

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO ARENOSO, MATÉRIA  
ORGÂNICA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA AFETADOS  
PELO MANEJO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DO EUCALIPTO**

**Jackson Freitas Brilhante de São José  
(Tese de Doutorado)**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO ARENOSO, MATÉRIA  
ORGÂNICA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA AFETADOS  
PELO MANEJO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DO EUCALIPTO**

Jackson Freitas Brilhante de São José  
Engenheiro Florestal (UFV)  
Mestre em Ciência do Solo (UFRGS)

Tese apresentada como um dos  
requisitos à obtenção do Grau de  
Doutor em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil  
Julho de 2019

CIP - Catalogação na Publicação

São José, Jackson Freitas Brilhante  
INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO ARENOSO, MATÉRIA  
ORGÂNICA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA AFETADOS  
PELO MANEJO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DO EUCALIPTO /  
Jackson Freitas Brilhante São José. -- 2019.  
148 f.  
Orientador: Cimelio Bayer.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de  
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS,  
2019.

1. Solos Florestais. 2. Qualidade do solo. 3.  
Potencial de Aquecimento Global. 4. Eucalipto. 5.  
Matéria orgânica do solo. I. Bayer, Cimelio, orient.  
II. Título.

Jackson Freitas Brilhante de São José  
Engenheiro Florestal (UFV)  
Mestre em Ciência do Solo (UFRGS)

## TESE

Submetida como parte dos requisitos  
para obtenção do Grau de

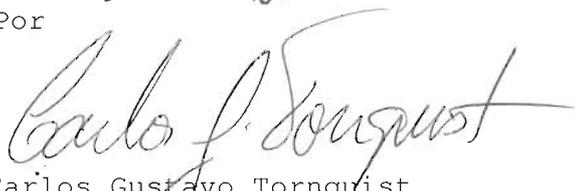
### **DOCTOR EM CIÊNCIA DO SOLO**

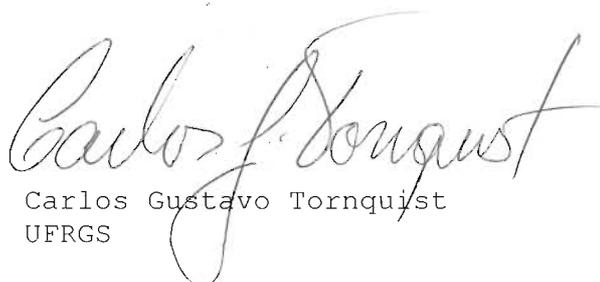
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo  
Faculdade de Agronomia  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 08.07.2019  
Pela Banca Examinadora

  
Cimélio Bayer  
Orientador

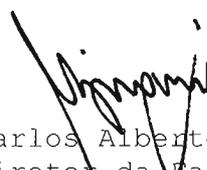
Homologado em: 29.10.2019  
Por

  
Carlos Gustavo Tornquist  
Coordenador do  
Programa de Pós-Graduação  
em Ciência do Solo

  
Carlos Gustavo Tornquist  
UFRGS

  
Frederico Costa Beber Vieira  
UNIPAMPA São Gabriel

  
Josiléia Acordi Zanatta  
EMBRAPA Florestas

  
Carlos Alberto Bissani  
Diretor da Faculdade  
de Agronomia

*Aos meus pais José Antônio e Maria da Conceição.*

*À minha esposa Fernanda, companheira de todas as horas.*

*A vocês dedico esse trabalho.*

## AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, pela saúde, por abençoar o meu caminho e escolhas.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade de realizar o Curso de Doutorado.

Aos professores e funcionários do PPG Ciência do Solo.

Ao Professor Cimelio Bayer, por aceitar prontamente trabalhar com a área florestal, pela sábia orientação, amizade, confiança e incentivo ao enfrentamento de desafios e propiciado as condições para execução e elaboração desta pesquisa.

À empresa CMPC Celulose Riograndense, em especial, ao Pesquisador em Manejo e Solos, Elias Frank de Araújo pela oportunidade de desenvolver o trabalho, concedendo a área experimental e apoio financeiro para a realização deste estudo.

A Embrapa por financiar parte da pesquisa através do Projeto Rural Sustentável/BID.

Aos membros da banca avaliadora Prof. Frederico Costa Beber Vieira e a Pesquisadora Josileia Acordi Zanatta e Carlos Gustavo Tornquist pela disponibilidade em participar e pelas considerações, sugestões e correções fundamentais para o aprimoramento da pesquisa de doutorado.

Ao Prof. Enilson Luiz Saccol de Sá pela disponibilização da estante com os Funis de Berlese para extração da mesofauna do solo.

Ao Prof. Ivo Ribeiro da Silva da Universidade Federal de Viçosa pelas sugestões ao trabalho e pela oportunidade da realização de análises no Laboratório de Isótopos estáveis.

Ao Prof. Maurício Roberto Cherubin da Esalq/USP pela contribuição no estudo de Qualidade do Solo (Estudo 1).

Aos meus pais, José Antônio e Maria da Conceição que sempre lutaram para o meu sucesso pessoal, me propiciando oportunidades para que eu chegasse até aqui, através da educação e da orientação para a vida.

À minha esposa Fernanda da Costa Silva de São José pelo amor, carinho, paciência, compreensão e por todos momentos felizes.

À minha irmã Jackline, pela amizade, conselhos e incentivo para que continuasse a evoluir na minha qualificação profissional.

Aos tios e tias, em especial, Tia Heloísa e Eliana, que mesmo distante sempre estiveram presente minha vida e ao meu lado em todas as decisões.

Ao meu sogro Walter, sogra Edilva, cunhada Vanessa, cunhado Leonardo e concunhado Paulo Cademartori pelo agradável convívio em família

A Juscelaine Martins e Andressa Bender pelo auxílio nas coletas de gases.

Ao grupo de pesquisa em Manejo e Conservação do Solo: Luiz Antônio, Fernando Viero, Murilo, Eduardo, Anai, Diego, Fernanda, Daniela, Vitor, Lucas Telles, Tiago Zschornack, Luana, Mário, Tatiana, Douglas, Janquielli, Daiane, Osmar, Magno, Caroline Jerke, e Adriana pela amizade e ajuda nos trabalhos de campo e laboratório.

Ao colega Eugene Chouene da Secretaria da Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Rural (SEAPDR) pelo incentivo inicial para a realização deste trabalho.

Aos colegas do Departamento de Diagnóstico e Pesquisa Agropecuária (DDPA) da SEAPDR, Bruno Brito Lisboa, Luciano Kayser Vargas e Anelise Beneduzi pela oportunidade de trabalho conjunto, companheirismo e ajuda.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização da pesquisa de doutorado e para minha formação.

# INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO ARENOSO, MATÉRIA ORGÂNICA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA AFETADOS PELO MANEJO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DO EUCALIPTO<sup>1</sup>

Autor: Jackson Freitas Brilhante de São José

Orientador: Cimélio Bayer

## RESUMO

O manejo de resíduos de colheita de eucalipto é um tema que vem sendo discutido pelas empresas do setor florestal, cujo interesse é o uso como fonte de energia. O objetivo da presente pesquisa foi avaliar o impacto da retirada dos resíduos de colheita de eucalipto na qualidade do solo, matéria orgânica e no fluxo de gases em solo arenoso no subtropical brasileiro (22 g kg<sup>-1</sup> de argila). A pesquisa foi realizada no Horto florestal da empresa Celulose Riograndense - CMPC no município de Barra do Ribeiro, RS. Cinco manejos de resíduos da colheita do eucalipto foram avaliados: SRSS - remoção de todos os resíduos da colheita do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) + remoção da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS - remoção de todos os resíduos da colheita do cultivo anterior (casca, galhos e folhas); CRC - manutenção da casca e folhas da colheita do cultivo anterior; CRG - manutenção de galhos e folhas da colheita do cultivo anterior; CR - manutenção de todos os resíduos da colheita do cultivo anterior (casca, galhos e folhas). A tese foi composta por três estudos, nos quais foram avaliados o impacto do manejo de resíduos de colheita de eucalipto e serapilheira na qualidade do solo (estudo I), teores e estoques de C orgânico no solo (estudo II) e no balanço de gases de efeito estufa (estudo III). O manejo SRSS reduziu em 30% o Índice de Qualidade do Solo (camada 0-20 cm), em comparação ao tratamento CR. A matéria orgânica e a atividade biológica do solo foram os principais indicadores que contribuíram para esse efeito. A produtividade florestal foi maior no manejo CR (228 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) do que no SRSS (195 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>). A manutenção de todos os resíduos da colheita (CR) aumentou os estoques de C orgânico do solo. Os resíduos de colheita apresentaram um coeficiente de humificação (k<sub>1</sub>) médio de 23% e a taxa de decomposição anual (k<sub>2</sub>) da matéria orgânica do solo neste solo arenoso foi estimada em 10%. Por fim, a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto reduziu gradativamente o potencial de aquecimento global (PAG) da floresta de eucalipto, totalizando -33.946 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para o qual o principal contribuinte foi a retenção de C na biomassa e produtos de madeira (84,57%) e o C na matéria orgânica do solo (15,43%). As emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) contribuíram com menos de 1% do total do PAG. Nossos resultados demonstram o impacto positivo da manutenção dos resíduos da colheita e da serapilheira de eucalipto na melhoria da qualidade do solo e dos estoques de C do solo e na diminuição das emissões de gases de efeito estufa, além da melhoria de cerca de 20% da produtividade da madeira.

Palavras-chave: Produtividade Florestal, Neossolo Quartzarênico, Potencial de Aquecimento Global.

---

<sup>1</sup>Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (130p.) Julho, 2019.

# INDICATORS OF SANDY SOIL QUALITY, ORGANIC MATTER AND GREENHOUSE GAS EMISSIONS AS AFFECTED BY EUCALYPTUS HARVEST RESIDUES MANAGEMENT<sup>2</sup>

Author: Jackson Freitas Brilhante de São José  
Adviser: Cimélio Bayer

## ABSTRACT

The management of eucalypt harvest residues is a topic that has been discussed by companies of the forestry sector, which interest is their use as energy source. The aim of the current research was to evaluate the impact of eucalyptus harvest residues on soil quality, organic matter and greenhouse gas balance on a subtropical sandy Entisol (22 g kg<sup>-1</sup> clay) in southern Brazil. This study was conducted in the forest park of the Celulose Riograndense – CMPC in the municipality of Barra do Ribeiro/RS. We investigated five strategies for management of eucalyptus harvest residues: SRCS - all forest residues from the previous rotation were removed; CRC- bark, leaves and litter layer from the previous rotation were maintained on the soil, only the wood and the branches were harvested; CRG- branches, leaves and litter layer from the previous rotation were left in the soil, the wood and the bark were harvested; CR- presence of all harvest residues (leaves, branches, bark, + litter); and SRSS- all forest residues were removed and litter from the new plantations were also removed). The thesis was composed by three studies, in which the impact of eucalypt harvest residues management and litter on soil quality (study I), soil organic C contents and stocks (study II) and on greenhouse gas balance (study III) were assessed. The management SRSS reduced by 30% Soil Quality Index (0-20 cm layer), in comparison to the treatment CR. Organic matter and soil biological activity were the main indicators that contributed to this effect. Forest productivity was higher in CR management (228 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) and lower in SRSS (195 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>). The management CR increased in the soil carbon stocks. The harvest residues presented a mean high humification coefficient ( $k_1$ ) of 23% and the annual decomposition rate ( $k_2$ ) of soil organic matter in this sandy soil was estimated in 10%. Finally, the maintenance of harvest residues of eucalypt reduced gradually the global warming potential (GWP) of the eucalypt forest, totaling -33.946 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup> for which the main contributor was the retention of C in biomass and wood products (84.57%) and C in soil organic matter (15.43%). Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) and methane (CH<sub>4</sub>) emissions contributed with less than 1% of total GWP. Our findings illustrated the positive impact of the maintenance of harvest residues and litter of eucalypt on the improvement of soil quality and soil C stocks and on the decreasing greenhouse gas emissions, in addition to the improvement of around 20% of wood productivity.

Keywords: Forest Productivity, Sandy Entisol, Global Warming Potential.

---

<sup>2</sup>Doctoral thesis in Soil Science. Graduate Program in Soil Science, Faculty of Agronomy, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (130p.) July, 2019.

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>3</b>
1. Histórico do manejos de resíduos florestais.....	3
2. Impacto do manejo de resíduos florestais nos indicadores de qualidade do solo.....	4
2.1 Qualidade do solo .....	4
2.1.1 Indicadores físicos do solo.....	4
2.1.2 Indicadores químicos do solo.....	5
2.1.3 Indicadores biológicos do solo .....	6
2.2 Índice de Qualidade do solo.....	8
3. Estoque de carbono em solos florestais e a influencia do manejo dos resíduos de colheita florestal .....	9
4. Emissão de óxido nitroso e sua relação com manejo de resíduos .....	11
5. Emissão/absorção de metano e sua relação com manejo de resíduos .....	12
6. Potencial de Aquecimento Global.....	13
<b>CAPÍTULO III – ÁREA EXPERIMENTAL</b> .....	<b>15</b>
1.Caracterização da área.....	15
2.Histórico da área e implantação do experimento .....	15
3.Tratamentos e delineamento experimental.....	16
<b>CAPÍTULO IV – ESTUDO I: INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO ARENOSO SOB MANEJOS DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO</b> .....	<b>19</b>
1.Resumo .....	20
2.Introdução .....	15
3.Material e métodos .....	22
3.1Indicadores químicos do solo.....	22
3.2 Indicadores Biológicos do Solo .....	23
3.2.1 Carbono orgânico total e Frações físicas da matéria orgânica .....	23
3.2.2 Atividade Microbiana e C da Biomassa Microbiana .....	23
3.2.3 Mesofauna do solo.....	23
3.3 Indicadores Físicos do Solo .....	24
3.3.1 Densidade do Solo, Porosidade Total, Grau de Compactação do solo e Índice de Estabilidade Estrutural .....	24
3.4 Avaliações Dendrométricas e Produtividade Florestal.....	25
3.5 Índice de Qualidade do solo.....	25
3.6 Análise estatística .....	26
4. Resultados e discussão .....	27

4.1 Efeito do manejo dos resíduos da colheita do eucalipto nos indicadores de qualidade do solo .....	27
4.1.1 Indicadores Químicos .....	27
4.1.2 Indicadores Físicos .....	29
4.1.3 Indicadores Biológicos do solo.....	30
4.1.1 Índices de Qualidade do solo .....	32
5. Conclusões .....	39
<b>CAPÍTULO V – ESTUDO II: ESTOQUES DE C ORGÂNICO EM SOLO ARENOSO SOB DISTINTOS MANEJOS DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DE <i>EUCALYPTUS</i> SP. NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO.....</b>	<b>40</b>
1. Resumo .....	40
2. Introdução.....	41
3. Material e métodos .....	43
3.1 Estimativa da adição de carbono e análise da composição bioquímica dos componentes dos resíduos da colheita do eucalipto .....	43
3.2 Análise de C orgânico e cálculo dos estoques no solo .....	44
3.3 Fracionamento granulométrico da matéria orgânica.....	45
3.4 Índice de Manejo do Carbono (IMC) .....	46
3.5 Taxas anuais de retenção de C no solo e taxa de conversão do C aportado estabilizado na matéria orgânica do solo.....	46
3.6 Estimativa dos coeficientes de humificação ( $k_1$ ) e de decomposição ( $k_2$ ) da matéria orgânica .....	47
3.7 Análise estatística .....	47
4. Resultados e discussão .....	48
4.1 Aporte de C e composição dos resíduos da colheita, serapilheira e raízes .....	48
4.2 Efeito dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e serapilheira nos teores e estoques de C orgânico no solo.....	50
4.3. Taxas anuais de retenção de C no solo .....	55
4.4. Estimativa dos coeficientes $k_1$ e $k_2$ .....	57
4.5. Índice de Manejo de C e sua relação com a produtividade vegetal.....	58
5. Conclusões .....	64
<b>CAPÍTULO VI – ESTUDO III: MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PELA MANUTENÇÃO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA E DA SERAPILHEIRA EM FLORESTAMENTO DE EUCALIPTO EM SOLOS ARENOSO DO SUBTRÓPICO BRASILEIRO.....</b>	<b>65</b>
1. Resumo .....	65
2. Introdução.....	66
3. Material e métodos .....	68

3.1 Aporte de C e N pelos resíduos de colheita e serapilheira .....	68
3.2 Estoques de C orgânico no solo .....	68
3.3 Acúmulo de C em Produtos Madeiros (PMs) .....	69
3.4 Avaliação das emissões de N <sub>2</sub> O e CH <sub>4</sub> do solo .....	69
3.5 Parâmetros do Solo .....	71
3.6 Dados meteorológicos .....	72
3.7 Análise Estatística .....	72
4. Resultados e discussão .....	73
4.1 Fluxos de N <sub>2</sub> O do solo .....	73
4.2 Fluxos de CH <sub>4</sub> do solo .....	77
4.3 Taxas anuais de retenção de C-CO <sub>2</sub> no solo .....	78
4.4 Emissão anual de N <sub>2</sub> O do solo .....	80
4.5 Influxo anual de CH <sub>4</sub> no solo .....	81
4.6 Potencial de aquecimento global (PAG) .....	82
5. Conclusões .....	85
<b>CAPÍTULO VII – CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>86</b>
Referências Bibliográficas .....	87
Apêndices .....	112

## RELAÇÃO DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Análise física do solo da área experimental. Valores médios em negrito e desvio padrão. ....	17
<b>Tabela 2.</b> Caracterização química do solo anterior à implantação do experimento. ....	17
<b>Tabela 3.</b> Quantidade de resíduos da colheita de eucalipto e acúmulo de nutrientes em cada componente após a colheita de florestas de <i>Eucalyptus saligna</i> aos sete anos de idade. Valores médios $\pm$ desvio padrão.....	19
<b>Tabela 4.</b> Valores médios dos 17 indicadores de solo (0-20 cm de profundidade) em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto. ...	28
<b>Tabela 5.</b> Resultado na análise de componentes principais.....	34
<b>Tabela 6.</b> Aporte total de biomassa e de C ao solo e composição bioquímica dos resíduos da colheita do cultivo anterior e serapilheira do cultivo atual de eucalipto. ....	48
<b>Tabela 7.</b> Relação C/N e Lignina/N dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto.....	49
<b>Tabela 8.</b> Carbono orgânico particulado (COP), Carbono associado à fração mineral (CAM), Labilidade (L), Índice de labilidade do carbono (ILC), Índice de estoque de carbono (IEC) e Índice de Manejo do Carbono (IMC) em um Neossolo Quartzarênico, cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade.....	59
<b>Tabela 9.</b> Correlação de Pearson entre fluxos de N <sub>2</sub> O e CH <sub>4</sub> do solo, temperatura do solo (Tsolo), temperatura do ar (Tar) e concentrações de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , espaço poroso preenchido por água (EPPA). Barra do Ribeiro – RS.....	75

## RELAÇÃO DE FIGURAS

- Figura 1.** Screen plot das análises de componentes principais.....33
- Figura 2.** Índice de Qualidade do solo (IQS) sob diferentes manejos dos resíduos da colheita do eucalipto na camada de 0 a 20 cm (a) e Contribuição dos componentes principais no IQS (b). .....36
- Figura 3.** Relação linear entre o índice de qualidade do solo (IQS) e Produtividade Florestal em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto. ....39
- Figura 4.** Teor de carbono orgânico total de um Neossolo Quartzarênico na camada de 0-100 cm, cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, 2016. SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira, CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira). .....51
- Figura 5.** Relação entre adição de C adicionado pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e estoque de C orgânico na camada de 0-20 cm de profundidade (a) e na camada de 0-100 cm (b). SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira, CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira).....53
- Figura 6.** Taxas anuais de acúmulo de C no solo na camada de 0 a 20 cm (a) e 0 a 100 cm (b) cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, 2016. SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira); CRG: presença de todos os resíduos da colheita, exceto casca; CRC: presença de todos os resíduos da colheita, exceto galho; SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira.....56
- Figura 7.** Relação entre as quantidades de carbono adicionadas com a variação (dC/dt) dos estoques de C orgânico do solo na camada de 0-0,20 m cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, 2016. SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira); CRG: presença de todos os resíduos da colheita, exceto casca; CRC: presença de todos os resíduos da colheita, exceto galho; SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira.....57

**Figura 8.** Relação entre o C adicionado pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e carbono orgânico particulado: COP (a) e carbono orgânico associado a minerais: CAM (b) na camada de 0-20 cm. SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira, CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira). .....61

**Figura 9.** Relação entre IMC e Produtividade Florestal. SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira, CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira).....62

**Figura 10.** Temperatura média diária (°C) e precipitação (mm) para o período de avaliação de Outubro/2016 a Outubro/2017. ....71

**Figura 11.** Fluxo de N<sub>2</sub>O (a) e CH<sub>4</sub> (b) de um Neossolo Quartzarênico cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, Outubro/2016 a Outubro/2017. SRSS-Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS-Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC-Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG-Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR-Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio. ....73

**Figura 12.** Temperatura do solo (a), Espaço Poroso Preenchido por água (EPPA) (b), teor de N-NH<sub>4</sub> (c), teor de N-NO<sub>3</sub> (d) em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto em Neossolo Quartzarênico aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, Outubro/2016 a Outubro/2017. SRSS-Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS-Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC-Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG-Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR-Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio. ....74

**Figura 13.** Taxas anuais de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo em função do aporte de C pelos resíduos da colheita do eucalipto (a); Emissão anual de N-N<sub>2</sub>O do solo em função da adição de N mineral dos resíduos da colheita do eucalipto (b) e Influxo anual de C-CH<sub>4</sub> no solo em função do aporte de C pelos resíduos da colheita do eucalipto (c). ....78

**Figura 14.** Emissões acumulada (a) e Potencial de Aquecimento Global (b) do solo em manejo de resíduos da colheita do eucalipto. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 10%. .....83

## RELAÇÃO DE APÊNDICES

<b>Apêndice 1.</b> Indicadores físicos do solo em quatro camadas de profundidade sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.....	112
<b>Apêndice 2.</b> Indicadores físicos do solo na camada de 0 a 20 cm sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto. ....	114
<b>Apêndice 3.</b> Indicadores químicos do solo em quatro profundidades sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto. ....	115
<b>Apêndice 4.</b> Indicadores químicos do solo na camada de 0 a 20 cm sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto. ....	117
<b>Apêndice 5.</b> Indicadores biológicos do solo em quatro profundidades sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto. ....	118
<b>Apêndice 6.</b> Mesofauna do solo em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.....	120
<b>Apêndice 7.</b> Indicadores biológicos do solo na camada de 0 a 20 cm sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.....	121
<b>Apêndice 8.</b> Variáveis dendrométricas e produtividade florestal sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.....	122
<b>Apêndice 9.</b> Scores dos indicadores de qualidade do solo e índice de qualidade do solo para camada de 0 a 20 cm sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.....	123
<b>Apêndice 10.</b> Teor de carbono orgânico, densidade do solo e estoque de carbono sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.....	124
<b>Apêndice 11.</b> Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O e CH <sub>4</sub> sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.....	131

## CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL

O setor florestal brasileiro possui aproximadamente 7,84 milhões de hectares e destes 5,7 milhões são do gênero *Eucalyptus* (Iba, 2017). O rápido crescimento, a elevada produtividade, a diversidade de espécies e a alta adaptabilidade a diferentes condições climáticas são aspectos que explicam essa extensão de área plantada com o gênero (Gonçalves et al., 2013). Além disso, o gênero destaca-se por fixar C atmosférico na forma de biomassa acima e abaixo do solo (Gatto et al., 2010; Rocha et al., 2018).

No Brasil, as plantações de eucalipto são estabelecidas em solos predominantemente de baixa fertilidade (Gonçalves et al., 2013) altamente dependentes da ciclagem de nutrientes através da serapilheira e da decomposição de resíduos de colheita florestal (Souza et al., 2016). A manutenção dos resíduos florestais propicia uma melhoria nas condições químicas, físicas e biológicas do solo (Rocha et al., 2018; Rocha et al., 2016; Achat et al., 2015; Nambiar & Harwood, 2014; Mendham et al., 2014). Contudo, o uso de resíduos florestais (serapilheira, folhas, casca e galhos) como fonte de energia tem se tornado comum em países de clima subtropical (Achat et al., 2015), pois acredita-se que o uso deste material pode elevar a proporção das fontes de energia renováveis nos próximos 50 anos (Chum et al., 2011). Assim, torna-se importante o monitoramento do efeito desta prática na qualidade do solo e seu impacto na produtividade florestal a médio e longo prazo.

Um dos desafios da pesquisa é avaliar o efeito de práticas de manejo na qualidade do solo de forma simples e confiável. Para isso, indicadores químicos, físicos e biológicos têm sido selecionados e integrados em um índice de qualidade do solo (IQS), permitindo que se aponte a direção para a qual as mudanças na qualidade do solo estão caminhando. Assim, as

principais funções do solo podem ser expressas no IQS, o qual pode apresentar estreita relação com a produtividade florestal. Apesar da redução no teor de carbono orgânico do solo ser o principal impacto da remoção dos resíduos da colheita do eucalipto (Rocha et al., 2018), este indicador por si só não se mostra sensível em curto e médio prazo, sendo necessário aliar a avaliação da labilidade da matéria orgânica por meio da estimativa do índice de manejo do carbono (IMC). Esse índice agrega um índice de estoque de C (IEC) e um índice de labilidade de C (ILC), o que o torna uma ferramenta sensível para avaliar o impacto de práticas de manejo, a qual também tem uma forte relação com os atributos químicos, físicos e biológicos do solo (Blair et al., 1995; Vieira et al., 2007; Zanatta et al., 2019).

A emissão de gases de efeito estufa (GEE) geralmente é baixa em áreas florestais, sendo esses caracterizados por consumir metano ( $\text{CH}_4$ ). De uma maneira geral, o consumo de  $\text{CH}_4$  tende a reduzir com a retirada dos resíduos na superfície do solo. Porém, a manutenção dos resíduos pode contribuir para o desenvolvimento de populações metanotróficas no solo e aumentar o consumo de metano. Já as emissões de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) geralmente aumenta com a redução da relação C/N no resíduo aportado. Entretanto, os resíduos florestais são caracterizados por apresentar elevada relação C/N, o que aumenta a imobilização de nitrogênio e conseqüentemente reduz a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ .

A influência do manejo dos resíduos do eucalipto quanto aos estoques de carbono no solo e a emissão de GEE dependem das características intrínsecas do solo e do clima no qual está presente bem como da interação entre esses fatores. Neste sentido, é importante uma avaliação mais abrangente do impacto dos manejos dos resíduos da colheita do eucalipto. A análise do potencial de aquecimento global (PAG) permite uma avaliação mais ampla do manejo adotado e indica as práticas de manejo do solo que apresentam menor impacto ambiental.

Diante do exposto, propõe-se avaliar o impacto do manejo de resíduos da colheita do eucalipto sobre a qualidade do solo, matéria orgânica e fluxos de gases em solo arenoso no subtropical brasileiro.

## CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 1. Histórico do Manejo de resíduos florestais

Entre a década de 70 e 80, os resíduos florestais resultantes da colheita do eucalipto eram vistos pelos silvicultores como um fator que dificultava as operações de preparo de solo. Assim, naquela época, uma prática muito comum adotada pelas empresas florestais era a queima dos resíduos florestais (Rocha, 2014). Associada a esta prática estava o preparo intensivo do solo semelhante ao empregado na agricultura (Zen et al., 1995).

Com o passar dos anos, ao longo da década de 90, empresas do setor florestal brasileiro passaram a adotar práticas de manejo do solo mais sustentáveis deixando os resíduos da colheita florestal na superfície do solo e começaram a empregar o cultivo mínimo do solo. Este consiste em revolvê-lo apenas na linha de plantio, mantendo os resíduos vegetais sobre o solo e cobertura morta. Esse tipo de manejo apresenta menor perda de solo e água em relação ao manejo convencional (Gonçalves et al. 2002). No Brasil, esse tipo de manejo abrange aproximadamente 80% das áreas com plantio de eucalipto (Gonçalves et al., 2013).

A quantidade de resíduos florestais que permanece na superfície do solo varia de 10 a 120 Mg ha<sup>-1</sup>, dependendo da região, idade, espaçamento de plantio e o sistema de colheita florestal empregado (Gonçalves et al., 2000; Sankaran et al., 2008). No Brasil, os dois sistemas de colheita de madeira que predominam são: o sistema de toras curtas (Cut-to-length) e o sistema de colheita de árvores inteiras (Full-tree). A adoção desses dois sistemas tem uma influencia direta na disposição dos resíduos na superfície do solo e, conseqüentemente, na produtividade do ciclo posterior. O primeiro sistema caracteriza-se pelo uso do *harvester* e *forwarder*, onde todas as fases

do corte do eucalipto (desgalhamento, destopamento, traçamento e enleiramento das toras) são realizadas no interior do talhão fazendo com que os resíduos permanecessem na área. O segundo sistema envolve o uso do Feller-buncher, Skidder e Processador, onde as árvores são apenas derrubadas no interior do talhão, sendo arrastadas até a margem dele, onde é realizado o processamento final (Machado, 2008). Neste sistema, os resíduos da colheita florestal como: galhos, folhas e casca não ficam na superfície do solo para o próximo ciclo o que pode reduzir a produtividade florestal.

## **2. Impacto do manejo de resíduos florestais nos indicadores de qualidade do solo**

### **2.1 Qualidade do solo**

Nos anos 90, a qualidade do solo (QS) foi definida como sendo a capacidade do solo em exercer suas funções na natureza que incluem: funcionar como base para o crescimento de plantas, regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente, armazenar e promover a ciclagem de nutrientes e atuar como tampão ambiental, atenuação e degradação de substâncias prejudiciais ao ambiente (Karlen et al., 1997). Durante esse período, os estudos realizados buscaram entender os efeitos de práticas não conservacionista do solo com QS (Lal & Piece, 1991).

A QS é avaliada por meio das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, sendo estas integradas em um indicador de qualidade do solo (IQS), o qual expressa a capacidade do solo exercer suas funções na natureza (Vezzani & Mielniczuk, 2009).

#### **2.1.1. Indicadores físicos do solo**

Os indicadores físicos do solo tem sido utilizados para explicar os efeitos do manejo na qualidade do solo (Ramos et al., 2014). No entanto, a influência das práticas de manejo do solo nas propriedades físicas do solo está diretamente relacionada à textura e mineralogia do solo, as quais podem promover maior ou menor resistência e resiliência de práticas de manejo do solo (Cavaliere et al., 2009). Segundo Doran & Parkin (1994), os principais indicadores físicos do solo como alteráveis pelo manejo são: densidade do

solo, resistência à penetração, permeabilidade, aeração, agregação, porosidade e umidade do solo.

Os resíduos florestais quando são mantidos sobre o solo, contribuem para a proteção do solo, reduzindo os extremos térmicos (Gonçalves et al., 1997), as perdas de água por evaporação (Matthews, 2005), protegem o solo contra o impacto direto das gotas da chuva e reduzem o escoamento superficial da água (Gonçalves, et al., 2002). Além disso, estudo recente demonstrou que a remoção dos resíduos resultou na redução da densidade do solo, da resistência à penetração, da porosidade e condutividade hidráulica (Jesus et al. 2015). Assim, essas características podem resultar na redução da produtividade florestal.

Neste contexto, a manutenção dos resíduos da colheita florestal passa a ser uma alternativa de manejo importante que permite uma maior infiltração de água no perfil do solo e conseqüentemente aumenta a disponibilidade hídrica do solo para o povoamento florestal.

### **2.1.2. Indicadores químicos do solo**

De uma maneira geral, os indicadores químicos expressam a capacidade do solo em disponibilizar e reter nutrientes para as plantas que são essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas. O pH do solo, a capacidade de troca catiônica (CTC), a matéria orgânica do solo, a disponibilidade de nutrientes como: cálcio, magnésio, fósforo, nitrogênio e potássio e micronutrientes e a presença de elemento fitotóxico ( $Al^{+3}$ ) são os principais indicadores químicos utilizados na avaliação da qualidade do solo (Cardoso et al., 2013), pois estes são influenciados pelos manejos do solo.

O acúmulo de nutrientes na copa e na casca do eucalipto representa, em média, 65, 70, 64, 79 e 79% do nitrogênio fósforo, potássio, cálcio e magnésio, respectivamente, até 6,5 anos de idade (Santana et al., 2008). Isso demonstra a importância que a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto tem para a manutenção da fertilidade do solo. No entanto, o efeito do manejo de resíduos florestais sobre os indicadores químicos do solo ainda são influenciados de maneira distinta em função da textura do solo. Kumaraswamy et al. (2014), estudando o manejo de resíduos de *Eucalyptus* sp. em quatro regiões da Índia, observaram que os teores de carbono orgânico,

nitrogênio e fósforo foram pouco influenciados pelos manejos de resíduos do eucalipto. Os autores atribuíram esse resultado à alta capacidade tampão do solo. Entretanto, outros estudos demonstram que esta prática de manejo dos resíduos da colheita do eucalipto, principalmente em solos de textura arenosos localizados em ambientes tropicais, tem efeito negativo na fertilidade do solo. Deleporte et al. (2008) em estudo realizado no Congo em solos de textura arenosa e teor de matéria orgânica do solo inferior à 1%, observaram redução da fertilidade do solo (carbono orgânico do solo, nitrogênio e magnésio) na camada de 10 cm um ano após a remoção dos resíduos do eucalipto. No mesmo sentido, Menegale et al. (2016), avaliando o efeito da diferentes manejos de resíduos do eucalipto na região do estado de São Paulo observaram redução nos estoques de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre até os 40 cm de profundidade no manejo que proporcionava maior remoção dos resíduos do eucalipto.

### **2.1.3. Indicadores Biológicos do solo**

Os indicadores físicos e químicos do solo são os indicadores mais utilizados para avaliar a qualidade do solo (Bone et al., 2012; Moncada et al., 2013). No entanto, os indicadores biológicos e bioquímicos podem ser os mais sensíveis avaliar o efeito de uso ou manejo do solo em áreas de eucalipto (Chaer & Totola, 2007). O carbono da biomassa microbiana (CBM), a respiração microbiana do solo (Stotzky, 1965; Jenkinson & Powlson, 1976), atividades enzimáticas do solo (Dick et al., 1996), microflora geral do solo, incluindo eubactérias, arqueobactérias, fungos e algas (Roper & Ophel-Keller, 1997) e mesofauna do solo (Rieff et al., 2016) são exemplos de indicadores biológicos do solo que têm sido propostos em estudos envolvendo qualidade de solo.

O CBM e da respiração microbiana do solo são formas mais comuns para avaliação da atividade microbiana do solo (Tótola & Chaer, 2002). O CBM corresponde à matéria orgânica do solo (MOS) viva, contribuindo com cerca de 1-3% do carbono orgânico total em solos tropicais. Este indicador atua como reserva lábil de C e nutrientes e no fluxo de energia no solo (Silva & Mendonça, 2007). Além disso, apresenta uma relação com outros indicadores químicos e físicos do solo, biodiversidade e produtividade das culturas (Franchini et al.,

2007; Hungria et al., 2009; Kaschuk et al., 2010). Por essas razões, o CBM é um componente importante para manter a qualidade do solo e a produtividade das plantas (Nogueira et al., 2006; Reis Júnior & Mendes, 2007).

Além da CBM, a respiração microbiana do solo é outro indicador que avalia a atividade microbiana do solo, ela indica tanto um distúrbio ecológico como o nível de produtividade do ecossistema (Islam & Weil, 2000). Estes dois indicadores apresentam sensibilidade na avaliação da qualidade do solo em áreas com plantações de eucalipto. Chaer & Tótola (2007), avaliando diferentes manejos de plantações de eucalipto, incluindo o manejo de resíduos, observaram que a CBM e a respiração microbiana do solo foram indicadores capazes de detectar diferença entre a área com vegetação nativa e pelo menos uma das áreas com eucalipto. No mesmo sentido, estudo recente demonstrou que a remoção dos resíduos florestais pode resultar na redução em 50% respiração microbiana do solo e 40% nos teores de CBM (Rocha et al., 2018). A remoção dos resíduos da colheita florestal é uma prática de manejo que reduz a disponibilidade de C, os níveis de umidade do solo, a diversidade funcional dos microrganismos, pela diminuição nas atividades enzimáticas microbianas envolvidas no ciclo do carbono nitrogênio e fósforo (Rocha et al., 2018; Maillard et al., 2018).

A mesofauna do solo é constituída pelos grupos Acari, Collembola e outros insetos, sendo que os dois primeiros grupos são os mais abundantes no solo (Hoffmann et al., 2009). Estes organismos são sensíveis às variações das condições climáticas, sistemas de manejo, cobertura vegetal e indicadores físicos ou químicos do solo (Zagatto et al., 2019a). Por isso, esses organismos têm sido utilizados como indicadores em avaliações de qualidade do solo (Rieff, et al., 2016; Machado et al., 2019; Zagatto et al., 2019b). Estudo recente realizado por Rousseau et al. (2018) demonstrou que a remoção dos resíduos florestais em áreas de *Pinus banksiana* resultou na diminuição de riqueza de espécies das comunidades de Collembola e Oribatida devido à perda de microhabitats favoráveis fornecidos pelos resíduos. Contudo, no Brasil, o uso desses organismos em estudos envolvendo manejos de resíduos florestais é escasso.

## **2.2. Índices de Qualidade do Solo (IQS)**

O IQS é uma forma encontrada por pesquisadores que permite comparar diferentes usos do solo e práticas de manejo sobre um mesmo tipo de solo (Nortcliff, 2002). Essa estratégia possibilita reunir indicadores químicos, físicos e biológicos que expressam diferentes funções em um único indicador (Doran & Parkin, 1996). Entretanto, devido à heterogeneidade do solo e clima e práticas de manejo do solo, a busca por um índice universal de IQS é praticamente inviável (Prado et al., 2016)

Apesar disso, muitas tentativas têm sido realizadas visando compor um índice integrado de qualidade do solo utilizando desde metodologias simples a complexas. Lima et al. (2011) utilizaram a percepção dos produtores rurais para avaliar a qualidade do solo. Estes autores entrevistaram 24 produtores e identificaram onze características como bons indicadores de qualidade do solo para as áreas de arroz no Sul do Brasil. O resultado do estudo demonstrou que, destes, apenas três foram considerados úteis para a tomada na tomada de decisões pelos produtores: presença de ervas daninha, desenvolvimento de plantas de arroz e cor do solo. Aparentemente essa metodologia apresenta uma facilidade de execução, porém, apresenta um elevado grau de subjetividade.

Outra forma de se avaliar um conjunto de indicadores de qualidade do solo de natureza diversa e torná-los de mais fácil interpretação é por meio da análise de componentes principais (ACP). A ACP é um método menos subjetivo na seleção de indicadores, o que pode ajudar a evitar redundância de dados. Por outro lado, o método ACP requer um grande conjunto de dados e é menos “amigável ao usuário”, impondo assim barreiras à adoção prática para avaliações de IQS em escala agrícola ou regional (Andrews et al., 2002; Mukherjee & Lal, 2014). Esta metodologia foi empregada por Cherubin et al. (2016), os quais avaliando métodos para obtenção do IQS em áreas com diferentes manejo do solo em áreas de cana-de-açúcar localizadas no estado de São Paulo e Goiás, observaram que o uso da ACP permitiu reduzir o número de indicadores de 38 para sete componentes principais que explicaram 90% da variância total dos dados. Este método apresenta uma relação direta com outras metodologias utilizadas na avaliação IQS. Em estudo realizado por Xu et al. (2017), avaliando diferentes manejos de recuperação do solo na China

relacionaram o índice de qualidade física do solo, o índice S, que representa a distribuição do tamanho de poros, com o IQS obtido a partir de vários atributos químicos do solo e observaram alta correlação (0,88) entre os dois índices. Assim, os autores demonstraram a eficácia do índice S em expressar a qualidade do solo pela avaliação de poucos atributos.

### **3. Estoque de carbono em solos florestais e a influencia do manejo dos resíduos de colheita florestal**

Os ecossistemas florestais desempenham um papel central no ciclo global de carbono (C), com seu alto potencial para o sequestro atmosférico de CO<sub>2</sub> (Watson et al., 2000; Smith et al., 2014). Cerca de metade do sumidouro C terrestre está realmente localizado em florestas (Canadell et al. 2007) e os solos florestais armazenam aproximadamente 398 Pg C (Kindermann et al. 2008). Este estoque é resultado do balanço entre as entradas e saídas do sistema. As perdas de carbono em solos florestais ocorrem basicamente pela respiração microbiana do solo. Por sua vez, as entradas de carbono no solo ocorrem através dos resíduos florestais oriundos da parte aérea das árvores (folhas, galhos, casca e serapilheira) e das raízes (Gatto et al., 2010).

