

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

**MATÉRIA ORGÂNICA EM NEOSSOLO QUARTZARÊNICO SOB
DIFERENTES MANEJOS DOS RESÍDUOS DE COLHEITA DO EUCALIPTO**

**Juscilaine Gomes Martins
(Dissertação de Mestrado)**

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

**MATÉRIA ORGÂNICA EM NEOSSOLO QUARTZARÊNICO SOB
DIFERENTES MANEJOS DOS RESÍDUOS DE COLHEITA DO EUCALIPTO**

JUSCILAINÉ GOMES MARTINS
Oceanóloga (FURG)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Abril de 2018

CIP - Catalogação na Publicação

MARTINS, JUSCILAINÉ GOMES
MATÉRIA ORGÂNICA EM NEOSSOLO QUARTZARÊNICO SOB
DIFERENTES MANEJOS DOS RESÍDUOS DE COLHEITA DO
EUCALIPTO / JUSCILAINÉ GOMES MARTINS. -- 2018.
64 f.
Orientador: DEBORAH PINHEIRO DICK.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS,
2018.

1. Solo arenoso. 2. Carbono orgânico. 3.
Silvicultura. 4. Substâncias húmicas. 5. n-alcanos. I.
DICK, DEBORAH PINHEIRO, orient. II. Título.

Juscilaine Gomes Martins
Oceanógrafa - FURGS

DISSERTAÇÃO

Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

MESTRE 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: 02.04.2018
Pela Banca Examinadora


Déborah Pinheiro Dick
Orientadora

Homologado em: 12.02.2020
Por

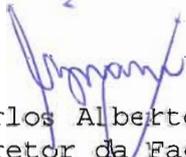

Carlos Gustavo Tornquist
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação
em Ciência do Solo


Cimélio Bayer
UFRGS



Daniel Hanke
UNIPAMPA


Josiléia Acordi Zanatta
EMBRAPA Florestas


Carlos Alberto Bissani
Diretor da Faculdade
de Agronomia

AGRADECIMENTOS

“Se enxerguei mais longe, foi porque me apoiei sobre os ombros de gigantes.”

Isaac Newton

Este trabalho é fruto do apoio de muitos gigantes. Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para o seu andamento e conclusão.

À UFRGS e ao PPG em Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

À Professora Deborah Dick, por aceitar o desafio de orientar uma Oceanóloga no universo da Ciência do Solo.

À CMPC Celulose Riograndense, pela disponibilização da área e pelo suporte experimental.

Aos Professores do Instituto de Química, pelo apoio na realização das análises laboratoriais.

Aos colegas do IBAMA, que contribuíram para a manutenção do ritmo de trabalho após a concessão, pelo Instituto, de afastamento parcial para a realização do curso de mestrado.

MATÉRIA ORGÂNICA EM NEOSSOLO QUARTZARÊNICO SOB DIFERENTES MANEJOS DOS RESÍDUOS DE COLHEITA DO EUCALIPTO¹

Autora: Oc. Juscilaine Gomes Martins

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Deborah Pinheiro Dick

RESUMO

O cultivo de eucalipto geralmente ocorre em solos de baixa fertilidade, tais como os arenosos. Nestas áreas, a remoção dos resíduos da colheita pode causar a redução da matéria orgânica do solo (MOS), sendo um ponto crítico para a manutenção de sua qualidade. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do manejo dos resíduos da colheita do eucalipto nos teores, na composição e nas frações químicas da MOS. O experimento foi realizado em um Neossolo Quartzarênico, sob cultivo de eucalipto nos últimos 30 anos (3 - 4 ciclos), em clima subtropical úmido. Três manejos foram avaliados, em blocos completos ao acaso, com quatro repetições: a manutenção total (MT), a manutenção parcial (MP) e a remoção total (RT) dos resíduos da colheita. Após seis anos do manejo dos resíduos, o solo foi amostrado em seis camadas até um metro de profundidade. Foram determinados os teores de carbono e nitrogênio. As substâncias húmicas (SH) foram fracionadas, quantificadas e sua composição química determinada por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR). Em virtude da baixa concentração de MOS, foi proposta adequação metodológica empregando-se apenas a fração de solo com granulometria inferior à 250 μm para o fracionamento das SH. Também foram determinados a capacidade de troca de cátions (CTC), a assinatura isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) da MOS e o perfil cromatográfico dos *n*-alcanos. Para o solo arenoso com baixo teor de material orgânico, a utilização da fração do solo menor que 250 μm no fracionamento das SH demonstrou ser mais adequada que o uso da terra fina seca ao ar. Nas condições avaliadas, a remoção dos resíduos da colheita do eucalipto não alterou significativamente o teor de MOS, após um ciclo de manejo. A manutenção dos resíduos favoreceu o predomínio das formas mais protegidas da MOS, extraídas nas frações ácido húmico e humina das SH, enquanto a nova serrapilheira contribuiu para formas mais funcionalizadas, extraídas em H_2O , HCl e fração de ácido fúlvico. Esta serrapilheira foi o principal componente da CTC, que respondeu linearmente ao incremento da MOS. A assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e o perfil de distribuição dos *n*-alcanos, demonstraram que a contribuição de material orgânico herdado diretamente da vegetação, através dos resíduos, se deu até um metro de profundidade; sendo que a contribuição da nova serrapilheira ocorreu até os 20 cm. A contribuição dos produtos microbianos para a fração lipídica da MOS foi maior em profundidade. Embora não haja diferença significativa entre os manejos de resíduos adotados, existe clara tendência de redução dos teores de MOS com a remoção dos resíduos da colheita. Desta forma, há expectativa de que, ao longo de dois ou mais ciclos de remoção de resíduos da colheita, esta redução se torne significativa.

