
- Redução dos extremos térmicos do solo;
- Aumento da mineralização de N.

Além de outros, como:

- Proteção do solo contra erosão;
- Redução da compactação do solo pelo tráfego de máquinas;
- Redução da infestação de plantas daninhas;
- Aumento da atividade biológica do solo.

Quanto à utilização dos resíduos

Fazendo um balanço de todos esses benefícios e oportunidades, entende-se que é possível utilizar parte dos resíduos florestais, sem comprometer a conservação do solo e a sustentabilidade da produção. Para isso alguns critérios devem ser respeitados, sendo eles:

- Manter sobre o solo ao menos a serapilheira e as folhas. No presente estudo, com um povoamento de *Eucalyptus grandis* de 8 anos e IMA de $45 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, isso equivaleu a aproximadamente 25 t ha^{-1} .
- Manter no mínimo 70% da superfície do solo coberta com resíduos;
- Remover, preferencialmente, os resíduos lenhosos (cascas galhos e ponteiros das árvores). Neste estudo, isso equivaleu a aproximadamente 15 t ha^{-1} .
- Se forem removidos resíduos, as quantidades de P, K, Ca e Mg, contidos neles devem ser repostas via fertilização. Incremento na dose de N e S aplicada também deve ser considerado;
- Se o tempo de espera até o novo plantio for longo, maior quantidade de resíduos deve ser mantido sobre o solo para garantir sua cobertura;
- No período de chuvas mais intensas e em áreas suscetíveis à erosão (áreas declivosas e com solos mais erodíveis) todos os resíduos florestais devem ser mantidos sobre o solo.

ANEXOS

ANEXO A - Transferência de nutrientes para o solo por meio de folheda e galhada depositada – valores mensais

Mês	Folheda					Galhada					Total				
	N	P	K	Ca	Mg	N	P	K	Ca	Mg	N	P	K	Ca	Mg
	kg ha ⁻¹														
set/95	1,66	0,08	0,52	1,83	0,74	0,67	0,06	0,45	1,06	0,28	2,34	0,14	0,97	2,89	1,02
out/95	2,45	0,13	0,92	2,84	1,14	0,65	0,05	0,35	0,83	0,23	3,10	0,18	1,27	3,67	1,36
nov/95	2,55	0,15	1,43	3,32	1,33	1,72	0,11	0,65	1,78	0,43	4,28	0,26	2,08	5,10	1,76
dez/95	2,84	0,15	0,64	3,13	0,78	0,75	0,07	0,44	1,30	0,34	3,59	0,22	1,08	4,43	1,13
jan/96	1,90	0,14	1,35	3,32	0,73	0,68	0,03	0,71	1,93	0,23	2,58	0,16	2,06	5,24	0,95
fev/96	1,97	0,06	0,83	2,80	0,50	0,73	0,03	0,76	2,01	0,23	2,70	0,09	1,58	4,81	0,73
mar/96	2,52	0,09	1,82	3,95	0,87	0,77	0,03	0,72	1,95	0,27	3,29	0,11	2,55	5,90	1,14
abr/96	2,85	0,15	1,21	2,01	0,95	0,70	0,06	0,39	0,60	0,14	3,54	0,21	1,60	2,61	1,09
mai/96	2,94	0,16	1,25	2,08	0,98	0,72	0,06	0,40	0,62	0,15	3,66	0,22	1,66	2,69	1,13
jun/96	2,97	0,16	1,27	2,10	0,99	0,66	0,06	0,37	0,57	0,14	3,63	0,22	1,64	2,66	1,13
jul/96	3,48	0,16	1,39	2,01	0,90	0,74	0,06	0,34	0,46	0,16	4,23	0,22	1,73	2,47	1,06
ago/96	3,77	0,18	1,51	2,18	0,98	1,21	0,10	0,56	0,75	0,26	4,99	0,28	2,07	2,93	1,24
set/96	2,49	0,17	1,26	2,66	0,83	0,99	0,07	0,51	1,09	0,31	3,48	0,24	1,78	3,75	1,14
out/96	2,66	0,19	1,35	2,84	0,89	1,05	0,07	0,54	1,16	0,33	3,71	0,26	1,90	4,00	1,21
nov/96	2,89	0,14	1,65	2,66	0,96	1,21	0,07	0,46	1,21	0,32	4,10	0,21	2,11	3,87	1,28
dez/96	5,51	0,26	3,15	5,07	1,84	1,33	0,08	0,51	1,33	0,35	6,84	0,34	3,66	6,40	2,19
Total 1996	35,94	1,85	18,05	33,67	11,40	10,81	0,71	6,28	13,67	2,89	46,75	2,57	24,32	47,34	14,29
jan/97	7,29	0,30	2,94	4,76	1,42	1,24	0,08	0,52	1,44	0,48	8,54	0,38	3,46	6,20	1,90
fev/97	4,86	0,20	1,96	3,17	0,95	0,93	0,06	0,39	1,08	0,36	5,79	0,26	2,35	4,25	1,30
mar/97	1,40	0,07	0,57	1,22	0,55	0,43	0,03	0,23	0,43	0,17	1,83	0,10	0,80	1,65	0,72
abr/97	1,20	0,10	0,44	1,07	0,42	0,37	0,01	0,35	0,94	0,13	1,58	0,11	0,79	2,01	0,55
mai/97	1,71	0,14	0,63	1,52	0,60	1,18	0,04	1,10	2,97	0,41	2,89	0,18	1,72	4,49	1,00
jun/97	1,61	0,13	0,59	1,43	0,49	1,13	0,10	0,63	0,96	0,23	2,74	0,23	1,22	2,39	0,72
jul/97	1,60	0,17	0,53	1,45	0,48	0,60	0,11	0,51	0,60	0,25	2,20	0,28	1,05	2,06	0,73
ago/97	3,04	0,32	1,01	2,77	0,92	0,50	0,09	0,42	0,50	0,20	3,54	0,42	1,44	3,26	1,13
set/97	4,84	0,34	1,58	2,03	1,46	0,74	0,08	0,16	0,36	0,17	5,58	0,42	1,73	2,39	1,64
out/97	4,67	0,33	1,52	1,95	1,41	0,84	0,09	0,18	0,41	0,20	5,50	0,41	1,70	2,36	1,61
nov/97	4,02	0,25	1,07	1,99	1,27	0,61	0,05	0,13	0,39	0,25	4,63	0,31	1,20	2,38	1,52
dez/97	5,17	0,33	1,37	2,55	1,63	0,99	0,09	0,20	0,64	0,41	6,15	0,41	1,58	3,19	2,04
Total 1997	41,42	2,67	14,21	25,91	11,61	9,56	0,83	4,82	10,72	3,26	50,98	3,51	19,03	36,64	14,86
jan/98	5,31	0,34	1,41	2,62	1,68	1,04	0,09	0,21	0,67	0,43	6,35	0,43	1,63	3,30	2,11
fev/98	3,65	0,23	0,97	1,80	1,15	0,93	0,08	0,19	0,60	0,38	4,58	0,31	1,16	2,40	1,54
mar/98	3,53	0,22	0,94	1,74	1,12	1,03	0,09	0,21	0,66	0,42	4,56	0,31	1,15	2,41	1,54
Média anual	38,68	2,26	16,13	29,79	11,51	10,18	0,77	5,55	12,20	3,07	48,86	3,04	21,67	41,99	14,58