Os efeitos do manejo de resíduos da colheita florestal no estoque de carbono do solo ainda não são conclusivos. Mesmo que a grande maioria dos estudos relacionados com manejo de resíduos florestais ser conduzida em regiões de clima temperado, Wan et al. (2018), em meta-análise utilizando uma base de 51 estudos, observaram que a adoção de sistema de colheita florestal que removiam apenas a madeira resultava em maior retenção de carbono no solo quando comparado ao sistema com a colheita de árvores inteiras. Ademais, a mineralogia do solo também tem uma participação importante na retenção de carbono do solo. Em solos argilosos de ambientes tropicais, a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto necessita mais de um ciclo de cultivo para se observar alteração nos estoques de carbono do solo (Mendham et al., 2014). Por sua vez, Oliveira et al. (2018) observaram redução de 7 Mg ha<sup>-1</sup> no estoque de carbono na camada de 0 a 10 cm em solo arenoso após três anos da remoção dos resíduos. Isso ocorre porque nesta condição há uma menor participação da proteção físico-química do carbono, o que aumenta o

acesso da comunidade microbiana ao solo C e favorece o processo de decomposição da matéria orgânica do solo (Dungait et al., 2012).

A qualidade dos resíduos aportados ao solo é outro aspecto que influencia na retenção de carbono no solo. Historicamente, os conceitos em relação à estabilização de matéria orgânica do solo eram de que resíduos de difícil decomposição devem acumular-se no solo por meio da preservação seletiva (Melillo et al., 1982). No entanto, mais recentemente tem sido verificado que a composição química dos resíduos afeta a eficiência de utilização do substrato pelos microorganismos, onde os resíduos de maior qualidade (menor relação C/N) apresentam alta relação anabolismo/catabolismo o que resulta na maior produção de produtos microbianos que serão estabilizados na superfície mineral (Cotrufo et al., 2013). Por outro lado, os resíduos de menor qualidade (maior relação C/N) por apresentar baixa relação anabolismo/catabolismo, a produção de produtos microbianos é baixa e conseqüentemente prevê pequenos estoques de carbono estável (Cotrufo et al., 2013). No entanto, esse efeito depende da existência de superfície mineral disponível para a estabilização de C no solo (Zinn et al., 2005).

A diferença na eficiência de utilização no substrato pela população microbiana pode ser exemplificada pelos resultados obtidos em estudo recente realizado por Pereira et al. (2018), os quais observaram que solos sob plantações mistas de espécies arbóreas leguminosas (*Acacia mangium*) x não-leguminosas (*Eucalyptus grandis*) apresentaram maior estoque de C no solo quando comparados aos monocultivos de *Eucalyptus grandis*. Esses autores atribuíram o maior estoque de C no solo em favor das plantações mistas à maior eficiência de uso do C disponível pela comunidade microbiana no solo. Apesar disso, a casca e galhos dos resíduos da colheita do eucalipto mesmo sendo considerados de baixa qualidade por apresentando elevada relação C/N, presença de compostos fenólicos, especialmente lignina, tanino e suberina (Wang et al., 2004; Vane et al., 2006) são importantes na retenção de C do solo em áreas de eucalipto (Demolinari et al., 2017; Oliveira et al., 2018). Dessa forma, em função destas características esse efeito deve ser mais expressivo em solos arenosos, os quais possuem baixa capacidade de estabilização do C (Cotrufo et al., 2015).

#### 4. Emissão de óxido nitroso e sua relação com manejo de resíduos

O óxido nitroso ( $N_2O$ ) é o principal gás de efeito estufa com um potencial de aquecimento global 298 vezes superior ao  $CO_2$  (Harter et al., 2013). Ele é um subproduto dos processos de nitrificação e desnitrificação, que são geralmente caracterizadas por uma enorme variabilidade espaço-temporal, dependendo principalmente da disponibilidade de N, com os solos agindo normalmente como um emissor líquido.

Estima-se que as emissões deste gás relacionadas às atividades agrícolas são estimadas em 2,8 a 6,2 Tg  $N_2O$  ano<sup>-1</sup> (Davidson, 2009; Fowler et al., 2009; Reay et al., 2012), o qual corresponde a aproximadamente 60% emissões globais (Prather, 2014a).

O  $N_2O$  é produzido biologicamente a partir de desnitrificação e nitrificação (Venterea, 2007; Zhu et al., 2013). A nitrificação é um processo que pode ser dividida em duas etapas. A primeira é realizada pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrosospira*, as quais são responsáveis por oxidar amônia ( $NH_3$ ) a nitrito ( $NO_2^-$ ). Já a segunda é executada pelo grupo de bactérias do gênero *Nitrobacter*, as quais oxidam nitrito para nitrato ( $NO_3^-$ ) (Harrison & Webb, 2001). Por outro lado, a desnitrificação é um processo anaeróbico na qual ocorre a redução microbiana de nitrato ( $NO_3^-$ ) e nitrito ( $NO_2^-$ ) a N gasoso, nas formas de  $N_2$  e  $N_2O$ . Este processo é realizado por um grupo de bactérias anaeróbicas facultativas, as quais utilizam na respiração o nitrato ( $NO_3^-$ ) como acceptor final de elétrons (Moreira & Siqueira, 2006).

Apesar da principal fonte de emissão de  $N_2O$  ser os fertilizantes nitrogenados aplicados (35%), o N presente nos resíduos agrícolas tem uma contribuição substancial de 24% das emissões totais (Rochette et al., 2008). Neste contexto, torna-se importante a avaliação do impacto do manejo de resíduos nas emissões de  $N_2O$ . Estes efeitos foram estudados por Pitombo et al. (2017), os quais avaliando diferentes manejos de resíduos da cana-de-açúcar, observaram que a manutenção dos resíduos reduziu a emissão de  $N_2O$ . Tal fato é devido à baixa qualidade do resíduo (alta relação C/N) que favorece a imobilização de N resultando em menor emissão de  $N_2O$  (Muhammad et al., 2011). Por outro lado, a aplicação de resíduos ricos em N

(baixa relação C/ N) pode aumentar as emissões de N<sub>2</sub>O no solo (Baggs et al., 2006; Kaiser et al., 1998; Millar & Baggs, 2005).

Alguns estudos apontam que as áreas florestais emitem baixas quantidades de N<sub>2</sub>O (Zhou et al., 2019). Entretanto, não há consenso na comunidade científica quanto às emissões de N<sub>2</sub>O em áreas florestais. Se por um lado, as plantações florestais localizadas em áreas drenadas apresentam baixas emissões de N<sub>2</sub>O, por outro, povoamentos situados em solos mal drenados, as emissões de N<sub>2</sub>O aumenta significativamente (Ball et al., 2007; Benanti et al., 2014). Uma das razões para as baixas emissões de N<sub>2</sub>O está relacionada à baixa disponibilidade de nitrogênio do solo (Benanti et al., 2014) e a alta relação C/N dos resíduos florestais (Sanchez et al., 2018). No entanto, o impacto do manejo de resíduos da colheita do eucalipto nas emissões de N<sub>2</sub>O ainda é desconhecido.

## **5. Emissão/absorção de metano e sua relação com manejo de resíduos**

O metano (CH<sub>4</sub>) é o segundo mais importante gás antropogênico, depois do dióxido de carbono, com potencial de aquecimento global 34 vezes superior ao CO<sub>2</sub> (Pachauri & Meyer, 2015). Contudo, o balanço entre os processos de metanotrofia e metanogênese é que vai dizer se um determinado sistema de produção agropecuário é fonte ou dreno de metano.

A metanotrofia é um processo que ocorre em condições aeróbicas que é realizado por bactérias metanotróficas aeróbias obrigatórias, as quais por ação da enzima mono-oxygenase oxidam metano a dióxido de carbono para obter energia (Le Mer & Roger, 2001). Por outro lado, a metanogênese é um processo realizado pelas arqueobactérias metanogênicas. As metanogênicas habitam ambientes anaeróbicos com baixo potencial redox (Garcia et al., 2000).

Entre os vários ecossistemas terrestres, os solos florestais são vistos como dreno de CH<sub>4</sub> (Kolb, 2009; Levine et al., 2011). Entretanto, prática de manejo que promovem alteração no aporte de resíduos florestais na superfície do solo pode afetar direta ou indiretamente os fatores bióticos e abióticos que influenciam a oxidação de CH<sub>4</sub> no solo (Wu et al., 2019). Em estudo realizado por Leitner et al., (2016) em áreas florestais da Áustria,

observaram aumento em 16% o influxo de CH<sub>4</sub> com a remoção da serapilheira. Tal resultado foi atribuído ao fato da serapilheira funcionar como uma barreira física impedindo a difusão gás (Peichl et al., 2009). Contudo, em estudos conduzidos por Wu et al. (2019) avaliando o efeito de diferentes manejos de serapilheira em áreas florestais da China, observaram que a remoção da serapilheira reduziu em 37% nos fluxos de CH<sub>4</sub> em comparação com o tratamento controle. Estes autores atribuíram esse resultado à maior abundância de bactérias metanotróficas no solo.

## 6. Potencial de aquecimento global

O impacto do manejo de resíduos da colheita do eucalipto pode ser avaliado através do potencial de aquecimento global (PAG). O PAG leva em consideração a variação no estoque de carbono no solo em um determinado período de tempo, a emissão de gases de efeito estufa (N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>) do solo e a produção de madeira. O PAG reflete o balanço das emissões de GEE e é expresso em uma unidade padrão (CO<sub>2</sub> equivalente) e permite comparar os efeitos relativos de uma fonte ou sumidouro de GEE (Robertson & Grace, 2004).

De uma maneira geral, os estudos desenvolvidos no Brasil têm demonstrado que as plantações florestais reduzem o potencial de aquecimento global. Godoi et al. (2016) observaram que plantações de *Acacia mearnsii* apresentaram menor valor de PAG (-5.614 kg CO<sub>2eq.</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) em relação às áreas de campo nativo (24 kg CO<sub>2eq.</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Em estudos similares realizados na Austrália, Martins et al. (2015) observaram que as plantações de *Eucalyptus* apresentam redução de 76% nos valores de PAG em comparação com as áreas de pastagem. Apesar disso, são raros os estudos relacionando manejo de resíduos florestais e PAG no Brasil. Neste sentido, existe a necessidade que estudos sejam desenvolvidos com objetivo de definir como o manejo de resíduo florestal pode estar contribuindo ou não no PAG destes sistemas.

O manejo de resíduos florestal mais adequado é aquele que associa a maior produção de madeira com menor emissão de GEE e manutenção ou aumento do estoque de carbono no solo. A retenção do carbono do solo e os produtos madeireiros têm sido apontados como os principais fatores que

contribui para p PAG negativo (Godoi et al., 2016), já que as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  em solos florestais é baixa (Saggar et al., 2008). Dessa forma, avaliar a contribuição dos fatores envolvidos no cálculo do PAG é importante, pois permite identificar qual fator é de maior impacto no potencial de aquecimento global.

## CAPÍTULO III – ÁREA EXPERIMENTAL

### 1. Caracterização da área

Os estudos foram conduzidos em experimento de florestamento de eucalipto, instalado em Junho de 2010 e conduzido pela CMPC – Celulose Riograndense, no Horto Florestal Barba Negra (30°23'36.68"S, 51°7'57.70"), em Barra do Ribeiro/RS. O solo é um Neossolo Quartzarênico (Santos et al., 2018), com teores médios de 22 g kg<sup>-1</sup> argila e 978 g kg<sup>-1</sup> areia até a camada de 100 cm (Tabela 1). O clima é do tipo Cfa (Köppen), com uma precipitação média anual de 1300 mm e temperatura média anual de 19°C.

### 2. Histórico da área e implantação do experimento

Anterior ao florestamento em avaliação, dois outros florestamentos com *Eucalyptus* foram conduzidos anteriormente na área. O último florestamento foi povoado com *Eucalyptus saligna* com espaçamento médio de 3,0 m entre linhas e 2,0 m entre plantas, densidade de 1.666 árvores ha<sup>-1</sup> e produtividade média de 33 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e densidade básica da madeira média de 480 kg m<sup>-3</sup>. Essa floresta foi colhida aos sete anos de idade, em maio de 2010, com a utilização do processador *Harvester*, para o corte e descascamento das árvores, e do equipamento *Forwarder*, para retirada da madeira no interior do talhão. A caracterização química da área experimental é apresentada na Tabela 1.

Um mês após a colheita da floresta anterior, foram aplicados diferentes tratamentos de manejo dos resíduos da colheita, com posterior subsolagem da área a 40 cm de profundidade, e realizada a implantação das mudas de *Eucalyptus saligna* (clone 2864) no espaçamento de 3,0 m entre

plantas e de 3,0 m entre linhas, em parcelas de 30 m x 30 m. A adubação foi dividida em adubação de base, cobertura e manutenção. A adubação de base foi realizada no sulco de plantio utilizando-se 12 kg ha<sup>-1</sup> N, 60 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 12 kg ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O. As adubações de cobertura consistiram na aplicação de 24 kg ha<sup>-1</sup> N, 40 kg ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O e 4 kg ha<sup>-1</sup> de Boro e foi aplicada quando o plantio apresentava entre três e seis meses, e a adubação de manutenção foi realizada aos 12 meses de idade (72 kg ha<sup>-1</sup> N e 72 kg ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O).

### **3.Tratamentos e delineamento experimental**

Cinco tratamentos de manejo dos resíduos de colheita foram implementados:

- (i) SRSS - Remoção de todos os resíduos da colheita do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) + remoção da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite;
- (ii) SRCS - Remoção de todos os resíduos da colheita do cultivo anterior (casca, galhos e folhas);
- (iii) CRC - Manutenção da casca e folhas da colheita do cultivo anterior;
- (iv) CRG - Manutenção de galhos e folhas da colheita do cultivo anterior;
- (v) CR - Manutenção de todos resíduos da colheita do cultivo anterior (casca, galhos e folhas);

A amostragem dos resíduos acumulados sobre o solo após a colheita foi realizada por meio do uso de um gabarito de 0,25 m<sup>2</sup> em cinco subamostras, sendo coletadas e quantificadas folhas, casca e galhos, nos quatro blocos do experimento. Esses materiais foram secos em estufa a 72°C por cinco dias para a determinação da matéria seca, quantificados em relação a sua massa, moídos e analisados quanto a sua composição química (Tabela 2). A serapilheira foi quantificada até o terceiro ano, quando se obteve o valor de 7,05 Mg ha<sup>-1</sup>. O valor do aporte da serapilheira no sexto ano foi estimada com base em Witschoreck (2014).

**Tabela 1.** Análise física do solo da área experimental. Valores médios em negrito e desvio padrão.

Prof.	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila
	-----%-----			
0 a 20	<b>93,1</b> ± 1,69	<b>3,6</b> ± 2,82	<b>0,0</b> ± 0,00	<b>3,3</b> ± 1,59
20 a 40	<b>92,8</b> ± 1,48	<b>5,8</b> ± 2,35	<b>0,0</b> ± 0,00	<b>1,4</b> ± 1,12
40 a 60	<b>91,9</b> ± 0,90	<b>6,3</b> ± 1,50	<b>0,0</b> ± 0,00	<b>1,7</b> ± 1,42
60 a 80	<b>92,8</b> ± 1,79	<b>5,0</b> ± 2,20	<b>0,0</b> ± 0,00	<b>2,2</b> ± 1,49
80 a 100	<b>92,2</b> ± 2,12	<b>5,5</b> ± 2,47	<b>0,0</b> ± 0,00	<b>2,3</b> ± 1,97

**Tabela 2.** Caracterização química do solo anterior à implantação do experimento.

Prof.	M.O	pH (H <sub>2</sub> O)	Al	H + Al	CTC efetiva	CTC pH 7	Ca	Mg	P	K	m	SB
	%				-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				----mg dm <sup>-3</sup> ---		-----%-----	
0 a 20	0,6	4,9	0,7	2,1	1,5	2,9	0,6	0,2	8,4	16,0	47,1	27,7
20 a 40	0,5	5,1	0,4	2,4	1,4	3,4	0,8	0,2	13,2	14,2	36,0	27,0
40 a 60	0,4	5,1	0,8	2,0	1,6	2,8	0,6	0,1	10,2	13,0	52,2	26,3
60 a 80	0,3	5,0	0,8	2,3	1,5	3,0	0,6	0,1	9,5	12,0	56,5	22,8
80 a 100	0,3	5,1	0,8	2,6	1,4	3,2	0,5	0,1	9,3	14,6	57,6	19,3

**Tabela 3.** Quantidade de resíduos da colheita de eucalipto e acúmulo de nutrientes em cada componente após a colheita de florestas de *Eucalyptus saligna* aos sete anos de idade. Valores médios  $\pm$  desvio padrão.

Parte aérea	Biomassa Mg ha <sup>-1</sup>	N	-----kg ha <sup>-1</sup> -----				
			P	K	Ca	Mg	S
Folhas	0,4 $\pm$ 0,3	6,9 $\pm$ 4,9	5,8 $\pm$ 4,4	0,7 $\pm$ 0,5	4,3 $\pm$ 3,0	1,1 $\pm$ 0,8	0,5 $\pm$ 0,3
Galhos	13,0 $\pm$ 4,3	34,7 $\pm$ 16,4	2,3 $\pm$ 1,2	6,2 $\pm$ 3,3	71,6 $\pm$ 34,7	12,0 $\pm$ 4,9	3,0 $\pm$ 1,4
Casca	6,6 $\pm$ 3,2	39,5 $\pm$ 20,0	2,8 $\pm$ 1,4	4,3 $\pm$ 2,2	283,1 $\pm$ 108,5	17,3 $\pm$ 8,9	2,6 $\pm$ 1,3
Serapilheira <sup>(1)</sup>	18,31						
Total	20,0 $\pm$ 2,5	81,1 $\pm$ 30,4	10,9 $\pm$ 4,8	11,2 $\pm$ 2,3	359,0 $\pm$ 82,6	30,5 $\pm$ 17,8	6,0 $\pm$ 3,1

<sup>(1)</sup> proveniente do novo plantio e estimada baseado em Witschoreck (2014).

## **CAPÍTULO IV – ESTUDO I: INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO ARENOSO SOB MANEJOS DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO**

### **1. Resumo**

O uso dos resíduos da colheita do eucalipto para fins energéticos é atrativo para as empresas florestais, mas pode impactar negativamente na qualidade do solo e na produtividade florestal, principalmente em solos arenosos. Neste estudo avaliou-se o impacto de diferentes manejos dos resíduos da colheita do eucalipto sobre a produtividade florestal e indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade de um Neossolo Quartzarênico (22 g kg<sup>-1</sup> argila). O estudo foi baseado numa área experimental com povoamento de *Eucalyptus saligna*, localizado no município de Barra do Ribeiro, RS, Sul do Brasil. Anterior a implantação do eucalipto, foram estabelecidos cinco manejos distintos para os resíduos da colheita da rotação anterior: (i) SRCS – todos os resíduos de colheita (casca, galhos e folhas) foram removidos; (ii) CRC – os resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo, com exceção dos galhos; (iii) CRG – resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo, com exceção da casca; (iv) CR - todos os resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo; e (v) SRSS - todos os resíduos da colheita da rotação anterior foram removidos, bem como a serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite. Amostras de solo foram coletadas em quatro camadas (0,0-2,5; 2,5-5,0; 5,0-10,0 e 10,0-20,0 cm) no 6º ano do florestamento, e analisadas quanto a 17 indicadores químicos, físicos e biológicos do solo, cujos resultados foram integrados num índice de qualidade do solo (IQS) por meio de análises de componentes principais. A retirada dos resíduos da colheita da rotação anterior e da serapilheira do plantio atual reduziu em cerca de 30% o IQS na camada de 0-20 cm, em comparação ao tratamento sem retirada. Os componentes principais associados à matéria orgânica do solo e à atividade biológica do solo foram os que mais contribuíram para a redução do IQS. Relações lineares significativas (p=0,11) foram observadas entre o IQS e produtividade florestal (r<sup>2</sup>=0,61). Devido aos impactos negativos na qualidade do solo e na produtividade florestal, é recomendada a manutenção dos resíduos da colheita de eucalipto em solos arenosos, o que deverá ser avaliado para solos com textura distinta.

Palavras chave: Reflorestamento, Matéria orgânica do solo, Produtividade Florestal.

## 2. Introdução

As plantações florestais ocupam aproximadamente 300 Mha (FAO, 2015), com cerca de 20 Mha de *Eucalyptus* (Booth, 2013). No Brasil, a área com florestas plantadas ocupa aproximadamente 7,84 milhões de hectares e destes 5,7 milhões são de *Eucalyptus* (Iba, 2017). Já a base florestal do estado do RS, no subtropico brasileiro, é de 780,9 mil ha, sendo 426,7 mil ha de *Eucalyptus* (Ageflor, 2017). A grande expressão do gênero *Eucalyptus* ocorre devido a demanda de madeira (Rezende et al., 2014), e tem forte significância no potencial de seqüestro CO<sub>2</sub> da atmosfera (Zhang et al., 2012).

Frente ao avanço da área de florestas plantadas nas regiões tropicais e subtropicais brasileiras (Poggiani et al., 1998), torna-se importante a avaliação do impacto desses cultivos sobre a qualidade do solo e produtividade florestal visando manter a sustentabilidade ambiental e econômica. No Brasil, usualmente florestas plantadas são estabelecidas em solos predominantemente de baixa fertilidade (Gonçalves et al., 2002) sendo, assim, altamente dependentes da ciclagem de nutrientes através da serapilheira e da decomposição de resíduos de colheita florestal (Souza et al., 2016). Contudo, a quantidade dos resíduos de colheita pode reduzir drasticamente na superfície do solo pela adoção do sistema de colheita de árvores inteiras (Malinovski et al., 2002) e quando os resíduos são removidos da área para a geração de energia renovável (Achat et al., 2015; Gustavsson et al., 2015; Baker et al., 2018). Estas práticas de manejo podem trazer impactos negativos na fertilidade do solo (Huang et al., 2013; Kumaraswamy et al., 2014; Mendham et al., 2002; Mendham et al., 2014; Menegale et al., 2016), comunidade microbiana (Mushinski et al., 2018; Maillard et al., 2018), atividade biológica do solo (Chaer & Tótola, 2007), mesofauna (Rousseau et al., 2018) e no estoque de C orgânico do solo (Epron et al., 2006; Epron et al., 2015; Rocha et al., 2018), além de deixar o solo mais sujeito à erosão (Wichert et al., 2018). Tomando como referência solos agrícolas, possivelmente o impacto das práticas de manejo sobre a qualidade do solo e produtividade vegetal é dependente da textura do solo, onde solos mais arenosos são mais frágeis (Reynolds et al., 2007).

A integração das propriedades físicas, químicas e biológicas podem constituir um indicador de qualidade do solo (IQS), o qual representa a

capacidade do solo em exercer suas funções na natureza (Vezzani & Mielniczuk, 2009), quais sejam sustentar a planta e a produtividade vegetal e animal, manter e/ou melhorar a qualidade do ar e da água (Karlen et al., 1997; Doran & Parkin, 1994). Apesar de não existir um método padrão para estimativa de IQS (Cherubin et al., 2016; Rinot et al., 2019), análises de regressão linear múltipla (Biswas et al., 2017), análises de funções de pedotransferência (Xu et al., 2017), opinião técnica e impressão de produtores (Andrews et al., 2002; Andrews et al., 2004; Lima et al., 2011; Tesfahunegn et al., 2011) e por análise de componentes principais (ACP) (Armenise et al., 2013; Sánchez-Navarro et al., 2015; Cherubin et al., 2016) destacam-se entre as estratégias adotadas. Dentre as suas vantagens, a ACP permite reduzir a dimensão de grandes volumes de dados e facilita a seleção de indicadores agrupando os atributos de solo com correlações em um grupo ou componente principal (CP).

O uso de IQS tem destaque em solos agrícolas, em estudos de adubação (Das et al., 2016), sistemas de manejo de solo (Raiesi, & Kabiri, 2016; De Paul Obade, 2017), plantas de cobertura (Sofi et al., 2016; Gura et al., 2019), uso do solo (Cherubin et al., 2016; Chaves et al., 2017; Yu et al., 2018), recuperação de áreas degradadas (Pulido et al., 2017; Sione et al., 2017; Borges et al., 2019) e do manejo de resíduos agrícolas (Urrea et al., 2018; Lisboa et al., 2019). No entanto, escassos são os estudos em que se utiliza indicadores de QS e sua integração em IQS na avaliação do impacto da remoção dos resíduos de colheita, dentre outras práticas (Chaer & Tótola, 2007; Rocha et al., 2018), principalmente em solos arenosos.

A hipótese deste estudo é de que a retirada dos resíduos da colheita impactam negativamente os indicadores de QS de solos arenosos, e este efeito se reflete na produtividade vegetal. Os objetivos desse estudo foram: (1) avaliar o impacto da retirada dos resíduos da colheita do eucalipto da rotação ao anterior sobre indicadores químicos, físicos e biológicos do solo, (2) desenvolver um protocolo sensível e confiável de derivação de um IQS associado aos manejos dos resíduos da colheita do eucalipto, (3) identificar indicadores sensíveis de QS, e (4) determinar a relação entre o IQS e a produtividade de madeira do eucalipto em solo arenoso do subtropical brasileiro.

### 3. Material e métodos

Após seis anos da instalação do experimento (6º ano do florestamento), em julho de 2016, foi realizada a amostragem de solo visando avaliar o impacto dos diferentes manejos dos resíduos da colheita do eucalipto nos indicadores químicos, físicos e biológicos de qualidade do solo. Para isso, foi realizada abertura de uma trincheira na área central da entre-linha de plantas em cada parcela, sendo coletadas amostras de solo, em duas paredes da trincheira, nas camadas de 0-2,5; 2,5-5; 5-10 e 10-20 cm, configurando uma amostra mediana da linha e entre-linha de plantas.

#### 3.1 Indicadores químicos do Solo

As amostras foram secas ao ar, moídas, peneiradas a 2mm, e homogeneizadas. O solo foi analisado quanto ao seu pH através da leitura em suspensão solo:água 2:1, o P disponível e K trocável foram extraídos com solução Mehlich-1 (Tedesco et al., 1995), sendo que o teor de P determinado por colorimetria e o teor de K por fotometria. Para a extração do  $Al^{+3}$ ,  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$  foi utilizada solução KCl 1 mol L<sup>-1</sup>, e a concentração de  $Al^{+3}$  foi determinada por titulação com solução NaOH. A concentração de  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$  nos extratos foi determinada por espectrometria de absorção atômica. A  $CTC_{efetiva}$  do solo foi calculada pela soma de cátions básicos trocáveis ( $K^+$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ) e cátions ácidos ( $Al^{+3}$ ) (Tedesco et al., 1995). Por sua vez, a  $CTC_{pH\ 7,0}$  foi calculada pela soma de  $K^+$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$  e ( $H^+ + Al^{+3}$ ). A partir da  $CTC_{efetiva}$ , foi calculada a saturação por  $Al^{+3}$ , e a partir da  $CTC_{pH\ 7,0}$  foi calculada a saturação por bases (CQFS-RS/SC, 2016).

#### 3.2 Indicadores Biológicos do Solo

##### 3.2.1 Carbono orgânico total e Frações físicas da matéria orgânica

As amostras foram submetidas à análise de C orgânico total (COT) pelo método da combustão seca em analisador Shimdazu TOC-VCSH. A

matéria orgânica foi fracionada fisicamente, e quantificada em relação às frações  $>53 \mu\text{m}$  (C orgânico particulado) e  $<53 \mu\text{m}$  (C orgânico associado aos minerais), segundo o método de Cambardella & Elliot (1992). O C na matéria orgânica associada aos minerais foi analisado por combustão seca em analisador Shimadzu, e o C orgânico particulado foi calculado por diferença entre o C orgânico total e o C orgânico associado a minerais.

### 3.2.2 Atividade Microbiana e C da Biomassa Microbiana

Amostras de solo peneiradas a 2 mm foram submetidas a avaliação da atividade microbiana (AM) e biomassa microbiana. A atividade microbiana foi avaliada através da produção de C-CO<sub>2</sub> pela respiração num período de 30 dias de incubação a temperatura constante de 25°C (Stotzky, 1965). O C na biomassa microbiana (CBM) foi avaliado pelo método fumigação-incubação (Jenkinson & Powlson, 1976). A determinação da CBM foi realizada através da expressão proposta por Horwath et al. (1996):

$$\text{CBM} = 1,73 \text{ NF} - 0,56\text{F}$$

onde CBM é o carbono da biomassa microbiana e F e NF são os valores em mg Kg<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>, das amostras fumigadas e não fumigadas, respectivamente.

### 3.2.3 Mesofauna do solo

A avaliação da mesofauna do solo foi realizada em julho de 2016. Duas subamostras de solo (7,5 cm de altura x 7 cm de diâmetro) foram retiradas por parcela com auxílio do anel de PVC, as quais foram envoltas em filme plástico, acondicionadas em caixas de isopor e transportadas ao laboratório. Os anéis contendo as amostras de solo foram invertidos (parte superficial para baixo) (Edwards & Fletcher, 1971), instalada uma tela de malha 2 mm na parte inferior, e acondicionados sobre Funis de Berlese-Tulgreen modificados (Oliveira, 1999). As amostras e funis foram dispostos em um extrator que consistiu de uma estante metálica equipada com um suporte contendo duas linhas paralelas com 6 lâmpadas elétricas de 25 W, equipado com um controlador da intensidade luminosa e do calor fornecido pelas

lâmpadas. A luz e o calor produzidos pelas lâmpadas sobre a amostra de solo e a secagem progressiva do solo forçaram o deslocamento dos organismos para baixo, caindo no funil e tendo com destino final um frasco coletor com 20 mL de uma solução conservante (70% álcool e 1% de glicerina).

As amostras permaneceram no extrator por 7 dias, tomando-se o cuidado para que a temperatura na superfície da amostra não ultrapassasse 40°C, de forma que não se formasse uma frente de secagem muito intensa, permitindo então que organismos que se movimentam mais lentamente conseguissem fugir desta condição desfavorável e fossem contabilizados no frasco coletor. Passado o período de extração na estante, os frascos foram etiquetados e o material contido em cada frasco foi transferido para placas de Petri realizando-se a triagem e a contagem dos diferentes grupos de mesofauna utilizando-se lupa com aumento de 40 vezes. Os indivíduos amostrados foram separados, quantificados e classificados em grupos taxonômicos em nível de ordem de organismos nos grupos Arachnida (Acari) e Collembola.

### **3.3 Indicadores Físicos do Solo**

#### **3.3.1 Densidade do Solo, Porosidade Total, Grau de Compactação do solo e Índice de Estabilidade Estrutural**

O solo foi avaliado quanto a sua densidade aparente (Embrapa, 1997), para cada profundidade em amostras coletadas com uso de anel metálico (Embrapa, 1997). A porosidade total (PT) foi calculada através da equação  $PT = 1 - (D_s/D_p)$ , onde:  $D_s$  = densidade do solo;  $D_p$  = densidade da partícula. A densidade de partícula (DP) foi determinada pelo método do balão volumétrico (Embrapa, 1997). O grau de compactação do solo (SDC) foi calculado como  $SDC = (D_s/D_{smax}) \times 100$ , onde  $D_{smax}$  é a densidade máxima, estimada usando a função de pedotransferência descrita por Marcolin & Klein (2011). O índice de estabilidade estrutural (SSI) foi calculado como  $SSI = ((COT \times 1,724) / (\text{silte} + \text{argila})) \times 100$  conforme Reynolds et al. (2009).

### 3.4 Avaliações Dendrométricas e Produtividade Florestal

No 6º ano do florestamento foi mensurado o diâmetro a 1,30 metros de altura (dap) com auxílio de fita métrica, e altura total (h) das árvores do experimento com uso de hipsômetro. A produtividade florestal foi estimada pelo incremento médio anual (IMA, m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), com base no volume obtido aos seis anos por meio da equação de volume com casca, utilizando o modelo de Leite et al. (1995) apresentada abaixo:

$$V = 0,000048 * dap^{1,720483} * h^{1,180736} * e^{(-3,00555)*(tx/dap)} * \{1 - (d/dap)^{1+0,228531*d}\} + \epsilon$$

$$R^2 = 99,36$$

onde: dap: diâmetro a 1,3 metros de altura; h: altura total; tx = 0 para volume com casca e 1 para volume sem casca, para volume com casca e 1 para volume sem casca; d: diâmetro comercial superior;  $\epsilon$  = erro experimental.

### 3.5 Índice de qualidade do solo (IQS)

O índice de qualidade do solo (IQS) foi determinado visando avaliar os efeitos dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto sobre a qualidade do solo. De acordo com Cherubin et al. (2016), essa determinação envolve três etapas. Na etapa I foram selecionados indicadores contemplando atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Os valores medidos de cada indicador foram transformados em valores relativos, considerando um escore=1 para o sistema de manejo CR, tomado como referência.

Na etapa II foi realizada a transformação linear dos dados, onde cada indicador foi ranqueado de acordo com o tipo curva de pontuação específica que estabelece a relação do indicador com a QS. Dois tipos de curvas de pontuação foram utilizados de acordo com o indicador, em que: i) quanto mais melhor, onde quanto maiores os valores medidos maior (melhor) será o escore (por exemplo., quanto maior o teor de COT indica que melhor QS); ii) quanto menos melhor, onde quanto melhor os valores medidos menor (pior) será o escore (por exemplo, quanto menor os valores de densidade do solo melhor estão as condições físicas para o crescimento das plantas indica que melhor QS).

Na etapa III foi feita a integração dos dados transformados em um único valor adimensional, para isso foi realizada análise de componentes principais (ACP) para definir os “pesos” de cada indicador no IQS. Esse índice foi calculado com base nos pesos (autovalor) de cada um dos cinco componentes principais e a correlação (autovetor) de cada indicador medido, conforme Eq.1, a seguir.

$$\text{IQS} = \text{CP1} \times (\alpha \text{ SDC} + \beta \text{ Ds} + \dots \xi \text{CBM}) + \text{CP2} \times (\alpha \text{ SDC} + \beta \text{ Ds} + \dots \xi \text{CBM}) + \dots \text{CP5} \times (\alpha \text{ SDC} + \beta \text{ Ds} + \dots \xi \text{CBM}).$$

(Eq.1)

Para tanto, cada indicador foi multiplicado pelo seu respectivo peso ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\xi$ ) dentro de cada componente principal (CP1, 2, 3, 4 e 5) significativo pelo critério de Kaiser (autovalor > 1), posteriormente, multiplicado pelo percentual da variância total explicada por cada CP.

### 3.6 Análise estatística

Os dados foram testados para normalidade usando os testes de Shapiro-Wilk ( $p > 0,05$ ). A análise de componentes principais (ACP) foi realizada usando o comando PROC FACTOR do SAS. Uma análise de variância (ANOVA) foi realizada usando o procedimento PROC GLM para testar os efeitos dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto nos indicadores químicos, físicos e biológicos e nos IQS. Se a estatística ANOVA F foi significativa ( $p < 0,05$ ), a diferença entre médias de tratamentos foi avaliada pelo teste LSD fisher ( $p < 0,05$ ). Esses procedimentos estatísticos foram realizados utilizando o pacote estatístico SAS (versão 9.4) Além disso, regressões lineares entre o IQS e as variáveis de crescimento do eucalipto foram ajustadas utilizando o Sigma Plot 12.0.

## 4. Resultados e discussão

### 4.1 Efeito do manejo dos resíduos da colheita do eucalipto nos indicadores de qualidade do solo

#### 4.1.1 Indicadores Químicos

Os efeitos dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto nos 17 indicadores de qualidade do solo são apresentados na Tabela 4. De maneira geral, observou-se que os manejos de resíduos da colheita do eucalipto não influenciaram nos indicadores químicos do solo, onde se verificou elevada acidez ativa e baixa disponibilidade de nutrientes em todos os tratamentos, sendo esta característica usual em solos arenosos (Donagema et al., 2011; Santos et al., 2018). Essa ausência de diferenças entre os manejos de resíduos pode ser atribuída principalmente a se tratar do efeito de apenas um ciclo de rotação, mas outros fatores podem também ter influenciado isso como a lenta mineralização dos nutrientes contidos nos resíduos, elevada absorção de nutrientes pela cultura e a baixa capacidade deste solo arenoso em reter os nutrientes na camada superficial (0-20 cm) do solo (Silva et al., 2013).

Apesar da ausência ou pequenas modificações induzidas pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto na disponibilidade de nutrientes do solo (Kumaraswamy et al., 2014; Huang et al., 2013; Mendham et al., 2014), a manutenção dos resíduos da colheita contribui como fonte de cálcio, magnésio e potássio para as plantas. Contudo, os teores desses nutrientes no solo estão abaixo do nível crítico,  $0,7 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , para o cálcio;  $0,16 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , para magnésio; e  $75 \text{ mg dm}^{-3}$ , para potássio considerando um incremento médio anual de  $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Barros et al., 2000). Por outro lado, os teores de fósforo acima do nível crítico que é de  $6,4 \text{ mg dm}^{-3}$ . Os teores de  $\text{H}+\text{Al}^+$  foram maiores que  $1,52 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  e o pH em torno de 4,5, porém, esses valores não são prejudiciais ao eucalipto (Silva et al., 2004).

Como a plantação de eucalipto encontrava-se com seis anos de idade, a ausência de diferenças na disponibilidade de nutrientes do solo entre os manejos de resíduos da colheita do eucalipto se deve ao fato que parte dos nutrientes ciclados já foram absorvidos pelas plantas e a outra parte eventualmente pode ter sido perdida por lixiviação. Desta forma, mesmo que não haja diferenças no solo, provavelmente as árvores sob áreas com manutenção de resíduos foram melhor nutridas, e talvez expressem isso em termos de produtividade. Entretanto, a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto continua sendo uma prática de manejo florestal empregada por

empresas florestais visando manter e melhorar as propriedades químicas do solo (Leite et al., 2010).

**Tabela 4.** Valores médios dos 17 indicadores de solo (0-20 cm de profundidade) em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

Indicador <sup>1</sup>	Manejos de Resíduos da Colheita <sup>2</sup>				
	SRSS	SRCS	CRC	CRG	CR
<b>Químicos</b>					
pH	4.48 ns	4.70	4.41	4.53	4.39
P (mg dm <sup>-3</sup> )	7.21 ns	7.19	9.07	7.33	8.61
K (mg dm <sup>-3</sup> )	10.57 ns	11.50	10.91	11.75	12.91
Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0.36 ns	0.97	1.15	1.36	1.09
Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0.13 ns	0.24	0.25	0.25	0.19
H+Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1.38 ns	1.25	1.34	1.31	1.52
CTC (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1.85 ns	2.47	2.85	2.93	2.82
<b>Físicos</b>					
SDC (%)	73.06 a	70.04 ab	68.84 ab	69.58 ab	67.96 b
Ds (Mg m <sup>-3</sup> )	1.48 a	1.42 ab	1.40 ab	1.41 ab	1.38 b
PT (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0.45 ns	0.47	0.49	0.46	0.49
SSI (%)	12.70 ns	14.64	18.80	19.46	19.11
<b>Biológicos</b>					
COP (%)	2.9 ns	3.4	4.3	4.5	4.4
COT (%)	3.0 ns	3.4	4.4	4.5	4.5
Ácaros	2.36 c	4.61 b	4.16 b	7.03 a	7.86 a
Colêmbolos	0.22 b	0.34 b	0.46 b	1.00 a	1.06 a
AM (mg kg <sup>-1</sup> )	24.2 c	35.80 c	38.56 c	85.09 b	107.48 a
CBM (mg kg <sup>-1</sup> )	176.39 b	175.78 b	203.60 ab	180.08 b	235.36 a

<sup>1</sup>pH: pH em água, P: fósforo, K: potássio, Ca: cálcio, Mg: magnésio, H+Al: acidez trocável, CTC: capacidade de troca de cátions, COP: carbono orgânico particulado, COT: carbono orgânico total, SDS: grau de compactação do solo, Ds: densidade do solo, PT: porosidade total, SSI: índice de estabilidade estrutural, ácaros, colêmbolos, AM: atividade microbiana e CBM: carbono da biomassa microbiana.<sup>2</sup>SRSS – Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS – Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC – Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG - Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR – Manutenção de todos os resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio.

Médias seguidas pela mesma letra na linha não se diferem entre si pelo teste LSD Fisher (p<0.05).

#### 4.1.2 Indicadores Físicos

Os manejos de resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira influenciaram nos indicadores físicos do solo na camada de 0-20 cm (Tabela

4). A densidade do solo ( $D_s$ ) variou de 1,38 a 1,48  $\text{Mg m}^{-3}$ , e aumentou cerca de 7% quando houve a remoção dos resíduos e da serapilheira (SRSS). Efeito similar também foi observado na avaliação do grau de compactação do solo (SDC), em que a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira promoveu um aumento de 67,96 para 73,06% na compactação. Por outro lado, não houve influência do manejo de resíduos da colheita do eucalipto na porosidade total (PT) e no índice de estabilidade estrutural (SSI).

Nossos resultados demonstraram que a retirada do resíduo vegetal da rotação anterior e exclusão da serapilheira da rotação atual (SRSS) promoveu uma leve compactação do solo indicado pelos valores de  $D_s$  e SDC (Tabela 4) quando comparado com o manejo CR. Isso ocorre porque a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto deixa o solo mais susceptível à compactação (Silva et al., 2007), já que a presença dos resíduos na superfície do solo dissipa parte da pressão realizada pelas máquinas que transitam na área, além de atenuar a quebra e dispersão dos agregados (Blanco-Canqui & Lal, 2009; Johnson et al., 2016). Apesar disso, os valores de densidade do solo obtido no estudo ficaram abaixo dos valores considerados críticos ao crescimento radicular para solos arenosos que é de 1,75  $\text{Mg m}^{-3}$  (Reichert et al., 2009). Dessa forma, no presente estudo acredita-se que a presença dos resíduos do eucalipto e da serapilheira na superfície do solo agem como agentes atenuantes da compactação do solo.

Os nossos resultados corroboram vários estudos que demonstraram que a remoção de resíduos estão relacionados com degradação da qualidade física do solo sob outros usos do solo, como em áreas de cana-de açúcar (Castioni et al., 2018) e sob cultivo de milho (Blanco-Canqui, 2012; Tormena et al., 2016). Apesar de poucos estudos relacionarem o efeito do manejo de resíduos nos indicadores físicos do solo em áreas florestais, um estudo foi conduzido recentemente e avaliou o impacto de diferentes intensidades de tráfego de máquinas florestais associado com diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto, tendo sido observado que o tráfego de máquinas sobre o solo sem resíduos promoveu maior impacto na qualidade física do solo, com aumento da densidade, resistência a penetração, redução na porosidade e condutividade hidráulica (Jesus et al., 2015).

### 4.1.3 Indicadores Biológicos do solo

De uma maneira geral, não houve efeito dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto nos teores de COT e COP (Tabela 4). Entretanto, os teores foram inferiores a 0,45%, o que os enquadra na classe de baixa fertilidade para os valores de COT (Ribeiro et al., 1999). Isso ocorre pelo fato dos solos com baixos teores de argila conferirem pouca proteção física à matéria orgânica à decomposição microbiana (McDonough & Vadakattu, 2010). Mais de 90% do COT está na forma de COP, já que o solo apresenta baixa superfície mineral disponível para a estabilização de C no solo (Zinn et al., 2005).

A atividade microbiana (AM) variou de 24,2 a 107,4 mg de C-CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> solo na camada de 0 a 20 cm de profundidade, sendo os maiores valores obtidos no manejo CR e os menores no SRSS. Ou seja, a retirada dos resíduos da rotação anterior e exclusão da serapilheira da rotação atual reduziu em cinco vezes os valores de AM em comparação com a manutenção dos resíduos e da serapilheira. Os valores de AM reduziram à medida que os componentes (galhos, casca, folhas e serapilheira) foram retirados da superfície do solo. Efeito similar também foi observado para avaliação do carbono da biomassa (CBM), o qual reduziu 25%, passando de 235,36 mg de C-CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> solo no manejo CR para 176,39 mg de C-CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> solo no manejo SRSS. Esses valores baixos de AM e CBM no solo sob SRSS, possivelmente estão relacionados ao baixo aporte de carbono no manejo SRSS, o que resultou na redução drástica da atividade e população microbiana do solo. Os baixos valores de AM e CBM estão relacionados à baixa disponibilidade de substrato para atividade microbiana em áreas de eucalipto com remoção dos resíduos (Rocha et al., 2018). Essa condição leva possivelmente também à redução da diversidade funcional dos microrganismos, pela diminuição nas atividades enzimáticas microbianas envolvidas no ciclo do carbono nitrogênio e fósforo (Maillard et al., 2018). Nossos resultados demonstram que o manejo SRSS impacta de forma negativa nos valores de AM e CBM, assim como observado por alguns autores (Mendham et al., 2002; 2014; Rocha et al., 2018), os quais demonstraram redução do carbono da biomassa e na atividade respiratória em função da remoção dos resíduos da colheita do eucalipto (Chaer & Tótola, 2007).

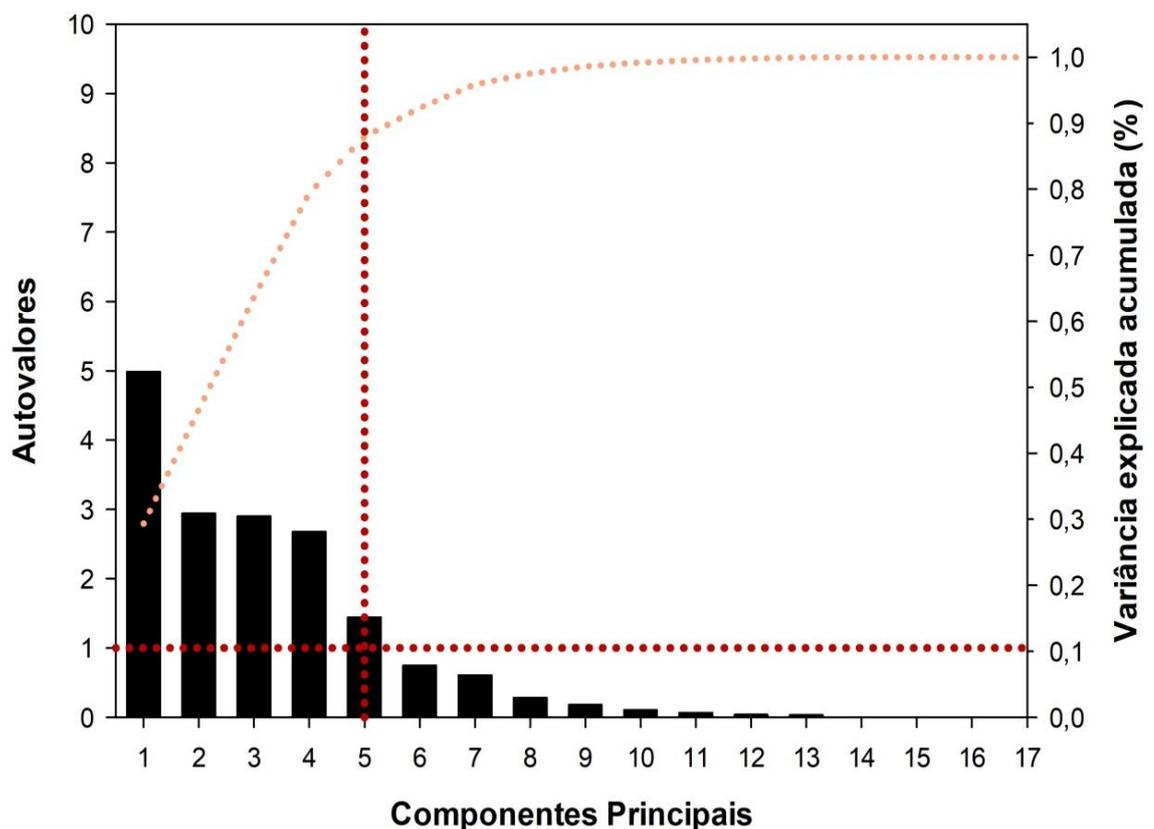
Com relação aos efeitos dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira na população de ácaros e colêmbolos, observou-se maior número de organismos dos dois grupos foi obtido no manejo CR e o menor no manejo SRSS (Tabela 4). No entanto, o número de organismos obtidos nestas classes foram inferiores aos obtidos em estudo recente em áreas de eucalipto em Argissolo Vermelho Distrófico na região de Eldorado do Sul/RS (Gimenes-Rieff et al., 2016). As possíveis causas para redução da população da mesofauna do solo no manejo SRSS são a maior exposição da superfície do solo pela falta de cobertura, menor oferta de alimento e abrigo para os organismos do solo. Em estudo conduzido por Zagatto et al., (2019a), verificou-se maior diversidade de organismos no solo em áreas florestais nativas em comparação com cultivos agrícolas, o que normalmente é relacionado à maior diversidade de habitats e nichos neste sistema, que permitem maior uniformidade e riqueza de grupos da mesofauna.

A população de ácaros e colêmbolos são favorecidas em sistemas de manejo que proporcionam entrada de resíduos orgânicos, procedentes de adubações orgânicas e restos vegetais (Kautz et al., 2006). Por outro lado, solos arenosos, sem a presença de cobertura vegetal são mais susceptíveis às variações de temperatura e umidade resultando na menor presença de organismos da mesofauna do solo (Rovedder et al., 2009). Este efeito foi observado por Zagatto et al., (2019b) em estudo realizado em plantações puras e consorciadas de *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium*, os quais verificaram que a maioria das ordens da mesofauna do solo foram correlacionadas com o conteúdo de água do solo. Isto ocorreu nas áreas sob plantio de *Acacia mangium* que apresentaram maior aporte de serapilheira. A umidade do solo é também um fator importante, pois afeta o metabolismo de invertebrados e disponibilidade de nutrientes na solução do solo (Novriyanti et al., 2012; Rosa et al., 2015), influenciando fortemente a mesofauna do solo. Alguns estudos relacionam os impactos dos manejos de resíduos florestais na sobre a mesofauna do solo. Rousseau et al. (2018), avaliando o impacto da remoção de resíduos florestais em áreas de *Pinus banksiana*, verificaram que a remoção intensiva de biomassa florestal resultou na diminuição de riqueza de espécies da mesofauna do solo. Estes resultados corroboram com os obtidos no

presente e demonstram que a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto influencia a população de ácaros e colêmbolos no solo.

#### 4.2 Índice de Qualidade do Solo

Os 17 indicadores químicos, físicos e biológicos foram integrados num único índice de qualidade do solo. O efeito dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto foi investigado de forma integrada por meio do índice de qualidade do Solo (IQS), o qual foi estabelecido por meio de análise de componentes principais (ACP) e funções de pontuação (Andrews et al., 2004). A partir da ACP foram selecionados cinco CP (CP1 a CP5) com autovalores  $\geq 1$  (critério de Kaiser) (Figura 1 e Tabela 5), os quais explicaram 87,93% da variância total dos dados. O componente principal 1 (CP1) explicou 29,33% da variância dos resultados, seguido pelo componente principal 2 (CP2) com 17,28%, componente 3 (CP3) com 17,06%, componente principal 4 (CP4) com 15,75% e componente 5 (CP5) com 8,49%.



**Figura 1.** Screen plot das análises de componentes principais.

**Tabela 5.** Resultado na análise de componentes principais.

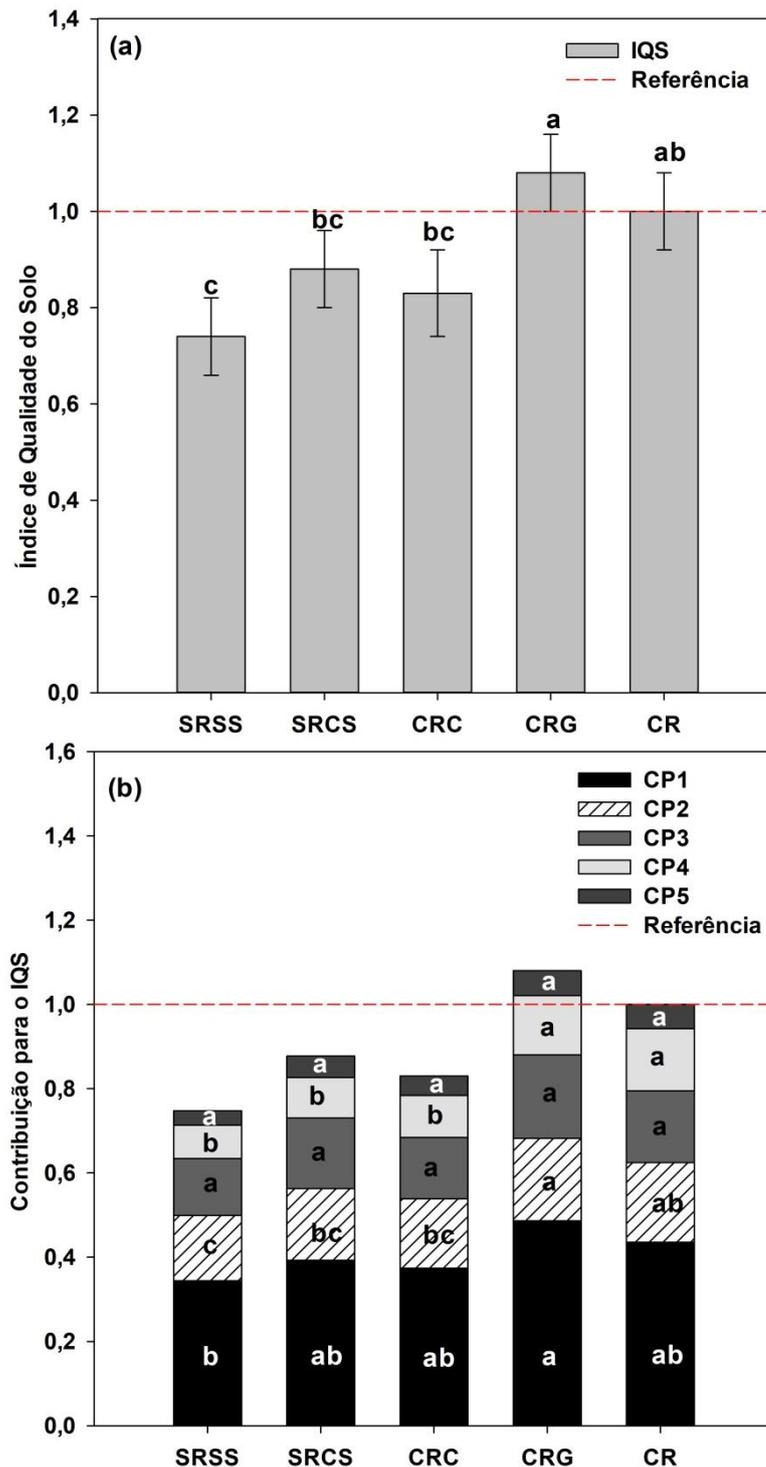
	<b>Componentes Principais</b>					
	<b>CP1</b>	<b>CP2</b>	<b>CP3</b>	<b>CP4</b>	<b>CP5</b>	
<b>Autovalores</b>	4.98	2.93	2.90	2.67	1.44	
<b>Variância (%)</b>	29.33	17.28	17.06	15.75	8.49	
<b>Acumulado (%)</b>	33.36	46,62	63,68	79,43	87,93	
	<b>Autovetores<sup>2</sup></b>					
<b>Indicadores<sup>1</sup> do solo</b>						<b>Comunalidades</b>
<b>SDC</b>	-0.430	<b>-0.780</b>	-0.169	-0.290	-0.070	0,91
<b>Ds</b>	-0.435	-0.773	-0.177	-0.287	-0.086	0,91
<b>PT</b>	0.060	<b>0.926</b>	0.080	-0.036	0.026	0,87
<b>SSI</b>	<b>0.921</b>	0.179	0.181	0.149	0.115	0,95
<b>pH</b>	0.121	0.013	<b>0.922</b>	-0.200	-0.114	0,91
<b>P</b>	-0.008	0.260	0.120	-0.126	<b>0.759</b>	0,67
<b>K</b>	<b>0.756</b>	0.081	0.239	0.242	-0.043	0,69
<b>H+Al</b>	0.629	0.408	-0.378	0.034	-0.387	0,85
<b>Ca</b>	0.519	0.335	<b>0.713</b>	0.154	0.235	0,97
<b>Mg</b>	0.255	0.143	<b>0.899</b>	-0.003	0.223	0,94
<b>CTC</b>	0.672	0.437	0.545	0.128	0.098	0,96
<b>Ácaros</b>	0.177	0.283	-0.018	<b>0.862</b>	-0.262	0,92
<b>Colêmbolos</b>	0.090	-0.148	-0.217	<b>0.835</b>	0.315	0,87
<b>COP</b>	<b>0.921</b>	0.180	0.186	0.155	0.114	0,95
<b>COT</b>	<b>0.921</b>	0.183	0.181	0.142	0.114	0,94
<b>AR</b>	0.311	0.223	0.070	<b>0.872</b>	-0.023	0,91
<b>CBM</b>	0.390	-0.235	0.019	0.286	0.603	0,65

<sup>1</sup>pH: pH em água, P: fósforo, K: potássio, Ca: cálcio, Mg: magnésio, H+Al: acidez trocável, CTC: capacidade de troca de cátions, COP: carbono orgânico particulado, COT: carbono orgânico total, SDC: grau de compactação do solo, Ds: densidade do solo, PT: porosidade total, SSI: índice de estabilidade estrutural, ácaros, colêmbolos, AM: atividade microbiana e CBM: carbono da biomassa microbiana. <sup>2</sup>Valores em acima de 0.7

O CP1 representou as variáveis COT, COP e SSI com altas cargas fatoriais positivas. Estas variáveis indicam que o CP1 esteve associado principalmente à matéria orgânica do solo e ao índice de estabilidade estrutural (SSI) com maiores cargas fatoriais de 0,92 para as três variáveis. O CP2 incluiu PT e SDC, com carga fatorial negativa para SDC (-0,78) e carga fatorial positiva para PT (0,92). Os resultados indicam que este componente está relacionado principalmente à porosidade e compactação do solo. Já o CP3 incluiu pH, Ca e Mg com altas cargas fatoriais positivas. Estas variáveis indicam que o CP3 esteve relacionado com a disponibilidade de nutrientes sendo as maiores cargas fatoriais para pH (0,92), Mg (0,89) e Ca (0,71). O CP4

incluiu as variáveis, população de ácaros, colêmbolos e AR com altas cargas fatoriais positivas. Logo, o CP4 esteve relacionado com os indicadores biológicos do solo. Já o teor de P apresentou alta carga fatorial (0,75) no CP5. Além disso, os valores de comunalidades para a maioria das variáveis do solo foram acima de 0,85, exceto para P (0,67), K (0,69) e CBM (0,65), sugerindo que a maioria dos indicadores do solo foi amplamente representativa dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto. O valor da comunalidade indica a importância relativa ou variância residual de cada indicador do solo que é explicada pelos componentes principais (Brejda et al., 2000).

O IQS para a camada de 0-20 cm nos manejos de resíduos da colheita do eucalipto avaliados variou de 0,75 a 1,08 (Figura 2a). Os maiores valores de IQS foram obtido no manejo CRG (1,08) e no manejo CR (1,00). Estes resultados reportam que mesmo após seis anos que a casca foi removida, o manejo CRG apresentou qualidade semelhante ao CR. A explicação para esse resultado controverso pode ser dada pelas seguintes razões: (1) Embora o manejo CRG aporte menor quantidade de resíduos do que o manejo CR, os dois contribuíram de maneira igual no CP1 para os valores de IQS (Figura 2b). Isso ocorre pelo fato de o solo apresentar pouca capacidade de estabilização de carbono no solo em função do baixo teor de argila (Wan et al., 2018), (2) além disso, mesmo com a remoção da casca, o volume de resíduos adicionado pelo CRG não prejudicou a cobertura da superfície do solo, proporcionando maior retenção de umidade em função da redução da superfície de evaporação e, com isso, menor variação de temperatura, o que favoreceu a atividade microbiana do solo (Gholz et al., 2000). Por outro lado, quando os galhos foram removidos (CRC), houve redução do IQS em comparação ao manejo CR e CRG, porém, sem apresentar diferença estatística. Além disso, o manejo SRSS (0,75), apresentou redução de 30% do IQS em comparação com o manejo CRG.



**Figura 2.** Índice de Qualidade do solo (IQS) sob diferentes manejos dos resíduos da colheita do eucalipto na camada de 0 a 20 cm (a) e Contribuição dos componentes principais no IQS (b).

SRSS – Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS–Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC – Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG - Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR – Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio (tratamento referência).

Médias seguidas pela mesma letra não se diferem entre si pelo teste LSD fisher ( $p < 0.10$ ).

A maior contribuição para a redução do IQS no manejo SRSS é devido ao CP1, que está relacionado à MOS, visto que o IQS está limitado a 0,34, enquanto no manejo CRG o CP1 foi de 0,49 (Figura 2b). Além disso, o CP2 que está associado aos indicadores físicos do solo, também contribuiu para redução do IQS no manejo SRSS, o qual ficou limitado a 0,16, enquanto no manejo CRG foi de 0,20. Práticas de manejo que incluem cobertura permanente do solo restauram a MOS e contribuem para elevar a qualidade dos solos arenosos (Reichert et al., 2016). Portanto, a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira resulta na redução na contribuição do CP1 que está relacionado à MOS e nos indicadores biológicos do solo e, conseqüentemente, no IQS. No entanto, é importante destacar que estas diferenças somente ocorreram quando houve transformação linear dos dados de COT, já que estes foram similares entre os manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

É importante destacar que os nossos resultados demonstram o efeito negativo da remoção dos resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira no IQS em uma rotação do eucalipto. Contudo, se esta prática for adotada nas próximas rotações do eucalipto os efeitos negativos da remoção dos resíduos na qualidade do solo e produtividade florestal podem ser intensificados. Em estudo realizado conduzido por Rocha et al. (2018) observou que a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto por duas rotações consecutivas resultou na redução da matéria orgânica do solo, principalmente da fração lábil, que está relacionada ao manejo de solo adotado.

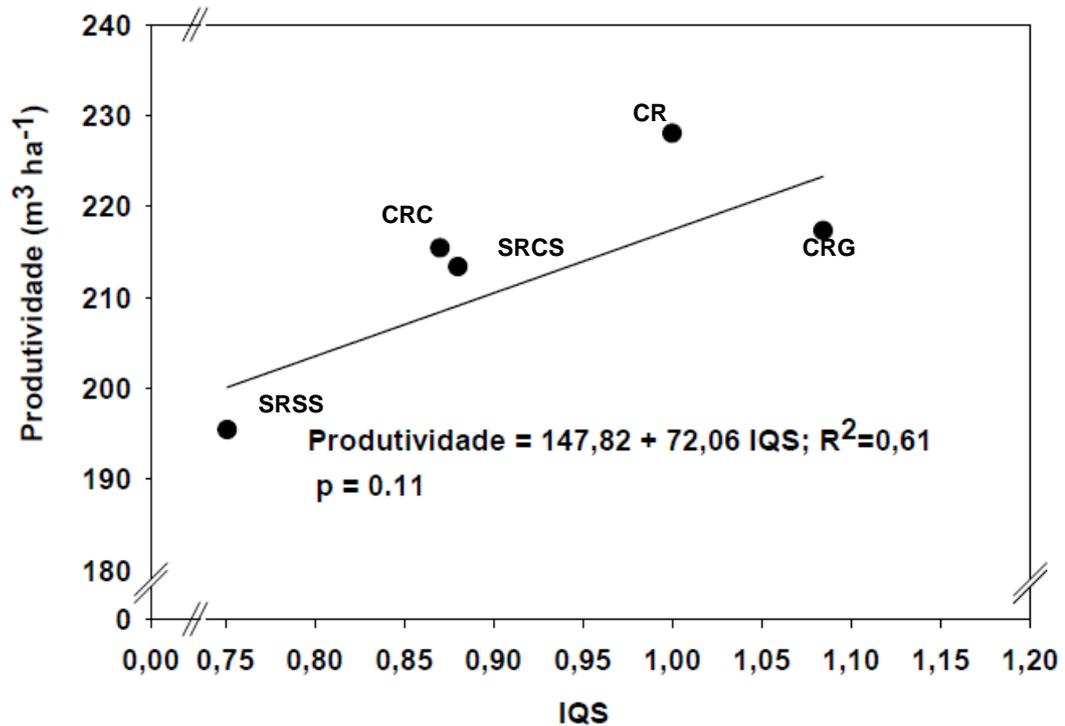
Esses resultados são coerentes com a importância da MOS e dos indicadores biológicos para a sustentabilidade das atividades florestais, pois, na prática, tem sido observado que a remoção dos resíduos florestais causa perdas da MOS e redução da atividade microbiana do solo (Wu et al., 2011; Mendham et al., 2014; Nambiar & Harwood, 2014; Mendham et al., 2014). Tais características são mais difícil de correção e recuperação em curto prazo, especialmente, em solos arenosos, o que é relativamente menos grave para a disponibilidade de nutrientes, que pode ser corrigida com práticas de fertilização (Rocha et al., 2016a). Esses resultados reforçam a hipótese de que os componentes relacionados à MOS e aos indicadores biológicos são,

potencialmente, mais sensíveis para discriminar diferenças de qualidade do solo entre manejos de resíduos da colheita do eucalipto em solos arenosos.

Diversos trabalhos têm utilizado IQS para avaliar a sustentabilidade de sistemas agrícolas (Andrews, et al., 2002; Urra et al., 2018; Gura et al., 2019), de diferentes tipos de fertilizantes minerais e orgânicos (Sharma et al., 2018), de sistemas florestais (Liu et al., 2017a) e na recuperação de áreas de mineradas (Borges et al., 2019). Semelhante aos resultados obtidos no presente estudo, a maioria destes trabalhos tem encontrado os melhores resultados (maiores IQS) em sistemas de uso do solo e práticas de manejo que adicionam compostos orgânicos, como a adubação orgânica, e adoção sistemas que favoreçam o uso de plantas de cobertura e a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo.

Embora poucos trabalhos relacionem os efeitos da remoção dos resíduos da colheita no crescimento e produtividade do eucalipto no Brasil, de um modo geral, a remoção dos resíduos do eucalipto resulta em perdas de produtividade do eucalipto e estas têm sido relacionadas às características químicas, físicas e biológicas do solo (Paes et al., 2013; Rocha et al., 2016), com reflexos na produtividade vegetal. Rocha et al. (2016) observaram que a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto reduziu a produção de madeira em 40% na primeira e 6% na segunda rotação do eucalipto. Esse efeito da QS na produtividade vegetal foi realizado nesse estudo, onde os valores do IQS na camada de 0-20 cm, integrando indicadores físicos, químicos e biológicos do solo, foi relacionado com a produtividade de madeira do eucalipto ( $R^2=0,61$ ) (Figura 3).

Relações positivas tem sido observadas entre IQS's e a produtividade para as culturas do trigo e milho (Masto et al., 2007; Mei et al., 2019), arroz (Bhaduri et al., 2014; Liu et al., 2015;) e sistemas florestais (Liu et al., 2018). Dessa forma, o IQS pode ser uma ferramenta útil para avaliar a sustentabilidade da produção do eucalipto sobre áreas com diferentes manejos de resíduos da colheita em solos arenosos.



**Figura 3.** Relação linear entre o índice de qualidade do solo (IQS) e Produtividade Florestal em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

## 5. Conclusões

A remoção dos resíduos da colheita do eucalipto não alterou os teores de nutrientes do solo ao final do ciclo da rotação (6 anos). Por outro lado, esta prática induziu a degradação física (aumento da densidade do solo) e biológica (redução da atividade microbiana) do solo.

A remoção dos resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira (SRSS) causa grande impacto sobre a qualidade do solo reduzindo em cerca de 30% o índice de qualidade do solo (IQS) em relação às áreas com a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto (CR) em solos arenosos.

Os componentes associados à matéria orgânica e à atividade biológica do solo foram os que mais contribuíram para a redução do índice de qualidade do solo com a remoção dos resíduos vegetais da rotação anterior e exclusão da serapilheira da rotação atual.

O IQS foi sensível ao manejo dos resíduos da colheita do eucalipto e pode ser uma ferramenta útil para monitorar a qualidade do solo em área de florestamento.

**CAPÍTULO V – ESTUDO II: ESTOQUES DE C ORGÂNICO EM SOLO  
ARENOSO SOB DISTINTOS MANEJOS DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DE  
EUCALYPTUS SP. NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO**

**1. Resumo**

A matéria orgânica (MO) é determinante da qualidade do solo, e poucos são os resultados do impacto da retirada dos resíduos da colheita do eucalipto sobre os estoques de C orgânico no solo. O objetivo do presente estudo foi avaliar o impacto dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto nos teores e estoques de C orgânico no solo (0-100 cm), nas taxas anuais de retenção de C orgânico na MO do solo, na labilidade do C (C particulado, >53  $\mu\text{m}$ ), e estimar o índice de manejo de C (IMC, 0-20 cm) dos diferentes sistemas de manejo dos resíduos da colheita a partir dos estoques e labilidade do C no solo, bem como a relação deste IMC com a produtividade de madeira do eucalipto num solo arenoso (22 g kg<sup>-1</sup> argila) no subtropical brasileiro. Cinco manejos distintos para os resíduos da colheita do eucalipto da rotação anterior foram avaliados: (i) SRCS – todos os resíduos de colheita (casca, galhos e folhas) foram removidos; (ii) CRC – os resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo, com exceção dos galhos; (iii) CRG – resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo, com exceção da casca; (iv) CR - todos os resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo; e (v) SRSS - todos os resíduos da colheita da rotação anterior foram removidos, bem como a serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite. A adição anual de C pelos resíduos da colheita do eucalipto variou de 2,04 a 5,04 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> e teve efeito positivo nos estoques de C orgânico no solo. As taxas anuais de retenção de C orgânico no solo variaram de 0,23 no manejo SRCS até 0,68 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> no CR na camada de 0-20 cm. Já na camada de 0-100 cm, as taxas anuais de retenção de C orgânico no solo variaram de 0,5 no manejo SRCS até 1,5 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> no CR, respectivamente. Considerando a recalcitrância dos resíduos, estes apresentaram coeficiente de humificação elevado ( $k_1=0,23$ ) e alta taxa de decomposição da MO ( $k_2=0,10$ ). Os CRC, CRG e CR juntos apresentaram IMC 85% maior em comparação ao manejo referência SRSS, o que demonstra que este indicador foi sensível para avaliar qualidade dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto. Além disso, o IMC apresentou estreita relação com a adição de C e produtividade florestal.

Palavras chave: Reflorestamento, Matéria orgânica do solo, Índice de Manejo do Carbono.

## 2. Introdução

Os ecossistemas florestais apresentam elevado potencial de sequestro de carbono no solo, cerca de  $0,4 \text{ Pg C ano}^{-1}$  (Lal, 2005). Estes ecossistemas podem ser representados pelas plantações de eucalipto, que ocupam aproximadamente 20 Mha no mundo (Booth, 2013) e 7 Mha no Brasil (Iba, 2017). Nos últimos dez anos, no estado do Rio grande do Sul, as áreas de eucalipto expandiram aproximadamente 57% (Ageflor, 2017). A sustentabilidade das florestas de eucalipto está associada com os estoques da matéria orgânica do solo (MOS) (Barros & Comeford, 2002), seja pela sua importância na ciclagem e disponibilidade de nutrientes como pela sua importância na retenção de água disponível (Matthews, 2005). Essa situação é mais premente quanto as florestas se desenvolvem sobre solos arenosos de baixa fertilidade natural e com baixa capacidade de reter nutrientes, bem como baixa capacidade de estabilização do C na matéria orgânica do solo contra a ação microbiana (Epron et al., 2015; Oliveira et al., 2018). Nessa situação tanto a produtividade florestal sob manejo inadequado pode ser negativamente impactada, como os serviços ecossistêmicos potenciais relacionados ao armazenamento de C na matéria orgânica do solo (Rocha et al., 2018). Apesar disso, plantações de eucalipto apresentam maior eficiência em acumular carbono no solo do que cultivos agrícolas em solos extremamente arenosos (Reichert et al., 2016).

O manejo de resíduos da colheita do eucalipto tem um impacto direto na matéria orgânica do solo (Turmel et al., 2015). Esses resíduos são compostos por raízes, folhas, galhos, casca e serapilheira. Aproximadamente  $30 \text{ Mg ha}^{-1}$  de resíduos são gerados em uma única rotação de eucalipto no Brasil (Gatto et al., 2010). A manutenção destes na superfície do solo após a colheita do eucalipto é uma prática comum e empregada pela maioria das empresas florestais contribuindo não só na disponibilidade de nutrientes (Mendham et al., 2003; Hernández et al., 2016a; Rocha et al., 2016a), mas também para manutenção do estoque de C no solo (Demolinari et al., 2017). Entretanto, nos últimos anos, estudos demonstraram que componentes de resíduos da colheita de eucalipto, como a casca e galhos, ricos em compostos lignocelulósicos, apresentam potencial para a produção de biocombustíveis (Reina et al., 2016) e bioenergia (Bentancor et al., 2019). Diante disso, algumas

empresas florestais têm se interessado em remover resíduos da colheita da superfície do solo. Todavia, vários estudos indicam que a adoção desta prática pode resultar em perda de produtividade do eucalipto (Paes et al., 2013; Jesus et al., 2015; Rocha et al., 2016b; Rocha et al., 2018). Além disso, não se conhece direito na comunidade científica quanto ao real impacto da remoção dos resíduos florestais nos estoques de C orgânico armazenado no solo. Estudos recentes indicam que a remoção dos resíduos do eucalipto pode causar redução dos estoques de C no solo (Epron et al., 2015; Menegale et al., 2016; Rocha et al., 2018), mas outros demonstram um impacto quase nulo (Kumaraswamy et al., 2014). Estas diferenças estão relacionadas à interação de fatores como clima (Kramer & Chadwick, 2018) e a qualidade dos resíduos aportados (Almeida et al., 2018; Wang et al., 2019), mas principalmente ao número de rotações que o resíduo é removido (Rocha et al., 2018) e tipo de solo no que se refere a sua textura e mineralogia (Oliveira et al., 2018; Wan et al., 2018)

A qualidade de resíduos exerce influência na estabilização de C no solo. Apesar de que tradicionalmente acreditava-se que resíduos recalcitrantes eram mais eficientes em acumular C no solo, mais recentemente tem sido verificado que resíduos de maior qualidade (menor relação C/N e lignina/N) podem apresentar maior eficiência em acumular C no solo do que resíduos de baixa qualidade (maior relação C/N e lignina/N) (Cotrufo et al., 2013). No entanto, esse efeito depende da existência de superfície mineral disponível para a estabilização de C no solo (Zinn et al., 2005). A maior parte dos resíduos da colheita do eucalipto são constituídos por casca e galhos, sendo considerados mais recalcitrantes devido a presença de compostos fenólicos, especialmente lignina, tanino e suberina (Wang et al., 2004; Vane et al., 2006). Apesar da baixa qualidade, estes componentes são importantes na retenção de C do solo em áreas de eucalipto (Demolinari et al., 2017; Oliveira et al., 2018), e esse efeito deve ser mais expressivo em solos arenosos com baixa capacidade de estabilização do C na matéria orgânica do solo (Cotrufo et al., 2015).

Como em curtos ou médios períodos de adoção de determinadas práticas de manejo em solos agrícolas e florestais, o teor de C orgânico total no solo não se mostra um indicador sensível do impacto dessas práticas no solo,

tem se procurado aliar nessa avaliação a labilidade da matéria orgânica, através da estimativa do índice de manejo do carbono (IMC). Esse índice agrega um índice de estoque de C (IEC) e um índice de labilidade de C (ILC), o que o torna uma ferramenta sensível para avaliar o impacto de práticas de manejo, a qual também tem uma forte relação com os atributos químicos, físicos e biológicos do (Blair et al., 1995; Vieira et al., 2007; Bayer et al., 2019). O IMC tem sido eficiente na avaliação de cultivos agrícolas (Glosh et al., 2016; Glosh et al., 2018) e em sistemas florestais (Godoi et al., 2016; Sá et al., 2018).

A nossa hipótese inicial é que a manutenção dos resíduos da colheita de eucalipto resulta numa maior retenção de C atmosférico na matéria orgânica do solo após o ciclo de uma rotação, em comparação com a sua remoção. Os objetivos desse estudo foram: (1) avaliar o impacto dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto nos teores e estoques de C orgânico no solo, (2) determinar as taxas anuais de retenção de C orgânico no solo, (3) estimar os parâmetros  $k_1$  (coeficiente de humificação) e  $k_2$  (taxa de decomposição matéria orgânica), (4) avaliar os manejos de resíduos da colheita do eucalipto a partir do Índice de Manejo de Carbono e (5) determinar a relação entre o IMC e a produtividade de madeira do eucalipto num solo arenoso (20 g kg<sup>-1</sup> argila) no subtropical brasileiro.

### 3. Material e métodos

#### 3.1 Estimativa da adição de carbono e análise da composição bioquímica dos componentes dos resíduos da colheita do eucalipto

Quando da implantação do experimento, os galhos, casca e folhas do cultivo anterior foram recolhidos, quantificados em relação à sua massa e moídos.

A adição de serapilheira acumulada até o sexto ano do atual cultivo foi estimada a partir da equação 1, ajustada por Witschoreck (2014) com base em informações sobre produção de serapilheira acumulada em experimentos realizados pela CMPC com *Eucalyptus saligna* próximo à região em estudo.

$$\text{PSA (Mg ha}^{-1}\text{)} = 8,875950 + 0,100160 * (\text{dap} * \text{idade}) \quad \text{Eq. 1}$$

onde, *PSA* é a produção de serapilheira acumulada ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ), *dap* é o diâmetro médio à 1,30 metro de altura obtido de árvores do tratamento SRSS, e *idade* é o número de anos do povoamento de eucalipto.

Para a adição de C pelas raízes do eucalipto foi considerado os dados médios obtidos por Londero et al. (2015) aos seis anos em plantios de *Eucalyptus saligna* na região de Guaíba e um teor médio de C 37,84% a partir dos dados de Ribeiro et al. (2015).

Todos os componentes dos resíduos da colheita do eucalipto foram submetidos à caracterização bioquímica. No caso da serapilheira da rotação atual, amostras foram coletadas nas parcelas do tratamento com remoção dos resíduos e da serapilheira através da colocação de uma tela aproximadamente um metro acima do solo sendo a serapilheira recolhida a cada dois meses aproximadamente. As concentrações de C e N foram determinadas por combustão seca em analisador Flash 2000 (Fischer Scientific Inc.). Além disso, foram determinados os teores de lignina, celulose e hemicelulose de cada componente conforme método convencional descrito por Van Soest, (1963) e Van Soest (1967).

### **3.2 Análise de C orgânico e cálculo dos estoques no solo**

Em julho de 2016, ao sexto ano do povoamento de eucalipto, foi aberta uma trincheira de 1 m de profundidade e 1 m de largura por parcela, e o solo foi coletado, em dois lados opostos de cada trincheira, nas seguintes camadas: 0-2,5, 2,5-5, 5-10, 10-30, 20-30, 30-50, 50-75 e 75-100 cm. Como o espaçamento entre plantas era de 3 x 3 m, e as trincheiras foram abertas a 0,5 m de uma planta de eucalipto, sendo que um lado da trincheira configurou a coleta na linha de plantio, e o lado oposto configurou a coleta na entre linha de plantio. Quantidades iguais de solo de cada subamostra foram juntadas, e configuraram uma amostra composta média da linha e entre-linha de plantio. As amostras de solo foram secas em estufa a 60°C, moídas em moinho de bolas, e retiradas amostras de aproximadamente 50 g. Essas subamostras foram moídas novamente em gral de porcelana, e submetidas à análise de C orgânico por combustão seca em analisador Shimadzu mod. TOC VCSH.

A densidade aparente nas mesmas camadas de solo foi avaliada a partir da coleta de anéis metálicos (Embrapa, 1997). Anéis metálicos de 93,48 cm<sup>3</sup> foram utilizados nas camadas de 0-2,5 cm e 2,5-5 cm, e de 102,73 cm<sup>3</sup> para as demais camadas. Para o cálculo dos estoques de C orgânico de solo utilizou-se o método das massas equivalentes de solo (Ellert e Bettany, 1995) à massa do solo do tratamento com a manutenção de todos os resíduos da colheita do eucalipto e mais a serapilheira do cultivo atual (CR).

Como os teores de C orgânico no solo do período da instalação do experimento em 2010 haviam sido obtidos pelo método da digestão úmida (Walkley-Black), foi necessário converter esses teores em teores equivalentes pelo método da combustão seca, que foi o método utilizado para as análises de C orgânico no presente estudo. Assim, um conjunto de 10 amostras deste solo com uma ampla variação no teor de C orgânico foi analisada pelos dois métodos e determinou-se um coeficiente de conversão de 0,66 correspondendo o coeficiente angular da relação entre os teores de C determinados pelo método de combustão úmida (Walkley-Black) e os teores de C orgânico pelo método da combustão seca.

### **3.3 Fracionamento granulométrico da matéria orgânica**

Para o fracionamento granulométrico, 20 g de solo (seco ao ar e peneirado a < 2 mm) e 70 mL de solução de hexametáfosfato de sódio foram dispostos em snap-cap de 100 mL de capacidade e foram agitados horizontalmente por 15 h (60 ciclos min<sup>-1</sup>). A suspensão foi peneirada em peneira de 53 µm, e a fração <53 µm, que consiste no C orgânico associado aos minerais (CAM), foi seca em estufa a 50°C, quantificada em relação a sua massa e analisado em relação ao teor de C orgânico em analisador Shimadzu TOC VCSH. O C orgânico particulado (COP) foi calculado pela diferença entre do C orgânico total (COT) e o CAM (< 53 µm) (Cambardella & Elliot, 1992).

### **3.4 Índice de Manejo do Carbono (IMC)**

O IMC foi calculado conforme Blair et al. (1995), assumindo o COP como C lábil no solo e o CAM como a fração não lábil (Dieckow et al., 2005). A

partir disso, o IMC é obtido pelo produto entre um índice de estoque de C (IEC) e o índice de labilidade do C (ILC), como apresentado abaixo:

$$\text{IMC} = \text{IEC} \times \text{ILC} \times 100 \quad \text{Eq. 2}$$

onde o IMC é o produto do índice de estoque de C (IEC) e do índice de labilidade do C (ILC). O IEC é calculado pela razão entre o estoque de C no tratamento sob avaliação e o estoque de C no solo do tratamento de referência na camada de 0-20 cm. O ILC é a razão entre a labilidade do C (LC) no tratamento sob avaliação e a LC no tratamento de referência. Neste estudo o tratamento utilizado como referência (IMC=100) foi o tratamento em que houve a remoção de todos os resíduos da colheita do cultivo anterior e da serapilheira do cultivo atual (SRSS).

$$\text{IEC} = \text{estoque C no tratamento} / \text{estoque de C no tratamento de ref.} \quad \text{Eq. 3}$$

$$\text{ILC} = \text{LC no tratamento} / \text{LC no tratamento referencia} \quad \text{Eq. 4}$$

$$\text{LC} = \text{COP} / \text{CAM} \quad \text{Eq. 5}$$

### **3.5 Taxas anuais de retenção de C no solo e taxa de conversão do C aportado estabilizado na matéria orgânica do solo**

Taxas anuais de retenção de C no solo foram calculadas em relação ao sistema SRSS (Eq.6), no qual houve a remoção total dos resíduos da colheita do eucalipto do cultivo anterior e da serapilheira do cultivo atual.

$$\Delta C \text{ solo (Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}) = \frac{C_{\text{solo, tratamento}} - C_{\text{solo, SRSS}}}{6 \text{ anos}} \quad \text{Eq. 6}$$

6 anos

### **3.6 Estimativa dos coeficientes de humificação ( $k_1$ ) e de decomposição ( $k_2$ ) da matéria orgânica**

A fração do C adicionado retido na matéria orgânica do solo ( $k_1$ ), denominado coeficiente de humificação, foi estimada, de forma aproximada, a partir do coeficiente angular da regressão linear que relaciona as quantidades

de C adicionadas anualmente com a taxa de variação anual ( $dC/dt$ ) no estoque de C orgânico na camada de 0-0,20 m do solo.

A partir dos valores de adição efetiva de C ao solo pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto ( $k_1A$ ) e dos estoques de C orgânico na camada de 0-0,20 m do solo, estimou-se a taxa anual de perda de matéria orgânica do solo ( $k_2$ ), utilizando-se a equação  $dC/dt = k_1A - k_2C$ , na condição de  $dC/dt = \text{zero}$  utilizando o procedimento reportado por Bayer et al. (2006) e Vieira et al. (2009). Nesta condição,  $k_1A = k_2C$  e  $k_2 = k_1A/C$ , em que C representa o estoque de C orgânico do solo na condição inicial ( $13,02 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) e A representa a taxa de adição anual de C necessária para manter o estoque inicial de C orgânico do solo inalterado ao longo do tempo, ou seja,  $dC/dt = \text{zero}$

### **3.7 Análise estatística**

Os efeitos dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto nos teores de C orgânico do solo foram avaliados pela análise de variância e a diferença entre as médias dos tratamentos pelo teste de Tukey a 5%. Análises de regressão linear foram empregadas para verificar a relação entre a adição de C nos diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto e os estoques de C orgânico total e frações da matéria orgânica (COP e CAM), bem como em relação aos IEC, ILC e IMC com a produtividade florestal.

## **4. Resultados e discussão**

### **4.1 Aporte de C e composição dos resíduos da colheita, serapilheira e raízes**

Os sistemas de manejo dos resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira do cultivo atual variaram quanto ao aporte de C ao solo de  $2,04 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  no tratamento SRSS, onde houve a remoção total dos resíduos e da serapilheira, a  $5,04 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  (Tabela 6). Desses totais, as folhas totalizaram  $0,03 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , os galhos representaram  $0,96 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , a casca  $0,45 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , a serapilheira do cultivo atual totalizou  $1,56 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  e as raízes com  $2,04 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ . Estes resultados foram semelhantes aos obtidos em estudo realizado por Demolinari et al. (2017).

**Tabela 6.** Aporte total de biomassa e de C ao solo e composição bioquímica dos resíduos da colheita do cultivo anterior e serapilheira do cultivo atual de eucalipto.

Manejos de Resíduos	Serapilheira <sup>a</sup>	Resíduos da colheita				
		folhas	galhos	casca	Raízes	Total
Biomassa de resíduos (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )						
SRSS	0,00	0,00	0,00	0,00	5,41 <sup>b</sup>	5,41
SRCS	3,05	0,00	0,00	0,00	5,41	8,46
CRC	3,05	0,07	0,00	1,10	5,41	9,62
CRG	3,05	0,07	2,17	0,00	5,41	10,70
CR	3,05	0,07	2,17	1,10	5,41	11,80
Carbono adicionado (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )						
SRSS	0,00	0,00	0,00	0,00	2,04 <sup>c</sup>	2,04
SRCS	1,56	0,00	0,00	0,00	2,04	3,60
CRC	1,56	0,03	0,00	0,45	2,04	4,08
CRG	1,56	0,03	0,96	0,00	2,04	4,59
CR	1,56 (31%)	0,03 (0,5%)	0,96 (19%)	0,45 (9%)	2,04 (40,5%)	5,04
Composição bioquímica						
C, g kg <sup>-1</sup>	501,07±25,97	474,77±7,1	442,53±2,7	413,35±9,2	-	-
N, g kg <sup>-1</sup>	11±0,1	15,74±0,7	1,99±1,1	3,74±0,2	2,8 <sup>d</sup>	-
C/N,	47,1±2,0	30,2±0,9	316,2±255,8	110,6±9,0	162,7 <sup>e</sup>	-
Lignina, g kg <sup>-1</sup>	274,4±0,3	227,1±2,8	142,5±2,7	87,1±0,3	-	-
Lignina/N	25,8±2,0	14,4±1,9	112,3±111,0	23,2±0,8	82,9 <sup>e</sup>	-
Hemicelulose, g kg <sup>-1</sup>	104,4±0,3	122,2±0,2	192,4±0,4	158,6±1,0	-	-
Celulose, g kg <sup>-1</sup>	204,4±0,9	143,3±0,9	580,2±2,4	450,1±1,5	-	-

<sup>a</sup> adição estimada de acordo com Witschoreck (2014). <sup>b</sup> adição de raízes de acordo com Londero et al. (2015). <sup>c</sup> teor de C nas raízes 37,84%, obtido de Ribeiro et al. (2015). <sup>d</sup> obtido por Guimarães et al. (2015). <sup>e</sup> obtido por Demolinari et al. (2017).

Os valores da relação C/N e Lignina/N dos manejos de resíduos são apresentados na Tabela 7. De uma maneira geral, observou-se que os valores da relação C/N dos sistemas de manejos de resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira variaram de 111,7 no tratamento CRC a 162,7 no tratamento SRSS. Já com relação aos valores de Lignina/N, os valores variam de 58,1 no manejo SRCS a 69,1 no tratamento CRG.

**Tabela 7.** Relação C/N e Lignina/N dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

Manejo de resíduos	C/N <sup>1</sup>	Lignina/N <sup>1</sup>
SRSS	162,7	82,9
SRCS	112,6	58,1
CRC	111,7	53,9
CRG	154,6	69,1
CR	150,7	65,0

<sup>1</sup>Relação ponderada pela quantidade de resíduos adicionada em cada tratamento.

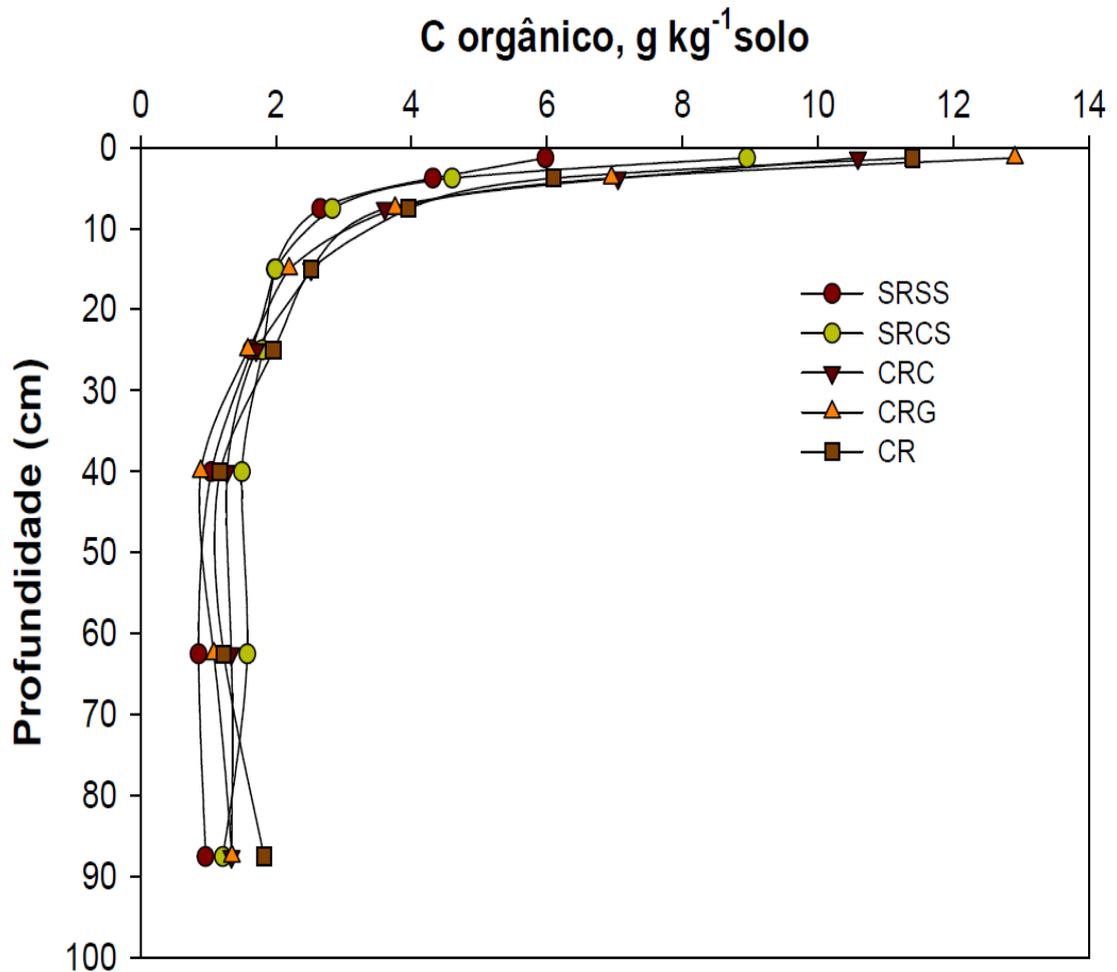
#### **4.2 Efeito dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e serapilheira nos teores e estoques de C orgânico no solo**

Em todos os manejos de resíduos da colheita do eucalipto, os teores de C orgânico do solo foram mais elevados nas camadas próximas à superfície do solo, e reduziram pela metade entre 10 e 40 cm, e a partir dessa profundidade, os teores se mantiveram praticamente constantes até 100 cm (Figura 4). Na média das camadas até 10 cm de profundidade, o solo no tratamento com a remoção dos resíduos da colheita e da serapilheira (SRSS) apresentou um teor de C orgânico 39% inferior ao observado no tratamento com a manutenção integral dos resíduos da colheita e da serapilheira (CR). Nossos resultados corroboram com estudo conduzido em solos arenoso sob eucalipto no Congo em que a remoção dos resíduos também alterou os teores de C do solo em  $\pm 40\%$  (Epron et al., 2015). Entretanto, em solos com maior teor de argila, esse efeito pode não ser observado na primeira rotação de cultivo (Mendham et al., 2003; Kumaraswamy et al., 2014), sendo necessário

mais de uma rotação com sucessiva remoção para que esse efeito seja observado (Mendham et al., 2014). Isso ocorre devido a maior eficiência do mecanismo de proteção física do C em solos argilosos, o que reduz o acesso da comunidade microbiana e, portanto, a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (Dalal & Mayer, 1986; Golchin et al., 1994; Dieckow et al., 2009).

Em comparação ao tratamento com remoção dos resíduos da colheita, mas com a manutenção da serapilheira do cultivo atual (SRCS), a manutenção da casca e dos galhos promoveram incrementos de 18 e 44 % nos teores de C orgânico na camada de 0-2,5 cm do solo, respectivamente. Por sua vez, na comparação entre os tratamentos SRSS e SRCS, verificou-se que a remoção da serapilheira promoveu redução de 49% nos teores de C orgânico na camada de 0-2,5 cm do solo (Figura 4). Estes resultados possivelmente tenham relação com a quantidade e qualidade do C aportado pelos diferentes componentes da colheita e da serapilheira.

A serapilheira é um componente que apresenta em sua composição química baixa relação C/N quando comparados com a casca e galhos, entretanto, possui maiores teores de lignina (Tabela 5). Os efeitos da quantidade e qualidade do C aportado pelos resíduos florestais na retenção de C no solo são contraditórios. Enquanto a introdução de leguminosas arbóreas como *Acacia mangium* em áreas de *Eucalyptus grandis* resultou em aumento de 10% nos teores de C do solo devido à maior deposição de N da serapilheira (Brandani et al., 2016). Por outro lado, em estudo realizado por Wang et al. (2019) em florestas dominadas por várias espécies de *Eucalyptus* na Austrália observaram que independente da quantidade e qualidade da serapilheira aportada na superfície do solo não houve influência nos teores de C orgânico do solo. Isso ocorre porque o aporte de C em quantidade e qualidade em solos florestais nem sempre resulta em aumento de C no solo devido às diferenças nas características bioquímicas dos resíduos, à mineralogia por meio da proteção da física da MOS e do efeito *priming* no solo (Lajtha et al., 2018).



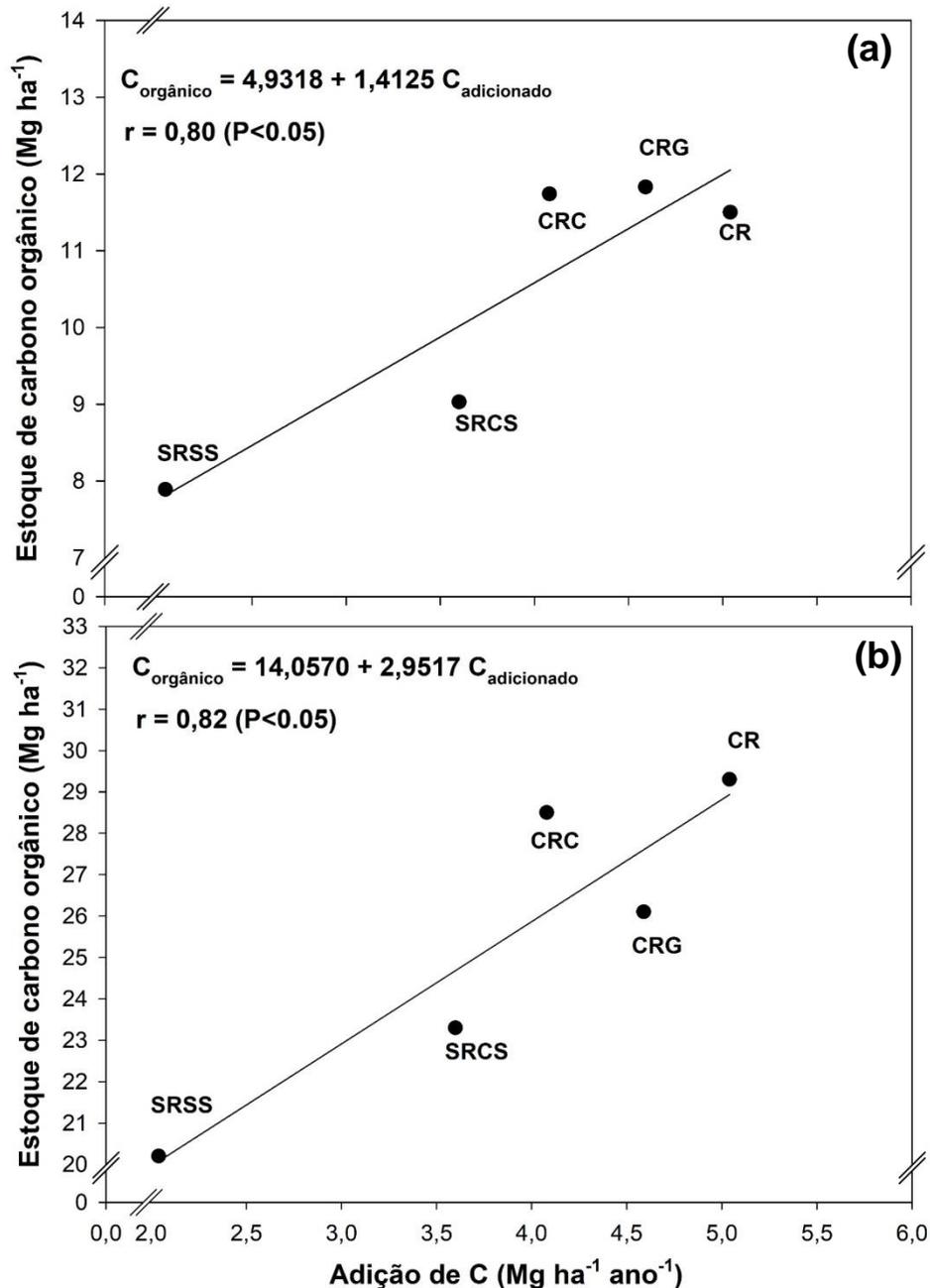
**Figura 4.** Teor de carbono orgânico total de um Neossolo Quartzarênico na camada de 0-100 cm, cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, 2016. SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira, CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira).

De um modo geral a remoção da serapilheira em áreas florestais resulta em redução nos teores de C orgânico nas camadas superficiais e subsuperficiais do solo (Vincent et al., 2010; Lajtha et al., 2014; Tanner et al., 2016). Esta prática ocasiona maiores mudanças no conteúdo de C orgânico em solos tropicais e subtropicais (Xu et al., 2013). De fato, isto foi observado em estudos realizados por Tanner et al. (2016), os quais observaram que após seis anos da remoção da serapilheira de florestas tropicais no Panamá ocorreu uma redução de aproximadamente 6% dos teores de C no solo, sendo esse efeito mais pronunciado na camada superficial do solo. No entanto, esta diferença

nos teores de C no solo é inferior aos obtidos no presente estudo, o que provavelmente pode ser explicada pela textura do solo. O efeito da textura do solo foi observado em estudo realizado por Oliveira et al. (2018), os quais avaliando os teores de C do solo após três anos da remoção de resíduos da colheita do eucalipto em solos com diferentes texturas da região Sul do estado da Bahia, observaram maiores reduções nos teores de C no solo maior arenoso. Dessa forma, nossos resultados demonstram que as camadas superficiais de solos arenosos são extremamente sensíveis à remoção dos resíduos e da serapilheira e esta prática pode ter uma implicação direta no armazenamento de C no solo nesse ecossistema subtropical.

Os estoques de C orgânico do solo das camadas de 0-20 cm ( $r^2=0,80$ ,  $P=0,03$ ) e de 0-100 cm ( $r^2=0,82$ ,  $P=0,03$ ) incrementaram linearmente com o aumento do aporte de C pela manutenção dos resíduos da colheita e da serapilheira (Figura 5a e b). Verifica-se que cada  $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de resíduo resultou num acúmulo diferencial de 1,41 e  $2,95 \text{ Mg ha}^{-1}$  nas camadas de 0-20 cm e 0-100 cm, respectivamente, ao final dos 6 anos do cultivo. Esses resultados indicam que aproximadamente metade do C aportado foi acumulado na camada de 20-100 cm. Isto pode estar relacionado ao transporte de carbono orgânico dissolvido em camadas profundas.

Em um estudo realizado com eucalipto em solo de textura arenosa conduzidos sob condução e reforma no estado de Mato Grosso do Sul foram observadas taxas de conversão do C aportado pelas raízes finas do eucalipto de 42,5% e 28%, respectivamente (Fialho, 2016). Além disso, o C orgânico dissolvido pode iluviar no perfil do solo (Wang et al., 2015a) e estabilizar em camadas subsuperficiais de forma mais eficiente do que nas camadas superficiais do solo devido ao maior déficit de saturação do solo (Castellano et al., 2015). Entretanto, nesse solo extremamente arenoso ( $20 \text{ g kg}^{-1}$  argila) é pouco provável que a interação organo-mineral seja um mecanismo efetivo de estabilização do C orgânico no solo, sendo a estabilização da matéria orgânica mais relacionada a sua recalcitrância bioquímica (Cotrufo et al., 2015).



**Figura 5.** Relação entre adição de C adicionado pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e estoque de C orgânico na camada de 0-20 cm de profundidade (a) e na camada de 0-100 cm (b). SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira, CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira).

A manutenção parcial e total dos resíduos da colheita no solo (CRC, CRG e CR) determinaram estoques de C mais elevados do que nos demais manejos, apresentando na camada de 0-20 cm de profundidade, teores de C

orgânico 30, 31 e 27% maiores do que no solo em que foi realizada a remoção total dos resíduos da colheita e da serapilheira do cultivo atual (SRCS) (Figura 5a). Estes resultados demonstram que esses três manejos, mesmo sendo constituídos de componentes de baixa qualidade como, casca e galhos (Wang et al., 2004; Vane et al., 2006) resultaram em estoques de C orgânico no solo mais elevados. Portanto, num primeiro momento esses resultados nos levam a acreditar que há uma divergência em relação à teoria de que resíduos de maior qualidade, caracterizados por rápidas taxas de decomposição, baixa relação C/N e baixas concentrações de fenol apresentam maior eficiência dos microrganismos para acumular C no solo do que resíduos de baixa qualidade caracterizados por taxas de decomposição baixa, altas relação C/N e altas concentrações de fenol (Cotrufo et al., 2013). Avaliando os mesmos tratamentos, Martins (2018) observou maior contribuição de carbono proveniente do resíduos da colheita do eucalipto do que o de origem microbiana. Isso se deve ao fato que, a estabilização do C de origem microbiana é dependente da existência de superfícies minerais o que não ocorre em solos arenosos, como o do presente estudo, resultando numa baixa capacidade de acumular C no solo (Zinn et al., 2005). Dessa forma, a estabilização de C dos componentes dos resíduos no solo possivelmente deve estar associada à preservação seletiva (Von Lützow et al., 2006; Almeida et al., 2018).

#### **4.3. Taxas anuais de retenção de C no solo**

A taxa anual de retenção de C no solo nos sistemas de manejo dos resíduos da colheita e da serapilheira foi calculada tendo com referência o sistema com remoção total dos resíduos da colheita e da serapilheira (SRSS), e a duração do presente cultivo (6 anos).

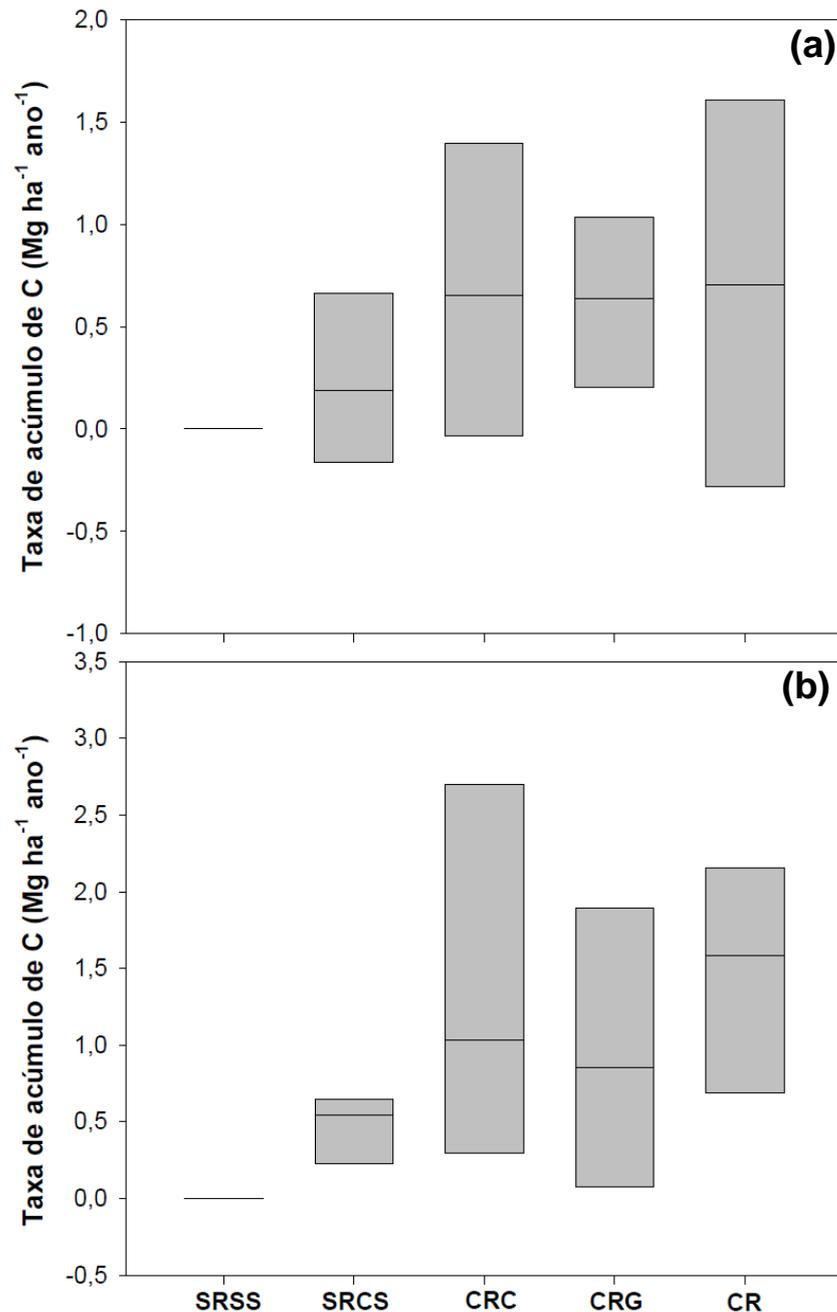
As taxas anuais de retenção de C orgânico no solo variaram de 0,23 a 0,68 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> na camada de 0-20 cm (Figura 6a). Nessa camada de solo, a manutenção da serapilheira do cultivo atual, mas remoção total dos resíduos da colheita determinou a menor taxa de retenção de C no solo (0,23 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>), enquanto que com a manutenção integral dos resíduos da colheita e da serapilheira do cultivo atual no manejo CR a taxa de retenção foi 0,68 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, ou seja, três vezes maior. Por sua vez, a manutenção da casca (CRC) e

dos galhos (CRG) determinou taxas de acúmulo bastante similares ao manejo com a manutenção dos resíduos da colheita e da serapilheira do cultivo atual (CR). Tendências similares foram verificadas na camada de 0-100 cm, diferenciando-se que as taxas de retenção anuais atingiram  $1,47 \text{ Mg ha}^{-1}$  com a manutenção dos resíduos da colheita e serapilheira. Nos tratamentos intermediários com manutenção da casca (CRC) ou galhos (CRG) as taxas de retenção foram de 0,8 e  $1,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente (Figura 6b). Embora poucos estudos relacionem taxas de retenção de C no solo com manejos de resíduos florestais, a manutenção de resíduos na superfície do solo é uma das principais estratégias para aumentar as taxas de retenção de C no solo em diversas culturas (Cerri et al., 2011; Dalzell et al., 2013; Carvalho et al., 2017).

A taxa anual de retenção de C orgânico variou de 0,5 a  $1,6 \text{ Mg ha}^{-1}$  na camada de 0-100 cm, reforçando que mais da metade da estabilização do C está ocorrendo na camada de 20-100 cm (Figura 6b). Estes resultados reforçam a necessidade da amostragem de camadas profundas de solo (até 100 cm), pois amostragens que se restringem a camadas superficiais (20 cm) podem subestimar o impacto ambiental de sistemas florestais.

Resultados similares vêm sendo obtidos em áreas agrícolas, onde alguns estudos tem demonstrado que o acúmulo de C na camada de 20-100 cm de solo são equivalente a 30-50% do C acumulado na camada de 0-30 cm (Boddey et al., 2010; Glosch et al., 2018; Veloso et al., 2018). No entanto, as amostragens dos estudos relacionados à retenção de C no solo em áreas com *Eucalyptus* tem se concentrado nas camadas superficiais do solo e com falta de padronização da espessura, o que dificulta a comparação entre resultados de diferentes estudos. Em áreas de eucalipto no Sudeste do Brasil, Lima et al. (2006) encontraram uma taxa de retenção anual média de  $0,22 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C ao longo de trinta anos na camada de 0-10 cm, sendo a maior taxa obtida entre a segunda e terceira rotação em áreas de altitude atingindo  $0,57 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C. Já em estudo realizados por Cook et al. (2014) e Hernández et al. (2016b), encontraram taxa de retenção de  $0,20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C na camada de 0-15 cm em plantações de *Eucalyptus grandis*. Possivelmente, os resultados destes estudos estejam subestimados em função da amostragem restrita às camadas superficiais do solo. Dessa forma, sugerem-se

amostragens em camadas subsuperficiais para fins de determinação de taxas de retenção C em solos sob florestamento de eucalipto.

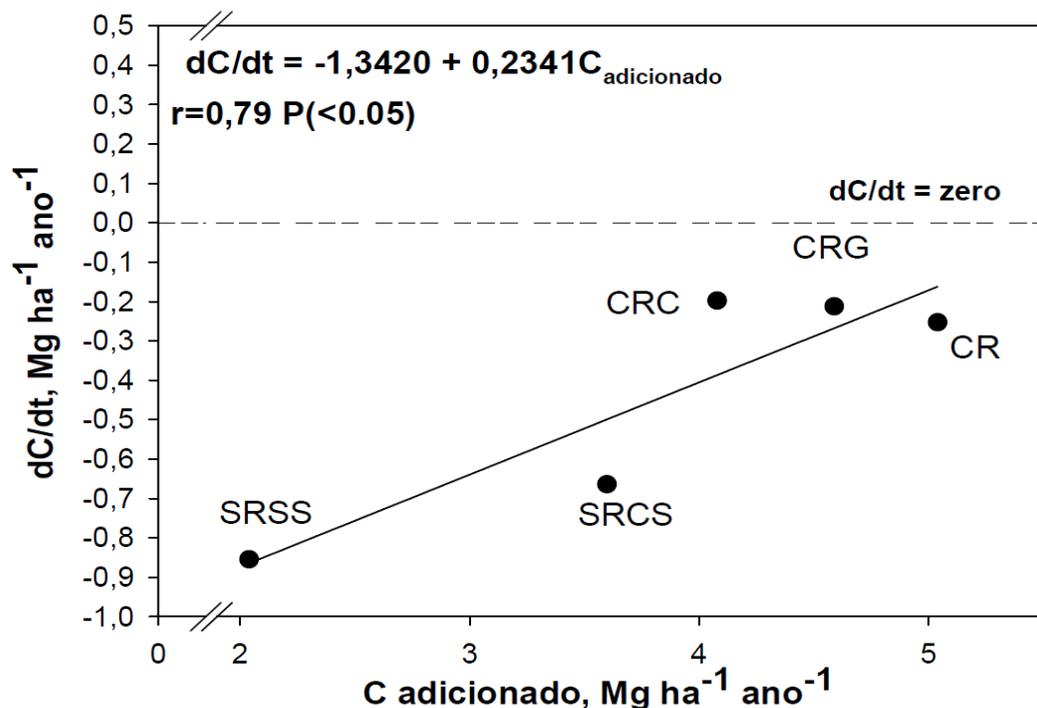


**Figura 6.** Taxas anuais de acúmulo de C no solo na camada de 0 a 20 cm (a) e 0 a 100 cm (b) cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, 2016. SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira); CRG: presença de todos os resíduos da colheita, exceto casca; CRC: presença de todos os resíduos da colheita, exceto galho; SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira.

#### 4.4. Estimativa dos coeficientes $k_1$ e $k_2$

Na Figura 7, apresenta-se a relação entre a quantidade de C adicionado (A) pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e a taxa de variação anual ( $dC/dt$ ) dos estoques de C orgânico na camada de 0-0,2 m em relação ao estoque inicial de C orgânico no início do experimento ( $13,02 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). O coeficiente angular das equações representa o  $k_1$ , ou seja, a fração (ou porcentagem) do C adicionado que efetivamente permanece no solo. Observe-se o valor de  $k_1$  de 0,23, que significa que aproximadamente 23% do C adicionado foi incorporado na matéria orgânica do solo após transcorrido um ano.

Conhecendo o valor de  $k_1$ , foi estimada a taxa de decomposição ( $k_2$ ) de  $0,10 \text{ ano}^{-1}$ , ou seja, aproximadamente 10% do C do solo é emitido para a atmosfera na forma de  $\text{CO}_2$  pela decomposição microbiana.



**Figura 7.** Relação entre as quantidades de carbono adicionadas com a variação ( $dC/dt$ ) dos estoques de C orgânico do solo na camada de 0-0,20 m cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, 2016. SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira); CRG: presença de todos os resíduos da colheita, exceto casca; CRC: presença de todos os resíduos da colheita, exceto galho; SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira.

O valor obtido de  $k_1$  de  $0,23 \text{ ano}^{-1}$  encontra-se bem acima dos valores médios de  $k_1$  de  $0,146$  e  $0,096 \text{ ano}^{-1}$  em solos agrícolas (Bayer et al., 2006; Vieira et al., 2009; Bolinder et al., 1999; Gregorich et al., 1995). As características intrínsecas do resíduo, como a sua origem (parte aérea e raiz) e composição (teor de lignina e relação C/N), terão efeito direto no tempo de permanência no solo. Nesse sentido, possivelmente, a qualidade dos resíduos da colheita do eucalipto aportados ao solo no presente estudo favoreça um maior coeficiente de humificação devido a menor labilidade do material em virtude da presença de componentes recalcitrantes, como casca e galho com elevada relação C/N (Tabela 6). A manutenção desses resíduos na superfície do solo tem resultado na maior transferência de C destes componentes para o solo (Demolinari et al., 2017). Além disso, estudos demonstram que as raízes apresentam coeficiente de humificação 2,3 vezes maior do que os resíduos aportados em superfície (Kätterer et al., 2011) em função da maior relação C/N (Gordon & Jackson, 2000).

Já com relação aos valores de  $k_2$ , o valor de  $0,10 \text{ ano}^{-1}$  foi bem superior aos valores médios de  $k_2$  de  $0,019$  e  $0,040 \text{ ano}^{-1}$  obtido em solos agrícolas em plantio direto e preparo convencional, respectivamente (Bayer et al., 2006). A textura arenosa do solo é possivelmente um dos principais fatores relacionados a esta elevada taxa de decomposição anual, tanto pela baixa agregação e proteção física da matéria orgânica, como pela baixa capacidade de estabilização por interações organo-minerais (Dieckow et al., 2009).

#### **4.5. Índice de Manejo de C e sua relação com a produtividade vegetal**

Os maiores valores de IEC foram obtidos com a manutenção integral (CR) e parcial (CRC e CRG) dos resíduos da colheita do eucalipto, os quais promoveram, respectivamente, aumento de 46, 50 e 49% no IEC, enquanto a adição da serapilheira (SRCS) aumentou o IEC em apenas 14% em relação ao manejo SRSS (Tabela 8). Esses resultados reforçam a significativa contribuição da manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto para acúmulo de C no solo (Oliveira et al., 2018; Rocha et al., 2018).

Quase a totalidade do carbono orgânico nos diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto está na forma de carbono orgânico particulado (COP) (Tabela 8 e Figura 8a). Esta maior proporção de COP é superior ao obtido em estudo realizado por Oliveira Filho et al. (2017) em áreas de floresta e cana-de-açúcar sob Neossolo Quartzarênico, os quais observaram que aproximadamente 60% do COT está na forma de COP. Esta diferença entre os resultados pode estar relacionada ao fato deste estudo apresentar teores de argila seis vezes maior do que no nosso estudo, o que poderia favorecer uma maior estabilização de C na fração mineral do solo. Houve relação linear entre COP e a adição de C pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto (Figura 8a). Já o carbono orgânico associado aos minerais (CAM) apresentou valores reduzidos quando comparados ao COP e apresentou leve tendência de aumento nos valores com as adições de C pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto (Tabela 8 e Figura 8b).

**Tabela 8.** Carbono orgânico particulado (COP), Carbono associado à fração mineral (CAM), Labilidade (L), Índice de labilidade do carbono (ILC), Índice de estoque de carbono (IEC) e Índice de Manejo do Carbono (IMC) em um Neossolo Quartzarênico, cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade.

Manejo	Prof. (cm)	-----g kg <sup>-1</sup> -----					
		COP	CAM	L	ILC	IEC	IMC
SRSS	0-20	2,92	0,033	88,4	1,00	1,00	100
SRCS	0-20	3,33	0,032	104,0	1,17	1,14	133
CRC	0-20	4,32	0,036	120,0	1,35	1,50	202
CRG	0-20	4,47	0,038	117,6	1,33	1,49	203
CR	0-20	4,42	0,039	113,3	1,28	1,46	186

SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira; CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira).

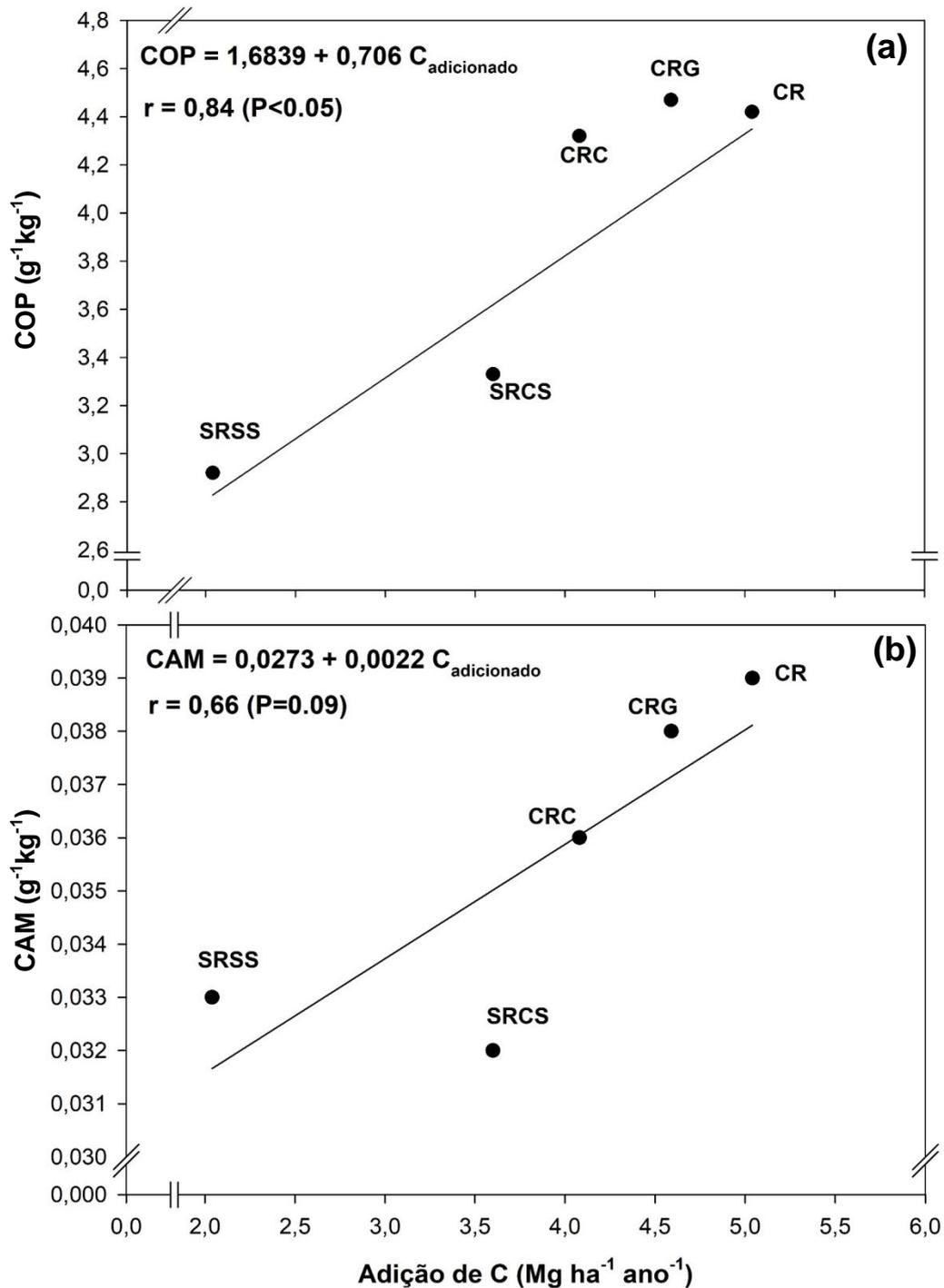
A maior proporção de C orgânico na forma COP no solo no CRC e CR determinaram maior labilidade (L) e, conseqüentemente, ILC em comparação com o SRSS (Tabela 8). O ILC na camada de 0 a 20 cm de profundidade relacionou-se com a adição de C dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e variou entre 1,00 e 1,35 (Tabela 8). Este índice

expressa a capacidade dos sistemas de manejos em preservar a matéria orgânica lábil em comparação ao manejo de referência (De Bona et al., 2008). Este efeito foi evidenciado por Rocha et al. (2018), em áreas de eucalipto na região Sudeste do Brasil, os quais observaram que a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto por duas rotações consecutivas resultou na redução da fração do C lábil do solo. Assim, esses resultados demonstram a importância da manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto para preservar a MOS.

O ILC dos manejos CRC e CR foram 32% superior ao manejo SRSS (Tabela 8). Estes resultados demonstram que embora os componentes casca e galhos presentes nos manejos CRC e CR sejam de baixa qualidade, eles favoreceram o ILC no solo. O aumento dos valores do ILC no presente estudo pode estar relacionado com a recalcitrância bioquímica, que contribui para acúmulo de carbono na fração lábil (Chivenge et al., 2011), já que o solo apresenta baixa superfície mineral disponível para a estabilização de C no solo (Zinn et al., 2005; Zinn et al., 2002). Estes efeitos também foram constatados por Puttaso et al. (2013), os quais observaram maior acúmulo de carbono do solo na fração lábil quando foi realizada aplicação frequente de resíduos com teores médios de nitrogênio, lignina e polifenóis, e teores baixos de celulose em solo arenoso. Esta fração tem sido utilizada como indicador para avaliar alterações na matéria orgânica do solo decorrente da mudança de uso ou práticas de manejo em sistemas florestais (Godoi et al., 2016; Sá et al., 2018).

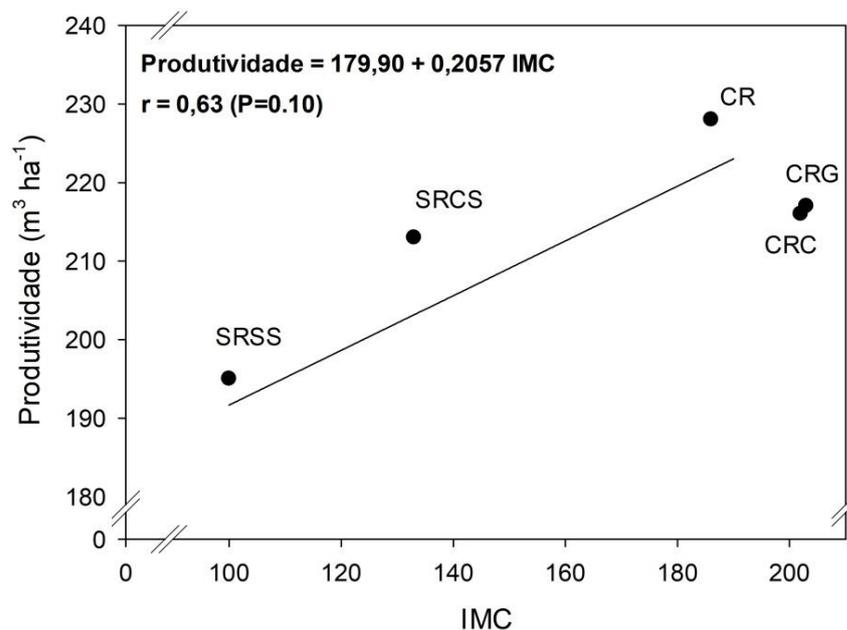
Os maiores IEC e ILC se refletiram no IMC. O IMC é um índice que compara as mudanças que ocorrem no IEC e o ILC refletindo tanto o sequestro de C quanto o potencial de ciclagem de nutrientes. Desses dois índices, o ILC foi menos sensível do que IEC. Isso pode ser observado na menor variação entre os valores máximo e mínimo para ILC (35%) em comparação com IEC (50%). Em média, os três manejos com maiores IMC (CRC, CRG e CR) juntos apresentaram IMC 97% maior em comparação ao manejo referência SRSS, demonstrando que ocorreu melhoria na qualidade do solo e, indicando que sistemas florestais em que os resíduos da colheita do eucalipto são deixados na superfície do solo, são mais sustentáveis em longo prazo (Tabela 8). O uso desse índice evidencia a capacidade dos mesmos em melhorar a qualidade do solo e dos sistemas de produção (Vieira et al., 2007). É importante ressaltar

que o IMC para o tratamento referência (SRSS) foi arbitrariamente estabelecido com 100.



**Figura 8.** Relação entre o C adicionado pelos manejos de resíduos da colheita do eucalipto e carbono orgânico particulado: COP (a) e carbono orgânico associado a minerais: CAM (b) na camada de 0-20 cm. SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira, CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira).

Os maiores valores de IMC resultaram em maior produtividade florestal ( $r^2=0,63$ ,  $P=0,10$ ) (Figura 9). Estes resultados demonstram que o IMC é um índice de qualidade confiável para avaliação de manejos de solos, e mostra que tanto a labilidade como os estoques de carbono são importantes na sustentabilidade do solo e na manutenção da capacidade produtiva florestal. O IMC tem se mostrado eficiente na avaliação do impacto de práticas de manejo conservacionista (Glosh et al., 2016). Práticas de manejo que promovem o retorno de resíduos à superfície do solo contribuem para aumentar os valores de IMC (Zhu et al., 2015; Li et al., 2019). De fato isto foi observado em estudo realizado por Chatterjee et al. (2018), os quais observaram que a manutenção de  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  de resíduos do trigo em áreas cultivadas com milho resultaram em maiores IMC quando comparado com as áreas sem resíduos. A melhoria no IMC tem resultado no aumento da produtividade de milho (Ghosh et al., 2018) e arroz (Wang et al., 2015; Kumar & Nath, 2019). Dessa forma, a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto é uma estratégia de manejo florestal que melhora a MOS (Oliveira et al., 2018) e resulta em ganhos na produtividade florestal (Paes et al., 2013; Rocha et al., 2016b; Rocha et al., 2018).



**Figura 9.** Relação entre IMC e Produtividade Florestal. SRSS: Remoção de todos os resíduos e da serapilheira; SRCS: Remoção de todos os resíduos, exceto serapilheira, CRG: presença de folhas, galhos, + serapilheira; CRC: presença de folha, casca, + serapilheira; CR: presença de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, casca, + serapilheira).

Com base nos nossos resultados podemos enquadrar os manejos CR, CRG e CRC como sendo o de qualidade do solo superior e o manejo SRSS e o SRCS como sendo o de qualidade inferior. Dessa forma, a adoção de estratégias de manejos que removem a remoção de casca e galhos visando favorecer as operações silviculturais, ou uso desses componentes para produção de bioenergia é uma estratégia de manejo florestal que deve ser evitada pelas empresas florestais, especialmente em solos arenosos.

## **5. Conclusões**

A manutenção dos resíduos da colheita é uma estratégia que promove aumento nos estoques de carbono do solo em solos arenosos em relação à remoção dos resíduos da colheita.

A casca e os galhos são componentes que auxiliam no aumento das taxas de retenção de carbono do solo sendo, importante a manutenção desses componentes no campo.

Solos extremamente arenosos são mais dependentes do aporte de resíduos recalcitrantes (casca e galhos) que propiciam grande resistência à decomposição por recalcitrância química.

O coeficiente de humificação do solo sob manejos de resíduos da colheita do eucalipto foi elevado ( $k_1=0,23$ ). Além disso, a taxa anual de perda de MOS também foi elevada ( $k_2=0,10$ ).

O IMC foi sensível para avaliar qualidade dos manejos de resíduos da colheita do eucalipto, apresentando estreita relação com a adição de C e produtividade florestal.

## **CAPÍTULO VI – ESTUDO III: MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PELA MANUTENÇÃO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA E DA SERAPILHEIRA EM FLORESTAMENTO DE EUCALIPTO EM SOLOS ARENOSO DO SUBTRÓPICO BRASILEIRO**

### **1. Resumo**

Dentre as temáticas envolvendo o sistema florestal, o balanço de gases de efeito estufa é uma das centrais. No presente estudo foi avaliada a influência de cinco manejos de resíduos da colheita do eucalipto sobre as taxas de retenção de C-CO<sub>2</sub> atmosférico no solo, a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e o potencial de aquecimento global em áreas de *Eucalyptus saligna*: (i) SRCS – todos os resíduos de colheita (casca, galhos e folhas) foram removidos; (ii) CRC – os resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo, com exceção dos galhos; (iii) CRG – resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo, com exceção da casca; (iv) CR - todos os resíduos de colheita foram mantidos sobre o solo; e (v) SRSS - todos os resíduos da colheita da rotação anterior foram removidos, bem como a serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite. As emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) do solo foram avaliadas durante doze meses (out/2016 – out/2017). Amostras de solo foram coletadas até um metro de profundidade para determinação da taxa de retenção C-CO<sub>2</sub> atmosférico no solo. As emissões anuais de N<sub>2</sub>O foram baixas (0,11 a 0,23 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) e não apresentaram relação à quantidade de N adicionado pelos resíduos. O solo atuou como dreno de metano independente do manejo de resíduos (-2,56 a -3,91 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>). A maior taxa de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo (-5.540 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) foi verificada manejo CR e a menor taxa (-1.752 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) no manejo SRCS. O manejo CR apresentou o menor de potencial de aquecimento global (--33.946 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>), o qual é basicamente determinado pela taxa de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo (15,43%) e pelo acúmulo de C na biomassa e produtos madeireiros (84,57%). Os resultados demonstram que a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto associada com o sequestro de C pelo uso dos produtos madeireiros são alternativas de manejo florestal que contribuem para reduzir o potencial de aquecimento global.

Palavras chave: Reflorestamento, Matéria orgânica do solo, Índice de Manejo do Carbono.

## 2. Introdução

As áreas de florestas plantadas no mundo somam aproximadamente 291 milhões de hectares nos cinco continentes (FAO, 2015). Desse total, as plantações de eucalipto ocupam 20 milhões de hectares em regiões tropicais e subtropicais (Booth et al., 2013) sendo aproximadamente 5,8 Mha localizados no Brasil (Iba, 2017). Os ecossistemas florestais são reconhecidos pela sua eficiência na fixação do CO<sub>2</sub> atmosférico e armazenam grandes quantidades de carbono (Lal, 2005). Assim, solos florestais desempenham papel importante na mitigação da emissão de gases de efeito estufa (GEE), pois agem como fonte de CO<sub>2</sub>, dreno de CH<sub>4</sub> e fonte de N<sub>2</sub>O (Prather, 2014a).

Nos últimos anos, há um crescente interesse econômico no aproveitamento de resíduos da colheita florestal como fonte de energia renovável (Achat et al., 2015; Gustavsson et al., 2015; Baker et al., 2018). No Brasil, estima-se que aproximadamente 6.4 milhões de toneladas ao ano de resíduos lenhosos são gerados nos processos de colheita de *Eucalyptus* e *Pinus* (Pincelli et al., 2017). Neste sentido, diversas empresas florestais no mundo estão optando pela adoção do sistema de colheita de árvores inteiras, o qual remove além da madeira, outros componentes como galhos, casca e folhas visando facilitar a retirada desses materiais do campo (Nieminen et al., 2016).

Entretanto, a remoção destes resíduos em áreas de eucalipto resulta em redução da fertilidade do solo (Mendham et al., 2014; Menegale et al., 2016), deixa o solo sujeito à erosão (Wichert et al., 2018), influencia negativamente a atividade biológica (Chaer & Tótola, 2007) e reduz o estoque de C orgânico do solo (Rocha et al., 2018). Este manejo, ao ser adotado em solos arenosos, pode reduzir em aproximadamente 40% os estoques de C orgânico do solo (Epron et al., 2015).

Um aspecto adicional que deve ser considerado e estudado é o impacto da remoção dos resíduos da colheita do eucalipto nas emissões de GEE. Em culturas agrícolas, estudos recentes têm avaliado a influência do manejo de resíduos nas emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> (Guzmann et al., 2015; Pitombo et al., 2017; Vasconcelos et al., 2018; Langeroodi et al., 2019), e tais estudos tem verificado, de maneira geral, que a manutenção dos resíduos culturais contribuem para redução da emissão desses dois gases.

No caso do  $N_2O$ , embora a principal fonte sejam os fertilizantes nitrogenados aplicados (35%), o N presente nos resíduos agrícolas tem uma contribuição substancial de 24% das emissões totais (Rochette et al., 2008). Entretanto, estas emissões são dependentes da composição química do resíduo aportado ao solo (Li et al., 2016). Enquanto a baixa relação C/N resíduo aumenta as emissões  $N_2O$  (Chen et al., 2013), a alta relação C/N favorece a imobilização de N resultando em menor emissão de  $N_2O$  (Muhammad et al., 2011).

Em relação às emissões de  $CH_4$ , solos florestais são reconhecidos como importantes sumidouros de  $CH_4$  (Dalal & Allen 2008; Kolb, 2009). Isso ocorre devido à atividade de bactérias metanotróficas atuando na oxidação de  $CH_4$  (Dalal & Allen 2008). Contudo, alguns fatores como, temperatura e umidade do solo (Hu et al., 2013), disponibilidade de N (Dobbie & Smith, 2003) e manutenção ou remoção de resíduos (Vasconcelos et al., 2018) determinam se o solo vai atuar fonte ou dreno de  $CH_4$ . De uma maneira geral, o aporte de substratos orgânico associado com condições anaeróbicas resulta na elevada emissão de  $CH_4$  (Zhang et al., 2015). Por outro lado, o aumento da porosidade do solo e a difusividade do gás facilita o transporte de  $CH_4$  para os metanotróficos resulta em menores emissões de  $CH_4$  (Ball et al., 1997; Prajapati & Jacinthe, 2014).

De forma a considerar o impacto do manejo dos resíduos da colheita do eucalipto sobre os três GEE ( $CO_2$ ,  $N_2O$  e  $CH_4$ ), pode-se calcular potencial de aquecimento global (PAG), o qual leva em consideração as emissões destes GEE e os respectivos potenciais de aquecimento em relação ao  $CO_2$  que é tomado como referencia (Mosier et al., 2005; 2006; Robertson et al., 2000; Sainju et al., 2014; Bayer et al., 2016). Nesse sentido, o  $CH_4$  e o  $N_2O$  têm um potencial de aquecimento 34 e 298 vezes superior ao do  $CO_2$ , respectivamente (Pachauri & Meyer, 2015) onde os fluxos anuais de  $CO_2$  são estimadas pela variação dos estoques de C orgânico no solo (Bayer et al., 2016). Estudos recentes, em regiões subtropicais, demonstram o potencial dos reflorestamentos em reduzir os valores de PAG (Godoi et al., 2016; Martins et al., 2015). No entanto, raros são os estudos que avaliaram o efeito do manejo de resíduos da colheita do eucalipto sobre os estoques de carbono no solo e a emissão de GEE de forma associado no subtropico brasileiro. Assim, o objetivo

deste estudo foi avaliar a influência do manejo dos resíduos da colheita de eucalipto e da serapilheira no balanço de GEE em solo arenoso do subtropical brasileiro.

### 3. Material e métodos

#### 3.1 Aporte de C e N pelos resíduos de colheita e serapilheira

O aporte de C e N foi avaliado na implantação do experimento. Os galhos, casca e folhas do cultivo anterior foram recolhidos, quantificados em relação à sua massa, moídos e analisados quanto aos teores de C e N nitrogênio, visando quantificar as quantidades de C e N aportados por cada componente.

A adição de C e N pelos manejos de resíduos e da serapilheira estimada conforme descrição no estudo II.

#### 3.2 Estoques de C orgânico no solo

Amostras deformadas e indeformadas do solo foram coletadas, em julho de 2016, no 6<sup>o</sup> ano do cultivo, para determinação dos teores de C orgânico e da densidade do solo, respectivamente. As camadas de 0-2,5, 2,5-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-75 e 75-100 cm foram coletadas e os estoques de C foram calculados para a camada de 0-100 cm, tendo como base massas equivalentes de solo, tomando como referência o sistema onde os resíduos da colheita e a serapilheira do cultivo atual foram removidos (SRSS).

Taxas anuais de retenção de C-CO<sub>2</sub> atmosférico no solo (Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) foram calculadas pela razão entre a diferença nos estoques de C no solo em relação ao sistema com remoção dos resíduos da colheita e da serapilheira –SRSS (referência) e o tempo de duração do cultivo, de acordo com a equação 1.

$$\text{Tx C-CO}_2 = \frac{\text{Estoque C}_{\text{solo}} - \text{Estoque C}_{\text{solo trat. Referência}}}{6 \text{ anos}} \quad \text{Eq. 1}$$

### 3.3 Acúmulo de C em Produtos Madeireiros (PMs)

O acúmulo de C nos PM nos diferentes manejos de resíduos foi estimado com base nas produtividades obtidas no estudo I. Do mesmo modo realizado para os cálculos de estoque de C no solo também foi considerada como referência a produtividade obtida no tratamento SRSS ( $195 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), obtida aos seis anos de idade. A contribuição dos PM nos demais tratamentos foi realizada em relação ao tratamento SRSS. Os PMs apresentam potencial de curto e médio prazo para sequestro de carbono. Nós assumimos uma densidade básica da madeira de  $458 \text{ kg m}^{-3}$  (Londero et al., 2015) e um teor de C de  $446,1 \text{ g C kg}^{-1}$  de madeira seca (Ribeiro et al., 2015).

### 3.4 Avaliação das emissões de $\text{N}_2\text{O}$ e $\text{CH}_4$ do solo

Para avaliação das emissões de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e de metano ( $\text{CH}_4$ ), utilizou-se o método da câmara estática fechada (Mosier, 1989). Em cada parcela uma base metálica ( $0,24 \text{ m}^2$  de área) foi inserida ao solo a 5 cm de profundidade. Em uma canaleta na parte superior das bases foi sobreposta uma câmara de aço galvanizado [ $60 \times 40 \times 30 \text{ cm}$  (C x L x H),  $0,072 \text{ m}^3$ ], sendo realização a deposição de água na canaleta para a vedação do sistema (Zanatta et al., 2010). Na parte superior da câmara foram dispostos dois ventiladores internos, um septo acoplado a uma válvula de três vias e um termômetro digital tipo espeto, para avaliar a temperatura interna da câmara. Os ventiladores foram conectados a uma bateria e acionados por 30s, imediatamente antes da coleta para homogeneização da atmosfera no interior da câmara. Através do septo com válvula de três vias foi realizada a coleta das amostras de ar com seringa de polipropileno de 20 mL.

As coletas foram realizadas aproximadamente a cada 21 dias, de outubro de 2016 a outubro de 2017, totalizando 18 coletas. As amostras foram coletadas entre as 09:00 e 11:00 da manhã aos 0, 20, 40, e 60 minutos após o fechamento da câmara sobre a base. Após as coletas, as amostras foram armazenadas em exetainers e mantidas em refrigerador ( $4^\circ\text{C}$ ) até serem analisadas no Laboratório de Biogeoquímica da UFRGS. Os teores de  $\text{N}_2\text{O}$  e de  $\text{CH}_4$  nas amostras de ar foram analisadas por cromatografia gasosa em GC-

14, modelo Greenhouse, equipado com detector de captura de elétrons (ECD) e detector por ionização de chama (FID), utilizando N<sub>2</sub> como gás de arraste.

Os fluxos de N<sub>2</sub>O e de CH<sub>4</sub> foram calculados tendo como base a equação 2:

$$f = \frac{\Delta Q}{\Delta t} \frac{PV}{RT} \frac{M}{A} \quad \text{Eq. 2}$$

onde  $f$  é o fluxo do gás ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ),  $\Delta Q/\Delta t$  é a variação da concentração do gás (N<sub>2</sub>O ou CH<sub>4</sub>),  $P$  é a pressão atmosférica no interior da câmara (assumida como 1 atm),  $V$  é o volume da câmara ( $\text{m}^3$ ),  $R$  é a constante universal dos gases ( $0,08205 \text{ atm L mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ),  $T$  é a temperatura no interior da câmara (K),  $M$  é a massa molar do gás ( $\text{g mol}^{-1}$ ) e  $A$  é a área da base da câmara ( $\text{m}^2$ ). Assumindo que os fluxos dos gases obtidos entre as 9:00-11:00 h são equivalentes aos fluxos médios diários (Jantalia et al., 2008), as emissões anuais acumuladas de N<sub>2</sub>O e de CH<sub>4</sub> do solo foram calculadas pela integração trapezoidal dos fluxos obtidos durante o período de um ano.

A partir das emissões anuais de C-CO<sub>2</sub>, N-N<sub>2</sub>O e C-CH<sub>4</sub> do solo foi estimado o potencial de aquecimento global (PAG), em Mg C-CO<sub>2</sub> equivalentes. Como não se dispõe do estoque de C orgânico no solo quando da implantação do florestamento de eucalipto, as emissões anuais de C-CO<sub>2</sub> foram estimadas a partir dos estoques de C orgânico do solo nos respectivos tratamentos em relação ao tratamento com remoção dos resíduos da colheita e da serapilheira, sendo calculada uma taxa anual de retenção de C no solo, conforme consta na Eq. 1. A partir das emissões anuais dos três GEE, foi calculado o Potencial de Aquecimento Global dos sistemas de manejo dos resíduos da colheita do eucalipto o qual consiste num balanço das emissões de GEE que leva em consideração potencial de aquecimento global de cada gas (CH<sub>4</sub>=34 e N<sub>2</sub>O=298) em relação ao CO<sub>2</sub> (=1), conforme a equação 3.

$$\text{PAG}_{(\text{kg CO}_2\text{eq. ha}^{-1} \text{ ano}^{-1})} = (\Delta\text{CO}_2) + (\text{N}_2\text{O} \times 298) + (\text{CH}_4 \times 34) + \text{C madeira} \quad \text{Eq. 3}$$

onde PAG é o potencial de aquecimento global,  $\Delta\text{CO}_2$  é a variação do estoques de C no solo nos demais tratamentos em relação ao solo no sistema com remoção dos resíduos e serapilheira, o qual assumiu-se que se manteve similar

ao estoque anterior ao florestamento; N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> representam a emissões anuais de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo nos respectivos sistemas de manejo dos resíduos da colheita, multiplicados pelos seus respectivos potenciais de aquecimento global (298 e 34, respectivamente) em referência ao CO<sub>2</sub>, considerando um horizonte de tempo de 100 anos (Eggelston et al., 2006).

### 3.5 Parâmetros do Solo

Simultaneamente as coletas das amostras de ar foram coletadas amostras de solo da camada de 0-10 cm visando o monitoramento dos teores de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e espaço poroso preenchido por água (EPPA). A determinação do N mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) do solo foi feita através da metodologia de Tedesco et al. (1995). O espaço poroso preenchido por água (EPPA) foi calculada segundo a equação 4, descrita por Paul e Clark (1996).

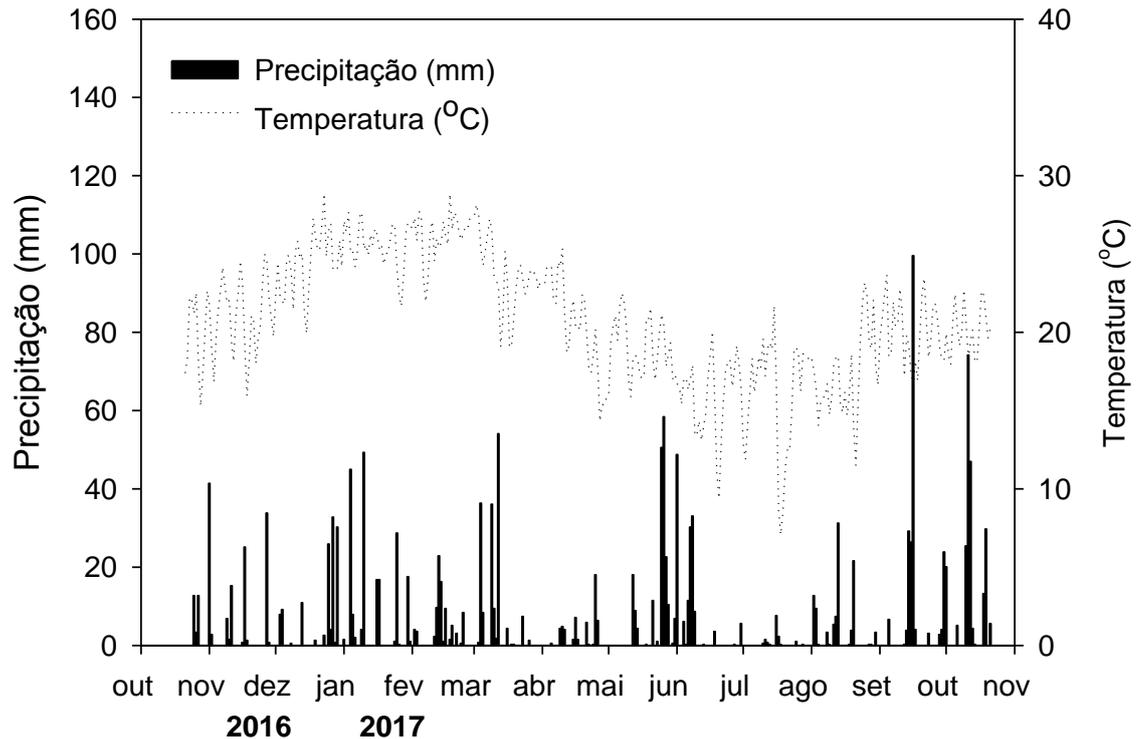
$$\text{EPPA (\%)} = \frac{\text{umidade gravimétrica} \times \text{densidade do solo} \times 100}{1 - \left( \frac{\text{densidade do solo}}{\text{densidade de partícula}} \right)} \quad \text{Eq. 4}$$

A densidade de partículas foi obtida de amostras deformadas de solo, coletadas na primeira coleta de gás, na camada 0-10 cm, em três pontos aleatórios de cada tratamento. Para a realização da análise de densidade de partícula foi utilizada a metodologia do balão volumétrico (Embrapa, 1997).

A temperatura do solo foi avaliada a uma profundidade de 5 cm através de termômetro digital tipo vareta.

### 3.6 Dados meteorológicos

Os dados de temperatura do ar e precipitação pluviométrica no período de estudo (Figura 10) foram obtidos na estação meteorológica automática da CMPC, localizada a aproximadamente 7 km do experimento.



**Figura 10.** Temperatura média diária (°C) e precipitação (mm) para o período de avaliação de Outubro/2016 a Outubro/2017.

### 3.7 Análise Estatística

A variação das médias dos fluxos de  $N_2O$  e  $CH_4$  do solo foi expressa através do erro padrão da média. Os dados de fluxo de  $CH_4$  e  $N_2O$  e os parâmetros de solo foram correlacionados através da análise de correlação de Pearson. Análises de regressão linear foram empregadas para verificar a relação entre a adição de C e N nos diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto com as emissões anuais de gases de efeito estufa (GEE). Os dados do PAG foram submetidos à análise de variância, utilizando Mixed Procedure (SAS, 2014), e as médias comparadas pelo Teste de Tukey a 10% de significância.

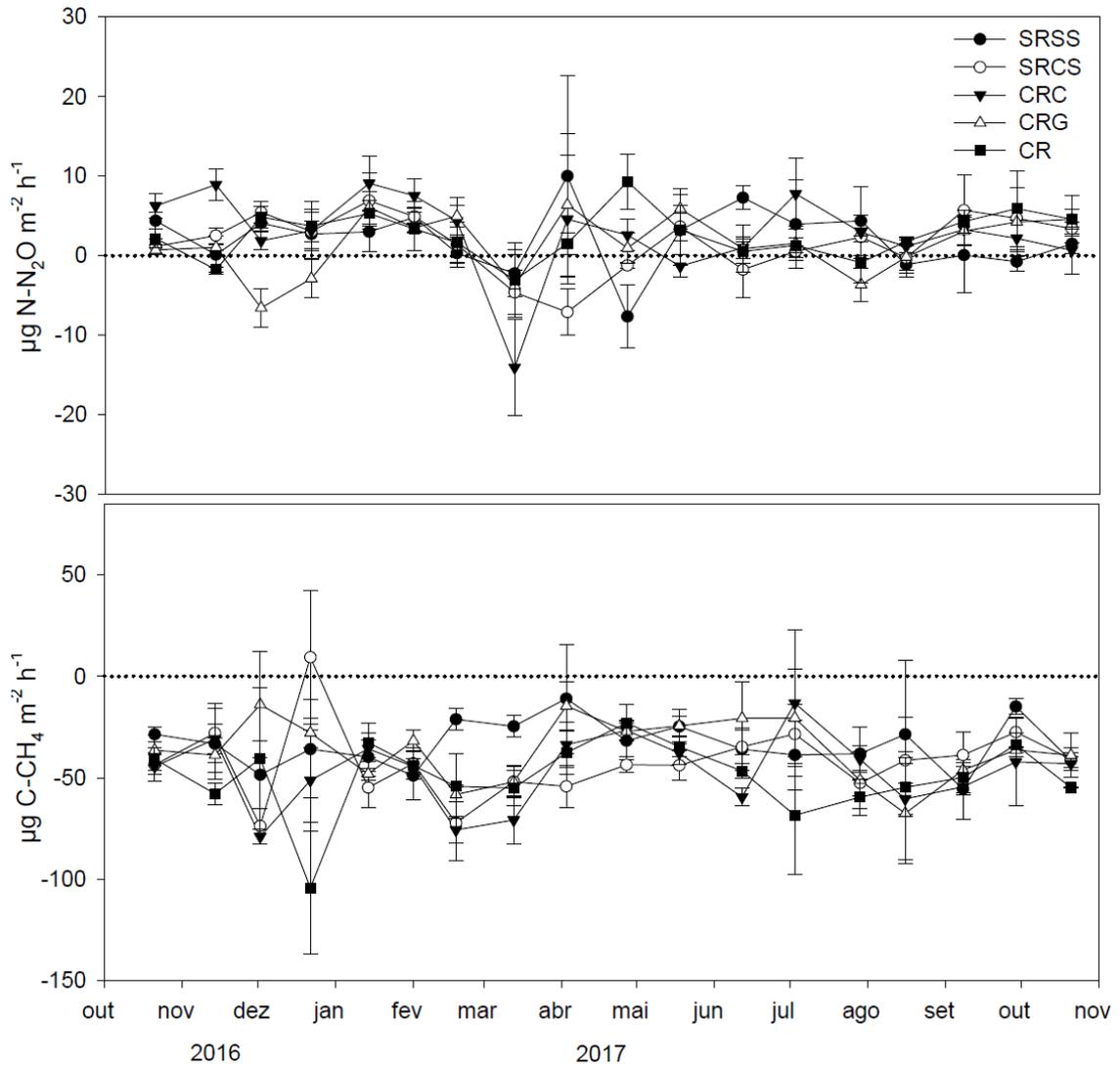
## 4. Resultados e discussão

### 4.1 Fluxos de $N_2O$ do solo

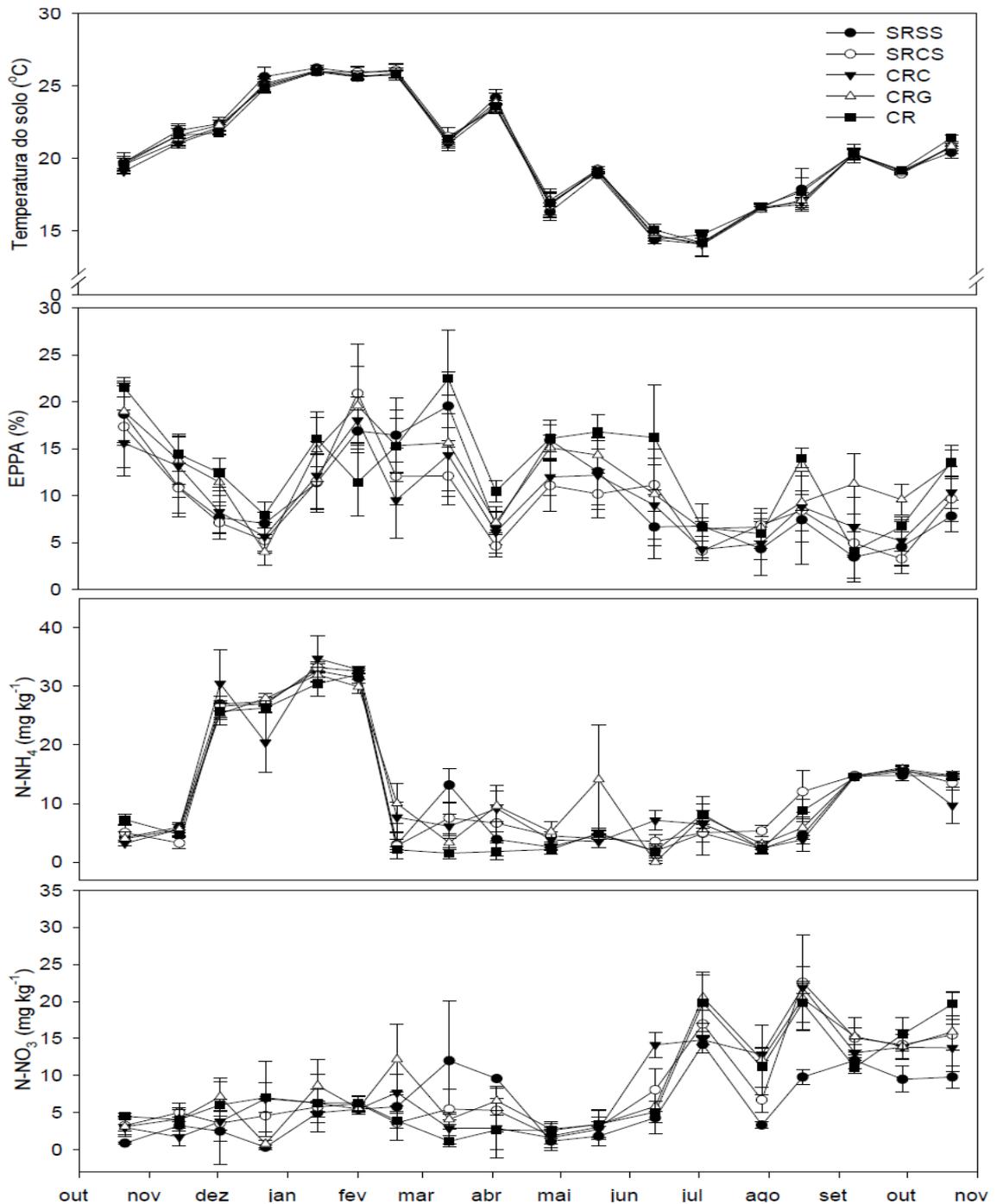
Os fluxos de  $N_2O$  do solo variaram de -13,90 a 11,15  $\mu g$  de  $N-N_2O$   $m^{-2} h^{-1}$  nos diferentes sistemas de manejo da colheita do eucalipto, caracterizando uma baixa intensidade dos fluxos em todos os tratamentos

neste solo arenoso (Figura 11a). Estes valores são compatíveis com estudos recentes realizados em áreas de eucalipto em solos tropicais brasileiros por Cuer et al. (2018), com valores geralmente inferiores a  $10 \mu\text{g de N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Como não ocorreram práticas agrícolas no período amostral, os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo se mantiveram praticamente constantes e sem influência evidente dos resíduos da colheita do eucalipto (Figura 11a). As possíveis razões para os manejos de resíduos da colheita do eucalipto não influenciarem nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  pode estar relacionada ao fato de que a avaliação foi realizada no 6º ano após a retirada dos resíduos da colheita, diminuindo possíveis diferenças na disponibilidade de nitrogênio, além dos baixos teores de N neste solo arenoso, à baixa qualidade (alta relação C/N) do resíduo aportado.

Plantações de eucalipto estabelecidas em solos arenosos apresentam baixa disponibilidade de nitrogênio, e conseqüentemente, apresentam baixa emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  (Livesley et al., 2009). As baixas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  pode ser devido aos baixos teores de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  (Figura 12c e d) e aos baixos valores de EPPA (Figura 12b), que foram inferiores a 25%, o qual decorre da textura arenosa extrema do solo ( $980 \text{ g kg}^{-1}$  areia), os quais tornam pouco provável a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  por desnitrificação, processo o qual ocorre em valores de EPPA superiores a 60% (Bateman & Baggs, 2005). Isso ocorre porque em solos de textura arenosa, como o do presente estudo, as taxas de difusão de oxigênio são altas quando comparado aos solos com maiores teores de argila, o que dificulta a manutenção de uma condição anaeróbica por um período prolongado, o que é determinante para a desnitrificação (Rochette et al., 2008). A falta de relação entre os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e os teores de  $\text{NO}_3^-$  do solo reforça essa hipótese (Tabela 9). Por sua vez, uma correlação baixa, mas significativa foi observada entre os teores de  $\text{NH}_4^+$  do solo e os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  (Tabela 9), sugerindo que a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo tenha ocorrido por nitrificação, processo favorecido pela maior disponibilidade de  $\text{NH}_4$  em valores de EPPA inferiores a 60% (Bateman & Baggs, 2005).



**Figura 11.** Fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  (a) e  $\text{CH}_4$  (b) de um Neossolo Quartzarênico cultivado sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, Outubro/2016 a Outubro/2017. SRSS-Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS-Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC-Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG-Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR-Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio. As barras verticais representam o erro padrão da média.



**Figura 12.** Temperatura do solo (a), Espaço Poroso Preenchido por água (EPPA) (b), teor de N-NH<sub>4</sub> (c), teor de N-NO<sub>3</sub> (d) na camada de 0 a 10 cm solo em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto em Neossolo Quartzarênico aos seis anos de idade. Barra do Ribeiro, Outubro/2016 a Outubro/2017. SRSS-Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS-Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC-Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG-Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR-Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio. As barras verticais representam o erro padrão da média.

**Tabela 9.** Correlação de Pearson entre fluxos de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo, temperatura do solo (T<sub>solo</sub>), temperatura do ar (T<sub>ar</sub>) e concentrações de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, espaço poroso preenchido por água (EPPA). Barra do Ribeiro – RS.

Gás	T <sub>solo</sub>	T <sub>ar</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	EPPA
N <sub>2</sub> O	0,06 <sup>ns</sup>	0,09 <sup>ns</sup>	0,08 <sup>ns</sup>	0,14 <sup>*</sup>	0,09 <sup>ns</sup>
CH <sub>4</sub>	-0,06 <sup>ns</sup>	-0,09 <sup>ns</sup>	-0,06 <sup>ns</sup>	0,03 <sup>ns</sup>	0,06 <sup>ns</sup>

\*: coeficiente de correlação (r) com p<0,05; ns: não significativo.

Embora os resíduos agrícolas sejam reconhecidos por estimular as emissões de N<sub>2</sub>O (Halvorson et al., 2002; Tanveer et al., 2013), isto é dependente da composição química do resíduo, principalmente da sua relação C/N (Li et al., 2016). As emissões correlacionam negativamente com a relação C/N (Pilegaard et al., 2006). A elevada relação C/N dos resíduos da colheita do eucalipto pode estar aumentando a imobilização de N ao invés da mineralização pela dificuldade da microbiota em decompor e fornecer uma fonte de carbono para os desnitrificadores (Guardia et al., 2016) o que reduz a produção de N<sub>2</sub>O. A adição de resíduos de elevada relação C/N na superfície do solo favorece a imobilização de N (Muhammad et al., 2011), enquanto a adição de resíduos de baixa relação C/N disponibiliza N suficiente para nitrificadores e desnitrificadores do solo para produzir N<sub>2</sub>O (Chen et al., 2013). Dessa forma, nossos resultados sustentam a hipótese de que o aporte de resíduos florestais com relação C/N maior do que 30 têm baixa contribuição na emissão de N<sub>2</sub>O (Fest, et al., 2015a; Fest et al., 2015b) devido à rápida imobilização e limitada disponibilidade de N para os processos de nitrificação e desnitrificação (Livesley et al., 2009).

Nossos resultados obtidos divergem de outros estudos envolvendo manejo de resíduos agrícolas (Maris et al., 2018; Vasconcelos et al., 2018; Gonzaga et al., 2018). Estas diferenças possivelmente estão relacionadas ao período entre a aplicação dos resíduos e a coleta de amostras de gases. Enquanto estes autores observaram que as maiores emissões de N<sub>2</sub>O ocorrem

imediatamente após a adição dos resíduos agrícolas, com redução após alguns meses e se mantendo constante ao longo do tempo. No nosso estudo, as avaliações só ocorreram seis anos após a aplicação dos tratamentos. Dessa forma, acredita-se que as emissões de N<sub>2</sub>O no manejo de resíduos da colheita do eucalipto já estavam reduzidas e estabilizadas, e possivelmente as maiores emissões devem ter ocorrido no momento inicial da instalação do experimento.

#### **4.2 Fluxos de CH<sub>4</sub> do solo**

O fluxo de CH<sub>4</sub> do solo variou de -104,22 a 9,33  $\mu\text{g C ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , ocorrendo um forte predomínio de influxo de CH<sub>4</sub> no solo. Estes fluxos são compatíveis com estudos recentes realizados em áreas de eucalipto (Fest et al., 2017; Fialho et al., 2018). De modo semelhante ao observado nos fluxos de N<sub>2</sub>O também não houve diferença nos influxos de CH<sub>4</sub> entre os manejos de resíduos da colheita do eucalipto (Figura 11b). Entretanto, percebe-se uma tendência dos manejos CR e CRC apresentarem maiores taxas de oxidação de CH<sub>4</sub> em comparação ao manejo SRSS em quase todos os eventos de coleta. A razão para os influxos possivelmente estão associados, principalmente, à textura arenosa do solo, que independente do manejo empregado possibilitou maior difusão do oxigênio, e conseqüentemente, criou condições para a oxidação do CH<sub>4</sub>.

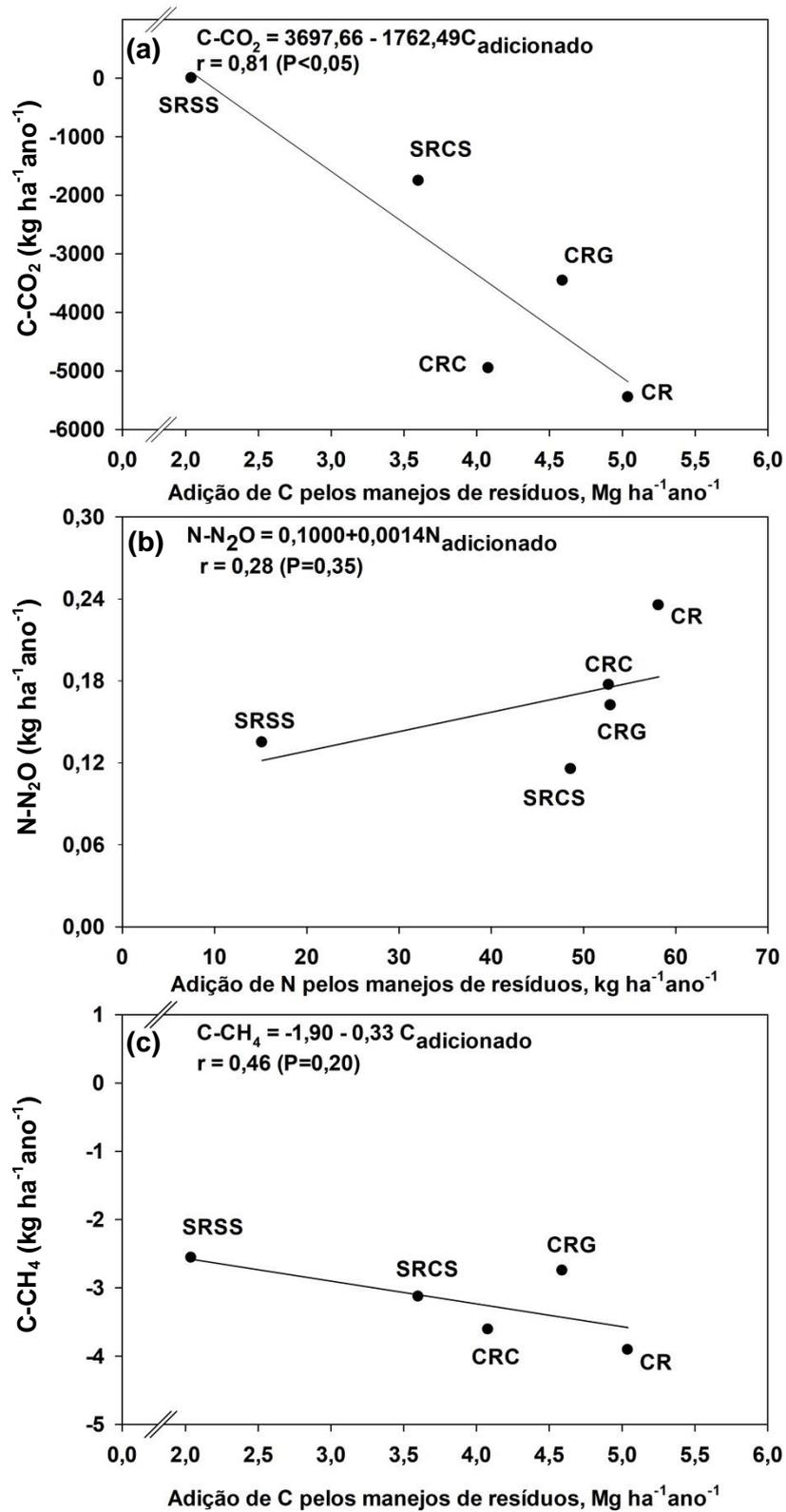
Os influxos de CH<sub>4</sub> podem estar relacionados aos baixos valores de EPPA (valores próximos a 25%) no período avaliado, que é uma condição que favorece a oxidação de CH<sub>4</sub> (Khalil & Baggs, 2005; Mosier, 1998). Isso ocorre devido à melhoria da porosidade do solo e da difusividade do gás, facilitando o transporte de CH<sub>4</sub> para bactérias metanotróficas (Prajapati & Jacinthe, 2014) que oxidam o CH<sub>4</sub> a CO<sub>2</sub> (Le Mer & Roger, 2010; Saggar et al., 2008). Os influxos de CH<sub>4</sub> são usualmente inversamente relacionados com a umidade do solo (Fest et al., 2017; Liu et al., 2017b). Apesar disso, no presente estudo, não foi observada nenhuma relação entre os influxos de CH<sub>4</sub> e EPPA (Tabela 9), provavelmente devido à reduzida capacidade de retenção de água deste solo arenoso. O influxo de CH<sub>4</sub> é potencializado em solos arenosos, onde ocorre uma rápida drenagem, não havendo a manutenção de elevados teores de água no solo por período prolongado, que poderia determinar a uma redução do solo (Boeckx, et al., 1997).

Nossos resultados foram similares aos estudos recentes realizados com manejo de resíduos agrícolas (Wegner et al., 2018; Langeroodi et al., 2019) e em operações de colheita e preparo do solo de áreas de eucalipto (Fialho et al., 2018). Da mesma forma que o nosso estudo, esses autores também atribuíram o pouco efeito nos fluxos de CH<sub>4</sub> à pequena variação na umidade do solo entre os manejos de resíduos. Assim, os influxos de CH<sub>4</sub> no nosso estudo parecem ser determinados pela pequena variação e baixos valores EPPA. Outro fator que poderia influenciar ter influenciado nos fluxos de CH<sub>4</sub> seria a aplicação de fertilizantes nitrogenados (Bodelier, 2011), no entanto, estas somente ocorreram no primeiro ano da instalação do experimento.

### **4.3 Taxas anuais de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo**

Na estimativa do impacto dos sistemas de manejo assumiu-se que o estoque de C orgânico no sistema de manejo com a retirada dos resíduos da colheita e da serapilheira (SRSS) está estável em relação ao estoque inicial, sendo a contribuição dos demais sistemas de manejo na retenção de C orgânico no solo calculado em relação ao sistema SRSS.

Houve relação linear entre as taxas anuais de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo e a quantidade de C aportado pelos resíduos da colheita e da serapilheira do eucalipto ( $r^2 = 0,81$ ,  $p = 0,03$ ) (Figura 13). A maior taxa de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo ( $-5.540 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) foi verificada no solo sob o sistema de manejo que foi realizada a manutenção dos resíduos do cultivo anterior e a serapilheira do cultivo atual (CR), enquanto a menor taxa ( $-1.752 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) ocorreu no solo sob o manejo onde os resíduos da colheita do cultivo anterior foram removidos e manteve-se apenas a serapilheira do cultivo atual (SRCS). Valores de retenção semelhantes ao obtido no CR foram observados para os outros dois sistemas de manejo com manutenção da casca ou dos galhos (CRG e CRC).



**Figura 13.** Taxas anuais de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo em função do aporte de C pelos resíduos da colheita do eucalipto (a); Emissão anual de N-N<sub>2</sub>O do solo em função da adição de N mineral dos resíduos da colheita do eucalipto (b) e Influxo anual de C-CH<sub>4</sub> no solo em função do aporte de C pelos resíduos da colheita do eucalipto (c).

A remoção dos resíduos da colheita do eucalipto tem sido amplamente considerada como manejo que reduz a retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo (Rocha et al., 2018). Esta prática apresenta maior relevância em solos com menores teores de argila ocasionando maiores reduções de C do solo quando comparação com a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto (Oliveira et al. 2018). Isso ocorre devido à baixa capacidade de proteção física da matéria orgânica do solo dos solos arenosos (Dieckow et al., 2009). Estes resultados podem explicar as diferenças nas taxas anuais de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo obtidas no presente estudo. Além disso, a capacidade do solo funcionar como um sumidouro de CO<sub>2</sub> depende do aporte de biomassa (Conceição et al., 2013). Tal dependência se reflete em uma estreita relação entre as taxas de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo e a quantidade de C aportado pelos resíduos da colheita e da serapilheira do eucalipto (Figura 13a), que reforça a importância da manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto para obter adições de C, principalmente, em solos arenosos de regiões tropicais (Epron et al., 2015).

#### **4.4 Emissão anual de N<sub>2</sub>O do solo**

As emissões anuais de N<sub>2</sub>O do solo variaram de 0,11 a 0,23 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, e não foram diretamente relacionados à quantidade de N adicionado pelos resíduos da colheita do eucalipto e serapilheira ( $r^2 = 0,28$ ,  $p = 0,35$ ) (Figura 13b). Isso provavelmente se deve ao fato que boa parte do N presente nos resíduos já terem sido liberado nos estágios iniciais da implantação do experimento. Este efeito foi observado por Rocha et al. (2016), os quais avaliando a decomposição e liberação de nutrientes em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto observaram que o manejo com a manutenção de todos resíduos liberou aproximadamente 130 kg ha<sup>-1</sup> de N após 300 dias do início do experimento. Além disso, a elevada relação C/N da casca e galhos dos resíduos (110 e 316) e ao baixo teor de N da serapilheira, poderiam estar causando a imobilização de N pela população microbiana do solo. O eucalipto é reconhecido por apresentar alta eficiência na ciclagem interna de N e conseqüentemente gera serapilheira pobre em N (Gama-Rodrigues & Barros, 2002; Laclau et al., 2010). Assim, a adição de resíduos de elevada

relação C/N na superfície do solo favorece a imobilização de N (Muhammad et al., 2011).

Apesar de poucos estudos avaliarem emissões anuais de  $N_2O$   $ha^{-1}$  em áreas de reflorestamentos de regiões subtropicais, os resultados têm demonstrado que elas são variáveis. As emissões anuais de  $N_2O$   $ha^{-1}$  do nosso estudo foram inferiores às obtidas em áreas com *Acacia mearnsii* ( $0,24 \pm 1,25$  kg N  $ha^{-1}$  ano $^{-1}$ ) (Godoi et al., 2016), *Acacia auriculiformis* ( $2,3 \pm 3,1$  kg N  $ha^{-1}$  ano $^{-1}$ ), *Eucalyptus urophylla* ( $1,9 \pm 2,1$  kg N  $ha^{-1}$  ano $^{-1}$ ) (Zhang et al., 2014). Entretanto, nossos resultados foram bastante similares aos obtidos por Van Delden et al. (2018), os quais observaram emissões anuais de  $N_2O$  variando entre 0,08 a 0,09 kg N  $ha^{-1}$ ano $^{-1}$  em áreas de eucalipto cultivados em solos arenosos subtropicais da Austrália.

Os resultados do presente estudo demonstram o baixo potencial de emissão de  $N_2O$  nos diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto neste solo arenoso. A baixa disponibilidade de N mineral no solo e a alta relação C/N dos resíduos da colheita do eucalipto podem ter sido os principais fatores que contribuíram para as baixas emissões anuais de  $N_2O$ .

#### **4.5 Influxo anual de $CH_4$ no solo**

O solo no período de um ano de avaliação apresentou uma absorção anual de -2,56 a -3,91 kg C- $CH_4$   $ha^{-1}$ ano $^{-1}$ , a qual apresentou uma baixa relação direta com a quantidade de C aportado pelos resíduos da colheita e serapilheira (Figura 13c). Apesar disso, houve tendência de menor influxo de  $CH_4$  no sistema de manejo com a retirada dos resíduos e da serapilheira (SRSS) e com a manutenção da serapilheira do cultivo atual, mas remoção dos resíduos da colheita do cultivo anterior (SRCS), o que pode estar relacionado à menor qualidade do solo em comparação com a manutenção dos resíduos da colheita e da serapilheira (CR). Esse efeito pode ser observado com base nos valores de Índice de Qualidade do Solo (IQS) obtido no estudo I.

A degradação do solo promove a perda da capacidade de absorção de  $CH_4$  pelo solo e isso se deve em parte ao efeito das práticas e insumos agrícolas na população bacteriana (Kessavalou et al., 1998; Hütsch, 2001). Por sua vez, a melhoria da qualidade do solo por sistemas de manejo conservacionistas promovem em longo prazo uma recuperação da capacidade

do solo em oxidar  $\text{CH}_4$  (Bayer et al., 2013). Segundo Jacinthe & Lal (2005), os solos necessitam décadas para restabelecer parcialmente a capacidade de oxidação do  $\text{CH}_4$ .

Apesar da baixa relação linear entre o aporte de resíduos da colheita do eucalipto e os influxos de  $\text{CH}_4$  no solo, houve uma clara tendência da ocorrência de menor oxidação nos manejos SRCS e SRCS. Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Wu et al. (2019), os quais observaram que a remoção da serapilheira reduziu em aproximadamente 30% a capacidade de oxidação de C- $\text{CH}_4$  em comparação com as áreas que manteve a serapilheira em florestas de coníferas no subtropical chinês. Esta redução foi atribuída à menor abundância de microorganismos metanotróficos devido à baixa disponibilidade de compostos orgânicos de baixo peso molecular ocasionada pela remoção da serapilheira. Assim, a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto influencia a atividade microbiana do solo (Rocha et al., 2018), especialmente em microrganismos altamente especializados (por exemplo, metanotróficos) em comparação com aqueles envolvidos em processos metabólicos gerais, como a produção de  $\text{CO}_2$  por heterotróficos (Tate et al., 2015). Dessa forma, possivelmente com a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto houve redução da população dos metanotróficos e suas respectivas atividades o que resultou em menor influxo de  $\text{CH}_4$ .

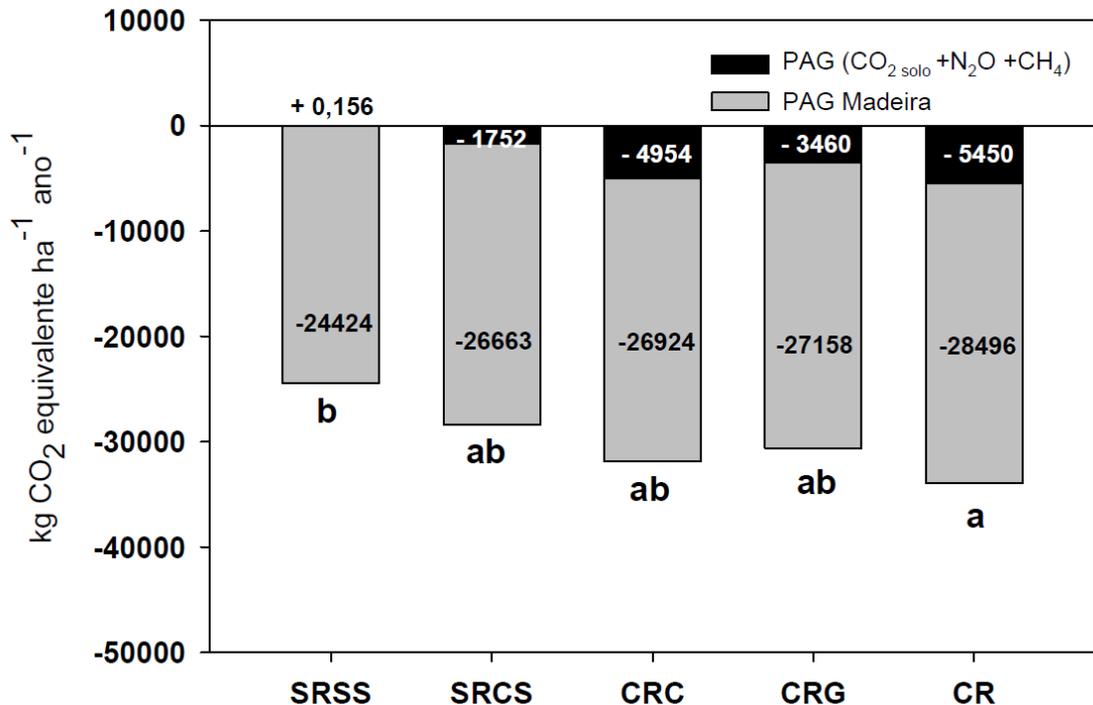
#### **4.6 Potencial de aquecimento global (PAG)**

As florestas plantadas de eucalipto apresentaram potencial de mitigação do aquecimento global, com valores variando de -24.424 a -33.946  $\text{kg CO}_{2\text{eq.}} \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  (Figura 14). Esse resultado se deve principalmente ao conteúdo de C adicionado ao solo e o C armazenado nos produtos madeireiros, que possuem potencial de sequestro de carbono a médio e longo prazo, contribuindo para aumentar o sequestro de C da atmosfera.

O manejo com a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto (CR) apresentou PAG de -33.946  $\text{kg CO}_{2\text{eq.}} \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , caracterizando uma redução significativa nas emissões de GEE em relação ao sistema de manejo SRSS ( $p < 0,10$ ). O manejo CR foi seguido pelo CRC (-31.879  $\text{kg CO}_{2\text{eq.}} \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ), CRG (-30.619  $\text{kg CO}_{2\text{eq.}} \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ) e SRCS (-28.416  $\text{kg CO}_{2\text{eq.}} \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ) que não diferiram entre si (Figura 14). Com exceção do manejo referência

(SRSS), em que praticamente a totalidade do valor de PAG (em kg CO<sub>2</sub> equivalente ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) decorreu do C da madeira, os demais manejos com a manutenção parcial ou total dos resíduos do eucalipto, o C da madeira, em média, contribuiu com aproximadamente 85% dos valores de PAG e o restante foram relacionados à influência dos sistemas de manejo dos resíduos da colheita do eucalipto sobre as taxas de retenção de C orgânico do solo. A retenção de carbono é considerada um dos principais fatores que controla o potencial de aquecimento global em sistemas agropecuários (Liebig et al., 2010; Schönbach et al., 2012). Além disso, os resultados do presente estudo demonstram que os fluxos de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> tiveram pouca contribuição para o resultado final do PAG, de acordo com o que é tipicamente observado em florestas (Saggar et al., 2008). Nossos resultados são similares aos obtidos Zhang et al. (2015), os quais observaram que as contribuições de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> para o PAG foram menores do que 3% em áreas florestais na região subtropical da China.

Poucos estudos relacionam os efeitos do impacto dos manejos florestais com PAG e não há padronização nos cálculos desta variável, o que dificulta a comparação dos resultados. Martins et al., (2015), em estudos realizados em áreas de *Eucalyptus saligna* na Austrália, observaram que este uso do solo apresentou redução de 76% do PAG em comparação às áreas de pastagem. Entretanto, este autor não considerou a taxa de retenção de C no solo e incluiu apenas as emissões CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> (respiração autotrófica e heterotrófica). Já Godoi et al. (2016), observou em áreas de *Acacia mearnsii* localizadas no subtropico brasileiro que a madeira correspondeu a aproximadamente a 70% do valor de PAG e cerca de 30% à retenção de C no solo. Além disso, o manejo que mantém todos os resíduos da colheita do eucalipto e serapilheira (CR) apresentou valores de PAG associado ao solo de -5.450 kg CO<sub>2eq.</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, o qual foi superior aos valores do PAG dos demais manejos de resíduos da colheita do eucalipto. Esses resultados demonstram que a adoção de manejo que mantém os resíduos da colheita do eucalipto pode também trazer benefícios ambientais como a produção de madeira em termos de redução do PAG.



**Figura 14.** Emissões acumulada (a) e Potencial de Aquecimento Global (b) do solo em manejo de resíduos da colheita do eucalipto. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 10%.

A finalidade de uso da madeira pode influenciar diretamente no tempo de meia vida do estoque de carbono em produtos madeireiros. Se por um lado, o tempo de meia vida da madeira destinada à serraria é de 35 anos, por outro, o uso para fabricação de papel é de dois anos (Hiraishi et al., 2014). Essas informações demonstram que ao destinar a produção de madeira obtida no estudo para serrarias pode ser uma alternativa que permite o armazenamento do C da madeira por um período mais longo em um reservatório de C mais estável.

Assim, a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto além promover aumento da produtividade florestal, representa uma alternativa de mitigação da emissão de GEE tanto pelo potencial na oxidação de CH<sub>4</sub> quanto no armazenamento de carbono orgânico do solo.

É importante ressaltar que a avaliação do estudo foi realizada no final do ciclo do eucalipto, período sem aplicações de fertilizantes nitrogenados, o que resultou em baixas emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>. Entretanto, se a avaliação fosse realizada desde o início do experimento abrangendo os efeitos iniciais da

aplicação dos tratamentos e das três adubações nitrogenadas realizadas no primeiro ano de plantio do eucalipto, com uma aplicação total de  $132 \text{ kg N ha}^{-1}$ , possivelmente não iria se diferenciar entre os sistemas de manejo do resíduo da colheita.

## 5. Conclusões

As emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  no solo foram baixas e evidenciam o baixo potencial que áreas de reflorestamento apresentam em emitir esse gás.

Independente do manejo de resíduos da colheita do eucalipto houve predomínio de influxo de  $\text{CH}_4$ , mas o influxo apresentou maior magnitude quando sob a manutenção parcial ou integral dos resíduos da colheita e da serapilheira.

A manutenção dos resíduos da colheita e da serapilheira do eucalipto determinou reduções graduais no valor de PAG associado ao solo em comparação ao tratamento com remoção dos resíduos da colheita e da serapilheira.

A taxa de retenção de  $\text{C-CO}_2$  no manejo com a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto contribuiu com 15,43% no valor de PAG e o C presente nos produtos madeireiros com 84,57%. Portanto, adotar esta prática de manejo na implantação de plantações de eucalipto e destinar os produtos madeireiros para serrarias são alternativas de manejo com que reduzem o potencial de aquecimento global.

## **CAPÍTULO VII – CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A realização desta pesquisa possibilitou desenvolver um IQS, que pode ser uma ferramenta útil para mensurar os impactos dos manejos de resíduos da colheita no eucalipto na qualidade do solo. A remoção dos resíduos da colheita proporciona uma redução da atividade biológica e da matéria orgânica do solo e, estes são um dos indicadores que mais contribuiriam para a redução do IQS. Assim, torna-se importante a adoção de práticas de manejo que favoreça a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto, especialmente casca e galhos, que apresentam maior resistência à decomposição para o aumento dos estoques de carbono do solo em solos arenosos.

A análise do potencial de aquecimento global nos manejos de resíduos da colheita do eucalipto auxilia na escolha de sistemas que associam a produtividade florestal ao menor potencial de aquecimento global. Poucos estudos avaliaram as emissões de gases de efeito estufa em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto no Brasil. No presente estudo, a manutenção dos resíduos da colheita do eucalipto pode contribuir para maior retenção de carbono do solo. Contudo, é importante que estudos sejam desenvolvidos em outros solos do subtropical brasileiro sob diferentes manejos de resíduos, pois características de solo podem interferir diretamente na qualidade do solo, nos estoques de C no solo e na emissão de GEE.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHAT, D. L. *et al.* Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - a meta analysis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 348, p. 124-141, 2015.

ALMEIDA, L. F. J. *et al.* Soil organic matter formation as affected by eucalypt litter biochemistry - Evidence from an incubation study. **Geoderma**, Amsterdam, v. 312, p. 121-129, 2018.

ANDERSON, J. P. E. Soil respiration. *In*: PAGE, R. H.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. **Methods of soil analysis**. Part 2. Chemical and microbiological properties. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 837-871.

ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; CAMBARDELLA, C. A. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 1945-1962, 2004.

ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 90, p. 25-45, 2002.

BAKER, J. S. *et al.* Logging residue supply and costs for electricity generation: potential variability and policy considerations. **Energy Policy**, Surrey, v. 116, p. 397-409, 2018.

BALL, B. C. *et al.* The influence of soil gas transport properties on methane oxidation in a selection of northern European soils. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, Malden, v. 102, p. 23309-23317, 1997.

BARROS, N. F.; COMERFORD, N. B. Sustentabilidade da produção de florestas plantadas na região tropical. *In*: ALVAREZ, V. H. *et al.* (ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: 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. (ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 135-165.

BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. Eucalipto. *In*: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V. H. (ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG/ UFV, 1999. p. 303-305.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 41, n. 6, p. 379-388, 2005.

BAYER, C. *et al.* A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, p. 217-226, 2006.

BAYER, C. *et al.* Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 161, p. 86-94, 2016.

BAYER, C. *et al.* Soil methane oxidation in a long-term no-tillage system in Southern Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 4, p. 1695-1706, 2013.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeitos de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO<sub>2</sub>. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 599-607, 2000.

BENANTI, G. *et al.* Contrasting impacts of afforestation on nitrous oxide and methane emissions. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 198/199, p. 82-93, 2014.

BENTANCOR, L. *et al.* Evaluation of the biomass production, energy yield and nutrient removal of *Eucalyptus dunnii* Maiden grown in short rotation coppice under two initial planting densities and harvest systems. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 122, p. 165-174, 2019.

BHADURI, D. *et al.* Impact of integrated management on yield sustainability in relation to soil quality under a rice–wheat cropping system. **National Academy Science Letters**, New Delhi, v. 37, n. 1, p. 25-31, 2014.

BISWAS, S. *et al.* Establishment of critical limits of indicators and indices of soil quality in rice-rice cropping systems under different soil orders. **Geoderma**, Amsterdam, v. 292, p. 34-48, 2017.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a Carbon Management Index, for

agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, East Melbourne, v. 46, p. 1459-1466, 1995.

BLANCO-CANQUI, H. Crop residue removal for bioenergy reduces soil carbon pools: how can we offset carbon losses? **BioEnergy Research**, New York, v. 6, n. 1, p. 358–371, 2012.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. Crop residue removal impacts on soil productivity and environmental quality. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v. 28, n. 3, p.139-163, 2009.

BODDEY, R. M. *et al.* Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010.

BODELIER, P. L. E. Interactions between nitrogenous fertilizers and methane cycling in wetland and upland soils. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Amsterdam, v. 3, n. 5, p. 379-388, 2011.

BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT, O.; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, p. 91-95, 1997.

BOLINDER, M. A. *et al.* Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea mays L.*). **Plant and Soil**, The Hague, v. 215, n. 1, p. 85-91, 1999.

BONE, J. *et al.* Prioritising soil quality assessment through the screening of sites: the use of publicly collected data. **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 25, n. 3, p. 251-266, 2012.

BOOTH, T. H. Eucalypt plantations and climate change. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 28–34, 2013.

BORDONAL, R. O. *et al.* Sugarcane yield and soil carbon response to straw removal in south-central Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 328, p. 79–90, 2018.

BORGES, S. R. *et al.* Practices for rehabilitating bauxite-mined areas and an integrative approach to monitor soil quality. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 30, n. 7, p. 866-877, 2019.

BRANDANI, C. B. *et al.* Soil C and Al availability in tropical single and mixed-species of *Eucalyptus sp.* and *Acacia mangium* plantations. **Geoderma Regional**, Amsterdam, v.10, p. 85-92, 2017.

BREJDA, J. J. *et al.* Identification of regional soil quality factors and indicators. I. Central and southern high plains. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 2115-2124, 2000.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56. p. 777-783, 1992.

CANADELL, J. G. *et al.* Contributions to accelerating atmospheric CO<sub>2</sub> growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, DC, v. 104, v. 47, p. 18866-18870, 2007.

CARDOSO, E. J. B. N. *et al.* Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, n. 4, p. 274-289, 2013.

CARVALHO, J. L. N. *et al.* Contribution of above- and belowground bioenergy crop residues to soil carbon. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 1333-1343, 2017.

CASTELLANO, M. J. *et al.* Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. **Global Change Biology**, Oxford, v. 21, p. 3200-3209, 2015.

CASTIONI, G. A. *et al.* Soil physical quality response to sugarcane straw removal in Brazil: a multi-approach assessment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 184, p. 301–309, 2018.

CAVALIERI, K. M. V. *et al.* Influência da carga mecânica de máquina sobre propriedades físicas de um cambissolo háplico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 3, p. 477-485, 2009.

CERRI, C. C. *et al.* Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 62, p. 23-28, 2010.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma plantios eucalipto sobre indicadores qualidade solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 1381-1396, 2007.

CHATTERJEE, S. *et al.* Effects of irrigation, crop residue mulch and nitrogen management in maize (*Zea mays* L.) on soil carbon pools in a sandy loam soil of Indo-gangetic plain region. **Catena**, Cremlingen, v. 165, p. 207-216, 2018.

CHAVES, H. M. L.; CONCHA LOZADA, C. M.; GASPARGAR, R. O. Soil quality index of an Oxisol under different land uses in the Brazilian savannah. **Geoderma Regional**, Amsterdam, v. 10, p. 183–190, 2017.

CHEN, H. *et al.* Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, p. 2956-2964, 2013.

CHERUBIN, M. R. *et al.* Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. **PLoS ONE**, San Francisco, v.11, n. 3, [art.] e0150860, 2016.

CHIVENGE, P. *et al.* Comparison of organic versus mineral resource effects on short-term aggregate carbon and nitrogen dynamics in a sandy soil versus a fine textured soil. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, Amsterdam, v. 140, n. 3/4, p. 361-371, 2011.

CHUM, H. *et al.* Bioenergy. *In*: EDENHOFER, O. *et al.* (ed.). **Special report on renewable energy sources and climate change mitigation**. Geneva: IPCC, 2011. p. 214-331.

CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 129, p. 40-47, 2013.

COOK, R. L. *et al.* Soil carbon stocks and forest biomass following conversion of pasture to broadleaf and conifer plantations in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 324, p. 37-45, 2014.

COTRUFO, M.F. *et al.* The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, n. 4, p. 988-995, 2013.

CQFS-RS/SC – COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO DOS ESTADOS DO RIO GRANDE DO SUL E SANTA CATARINA. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: CQFS-RS/SC, 2016. 376 p.

CUER, C. A. *et al.* Short-term effect of Eucalyptus plantations on soil microbial communities and soil-atmosphere methane and nitrous oxide exchange. **Scientific Reports**, London, v. 8, [art.] 15133, 2018.

DALAL, R. C.; ALLEN, D. E. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 56, p. 369-407, 2008.

DALAL, R. C.; MAYER, R. J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. 2. Total organic-carbon and its rate of loss from the soil-profile. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 24, p. 281-292, 1986.

DALZELL, B. J. *et al.* Simulated impacts of crop residue removal and tillage on soil organic matter maintenance. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 77, p. 1349-1356, 2013.

DAS, B. *et al.* Evaluating fertilization effects on soil physical properties using a soil quality index in an intensive rice-wheat cropping system. **Pedosphere**, Beijing, v. 26, n. 6, p. 887–894, 2016.

DAVIDSON, E. A. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. **Nature Geoscience**, London, v. 2, p. 659-662, 2009.

DE BONA, F. D. *et al.* Soil quality assessed by carbon management index in a subtropical Acrisol subjected to tillage systems and irrigation. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 46, n. 5, p. 469-475, 2008.

- DE PAUL OBADE, V. Quantifying the interactions of land management practices and agricultural productivity using a soil quality index. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 33, n. 4, p. 639-652, 2017.
- DELEPORTE, P. *et al.* 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, 2008, p. 5-22.
- DEMOLINARI, M. S. M. *et al.* Effect of mineral nitrogen on transfer of <sup>13</sup>C-carbon from eucalyptus harvest residue components to soil organic matter fractions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 41, [art.] e0160203, 2017.
- DICK, R. P.; BREACKWELL, D. P.; TURCO, R. F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. *In*: DORAN, J. W.; JONES, A. J. **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of American, 1996. p. 247-271.
- DIECKOW, J. *et al.* Composition of organic matter in a subtropical Acrisol as influenced by land use, cropping and N fertilization, assessed by CPMAS <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 56, p. 705-715, 2005.
- DIECKOW, J. *et al.* Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, p. 240–249, 2009.
- DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 67, p. 37-46, 2003.
- DONAGEMA, G. K. *et al.* **Manual de métodos de análise do solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. *In*: DORAN, J. W. *et al.* (ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society American, 1994. p. 3-21.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. *In*: DORAN, J. W. **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of American, 1996. p. 25-37.
- DUNGAIT, J. A. J. *et al.* Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, n. 6, p. 1781-1796, 2012.
- EDWARDS, C. A.; FLETCHER, K. E. A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. *In*: PHILLIPSON, J. (ed.). **Methods of study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow**. Oxford: Blackwell Scientific, 1971. p. 150-180.

EGGELSTON, S. *et al.* (ed.). **2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Geneva: IPCC, 2006.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 4, p. 529-538, 1995.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.

EPRON, D. *et al.* Impacts of organic residue management on the soil C dynamics in a tropical eucalypt plantation on a nutrient-poor sandy soil after three rotations. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 85, p. 183-189, 2015.

EPRON, D. *et al.* Soil carbon balance in a clonal *Eucalyptus* plantation in Congo: effects of logging on carbon inputs and soil CO<sub>2</sub> efflux. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, p. 1021-1031, 2006.

FAO. **Global forest resources assessment 2015: how are the world's forests changing?** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015.

FEST, B. *et al.* Changes in soil moisture drive soil methane uptake along a fire regeneration chronosequence in a eucalypt forest landscape. **Global Change Biology**, Oxford, v. 21, p. 4250-4264, 2015b.

FEST, B. J. *et al.* Repeated fuel reduction burns have little long-term impact on soil greenhouse gas exchange in a dry sclerophyll eucalypt forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 201, p. 17-25, 2015a.

FEST, B. J. *et al.* Soil methane oxidation in both dry and wet temperate eucalypt forests shows a near-identical relationship with soil air-filled porosity. **Biogeosciences**, Katlenburg-Lindau, v. 14, p. 467-479, 2017.

FIALHO, R. C. *et al.* Short-term carbon emissions: effect of various tree harvesting, transport and tillage methods under a eucalyptus plantation. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 29, n. 11, p. 3995-4004, 2018.

FIALHO, R. C. **Gases de efeito estufa, dinâmica de raízes finas e de carbono em solos de florestas plantadas de eucalipto**. 2016. 82 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2016.

FOWLER, D. *et al.* Atmospheric composition change: ecosystems–atmosphere interactions. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 43, p. 5193-5267, 2009.

FRANCHINI, J. *et al.* Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 92, p. 18-29, 2007.

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, MG, v. 26, p. 193-207, 2002.

GAMA-RODRIGUES, E. F. *et al.* Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, p. 893-901, 2005.

GARCIA, J.-L.; PATEL, B. K.; OLLIVIER, B. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic archaea. **Anaerobe**, [Luxemburg], v. 6, p. 205-226, 2000.

GATTO, A. *et al.* Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 1069-1079, 2010.

GHOLZ, H. L. *et al.* Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. **Global Change Biology**, Oxford, v. 6, p. 751-765, 2000.

GHOSH, A. *et al.* Long-term fertilization effects on soil organic carbon sequestration in an Inceptisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 177, p. 134-144, 2018.

GHOSH, B. N. *et al.* Impact of conservation practices on soil aggregation and the carbon management index after seven years of maize–wheat cropping system in the Indian Himalayas. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 216, p. 247-257, 2016.

GIMENES-RIEFF, G. *et al.* Collembolans and mites communities as a tool for assessing soil quality: effect of eucalyptus plantations on soil mesofauna biodiversity. **Current Science**, Columbus, v. 110, p. 713–719, 2016.

GODOI, S. G. *et al.* The conversion of grassland to acacia forest as an effective option for net reduction in greenhouse gas emissions. **Journal Environmental Management**, London, v. 169, p. 91-102, 2016.

GOLCHIN, A. *et al.* Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state <sup>13</sup>C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 32, p. 285-309, 1994.

GONÇALVES, J. L. D. *et al.* 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, 2013.

GONÇALVES, J. L. M. *et al.* Manejo de resíduos vegetais e preparo de solo. *In*: GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. (ed.). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. p. 131-204.

GONZAGA, L. C. *et al.* Crop residue removal and nitrification inhibitor application as strategies to mitigate N<sub>2</sub>O emissions in sugarcane fields. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 119, p. 206-216, 2018.

GORDON, W. S.; JACKSON, R. B. Nutrient concentrations in fine roots. **Ecology**, Washington, DC, v. 81, p. 275-280, 2000.

GREGORICH, E. G.; ELLERT, B. H.; MONREAL, C. M. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural <sup>13</sup>C abundance. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 2, p. 161-167, 1995.

GUARDIA, G. *et al.* Effect of tillage and crop (cereal versus legume) on greenhouse gas emissions and Global Warming Potential in a non-irrigated Mediterranean field. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 221, p. 187–197, 2016.

GUIMARAES, C. C. *et al.* Biomassa e nutrientes em povoamento de *Eucalyptus dunnii* Maiden no Pampa Gaúcho. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 39, n. 5, p. 873-882, 2015.

GURA, I.; MNKENI, P. N. S. Crop rotation and residue management effects under no till on the soil quality of a Haplic Cambisol in Alice, Eastern Cape, South Africa. **Geoderma**, Amsterdam, v. 337, p. 927-934, 2019.

GUSTAVSSON, L. *et al.* Climate effects of bioenergy from forest residues in comparison to fossil energy. **Applied Energy**, Barking, v. 138, n. 1, p. 36-50, 2015.

GUZMAN, J.; AL-KAISI, M.; PARKIN, T. Greenhouse gas emissions dynamics as influenced by corn residue removal in continuous corn system. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 79, n. 2, p. 612, 2015.

HALVORSON, A. D.; WIENHOLD, B. J.; BLACK, A. L. Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, n. 3, p. 906-912, 2002.

HARRISON, R.; WEBB, J. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 73, p. 65-108, 2001.

HARTER, J. *et al.* Linking N<sub>2</sub>O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community. **The ISME Journal**, London, v. 8, n. 3, p. 660-674, 2013.

HERNÁNDEZ, J. *et al.* Eucalyptus and Pinus stand density effects on soil carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 368, p. 28-38, 2016b.

HERNÁNDEZ, J. *et al.* Management of forest harvest residues affects soil nutrient availability during reforestation of *Eucalyptus grandis*. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 105, p. 141–155, 2016a.

HIRAISHI, T. *et al.* (ed.). **2013 Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto Protocol**. Geneva: IPCC, 2014b.

HOFFMANN, R. B. *et al.* Diversidade da mesofauna edáfica como bioindicadora para o manejo do solo em Areia, Paraíba, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 3, p. 122-125, 2009.

HORWATH, W. R. *et al.* Defining a realistic control for the chloroform fumigation-incubation method using microscopic counting and <sup>14</sup>C-substrates. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 76, p. 459-46, 1996.

HU, X. K. *et al.* Greenhouse gas emissions from a wheat–maize double cropping system with different nitrogen fertilization regimes. **Environmental Pollution**, London, v. 176, p. 198-207, 2013.

HUANG, S. *et al.* Autotrophic and heterotrophic soil respiration responds asymmetrically to drought in a subtropical forest in the Southeast China. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 123, p. 242-249, 2018.

HUANG, Z. *et al.* Harvest residue management effects on tree growth and ecosystem carbon in a chinese fir plantation in subtropical China. **Plant and Soil**, The Hague, v. 364, p. 303-314, 2013.

HUNGRIA, M. *et al.* Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 42, n. 3, p. 288-296, 2009.

HÜTSCH, B. W. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production – invited paper. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v.14, n. 4, p. 237-260, 2001.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBA. **Anuário estatístico, ano base 2017**. São Paulo, 2017. Disponível em: [https://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2017.pdf](https://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf). Acesso em: 10 mar. 2018.

ISLAM, K.; WEIL, R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 79, p. 9-16, 2000.

JACINTHE, P. A.; LAL, R. Labile carbon and methane uptake as affected by tillage intensity in a Mollisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 80, n.1/2, p. 35-45, 2005.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-I. Fumigation with chloroform. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 8, p. 167-177, 1976.

JESUS, G. L. *et al.* Produtividade do eucalipto, atributos físicos do solo e frações da matéria orgânica influenciadas pela intensidade de tráfego e resíduos de colheita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 39, n. 4, p.1190-1203, 2015.

JOHNSON, J. M. F. *et al.* Corn stover harvest changes soil hydrology and soil aggregation. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 161, p. 106-115, 2016.

KAISER, E. A. *et al.* Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 30, n. 12, p. 1553-1563, 1998.

KARLEN, D. L. *et al.* Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (A guest editorial). **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 61, p. 4-10, 1997.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 42, n. 1, p. 1-13, 2010.

KÄTTERER, T. *et al.* Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, Amsterdam, v. 141, n. 1/2, p. 184-192, 2011.

KAUTZ, T.; LÓPEZ, C.; ELLMER, F. Abundance and biodiversity of soil microarthropods as influenced by different types of organic manure in a long-term field experiment in central Spain. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 33, n. 3, p. 278–285, 2006.

KESSAVALOU, A. *et al.* Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 5, p. 1094-1104, 1998.

KHALIL, M. I.; BAGGS, E. M. CH<sub>4</sub> oxidation and N<sub>2</sub>O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH<sub>4</sub> concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 37, p. 1785-1794, 2005.

KINDERMANN, G. *et al.* A global forest growing stock, biomass and carbon map based on FAO statistics. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 42, n. 3, p. 387-396, 2008.

KOLB, S. The quest for atmospheric methane oxidizers in forest soils: atmospheric methane-oxidizing methanotrophs in forest soils. **Environmental Microbiology Reports**, Hoboken, v. 1, p. 336-346, 2009.

KRAMER, M. G.; CHADWICK, O. A. Climate-driven thresholds in reactive mineral retention of soil carbon at the global scale. **Nature Climate Change**, London, v. 8, p.1104-1108, 2018.

KUMAR, N.; NATH, C. P. Impact of zero-till residue management and crop diversification with legumes on soil aggregation and carbon sequestration. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 189, p. 158-167, 2019.

KUMARASWAMY, S. *et al.* Harvest residue effects on soil organic matter, nutrients and microbial biomass in eucalypt plantations in Kerala, India. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 328, p. 140-149, 2014.

LACLAU, J.-P. *et al.* Biogeochemical cycles of nutrients in tropical *Eucalyptus* plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1771-1785, 2010.

LAJTHA, K. *et al.* Litter and root manipulations provide insights into soil organic matter dynamics and stability. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 78, p. 261-269, 2014.

LAJTHA, K. *et al.* The detrital input and removal treatment (DIRT) network: Insights into soil carbon stabilization. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 640/641, p.1112-1120, 2018.

LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 220, p. 242-258, 2005.

LAL, R.; PIERCE, F. J. The vanishing resource. *In*: LAL, R.; PIERCE, F. J. (ed.). **Soil management for sustainability**. Ankeny: Soil Water Conservation Society, 1991. p. 1-5.

LANGEROODI, A. R. S.; OSIPITAN, O. A.; RADICETTI, E. Benefits of sustainable management practices on mitigating greenhouse gas emissions in soybean crop (*Glycine max*). **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 660, p. 1593-1601, 2019.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 37, p. 25-50, 2001.

LEITE, F. P. *et al.* Alterations of soil chemical properties by eucalyptus cultivation in five regions in the Rio Doce Valley. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 821-831, 2010.

LEITE, H. G. *et al.* Descrição e emprego de um modelo para estimar múltiplos volumes de árvores. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 19, n. 1, p. 75-79, 1995.  
LEITNER, S. *et al.* Contribution of litter layer to soil greenhouse gas emissions in a temperate beech forest. **Plant and Soil**, The Hague, v. 403, p. 455-469, 2016.

- LEVINE, U. Y. *et al.* Agriculture's impact on microbial diversity and associated fluxes of carbon dioxide and methane. **The ISME Journal**, London, v. 5, p. 1683–1691, 2011.
- LI, S. *et al.* Does straw return strategy influence soil carbon sequestration and labile fractions? **Agronomy Journal**, Madison, v. 111, n. 2, p. 897-906, 2019.
- LI, X. *et al.* Evidence for denitrification as main source of N<sub>2</sub>O emission from residue-amended soil. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v. 92, p. 153-160, 2016.
- LIEBIG, M. A. *et al.* Grazing management contributions to net global warming potential: a long-term evaluation in the northern great plains. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 39, n. 3, p. 799-809, 2010.
- LIMA, A. C. R. *et al.* Farmers' assessment of soil quality in rice production systems. **NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences**, Wageningen, v. 58, p. 31-38, 2011.
- LIMA, A. M. N. *et al.* Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 235, p. 219-231, 2006.
- LISBOA, I. P. *et al.* Applying Soil Management Assessment Framework (SMAF) on short-term sugarcane straw removal in Brazil. **Industrial Crops and Products**, London, v. 129, p. 175–184, 2019.
- LIU, J. *et al.* Annual methane uptake from different land uses in an agro-pastoral ecotone of northern China. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 236, p. 67-77, 2017b.
- LIU, J. *et al.* Development of a soil quality index for *Camellia oleifera* forestland yield under three different parent materials in Southern China. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 176, p. 45-50, 2018.
- LIU, J. *et al.* Soil quality assessment of different *Camellia oleifera* stands in mid-subtropical China. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 113, p. 29-35, 2017a.
- LIU, Z. *et al.* A simple evaluation of soil quality of waterlogged purple paddy soils with different productivities. **PLoS ONE**, San Francisco, v.10, n. 5, [art.] e0127690, 2015.
- LIVESLEY, S. J. *et al.* Soil-atmosphere exchange of greenhouse gases in a *Eucalyptus marginata* woodland, a clover-grass pasture, and *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations. **Global Change Biology**, Oxford, v. 15, n. 2, p. 425-440, 2009.
- LONDERO, E. K. *et al.* Calibração do modelo 3-PG para *Eucalyptus saligna* Smith na região de Guaíba-RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 2, p. 293-305, 2015.

MACHADO, C. C.; SILVA, E. N.; PEREIRA, R. S. O setor florestal brasileiro e a colheita florestal. *In*: MACHADO, C. C. (org.). **Colheita florestal**. 2. ed. Viçosa, MG: UFV, 2008, p. 15-42.

MACHADO, J. S. *et al.* Morphological diversity of springtails (Hexapoda: Collembola) as soil quality bioindicators in land use systems. **Biota Neotropica**, Campinas, v.19, n. 1, [art.] e20180618, 2019.

MAILLARD, F. *et al.* Microbial enzymatic activities and Community-Level Physiological Profiles (CLPP) in subsoil layers are altered by harvest residue management practices in a tropical *Eucalyptus grandis* plantation. **Microbial Ecology**, New York, v. 78, n. 2, p. 528-533, 2018.

MALINOVSKI, J. R.; CAMARGO, C. M. S.; MALINOVSKI, R. A. Sistemas. *In*: MACHADO, C.C. (org.). **Colheita florestal**. Viçosa: UFV 2002. p. 145-167, 2002.

MARCOLIN, C. D.; KLEIN, V. A. Determinação da densidade relativa do solo por uma função de pedotransferência para a densidade do solo máxima. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 33, p. 349–354, 2011.

MARIS, S. C. *et al.* Effect of stover management and nitrogen fertilization on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from irrigated maize in a high nitrate mediterranean. **Water, Air, Soil & Pollution**, Dordrecht, v. 229, n. 11, [p. 1-17], 2017.

MARTINS, C. S. C. *et al.* Water availability and abundance of microbial groups are key determinants of greenhouse gas fluxes in a dryland forest ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 86, p. 5-16, 2015.

MARTINS, J. G. **Matéria orgânica em solo arenoso subtropical com diferentes manejos dos resíduos de colheita do eucalipto**. 2018. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2018.

MASTO, R. E. *et al.* Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 136, p. 419-435, 2007.

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

MCDONOUGH, C.; VADAKATTU, G. Success with sandy soils. **Farmtalk**, [Australian], n. 37, [p. 1-2], July 2010.

MEI, N. *et al.* Using a modified soil quality index to evaluate densely tilled soils with different yields in Northeast China. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlin, v. 26, n. 14, p. 13867-13877, 2019.

MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Washington, DC, v. 63, p. 621-626, 1982.

- MENDHAM, D. S. *et al.* *Eucalyptus globulus* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 34, p. 1903-1912, 2002.
- MENDHAM, D. S. *et al.* 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, 2003.
- MENDHAM, D.S. *et al.* Repeated harvest residue removal reduces *E. globulus* productivity in the 3<sup>rd</sup> rotation in south-western Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 329, p. 279-286, 2014.
- MENEGALE, M. L. C. *et al.* Effect of timber harvest intensities and fertilizer application on stocks of soil C, N, P, and S. **Forests**, Basel, v. 7, p. 319-333, 2016.
- MILLAR, N.; BAGGS, E. M. Relationships between N<sub>2</sub>O emissions and watersoluble C and N contents of agroforestry residues after their addition to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 37, n. 3, p. 605-608, 2005.
- MONCADA, M. P. *et al.* Comparing aggregate stability tests for soil physical quality indicators. **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 26, n. 8, p. 843-852, 2013.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 729 p.
- MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. *In*: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D. S. (ed.). **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: John Wiley, 1989. p. 175-187.
- MOSIER, A. R. *et al.* Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 72, p. 67-76, 2005.
- MOSIER, A. R. *et al.* Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 35, n. 4, p. 1584-1598, 2006.
- MOSIER, A. R. Soil processes and global change. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 27, p. 221-229, 1998.
- MUHAMMAD, W. *et al.* Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a Vertisol. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 47, n. 1, p. 15-23, 2011.
- MUKHERJEE, A.; LAL, R. Comparison of soil quality index using three methods. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 9, n. 8, [art.] e105981, 2014.

- MUSHINSKI, R. M. *et al.* Bacterial metataxonomic profile and putative functional behavior associated with C and N cycle processes remain altered for decades after forest harvest. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 119, p. 184–193, 2018.
- NAMBIAR, E. K. S.; HARWOOD, C. E. Productivity of acacia and eucalypt plantations in Southeast Asia. 1. Bio-physical determinants of production: opportunities and challenges. **International Forestry Review**, Oxford, v. 16, p. 225-248, 2014.
- NIEMINEN, M. *et al.* Whole-tree, stem-only, and stump harvesting impacts on site nutrient capital of a Norway spruce-dominated peatland forest. **European Journal of Forest Research**, Heidelberg, v. 135, n. 3, p. 531-538, 2016.
- NOGUEIRA, M. A. *et al.* Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 115, p. 237-247, 2006.
- NORTCLIFF, S. Standardisation of soil quality attributes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, n. 2, p. 161-168, 2002.
- NOVRIYANTI, E. *et al.* Photosynthetic nitrogen and water use efficiency of acacia and eucalypt seedlings as afforestation species. **Photosynthetica**, Praha, v. 50, p. 273-281, 2012.
- OENEMA, O. *et al.* Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 13, p. 288-295, 1997.
- OLIVEIRA FILHO, J. S.; PEREIRA, M. G.; AQUINO, B. S. Organic matter labile fractions and carbon stocks in a typic quartzipsamment cultivated with sugarcane harvested without burning. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 30, n. 1, p. 24-31, 2017.
- OLIVEIRA, A. R. **Efeito do *Baculovirus anticarsia* sobre Oribatida edáficos (Arachnida: Acari) na cultura da soja**. 1999. 69 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- OLIVEIRA, F. C. C. *et al.* Contribution of eucalyptus harvest residues and nitrogen fertilization to carbon stabilization in ultisols of southern Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v.42, [art.] e0160340, 2018.
- PACHAURI, R. K.; MEYER, L. (ed.). **Climate change 2014: synthesis report**. Geneva: IPCC, 2015. 167 p. Disponível em: [https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR\\_AR5\\_FINAL\\_full\\_wcover.pdf](https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf). Acesso em: 10 maio 2019.
- PAES, F. A. S. V. *et al.* Impacto do manejo dos resíduos da colheita, do preparo do solo e da adubação na produtividade de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 37, p. 1081-1090, 2013.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2nd ed. California: Academic Press, 1996.

PEICHL, M. *et al.* Carbon dioxide, methane, and nitrous oxide exchanges in an age-sequence of temperate pine forests. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 2198-2212, 2009.

PEREIRA, A. P. A. *et al.* Acacia changes microbial indicators and increases C and N in soil organic fractions in intercropped *Eucalyptus* plantations. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 9, [art.] 655, 2018.

PILEGAARD, K. *et al.* Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N<sub>2</sub>O). **Biogeosciences**, Katlenburg-Lindau, v. 3, n. 4, p. 651-661, 2006.

PINCELLI, A. L. P. S. *et al.* Quantificação dos resíduos da colheita em florestas de *Eucalyptus grandis* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 45, n. 115, p. 519-526, 2017.

PITOMBO, L. M. *et al.* Straw preservation reduced total N<sub>2</sub>O emissions from a sugarcane field. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 33, n. 4, p. 583-594, 2017.

POGGIANI, F.; STAPE, J. L.; GONÇALVES, J. L. M. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 33-44, 1998.

PRADO, R. B. *et al.* Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 51, n. 9, p. 1021-1038, 2016.

PRAJAPATI, P.; JACINTHE, P. A. Methane oxidation kinetics and diffusivity in soils under conventional tillage and long-term no-till. **Geoderma**, Amsterdam, v. 230-231, p. 161-170, 2014.

PRATHER, M. *et al.* Annex II: climate system scenario tables. *In*: STOKER, T. *et al.* (ed.). **Climate change 2013: the physical science basis: working group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, [2014a]. p. 1395-1445.

PULIDO, M. *et al.* Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura (SW Spain). **Ecological Indicators**, New York, v. 74, p. 49-61, 2017.

PUTTASO, A. *et al.* Does organic residue quality influence carbon retention in a tropical sandy soil? **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 77, p. 1001-1011, 2013.

RAIESI, F.; KABIRI, V. Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. **Ecological Indicators**, New York, v. 71, p. 198–207, 2016.

RAMOS, M. R. *et al.* Soil, water and nutrient loss under conventional and organic vegetable production managed in small farms versus forest system. **Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics**, Kassel, v. 115, n. 1, p. 131–40, 2014.

RASSE, D. P.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M. F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. **Plant and Soil**, The Hague, v. 269, p. 341-356, 2005.

REAY, D. S. *et al.* Global agriculture and nitrous oxide emissions. **Nature Climate Change**, London, v. 2, p. 410-416, 2012.

REICHERT, J. M. *et al.* Land use effects on subtropical, sandy soil under sandzation/desertification processes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 233, p. 370-380, 2016.

REICHERT, J. M. *et al.* Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 102, n. 2, p. 242-254, 2009.

REINA, L. *et al.* Production of second generation ethanol using Eucalyptus dunnii bark residues and ionic liquid pretreatment. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 93, p. 116–121, 2016.

REIS JÚNIOR, F. B.; MENDES, I. C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007. 40 p.

REYNOLDS, W. D. *et al.* Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 96, n. 1/2, p. 316–330, 2007.

REYNOLDS, W. D. *et al.* Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, Amsterdam, v. 152, n. 3/4, p. 252-263, 2009.

REZENDE, G. D. S. P.; DE RESENDE, M. D. V.; ASSIS, T. F. Eucalyptus breeding for clonal forestry. *In*: FENNING, T. (ed.). **Challenges and opportunities for the world's forests in the 21st century**. Dordrecht: Springer, 2014. (FOSC, 81). p. 393-424.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V. V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG/ UFV, 1999. 359 p.

RIBEIRO, S. C. *et al.* Aboveground and belowground biomass and carbon estimates for clonal eucalyptus trees in southeast brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 39, p. 353-363, 2015.

- RINOT, O. *et al.* Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 648, p. 1484-1491, 2019.
- ROBERTSON, G. P.; GRACE, P. R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, p. 51-63, 2004.
- ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, Washington, DC, v. 289, p. 1922-1925, 2000.
- ROCHA, J. H. T. *et al.* Decomposition rates of forest residues and soil fertility after clear-cutting of *Eucalyptus grandis* stands in response to site management and fertilizer application. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 32, n. 3, p. 289-302, 2016a.
- ROCHA, J. H. T. *et al.* Forest residue maintenance increased the wood productivity of a Eucalyptus plantation over two short rotations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 379, p. 1-10, 2016b.
- ROCHA, J. H. T. *et al.* Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 430, p. 188–195, 2018.
- ROCHA, J.T.R. **Reflexos do manejo de resíduos florestais na produtividade, nutrição e fertilidade do solo em plantações de *Eucalyptus grandis***. 2014. 123 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2014.
- ROCHETTE, P. *et al.* Estimation of N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, n. 5, p. 641-654, 2008.
- ROPER, M. M.; OPHEL-KELLER, K. M. Soil microflora as bioindicators of soil health. *In*: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. **Biological indicators of soil health**. Oxford: CAB International, 1997. p. 157-177.
- ROSA, M. G. *et al.* Soil macrofauna and physical and chemical properties under soil management systems in the Santa Catarina Highlands, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, p. 1544-1553, 2015.
- ROUSSEAU, L. *et al.* Forest floor mesofauna communities respond to a gradient of biomass removal and soil disturbance in a boreal jack pine (*Pinus banksiana*) stand of northeastern Ontario (Canada). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 407, p. 155–165, 2018.
- ROVEDDER, A. P. M. *et al.* Organismos edáficos como bioindicadores da recuperação de solos degradados por arenização no Bioma Pampa. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, p.1061-1068, 2009.

SÁ, J. C. M. *et al.* Soil carbon fractions and biological activity based indices can be used to study the impact of land management and ecological successions. **Ecological Indicators**, New York, v. 84, p. 96-105, 2018.

SAGGAR, S. *et al.* Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. **Plant and Soil**, The Hague, v. 309, p. 25-42, 2008.

SAINJU, U. M. *et al.* Net global warming potential and greenhouse gas intensity influenced by irrigation, tillage, crop rotation, and nitrogen fertilization. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 43, p. 777-788, 2014.

SANCHEZ, G.; PINO, A.; HERNÁNDEZ, J. Decomposition of *Eucalyptus* sp. and *Pinus taeda* harvest residues under controlled temperature and moisture conditions. **Open Journal of Forestry**, Irvine, v. 8, p. 87-104, 2018.

SÁNCHEZ-NAVARRO, A. *et al.* Establishing an index and identification of limiting parameters for characterizing soil quality in Mediterranean ecosystems. **Catena**, Cremlingen, v. 131, p. 35-45, 2015.

SANKARAN, K. V. *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, 2008. p. 23-38.

SANTANA, R. C. *et al.* Alocação de nutrientes em plantios de eucalipto no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 2723-2733, 2008.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p.  
SCHÖNBACH, P. *et al.* Grazing effects on the greenhouse gas balance of a temperate steppe ecosystem. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 93, n. 3, p. 357-371, 2012.

SHARMA, K. L. *et al.* Effect of predominant integrated nutrient management practices on soil quality indicators and soil quality indices under post monsoon (Rabi) sorghum (*Sorghum Bicolor*) in rainfed black soils (Vertisols) of western India. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Basingstoke, v. 49, v. 13, p. 1629-1637, 2018.

SILVA, A. R.; DIAS JÚNIOR, M. S.; LEITE, F. P. Camada de resíduos florestais e pressão de preconsoidação de dois Latossolos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, p. 89-93, 2007.

SILVA, E. F. **Frações da matéria orgânica e decomposição de resíduos da colheita do eucalipto em solos de tabuleiros costeiros da Bahia**. 2008. 110 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

SILVA, I. R. *et al.* Responses of eucalypt species to aluminum: the possible involvement of low molecular weight organic acids in the Al tolerance mechanism. **Tree Physiology**, Victoria, v. 24, p. 1267-1277, 2004.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. *In*: NOVAIS, R. F. *et al.* **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J.; RESCK, D. V. S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca cartiônica em solos da região de cerrados do Oeste Baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 18, p. 541-547, 1995.

SILVA, P. H. M. *et al.* 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, 2013.

SIONE, S. M. J. *et al.* Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index. **Catena**, Cremlingen, v. 150, p. 79-86, 2017.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, n. 5, p. 1350-1358, 1999.

SKJEMSTAD, J. O.; SWIFT, R. S.; MCGOWAN, J. A. Comparison of the particulate organic carbon and permanganate oxidation methods forestimating labile soil organic carbon. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 44, p. 255-263, 2006.

SMITH, P. *et al.* (ed.). **Climate change 2014: mitigation of climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 811–922. Contribution of working group III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.

SOFI, J. A. *et al.* Soil quality index as affected by different cropping systems in northwestern Himalayas. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 188, n. 3, [art.] 161, 2016.

SOUZA, I. F. *et al.* Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 374, p. 186-194, 2016.

STOTZKY, G. Microbial respiration. *In*: Black, C.A. (ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 1551-1572.

TANNER, E. V. J.; SHELDRAKE, M. W. A.; TURNER, B. L. Changes in soil carbon and nutrients following 6 years of litter removal and addition in a tropical semi-evergreen rain forest. **Biogeosciences**, Katlenburg-Lindau, v. 13, p. 6183-6190, 2016.

TANVEER, S. K. *et al.* Tillage, mulch and n fertilizer affect emissions of CO<sub>2</sub> under the rain fed condition. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 8, n. 9, [art.] e72140, 2013.

TATE, K. R. Soil methane oxidation and land-use change – from process to mitigation. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 80, p. 260-272, 2015.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Departamento de Solo, 1995. 174 p.

TESFAHUNEGN, G. B.; TAMENE, L.; VLEK, P. L. G. Evaluation of soil quality identified by local farmers in MaiNegus catchment northern Ethiopia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 163, p. 209–218, 2011.

TORMENA, C. A. *et al.* Visual soil structure effects of tillage and corn stover harvest in Iowa. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 80, n. 3, p. 720-726, 2016.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade do solo. *In*: ALVAREZ VENEGAS, V. H. *et al.* (ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p. 195-276.

TURMEL, M. S. *et al.* Crop residue management and soil health: a systems analysis. **Agricultural Systems**, Barking, v. 134, p. 6–16, 2015.

URRA, J. *et al.* Effects of corn stover management on soil quality. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 88, p. 57–64, 2018.

VAN DELDEN, L. *et al.* Effect of urbanization on soil methane and nitrous oxide fluxes in sub-tropical Australia. **Global Change Biology**, Oxford, v. 24, n. 12, p. 5695-5707, 2018.

VAN SOEST, P. J. Development of a comprehensive system of feed analysis and its application to forages. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 26, p. 119-128, 1967.

VAN SOEST, P. J. Use of detergents in the analysis of fibrous foods. II. A rapid method for the determination of fibre and lignin. **Journal of the Association of the Official Analytical Chemists**, Washington, DC, v. 46, p. 829-835, 1963.

VANE, C. H.; DRAGE, T. C.; SNAPE, C. E. Bark decay by the white-rot fungus *Lentinula edodes*: polysaccharide loss, lignin resistance and the unmasking of suberin. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Barking, v. 57, p. 14-23, 2006.

VASCONCELOS, A. L. S. *et al.* Greenhouse gas emission responses to sugarcane straw removal. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 113, p. 15-21, 2018.

VELOSO, M. G. *et al.* High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 268, p. 15-23, 2018.

VENTEREA, R. T. Nitrite-driven nitrous oxide production under aerobic soil conditions: kinetics and biochemical controls. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 8, p. 1798-1809, 2007.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 743-55, 2009.

VIEIRA, F. C. B. *et al.* Building up organic matter in a subtropical paleudult under legume cover-crop-based rotations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 73, n. 5, p. 1699-1706, 2009.

VIEIRA, F. C. B. *et al.* Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 96, n. 1, p. 195-204, 2007.

VINCENT, A. G.; TURNER, B. L.; TANNER, E. V. J. Soil organic phosphorus dynamics following perturbation of litter cycling in a tropical moist forest. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 61, p. 48-57, 2010.

VON LÜTZOW, M. *et al.* Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 57, p. 426-445, 2006.

WAN, X. *et al.* Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: a meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 408, p. 9-15, 2018.

WANG, W. *et al.* Effects of rice straw incorporation on active soil organic carbon pools in a subtropical paddy field. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 152, p. 8-16, 2015.

WANG, W. J. *et al.* Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 36, p. 2045-2058, 2004.

WANG, Y. *et al.* Effects of changed litter inputs on soil labile carbon and nitrogen pools in a eucalyptus-dominated forest of southeast Queensland, Australia. **Journal of Soils and Sediments**, Heidelberg, v. 19, n. 4, p. 1661-1671, 2019.

WANG, Y. *et al.* Soil organic carbon in deep profiles under Chinese continental monsoon climate and its relations with land uses. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 82, p. 361-367, 2015a.

WATSON, R. T. *et al.* (ed.). **Land use, land-use change, and forestry (LULUCF)**. Cambridge: Cambridge University Press, [2000].

WEGNER, B. R. *et al.* Response of soil surface greenhouse gas fluxes to crop residue removal and cover crops under a corn–soybean rotation. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 47, n. 5, p. 1146-1154, 2018.

WICHERT, M. C. P. *et al.* Site preparation, initial growth and soil erosion in *Eucalyptus grandis* plantations on steep terrain. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 46, n. 117, p. 17-30, 2018.

WITSCHORECK, R. **Recomendação de Fertilizantes para *Eucalyptus saligna* Sm. com base no balanço nutricional na região de Guaíba-RS.** 2014. 85 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

WU, J. *et al.* Effects of understory removal and tree girdling on soil microbial community composition and litter decomposition in two *Eucalyptus* plantations in South China. **Functional Ecology**, Oxford, v. 25, p. 921-931, 2011.

WU, J. *et al.* Soil net methane uptake rates in response to short-term litter input change in a coniferous forest ecosystem of central China. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 271, p. 307-315, 2019.

XU, C. *et al.* Developing pedotransfer functions to estimate the S-index for indicating soil quality. **Ecological Indicators**, New York, v. 83, p. 338–345, 2017.

XU, S.; LIU, L. L.; SAYER, E. J. Variability of above-ground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: a meta-analysis of litterfall-manipulation experiments. **Biogeosciences**, Katlenburg-Lindau, v. 10, p. 7423-7433, 2013.

YU, P. *et al.* Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 616/617, p. 564–571, 2018.

ZAGATTO, M. *et al.* Soil mesofauna in consolidated land use systems. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 76, p. 165-171, 2019a.

ZAGATTO, M. R. G. *et al.* Interactions between mesofauna, microbiological and chemical soil attributes in pure and intercropped *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 433, p. 240-247, 2019b.

ZANATTA, J. A. *et al.* Carbon indices to assess quality of management systems in a Subtropical Acrisol. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 76, n. 6, p. 501-508, 2019.

ZANATTA, J. A. *et al.* Nitrous oxide and methane fluxes in southern Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 1653-1665, 2010.

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: IAPAR, 1995. p. 65-72.

ZHANG, D. *et al.* Effects of afforestation with *Eucalyptus grandis* on soil physicochemical and microbiological properties. **Soil Research**, Collingwood, v. 50, p. 167-176, 2012.

ZHANG, J. *et al.* Understorey management and fertilization affected soil greenhouse gas emissions and labile organic carbon pools in a Chinese chestnut plantation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 337, p. 126-134, 2015.

ZHANG, W. W. *et al.* Responses of nitrous oxide emissions to nitrogen and phosphorus additions in two tropical plantations with N-fixing vs. non-N-fixing tree species. **Biogeosciences**, Katlenburg-Lindau, v. 11, n. 18, p. 4941-4951, 2014.

ZHOU, M. *et al.* Effects of afforestation on soil nitrous oxide emissions in a subtropical montane agricultural landscape: a 3-year field experiment. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 266/267, p. 221–230, 2019.

ZHU, L. *et al.* Short-term responses of soil organic carbon and carbon pool management index to different annual straw return rates in a rice–wheat cropping system. **Catena**, Cremlingen, v. 135, p. 283-289, 2015.

ZHU, X. *et al.* Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N<sub>2</sub>O and NO under low oxygen availability. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, DC, v. 110, p. 6328-6333, 2013.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for brazilian cerrado soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 127, n. 1/2, p. 168–173, 2005.

ZINN, Y. L.; RESCK, D. V. S.; SILVA, J. E. Soil organic carbon as affected by afforestation with eucalyptus and pinus in the cerrado region of Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 166, p. 285-94, 2002.

**Apêndice 1.** Indicadores físicos do solo em quatro camadas de profundidade sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

	<b>Prof. cm</b>	<b>Bloco</b>	<b>SDC %</b>	<b>Ds Mg m<sup>-3</sup></b>	<b>PT m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup></b>	<b>SSI %</b>
SRCS	0 a 2,5	1	48,4	0,98	0,60	26,7
SRCS	0 a 2,5	2	52,4	1,06	0,6	49,1
SRCS	0 a 2,5	3	53,4	1,08	0,56	55,6
SRCS	0 a 2,5	4	67,6	1,37	0,47	22,4
CR	0 a 2,5	1	42,6	0,86	0,62	62,5
CR	0 a 2,5	2	47,9	0,97	0,61	31,5
CR	0 a 2,5	3	49,6	1,00	0,59	82,3
CR	0 a 2,5	4	57,8	1,17	0,58	19,8
CRG	0 a 2,5	1	53,6	1,08	0,52	94,0
CRG	0 a 2,5	2	59,9	1,21	0,55	51,3
CRG	0 a 2,5	3	64,3	1,3	0,43	38,8
CRG	0 a 2,5	4	54,9	1,11	0,59	37,9
CRC	0 a 2,5	1	64,7	1,31	0,52	37,1
CRC	0 a 2,5	2	56,3	1,14	0,55	31,0
CRC	0 a 2,5	3	50,5	1,02	0,59	52,2
CRC	0 a 2,5	4	57,4	1,16	0,61	61,6
SRSS	0 a 2,5	1	68,1	1,38	0,48	19,8
SRSS	0 a 2,5	2	74,5	1,51	0,42	14,2
SRSS	0 a 2,5	3	68,2	1,38	0,45	30,6
SRSS	0 a 2,5	4	62,3	1,26	0,58	39,2
SRCS	2,5 a 5,0	1	68,6	1,39	0,58	12,9
SRCS	2,5 a 5,0	2	51,4	1,04	0,60	33,5
SRCS	2,5 a 5,0	3	67,1	1,36	0,46	23,0
SRCS	2,5 a 5,0	4	74,0	1,50	0,43	9,9
CR	2,5 a 5,0	1	47,4	0,96	0,66	28,7
CR	2,5 a 5,0	2	68,1	1,38	0,47	14,1
CR	2,5 a 5,0	3	66,2	1,34	0,46	43,4
CR	2,5 a 5,0	4	71,1	1,44	0,43	19,0
CRG	2,5 a 5,0	1	56,3	1,14	0,56	37,8
CRG	2,5 a 5,0	2	58,3	1,18	0,54	34,0
CRG	2,5 a 5,0	3	68,1	1,38	0,46	22,5
CRG	2,5 a 5,0	4	60,7	1,23	0,58	25,7
CRC	2,5 a 5,0	1	66,6	1,35	0,58	17,1
CRC	2,5 a 5,0	2	66,6	1,35	0,48	14,7
CRC	2,5 a 5,0	3	71,1	1,44	0,46	32,2
CRC	2,5 a 5,0	4	51,5	1,04	0,62	57,6
SRSS	2,5 a 5,0	1	55,8	1,13	0,61	25,1
SRSS	2,5 a 5,0	2	71,1	1,44	0,44	17,3
SRSS	2,5 a 5,0	3	72,5	1,47	0,44	11,6
SRSS	2,5 a 5,0	4	55,8	1,13	0,55	20,4
SRCS	5,0 a 10,0	1	72,0	1,46	0,52	10,9

Continua.....

Continuação.....

T	Prof. cm	Bloco	SDC %	Ds Mg m <sup>-3</sup>	PT m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	SSI %
SRCS	5,0 a 10,0	2	72,0	1,46	0,45	13,7
SRCS	5,0 a 10,0	3	70,6	1,43	0,43	15,9
SRCS	5,0 a 10,0	4	80,4	1,63	0,31	8,4
CR	5,0 a 10,0	1	63,2	1,28	0,49	17,2
CR	5,0 a 10,0	2	71,0	1,44	0,45	7,7
CR	5,0 a 10,0	3	65,2	1,32	0,49	28,6
CR	5,0 a 10,0	4	73,5	1,49	0,43	14,7
CRG	5,0 a 10,0	1	66,2	1,34	0,50	21,2
CRG	5,0 a 10,0	2	72,5	1,47	0,46	9,4
CRG	5,0 a 10,0	3	71,1	1,44	0,46	17,1
CRG	5,0 a 10,0	4	70,6	1,43	0,47	17,1
CRC	5,0 a 10,0	1	68,6	1,39	0,46	11,3
CRC	5,0 a 10,0	2	74,0	1,50	0,43	13,3
CRC	5,0 a 10,0	3	64,7	1,31	0,52	24,6
CRC	5,0 a 10,0	4	70,6	1,43	0,48	12,9
SRSS	5,0 a 10,0	1	74,5	1,51	0,47	10,6
SRSS	5,0 a 10,0	2	77,0	1,56	0,42	14,4
SRSS	5,0 a 10,0	3	76,5	1,55	0,43	11,9
SRSS	5,0 a 10,0	4	76,0	1,54	0,44	8,7
SRCS	10,0 a 20,0	1	74,5	1,51	0,5	8,4
SRCS	10,0 a 20,0	2	73,0	1,48	0,44	7,4
SRCS	10,0 a 20,0	3	72,0	1,46	0,42	13,5
SRCS	10,0 a 20,0	4	72,5	1,47	0,41	5,0
CR	10,0 a 20,0	1	72,0	1,46	0,49	9,9
CR	10,0 a 20,0	2	72,5	1,47	0,44	5,4
CR	10,0 a 20,0	3	76,5	1,55	0,4	19,7
CR	10,0 a 20,0	4	73,5	1,49	0,51	8,3
CRG	10,0 a 20,0	1	75,5	1,53	0,43	6,9
CRG	10,0 a 20,0	2	74,5	1,51	0,40	6,9
CRG	10,0 a 20,0	3	73,5	1,49	0,45	10,3
CRG	10,0 a 20,0	4	74,0	1,50	0,4	13,7
CRC	10,0 a 20,0	1	74,0	1,50	0,46	7,8
CRC	10,0 a 20,0	2	76,0	1,54	0,41	8,1
CRC	10,0 a 20,0	3	67,6	1,37	0,47	15,8
CRC	10,0 a 20,0	4	73,0	1,48	0,50	11,8
SRSS	10,0 a 20,0	1	76,0	1,54	0,42	7,8
SRSS	10,0 a 20,0	2	73,0	1,48	0,44	9,8
SRSS	10,0 a 20,0	3	76,0	1,54	0,41	11,8
SRSS	10,0 a 20,0	4	75,5	1,53	0,48	4,8

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio. SDS: grau de compactação do solo, Ds: densidade do solo, PT: porosidade total, SSI: índice de estabilidade estrutural.

**Apêndice 2.** Indicadores físicos do solo na camada de 0 a 20 cm sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

T	Bloco	SDC %	Ds Mg m <sup>-3</sup>	PT m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	SSI %
SRCS	1	69,87	1,42	0,53	11,87
SRCS	2	67,49	1,37	0,48	17,47
SRCS	3	68,74	1,39	0,45	20,58
SRCS	4	74,06	1,50	0,40	8,62
CR	1	63,06	1,28	0,53	20,68
CR	2	68,51	1,39	0,47	10,34
CR	3	69,03	1,40	0,45	32,73
CR	4	71,24	1,44	0,49	12,67
CRG	1	68,01	1,38	0,48	25,19
CRG	2	70,14	1,42	0,45	16,48
CRG	3	71,07	1,44	0,45	17,09
CRG	4	69,10	1,40	0,46	19,06
CRC	1	70,56	1,43	0,48	13,51
CRC	2	71,85	1,46	0,44	13,07
CRC	3	65,18	1,32	0,50	24,57
CRC	4	67,76	1,37	0,52	24,03
SRSS	1	72,10	1,46	0,46	12,15
SRSS	2	73,95	1,50	0,43	12,45
SRSS	3	74,70	1,51	0,42	14,17
SRSS	4	71,48	1,45	0,49	12,01

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio.

SDS: grau de compactação do solo, Ds: densidade do solo, PT: porosidade total, SSI: índice de estabilidade estrutural.

**Apêndice 3.** Indicadores químicos do solo em quatro profundidades sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

T	Prof. cm	B	pH H <sub>2</sub> O	P -----mg dm <sup>-3</sup> -----	K	H+Al	Ca	Mg	CTC -----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----
SRCS	0 a 2,5	1	5,1	12,0	19,0	1,7	2,6	0,5	4,8
SRCS	0 a 2,5	2	4,7	11,0	21,0	1,4	1,9	0,4	3,7
SRCS	0 a 2,5	3	5,2	7,8	32,0	1,2	4,6	1,0	6,8
SRCS	0 a 2,5	4	5,3	15,0	20,0	1,0	2,6	0,5	4,1
CR	0 a 2,5	1	4,6	26,0	27,0	3,1	3,6	0,4	7,1
CR	0 a 2,5	2	4,9	13,0	19,0	1,4	2,6	0,4	4,4
CR	0 a 2,5	3	5,1	14,0	28,0	1,7	4,5	0,6	6,8
CR	0 a 2,5	4	4,6	8,8	15,0	1,2	1,5	0,3	3,0
CRG	0 a 2,5	1	5,5	16,0	41,0	1,7	7,5	1,1	10,
CRG	0 a 2,5	2	5,3	18,0	34,0	1,4	6,0	1,2	8,6
CRG	0 a 2,5	3	4,5	3,6	14,0	1,7	1,4	0,3	3,4
CRG	0 a 2,5	4	4,6	25,0	15,0	2,0	3,3	0,3	5,6
CRC	0 a 2,5	1	4,7	23,0	17,0	2,2	2,2	0,4	4,8
CRC	0 a 2,5	2	4,8	8,8	21,0	1,4	2,3	0,6	4,3
CRC	0 a 2,5	3	4,8	9,5	28,0	1,7	3,8	0,6	6,1
CRC	0 a 2,5	4	4,8	13,8	21,0	1,6	5,0	0,7	7,3
SRSS	0 a 2,5	1	5,0	6,8	25,0	1,6	0,7	0,3	2,6
SRSS	0 a 2,5	2	4,4	7,4	26,0	1,4	0,6	0,2	2,2
SRSS	0 a 2,5	3	4,6	6,3	19,0	1,7	0,9	0,1	2,7
SRSS	0 a 2,5	4	4,8	9,8	25,0	1,6	1,5	0,4	3,5
SRCS	2,5 a 5,0	1	5,0	19,0	11,0	1,4	1,2	0,2	2,8
SRCS	2,5 a 5,0	2	4,2	4,5	14,0	2,0	0,7	0,1	2,8
SRCS	2,5 a 5,0	3	5,5	4,2	17,0	1,2	3,1	0,8	5,1
SRCS	2,5 a 5,0	4	4,7	12,0	12,0	1,2	0,7	0,2	2,1
CR	2,5 a 5,0	1	5,4	17,0	27,0	1,7	5,4	0,7	7,8
CR	2,5 a 5,0	2	4,6	18,0	12,0	1,2	1,2	0,4	2,8
CR	2,5 a 5,0	3	4,8	11,0	20,0	2,5	2,5	0,3	5,3
CR	2,5 a 5,0	4	4,5	4,0	11,0	1,2	0,9	0,2	2,3
CRG	2,5 a 5,0	1	5,4	6,5	23,0	1,7	4,5	0,6	6,8
CRG	2,5 a 5,0	2	5,2	19	18,0	1,2	3,2	0,7	5,1
CRG	2,5 a 5,0	3	4,3	1,8	10,0	1,6	0,9	0,2	2,7
CRG	2,5 a 5,0	4	4,4	14,0	13,0	1,6	2,3	0,2	4,1
CRC	2,5 a 5,0	1	4,4	8,1	11,0	1,7	0,8	0,2	2,7
CRC	2,5 a 5,0	2	4,6	3,5	11,0	1,1	0,7	0,3	2,1
CRC	2,5 a 5,0	3	4,5	4,9	16,0	2,0	1,6	0,2	3,8
CRC	2,5 a 5,0	4	5,1	5,5	14,0	1,6	4,9	0,8	7,3
SRSS	2,5 a 5,0	1	4,7	4,1	16,0	2,2	0,6	0,1	2,9
SRSS	2,5 a 5,0	2	4,3	12	17,0	1,6	0,4	0,1	2,1
SRSS	2,5 a 5,0	3	4,4	5,9	10,0	1,1	0,4	0,1	1,6
SRSS	2,5 a 5,0	4	4,7	3,6	8,0	1,0	0,6	0,2	1,9
SRCS	5,0 a 10,0	1	4,7	8,1	10,0	1,6	0,6	0,1	2,3
SRCS	5,0 a 10,0	2	4,1	5,4	9,0	1,6	0,2	0,1	1,9

Continua.....

Continuação.....

Trat.	Prof. cm	B	pH H <sub>2</sub> O	P mg dm <sup>-3</sup>	K	H+Al	Ca	Mg	CTC
						-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			
SRCS	5,0 a 10,0	3	5,4	2,3	10,0	1,1	1,7	0,4	3,2
SRCS	5,0 a 10,0	4	4,3	9,4	10,0	1,0	0,2	0,1	1,3
CR	5,0 a 10,0	1	4,4	7,4	14,0	2,2	1,1	0,2	3,5
CR	5,0 a 10,0	2	4,3	19,0	11,0	1,1	0,6	0,1	1,8
CR	5,0 a 10,0	3	4,3	11,0	16,0	2,2	1,2	0,2	3,6
CR	5,0 a 10,0	4	4,2	5,1	8,0	1,2	0,4	0,1	1,7
CRG	5,0 a 10,0	1	5	3,8	12,0	1,6	1,9	0,3	3,8
CRG	5,0 a 10,0	2	4,9	20	10,0	1,0	0,9	0,3	2,2
CRG	5,0 a 10,0	3	4,2	1,8	9,0	1,6	0,6	0,1	2,3
CRG	5,0 a 10,0	4	4,2	6,7	9,0	1,2	0,8	0,1	2,1
CRC	5,0 a 10,0	1	4,3	4,7	7,0	1,7	0,3	0,1	2,1
CRC	5,0 a 10,0	2	4,2	2,5	9,0	1,1	0,2	0,2	1,5
CRC	5,0 a 10,0	3	4,2	6,6	14,0	2,2	0,8	0,1	3,1
CRC	5,0 a 10,0	4	4,8	16,0	7,0	1,0	2,2	0,5	3,7
SRSS	5,0 a 10,0	1	4,5	2,0	7,0	1,7	0,2	0,1	2,0
SRSS	5,0 a 10,0	2	4,5	6,3	10,0	1,4	0,4	0,1	1,9
SRSS	5,0 a 10,0	3	4,2	7,2	9,0	1,2	0,1	0,1	1,4
SRSS	5,0 a 10,0	4	4,6	8,6	6,0	1,0	0,4	0,2	1,6
SRCS	10,0 a 20,0	1	4,7	5,2	9,0	1,4	0,6	0,1	2,1
SRCS	10,0 a 20,0	2	4,2	5,3	8,0	1,1	0,1	0,1	1,3
SRCS	10,0 a 20,0	3	5,2	2,0	10,0	1,0	1,2	0,3	2,5
SRCS	10,0 a 20,0	4	4,3	11,0	9,0	1,0	0,1	0,1	1,2
CR	10,0 a 20,0	1	4,2	3,8	10,0	1,7	0,4	0,1	2,2
CR	10,0 a 20,0	2	4,3	5,8	9,0	1,0	0,3	0,1	1,4
CR	10,0 a 20,0	3	4,3	6,2	13,0	1,6	0,6	0,1	2,3
CR	10,0 a 20,0	4	4,1	3,8	7,0	1,0	0,2	0,1	1,3
CRG	10,0 a 20,0	1	4,6	2,7	7,0	1,2	0,5	0,1	1,8
CRG	10,0 a 20,0	2	4,5	6,8	8,0	1,0	0,3	0,1	1,4
CRG	10,0 a 20,0	3	4,1	1,8	8,0	1,2	0,3	0,1	1,6
CRG	10,0 a 20,0	4	4,1	5,2	9,0	1,1	0,4	0,1	1,6
CRC	10,0 a 20,0	1	4,2	2,7	7,0	1,2	0,2	0,1	1,7
CRC	10,0 a 20,0	2	4,1	3,1	8,0	1,0	0,1	0,1	1,2
CRC	10,0 a 20,0	3	4,2	9,6	12,0	1,1	0,8	0,1	2,5
CRC	10,0 a 20,0	4	4,6	23,0	7,0	1,1	1,0	0,3	2,4
SRSS	10,0 a 20,0	1	4,5	2,8	7,0	1,4	0,1	0,1	1,6
SRSS	10,0 a 20,0	2	4,4	13,0	9,0	1,4	0,2	0,1	1,5
SRSS	10,0 a 20,0	3	4,3	7,9	8,0	1,4	0,1	0,1	1,6
SRSS	10,0 a 20,0	4	4,5	7,9	8,0	1,1	0,5	0,1	1,6

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio. pH: pH em água, P: fósforo, K: potássio, Ca: cálcio, Mg: magnésio, H+Al: acidez trocável, CTC: capacidade de troca de cátions.

**Apêndice 4.** Indicadores químicos do solo na camada de 0 a 20 cm sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

Trat.	Bloco	pH H <sub>2</sub> O	P ---mg dm <sup>-3</sup> ---	K	H+Al	Ca	Mg	CTC
		-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----						
SRCS	1	4,7	8,5	10,7	1,4	0,9	0,1	2,6
SRCS	2	4,2	5,9	10,6	1,3	0,4	0,1	2,00
SRCS	3	5,2	3,0	13,6	1,0	1,9	0,5	3,5
SRCS	4	4,4	11,2	11,0	1,0	0,5	0,2	1,7
CR	1	4,4	9,1	15,2	2,0	1,6	0,2	3,9
CR	2	4,4	11,5	11,1	1,1	0,7	0,2	2,1
CR	3	4,4	8,9	16,5	1,8	1,4	0,2	3,6
CR	4	4,2	4,7	8,7	1,1	0,5	0,1	1,7
CRG	1	4,9	5,1	14,5	1,4	2,2	0,3	4,0
CRG	2	4,7	13,0	13,0	1,0	1,5	0,4	3,00
CRG	3	4,2	2,0	9,2	1,4	0,5	0,1	2,2
CRG	4	4,2	9,1	10,2	1,3	1,1	0,1	2,5
CRC	1	4,3	6,4	8,7	1,5	0,5	0,2	2,3
CRC	2	4,2	3,7	10,2	1,0	0,4	0,2	1,8
CRC	3	4,3	8,2	15,0	1,5	1,2	0,2	3,3
CRC	4	4,7	17,9	9,6	1,2	2,2	0,4	4,00
SRSS	1	4,5	3,2	10,3	1,6	0,2	0,1	2,0
SRSS	2	4,4	10,5	12,3	1,4	0,3	0,1	1,8
SRSS	3	4,3	7,2	9,8	1,3	0,2	0,1	1,7
SRSS	4	4,5	7,7	9,6	1,1	0,6	0,2	1,9

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio.

pH: pH em água, P: fósforo, K: potássio, Ca: cálcio, Mg: magnésio, H+Al: acidez trocável, CTC: capacidade de troca de cátions

**Apêndice 5.** Indicadores biológicos do solo em quatro profundidades sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

Trat.	Prof. cm	Bloco	COP	COT	AM	CBM
			-----g Kg <sup>-1</sup> -----	-----g Kg <sup>-1</sup> -----	--mg Kg <sup>-1</sup> ---	--mg Kg <sup>-1</sup> ---
SRCS	0 a 2,5	1	6,12	6,2	81,8	250,8
SRCS	0 a 2,5	2	11,3	11,4	69,3	303,1
SRCS	0 a 2,5	3	12,9	12,9	75,5	324,5
SRCS	0 a 2,5	4	5,19	5,2	74,3	339,5
CR	0 a 2,5	1	14,5	14,6	185,2	385,7
CR	0 a 2,5	2	7,24	7,32	190,2	326,0
CR	0 a 2,5	3	19,0	19,1	164,0	396,7
CR	0 a 2,5	4	4,5	4,6	131,6	421,6
CRG	0 a 2,5	1	21,8	21,8	161,5	327,8
CRG	0 a 2,5	2	11,8	11,9	167,7	345,0
CRG	0 a 2,5	3	8,9	9,0	146,6	333,2
CRG	0 a 2,5	4	8,7	8,8	91,7	360,8
CRC	0 a 2,5	1	8,5	8,6	73,0	200,0
CRC	0 a 2,5	2	7,0	7,2	105,4	280,7
CRC	0 a 2,5	3	12,0	12,1	112,9	386,5
CRC	0 a 2,5	4	14,2	14,3	96,7	289,1
SRSS	0 a 2,5	1	4,5	4,6	51,9	235,1
SRSS	0 a 2,5	2	3,2	3,3	50,6	227,4
SRSS	0 a 2,5	3	7,0	7,1	30,7	255,8
SRSS	0 a 2,5	4	8,9	8,9	66,8	239,4
SRCS	2,5 a 5,0	1	2,9	2,9	63,1	134,2
SRCS	2,5 a 5,0	2	7,7	7,7	36,9	232,9
SRCS	2,5 a 5,0	3	5,50	5,3	58,1	295,6
SRCS	2,5 a 5,0	4	2,2	2,3	20,7	275,2
CR	2,5 a 5,0	1	6,6	6,6	155,3	283,0
CR	2,5 a 5,0	2	3,2	3,2	135,3	330,8
CR	2,5 a 5,0	3	10,0	10,0	150,3	353,5
CR	2,5 a 5,0	4	4,2	4,4	114,2	363,4
CRG	2,5 a 5,0	1	8,7	8,7	124,1	227,2
CRG	2,5 a 5,0	2	7,8	7,8	105,4	242,8
CRG	2,5 a 5,0	3	5,1	5,2	122,9	227,9
CRG	2,5 a 5,0	4	5,9	5,9	80,5	285,2
CRC	2,5 a 5,0	1	3,9	3,9	64,3	201,1
CRC	2,5 a 5,0	2	3,2	3,4	64,3	276,6
CRC	2,5 a 5,0	3	7,4	7,4	49,4	234,5
CRC	2,5 a 5,0	4	13,3	13,3	29,4	237,4
SRSS	2,5 a 5,0	1	5,7	5,8	55,6	206,0
SRSS	2,5 a 5,0	2	3,9	4,0	46,9	195,0
SRSS	2,5 a 5,0	3	2,6	2,7	8,3	233,8
SRSS	2,5 a 5,0	4	4,7	4,7	41,9	179,2
SRCS	5,0 a 10,0	1	2,5	2,5	19,5	128,4
SRCS	5,0 a 10,0	2	3,1	3,1	28,2	108,4

Continua.....

Continuação.....

Trat.	Prof. cm	Bloco	COP ----g Kg <sup>-1</sup> ----	COT	AM --mg Kg <sup>-1</sup> --	CBM
SRCS	5,0 a 10,0	3	3,6	3,7	31,9	133,5
SRCS	5,0 a 10,0	4	1,9	1,9	27,0	135,5
CR	5,0 a 10,0	1	3,9	4,0	127,9	203,5
CR	5,0 a 10,0	2	1,7	1,8	111,7	178,1
CR	5,0 a 10,0	3	6,6	6,6	130,4	197,8
CR	5,0 a 10,0	4	3,3	3,4	94,2	296,9
CRG	5,0 a 10,0	1	4,8	4,9	96,7	121,8
CRG	5,0 a 10,0	2	2,1	2,1	68,1	163,7
CRG	5,0 a 10,0	3	3,9	3,9	84,3	161,6
CRG	5,0 a 10,0	4	3,9	3,9	64,3	243,9
CRC	5,0 a 10,0	1	2,5	2,6	31,9	89,1
CRC	5,0 a 10,0	2	3,0	3,0	23,2	124,2
CRC	5,0 a 10,0	3	5,6	5,7	38,2	140,0
CRC	5,0 a 10,0	4	2,9	3,0	27,0	117,8
SRSS	5,0 a 10,0	1	2,6	2,6	19,5	55,1
SRSS	5,0 a 10,0	2	3,3	3,3	17,0	79,4
SRSS	5,0 a 10,0	3	2,7	2,7	10,8	105,7
SRSS	10,0 a 20,0	4	1,9	2,0	14,5	80,1
SRCS	10,0 a 20,0	1	1,9	1,9	24,5	110,5
SRCS	10,0 a 20,0	2	1,6	1,7	29,4	64,6
SRCS	10,0 a 20,0	3	3,1	3,1	35,7	285,3
SRCS	10,0 a 20,0	4	1,1	1,1	23,2	153,5
CR	10,0 a 20,0	1	2,2	2,3	91,8	126,7
CR	10,0 a 20,0	2	1,2	1,2	81,8	203,
CR	10,0 a 20,0	3	4,5	4,5	100,5	216,7
CR	10,0 a 20,0	4	1,8	1,9	46,9	182,3
CRG	10,0 a 20,0	1	1,5	1,5	79,3	125,1
CRG	10,0 a 20,0	2	1,5	1,6	50,7	134,7
CRG	10,0 a 20,0	3	2,3	2,4	75,6	120,7
CRG	10,0 a 20,0	4	3,1	3,1	68,1	126,8
CRC	10,0 a 20,0	1	1,7	1,8	28,2	104,1
CRC	10,0 a 20,0	2	1,8	1,8	20,7	196,7
CRC	10,0 a 20,0	3	3,62	3,6	18,2	349,0
CRC	10,0 a 20,0	4	2,6	2,7	31,9	216,6
SRSS	10,0 a 20,0	1	1,7	1,8	19,5	87,5
SRSS	10,0 a 20,0	2	2,2	2,2	23,2	244,9
SRSS	10,0 a 20,0	3	2,7	2,7	14,5	273,5
SRSS	10,0 a 20,0	4	1,0	1,1	17,0	201,9

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio. COP: carbono orgânico particulado, COT: carbono orgânico total AM: atividade microbiana e CBM: carbono da biomassa microbiana.

**Apêndice 6.** Mesofauna do solo em diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

Trat.	Prof. cm	Bloco	Ácaros -----indivíduos-----	Colembolos
SRCS	0 a 7,5	1	37,5	1,5
SRCS	0 a 7,5	2	44,5	2,5
SRCS	0 a 7,5	3	31,5	2,5
SRCS	0 a 7,5	4	34	4,5
CR	0 a 7,5	1	73	6
CR	0 a 7,5	2	63,5	8
CR	0 a 7,5	3	60,5	10
CR	0 a 7,5	4	54,5	10
CRG	0 a 7,5	1	64,5	4
CRG	0 a 7,5	2	50	8
CRG	0 a 7,5	3	75	7
CRG	0 a 7,5	4	35,5	13
CRC	0 a 7,5	1	42,5	4
CRC	0 a 7,5	2	30,5	5,5
CRC	0 a 7,5	3	43	3,5
CRC	0 a 7,5	4	17	1,5
SRSS	0 a 7,5	1	24,5	0,5
SRSS	0 a 7,5	2	28,5	3,5
SRSS	0 a 7,5	3	9	2
SRSS	0 a 7,5	4	13,5	1

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio.

**Apêndice 7.** Indicadores biológicos do solo na camada de 0 a 20 cm sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

Trat.	Bloco	Ácaros -----indivíduos-----	Colembolos	COP -----g Kg <sup>-1</sup> -----	COT	AM -----mg Kg <sup>-1</sup> -----	Bloco
SRCS	1	4,69	0,19	0,27	0,28	35,25	135,54
SRCS	2	5,56	0,31	0,40	0,41	35,10	126,48
SRCS	3	3,94	0,31	0,48	0,48	42,57	253,60
SRCS	4	4,25	0,56	0,20	0,20	30,27	187,49
CR	1	9,13	0,75	0,48	0,48	120,45	197,88
CR	2	7,94	1,00	0,24	0,24	109,54	228,39
CR	3	7,56	1,25	0,76	0,76	122,16	251,61
CR	4	6,81	1,25	0,29	0,29	77,77	263,56
CRG	1	8,06	0,50	0,58	0,58	99,58	162,41
CRG	2	6,25	1,00	0,38	0,38	76,52	181,79
CRG	3	9,38	0,88	0,39	0,40	92,57	170,93
CRG	4	4,44	1,63	0,44	0,44	71,69	205,19
CRC	1	5,31	0,50	0,31	0,31	39,30	124,54
CRC	2	3,81	0,69	0,30	0,30	37,43	199,10
CRC	3	5,38	0,44	0,57	0,57	38,99	287,15
CRC	4	2,13	0,19	0,55	0,56	38,52	203,59
SRSS	1	3,06	0,06	0,28	0,28	28,09	112,69
SRSS	2	3,56	0,44	0,28	0,29	28,09	195,12
SRSS	3	1,13	0,25	0,32	0,33	14,85	224,41
SRSS	4	1,69	0,13	0,28	0,28	25,75	173,35

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio.

ácaros, colêmbolos, COP: carbono orgânico particulado, COT: carbono orgânico total AM: atividade microbiana e CBM: carbono da biomassa microbiana.

**Apêndice 8.** Variáveis dendrométricas e produtividade florestal sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

Trat.	Bloco	DAP cm	H m	VT m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>
SRCS	1	16,20	20,78	226,98
SRCS	2	16,50	19,44	214,12
SRCS	3	16,84	20,42	221,47
SRCS	4	15,52	19,12	190,86
CR	1	16,81	21,06	235,27
CR	2	17,16	20,06	216,24
CR	3	16,52	20,53	220,18
CR	4	16,90	20,61	240,39
CRG	1	17,05	21,28	229,60
CRG	2	17,58	20,35	211,49
CRG	3	16,36	19,70	208,07
CRG	4	16,82	20,76	220,12
CRC	1	16,63	20,44	219,92
CRC	2	16,99	20,13	217,56
CRC	3	17,45	19,75	220,18
CRC	4	16,26	19,39	204,11
SRSS	1	15,71	19,07	178,23
SRSS	2	15,91	18,88	201,27
SRSS	3	17,14	20,32	225,80
SRSS	4	15,54	19,26	176,45

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio.

DAP: diâmetro a 1,3 metros de altura; H: altura total; VT: volume total de madeira.

**Apêndice 9.** Scores dos indicadores de qualidade do solo e índice de qualidade do solo para camada de 0 a 20 cm sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto

Trat.	Bloco	SDC	Ds	PT	SSI	pH	P	K	H+Al	Ca	Mg	CTC	Acaros	colembolos	COP	COT	AR	CBM	IQS
SRCS	1	0,90	0,90	1,00	0,57	1,08	0,93	0,70	1,34	0,58	0,68	0,67	0,51	0,25	0,57	0,57	0,29	0,68	0,71
SRCS	2	1,02	1,02	1,03	1,69	0,96	0,52	0,96	0,80	0,55	0,79	0,95	0,70	0,31	1,71	1,69	0,32	0,55	0,96
SRCS	3	1,00	1,00	0,98	0,63	1,18	0,34	0,83	1,74	1,35	2,24	0,99	0,52	0,25	0,63	0,63	0,35	1,01	0,94
SRCS	4	0,96	0,96	0,81	0,68	1,06	2,35	1,26	1,07	1,03	1,18	0,98	0,62	0,45	0,68	0,68	0,39	0,71	0,90
CR	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
CR	2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
CR	3	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
CR	4	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
CRG	1	1,08	0,93	0,90	1,22	1,10	0,56	0,95	1,40	1,39	1,42	1,04	0,88	0,67	1,22	1,22	0,83	0,82	1,07
CRG	2	1,02	0,98	0,97	1,59	1,08	1,13	1,17	1,02	1,97	2,07	1,44	0,79	1,00	1,61	1,59	0,70	0,80	1,27
CRG	3	1,03	0,97	0,99	0,52	0,94	0,23	0,56	1,33	0,40	0,65	0,60	1,24	0,70	0,52	0,52	0,76	0,68	0,74
CRG	4	0,97	1,03	0,95	1,50	1,00	1,92	1,17	0,85	2,20	1,00	1,46	0,65	1,30	1,52	1,50	0,92	0,78	1,24
CRC	1	1,12	0,89	0,91	0,65	0,97	0,70	0,57	1,32	0,34	0,63	0,60	0,58	0,67	0,65	0,65	0,33	0,63	0,72
CRC	2	1,05	0,95	0,94	1,26	0,97	0,32	0,92	1,01	0,61	1,21	0,87	0,48	0,69	1,27	1,26	0,34	0,87	0,92
CRC	3	0,94	1,06	1,09	0,75	0,97	0,92	0,91	1,20	0,86	0,82	0,92	0,71	0,35	0,75	0,75	0,32	1,14	0,85
SRSS	1	1,14	0,87	0,88	0,59	1,03	0,36	0,68	1,25	0,16	0,53	0,52	0,34	0,08	0,60	0,59	0,23	0,57	0,62
SRSS	2	1,08	0,93	0,93	1,20	1,00	0,91	1,11	0,77	0,42	0,64	0,86	0,45	0,44	1,21	1,20	0,26	0,85	0,85
SRSS	3	1,08	0,92	0,93	0,43	0,97	0,81	0,60	1,39	0,16	0,47	0,47	0,15	0,20	0,43	0,43	0,12	0,89	0,57
SRSS	4	1,00	1,00	1,01	0,95	1,08	1,63	1,10	0,98	1,23	1,27	1,08	0,25	0,10	0,96	0,95	0,33	0,66	0,92

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite; SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio.

pH: pH em água, P: fósforo, K: potássio, Ca: cálcio, Mg: magnésio, H+Al: acidez trocável, CTC: capacidade de troca de cátions, COP: carbono orgânico particulado, COT: carbono orgânico total, SDS: grau de compactação do solo, Ds: densidade do solo, PT: porosidade total, SSI: índice de estabilidade estrutural, ácaros, colêmbolos, AM: atividade microbiana, CBM: carbono da biomassa microbiana e IQS: índice de qualidade do solo.

**Apêndice 10.** Teor de carbono orgânico, densidade do solo e estoque de carbono sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

Trat.	Bloco	Prof. cm	Parede Trincheira: Linha			Parede Trincheira: Entrelinha			Estoque Mg ha <sup>-1</sup> Média
			Teor de C g Kg <sup>-1</sup>	Ds Mg m <sup>-3</sup>	Estoque C Mg ha <sup>-1</sup>	Teor C g Kg <sup>-1</sup>	Ds Mg m <sup>-3</sup>	Estoque C Mg ha <sup>-1</sup>	
SRCS	1	0 a 2,5	4,7	1,40	1,54	7,7	0,98	1,67	1,61
SRCS	1	2,5 a 5	2,5	1,48	0,86	3,5	1,39	0,83	0,85
SRCS	1	5 a 10	2,9	1,49	2,07	2,1	1,46	1,36	1,71
SRCS	1	10 a 20	2,0	1,54	3,00	2,0	1,51	2,84	2,92
SRCS	1	20 a 30	1,6	1,53	2,44	1,8	1,49	2,68	2,56
SRCS	1	30 a 50	1,4	1,56	4,29	1,4	1,63	4,55	4,42
SRCS	1	50 a 75	1,9	1,51	7,52	2,1	1,55	8,20	7,86
SRCS	1	75 a 100	1,5	1,56	5,42	1,9	1,56	7,37	6,39
CR	1	0 a 2,5	8,5	1,32	2,80	20,7	0,86	4,47	3,63
CR	1	2,5 a 5	3,5	1,38	1,20	9,8	0,96	2,36	1,78
CR	1	5 a 10	3,7	1,41	2,61	4,3	1,28	2,76	2,68
CR	1	10 a 20	1,9	1,54	2,97	2,7	1,46	3,92	3,45
CR	1	20 a 30	2,6	1,53	3,91	3,2	1,50	4,80	4,36
CR	1	30 a 50	1,2	1,50	3,75	0,9	1,60	2,95	3,35
CR	1	50 a 75	1,5	1,54	5,75	0,9	1,58	3,59	4,67
CR	1	75 a 100	2,4	1,46	8,86	1,3	1,57	5,29	7,07
CRG	1	0 a 2,5	13,0	1,12	4,28	30,8	1,08	6,64	5,46
CRG	1	2,5 a 5	4,5	1,21	1,54	13,1	1,14	3,14	2,34
CRG	1	5 a 10	3,7	1,39	2,65	6,1	1,34	3,89	3,27
CRG	1	10 a 20	1,4	1,60	2,17	1,8	1,53	2,59	2,38
CRG	1	20 a 30	1,0	1,55	1,60	1,4	1,61	2,08	1,84
CRG	1	30 a 50	0,8	1,57	2,43	0,8	1,57	2,69	2,56
CRG	1	50 a 75	1,1	1,56	4,09	1,0	1,55	3,78	3,94
CRG	1	75 a 100	1,2	1,54	4,36	1,2	1,55	4,86	4,61

Continua.....

Continuação.....

Trat.	Bloco	Prof. cm	Teor de C	Ds	Estoque C	Teor C	Ds	Estoque C	Estoque
			g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>
			Parede Trincheira: Linha			Parede Trincheira: Entrelinha			Média
CRC	1	0 a 2,5	11,8	1,13	3,89	5,4	1,31	1,17	2,53
CRC	1	2,5 a 5	4,4	1,31	1,50	3,6	1,35	0,86	1,18
CRC	1	5 a 10	2,5	1,52	1,73	2,8	1,39	1,80	1,77
CRC	1	10 a 20	1,9	1,57	2,94	1,7	1,50	2,51	2,72
CRC	1	20 a 30	1,3	1,59	1,98	1,7	1,52	2,47	2,23
CRC	1	30 a 50	0,6	1,55	1,92	0,7	1,52	2,31	2,11
CRC	1	50 a 75	0,7	1,57	2,62	0,9	1,55	3,70	3,16
CRC	1	75 a 100	1,2	1,59	4,36	1,3	1,54	5,10	4,73
SRSS	1	0 a 2,5	3,4	1,42	1,12	5,8	1,34	1,26	1,19
SRSS	1	2,5 a 5	2,8	1,42	0,98	8,8	1,13	2,11	1,55
SRSS	1	5 a 10	2,4	1,47	1,70	2,5	1,38	1,63	1,66
SRSS	1	10 a 20	2,1	1,58	3,28	1,5	1,54	2,14	2,71
SRSS	1	20 a 30	1,5	1,53	2,24	1,1	1,60	1,68	1,96
SRSS	1	30 a 50	1,3	1,61	3,75	0,8	1,57	2,63	3,19
SRSS	1	50 a 75	0,9	1,55	3,51	0,8	1,54	3,23	3,37
SRSS	1	75 a 100	0,9	1,56	3,48	0,9	1,53	3,51	3,49
SRCS	2	0 a 2,5	10,2	1,33	3,58	12,6	1,06	3,06	3,32
SRCS	2	2,5 a 5	5,0	1,33	1,86	10,5	1,04	3,62	2,74
SRCS	2	5 a 10	3,8	1,48	2,87	2,5	1,46	1,81	2,34
SRCS	2	10 a 20	1,6	1,53	2,31	1,9	1,48	2,74	2,52
SRCS	2	20 a 30	1,4	1,54	2,10	1,3	1,41	1,92	2,01
SRCS	2	30 a 50	0,9	1,52	2,88	1,3	1,60	3,92	3,40
SRCS	2	50 a 75	0,8	1,52	3,22	0,9	1,59	3,49	3,36
SRCS	2	75 a 100	1,0	1,43	3,81	0,9	1,55	3,48	3,65
CR	2	0 a 2,5	4,3	1,40	1,49	10,4	0,97	2,51	2,00
CR	2	2,5 a 5	2,2	1,48	0,80	4,4	1,38	1,50	1,15

Continua.....

Continuação.....

Trat.	Bloco	Prof. cm	Teor de C	Ds	Estoque C	Teor C	Ds	Estoque C	Estoque Mg ha <sup>-1</sup> Média
			g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	
			Parede Trincheira: Linha			Parede Trincheira: Entrelinha			
CR	2	5 a 10	1,9	1,51	1,43	1,7	1,44	1,22	1,33
CR	2	10 a 20	1,4	1,44	2,03	1,1	1,47	1,63	1,83
CR	2	20 a 30	1,4	1,49	2,15	1,4	1,43	1,96	2,05
CR	2	30 a 50	1,7	1,55	5,38	1,4	1,45	0,50	2,94
CR	2	50 a 75	1,4	1,59	5,45	1,0	1,61	4,06	4,75
CR	2	75 a 100	1,6	1,59	6,20	1,4	1,51	5,30	5,75
CRG	2	0 a 2,5	16,0	1,29	5,60	7,8	1,21	1,90	3,75
CRG	2	2,5 a 5	12,7	1,37	4,70	3,0	1,18	1,04	2,87
CRG	2	5 a 10	2,6	1,50	1,96	1,8	1,47	1,28	1,62
CRG	2	10 a 20	1,6	1,48	2,34	1,6	1,51	2,37	2,35
CRG	2	20 a 30	1,5	1,50	2,24	1,4	1,47	1,96	2,10
CRG	2	30 a 50	0,8	1,52	2,41	0,9	1,55	2,55	2,48
CRG	2	50 a 75	1,3	1,56	5,37	0,7	1,58	2,69	4,03
CRG	2	75 a 100	1,1	1,52	4,17	1,0	1,56	3,82	4,00
CRC	2	0 a 2,5	10,7	1,30	3,74	3,8	1,14	0,93	2,33
CRC	2	2,5 a 5	4,5	1,39	1,68	2,3	1,35	0,78	1,23
CRC	2	5 a 10	3,6	1,45	2,69	2,6	1,50	1,88	2,28
CRC	2	10 a 20	2,1	1,54	3,10	1,6	1,54	2,36	2,73
CRC	2	20 a 30	1,5	1,53	2,28	1,0	1,40	1,47	1,88
CRC	2	30 a 50	1,4	1,50	4,33	0,9	1,35	2,58	3,46
CRC	2	50 a 75	1,5	1,46	5,84	1,2	1,41	4,94	5,39
CRC	2	75 a 100	1,1	1,49	4,37	1,0	1,44	3,94	4,15
SRSS	2	0 a 2,5	3,1	1,38	1,07	3,5	1,51	0,84	0,95
SRSS	2	2,5 a 5	4,0	1,38	1,49	4,0	1,44	1,38	1,43
SRSS	2	5 a 10	4,1	1,52	3,06	2,6	1,56	1,88	2,47
SRSS	2	10 a 20	3,3	1,57	4,75	1,3	1,48	1,87	3,31
SRSS	2	20 a 30	2,9	1,54	4,25	1,3	1,47	1,80	3,03

Continua.....

Continuação.....

Trat.	Bloco	Prof. cm	Teor de C	Ds	Estoque C	Teor C	Ds	Estoque C	Estoque Mg ha <sup>-1</sup> Média
			g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	
			Parede Trincheira: Linha			Parede Trincheira: Entrelinha			
SRSS	2	30 a 50	1,5	1,52	4,64	1,0	1,47	2,87	3,76
SRSS	2	50 a 75	0,9	1,58	3,78	0,4	1,56	1,73	2,75
SRSS	2	75 a 100	1,0	1,57	3,77	0,3	1,56	1,17	2,47
SRCS	3	0 a 2,5	14,3	1,31	4,49	11,7	1,08	2,83	3,66
SRCS	3	2,5 a 5	4,8	1,372	1,67	5,9	1,36	1,98	1,83
SRCS	3	5 a 10	5,0	1,482	3,53	2,4	1,43	1,59	2,56
SRCS	3	10 a 20	3,4	1,481	4,43	2,9	1,46	4,54	4,49
SRCS	3	20 a 30	3,5	1,512	4,95	2,3	1,50	3,49	4,22
SRCS	3	30 a 50	3,3	1,56	9,90	1,4	1,49	4,32	7,11
SRCS	3	50 a 75	3,4	1,544	12,30	1,9	1,42	7,15	9,72
SRCS	3	75 a 100	1,0	1,568	3,70	1,3	1,58	4,92	4,31
CR	3	0 a 2,5	21,7	1,26	6,83	16,6	0,97	4,03	5,43
CR	3	2,5 a 5	12,2	1,402	4,28	8,0	1,34	2,67	3,47
CR	3	5 a 10	9,4	1,415	6,63	3,9	1,32	2,56	4,60
CR	3	10 a 20	6,6	1,32	8,67	2,6	1,55	4,03	6,35
CR	3	20 a 30	2,7	1,422	3,88	1,1	1,52	1,66	2,77
CR	3	30 a 50	0,8	1,524	2,59	0,7	1,52	0,28	1,43
CR	3	50 a 75	0,8	1,46	2,99	1,1	1,52	4,22	3,61
CR	3	75 a 100	1,6	1,436	5,64	1,0	1,50	3,79	4,71
CRG	3	0 a 2,5	10,8	1,229	3,39	7,3	1,30	1,77	2,58
CRG	3	2,5 a 5	6,8	1,427	2,40	3,6	1,38	1,21	1,81
CRG	3	5 a 10	5,0	1,373	3,53	2,9	1,44	1,93	2,73
CRG	3	10 a 20	2,9	1,428	3,84	1,9	1,49	2,93	3,38
CRG	3	20 a 30	1,7	1,408	2,46	1,9	1,51	2,85	2,66
CRG	3	30 a 50	1,3	1,514	4,02	0,0	1,49	0,00	2,01
CRG	3	50 a 75	1,5	1,532	5,47	1,0	1,62	3,92	4,69
CRG	3	75 a 100	1,4	1,537	4,95	1,3	1,55	4,73	4,84

Continua.....

Continuação.....

Trat.	Bloco	Prof. cm	Teor de C	Ds	Estoque C	Teor C	Ds	Estoque C	Estoque
			g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>
			Parede Trincheira: Linha			Parede Trincheira: Entrelinha			Média
CRC	3	0 a 2,5	14,2	1,233	4,46	10,1	1,02	2,46	3,46
CRC	3	2,5 a 5	7,4	1,309	2,61	7,5	1,44	2,51	2,56
CRC	3	5 a 10	6,4	1,421	4,53	5,0	1,31	3,31	3,92
CRC	3	10 a 20	3,6	1,497	4,75	3,7	1,37	5,75	5,25
CRC	3	20 a 30	2,6	1,583	3,77	2,0	1,42	2,97	3,37
CRC	3	30 a 50	2,8	1,526	8,47	1,3	1,48	4,01	6,24
CRC	3	50 a 75	1,4	1,554	5,18	0,9	1,50	3,38	4,28
CRC	3	75 a 100	1,4	1,575	5,13	1,4	1,55	5,40	5,27
SRSS	3	0 a 2,5	9,1	1,442	2,88	5,0	1,38	1,22	2,05
SRSS	3	2,5 a 5	1,8	1,497	0,65	3,6	1,47	1,19	0,92
SRSS	3	5 a 10	2,3	1,504	1,61	3,3	1,55	2,15	1,88
SRSS	3	10 a 20	3,0	1,509	3,89	2,5	1,54	3,94	3,91
SRSS	3	20 a 30	3,2	1,483	4,59	1,2	1,47	1,83	3,21
SRSS	3	30 a 50	1,2	1,562	3,63	1,2	1,45	3,80	3,71
SRSS	3	50 a 75	1,0	1,565	3,83	1,0	1,56	3,95	3,89
SRSS	3	75 a 100	1,6	1,603	5,67	1,5	1,56	5,44	5,56
SRCS	4	0 a 2,5	6,2	1,38	2,08	4,2	1,37	1,24	1,66
SRCS	4	2,5 a 5	1,9	1,37	0,65	2,7	1,50	0,98	0,82
SRCS	4	5 a 10	1,5	1,52	1,08	2,3	1,63	1,75	1,42
SRCS	4	10 a 20	1,2	1,48	1,74	1,1	1,47	1,66	1,70
SRCS	4	20 a 30	1,5	1,51	2,19	1,1	1,57	1,53	1,86
SRCS	4	30 a 50	1,3	1,66	4,11	0,8	1,55	2,49	3,30
SRCS	4	50 a 75	0,9	1,57	3,43	0,8	1,57	2,92	3,17
SRCS	4	75 a 100	1,1	1,58	4,24	1,1	1,57	3,99	4,12
CR	4	0 a 2,5	4,9	1,34	1,66	4,2	1,17	1,22	1,44
CR	4	2,5 a 5	3,9	1,40	1,35	4,9	1,44	1,77	1,56
CR	4	5 a 10	3,2	1,40	2,21	3,6	1,49	2,71	2,46

Continua.....

Continuação.....

Trat.	Bloco	Prof. cm	Teor de C	Ds	Estoque C	Teor C	Ds	Estoque C	Estoque Mg ha <sup>-1</sup> Média
			g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	
			Parede Trincheira: Linha			Parede Trincheira: Entrelinha			
CR	4	10 a 20	1,6	1,45	2,28	2,3	1,49	3,42	2,85
CR	4	20 a 30	1,3	1,50	1,97	2,0	1,44	2,87	2,42
CR	4	30 a 50	1,3	1,53	4,05	1,2	1,50	0,46	2,25
CR	4	50 a 75	1,7	1,58	6,85	1,4	1,48	5,10	5,97
CR	4	75 a 100	2,8	1,53	10,78	2,5	1,52	9,35	10,07
CRG	4	0 a 2,5	12,2	1,36	4,08	5,4	1,11	1,59	2,84
CRG	4	2,5 a 5	8,1	1,43	2,81	3,8	1,40	1,38	2,10
CRG	4	5 a 10	4,6	1,42	3,23	3,3	1,43	2,47	2,85
CRG	4	10 a 20	3,4	1,48	4,88	3,0	1,50	4,46	4,67
CRG	4	20 a 30	2,1	1,51	3,11	1,7	1,43	2,47	2,79
CRG	4	30 a 50	1,3	1,59	3,89	1,2	1,55	3,57	3,73
CRG	4	50 a 75	1,3	1,54	5,24	0,8	1,58	2,81	4,02
CRG	4	75 a 100	2,2	1,58	8,37	1,5	1,56	5,66	7,02
CRC	4	0 a 2,5	9,2	1,03	3,08	19,6	1,16	5,74	4,41
CRC	4	2,5 a 5	3,9	1,46	1,37	22,8	1,04	8,19	4,78
CRC	4	5 a 10	3,5	1,37	2,48	2,5	1,43	1,82	2,15
CRC	4	10 a 20	1,8	1,42	2,67	3,6	1,48	5,41	4,04
CRC	4	20 a 30	2,3	1,42	3,47	1,3	1,47	1,83	2,65
CRC	4	30 a 50	1,4	1,56	4,17	1,1	1,59	3,30	3,73
CRC	4	50 a 75	2,6	1,52	10,16	1,5	1,51	5,61	7,89
CRC	4	75 a 100	1,7	1,56	6,69	1,5	1,59	5,70	6,20
SRSS	4	0 a 2,5	8,5	1,39	2,86	9,4	1,26	2,75	2,80
SRSS	4	2,5 a 5	6,2	1,34	2,15	3,3	1,13	1,19	1,67
SRSS	4	5 a 10	2,6	1,47	1,79	1,5	1,54	1,11	1,45
SRSS	4	10 a 20	1,4	1,37	2,09	0,8	1,53	1,15	1,62
SRSS	4	20 a 30	1,3	1,43	1,95	0,7	1,53	0,95	1,45
SRSS	4	30 a 50	0,8	1,47	2,54	0,5	1,61	1,62	2,08

Continua.....

Continuação.....

Trat.	Bloco	Prof. cm	Teor de C	Ds	Estoque C	Teor C	Ds	Estoque C	Estoque
			g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	g Kg <sup>-1</sup>	Mg m <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup> Média
			Parede Trincheira: Linha			Parede Trincheira: Entrelinha			
SRSS	4	50 a 75	0,9	1,59	3,39	0,8	1,56	2,99	3,19
SRSS	4	75 a 100	0,8	1,52	3,17	0,7	1,57	2,81	2,99

SRSS: Remoção de todos os resíduos do cultivo anterior (casca, galhos e folhas) e da serapilheira do novo plantio por meio de uso de sombrite;  
 SRCS: Remoção de todos os resíduos da colheita (casca, galhos e folhas) + serapilheira do novo plantio; CRC: Manutenção da casca e folhas + serapilheira do novo plantio; CRG: Manutenção de galhos e folhas + serapilheira do novo plantio; CR: Manutenção de todos resíduos (casca, galhos e folhas do cultivo anterior) + serapilheira do novo plantio.

**Apêndice 11.** Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> sob diferentes manejos de resíduos da colheita do eucalipto.

T	B	N <sub>2</sub> O kg N-N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> kg C-CH <sub>4</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
SRCS	1	0,26	-4,89
SRCS	2	0,24	-6,06
SRCS	3	0,04	-3,07
SRCS	4	0,36	-3,56
CR	1	0,53	-5,78
CR	2	0,18	-6,63
CR	3	0,22	-5,00
CR	4	0,69	-4,57
CRG	1	0,05	-4,38
CRG	2	0,13	-4,33
CRG	3	0,31	-3,64
CRG	4	0,58	-3,44
CRC	1	0,57	-3,16
CRC	2	0,29	-4,94
CRC	3	0,25	-5,54
CRC	4	0,05	-6,92
SRSS	1	0,49	-3,60
SRSS	2	0,03	-4,22
SRSS	3	0,33	-2,95
SRSS	4	0,03	-3,88