Palavras-chave: solo arenoso, carbono, substâncias húmicas, *n*-alcanos

¹ Dissertação de Mestrado 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. (63 p.) – Abril, 2018

ORGANIC MATTER IN A QUARTZIPSAMMENT SOIL UNDER DIFFERENT EUCALYPTUS HARVEST RESIDUE MANAGEMENT PRACTICES²

Author: Oc. Juscilaine Gomes Martins
Adviser: Prof. Dr. Deborah Pinheiro Dick

ABSTRACT

Eucalyptus is usually cultivated in soils of poor fertility like sandy soils. In these areas, harvest residue removal can reduce soil organic matter (SOM) content, being a critical point for soil conservation. The aim of this work was to evaluate the effect of eucalyptus harvest residue management on SOM content, chemical composition and chemical fractions. The experiment was conducted in a Quartzipsamment soil used for silviculture in the last 30 years (3 - 4 cycles), under humid subtropical climate. Three treatments were tested in randomized complete block design, with four replicated blocks: total maintenance (TM), partial maintenance (PM) and total removal (TR) of eucalyptus harvest residues. Six years after the new plantation, soil was sampled in six layers (from 0 to 1 m depth). Carbon and nitrogen content were determined by elemental analysis. Humic substances (HS) were fractionated, quantified and their chemical composition was determined by Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR). Due to the low SOM content was necessary to adapt the methodology by only using the soil fraction with particle size less than 250 μm on HS fractionation. SOM isotopic signature ($\delta^{13}\text{C}$), cation exchange capacity (CEC) and *n*-alkanes profile were also determined. The use of the soil fraction with particle size less than 250 μm was suitable for the fractionation of HS in this sandy soil with low SOM content. Under the conditions of this study, harvest residue removal didn't significantly affect SOM content after one management cycle. The maintenance of the residues favored the predominance of the most protected forms of SOM, extracted in the humin and humic acid fractions of HS, while the new litter contributed to more functionalized forms, extracted in H_2O , HCl and fulvic acid fraction. This litter was the main component of CTC, which responded linearly to the increase in SOM. Carbon isotopic signature ($\delta^{13}\text{C}$) and *n*-alkanes profile distribution showed that the contribution of organic material inherited directly from the vegetation through the residues was present up to one meter deep. The contribution of the new litter occurred up to 20 cm. The contribution of microbial products to the lipid fraction of SOM was greater in deeper layers. Although there is no significant difference among the management strategies adopted, there is a clear tendency to reduce SOM content with harvest residue removal. Thus, it is expected that over two or more harvest residue removal cycles this reduction will become significant.

Keywords: sandy soil, carbon, humic substances, *n*-alkanes

² Master's Dissertation in Soil Science – Soil Science Graduate Program, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. (63 p.) – April, 2018.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| CAPÍTULO I – Introdução Geral | 1 |
| CAPÍTULO II – Revisão Bibliográfica | 4 |
| 1. Matéria orgânica do solo e frações húmicas | 4 |
| 2. Manejo dos resíduos da colheita de eucalipto | 6 |
| 3. Estabilidade da matéria orgânica no solo | 7 |
| 4. Avaliação da origem da matéria orgânica: assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e <i>n</i> -alcanos..... | 8 |
| CAPÍTULO III – Adequação metodológica para determinação das substâncias húmicas em solo arenoso | 12 |
| 1. Introdução | 12 |
| 2. Material e métodos..... | 13 |
| 3. Resultados e discussão | 14 |
| 4. Conclusão | 17 |
| CAPÍTULO IV – Matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob diferentes manejos dos resíduos de colheita do eucalipto | 18 |
| 1. Introdução | 18 |
| 2. Material e métodos..... | 19 |
| 3. Resultados e discussão | 30 |
| 4. Conclusões | 50 |
| CAPÍTULO V – Considerações finais | 51 |
| REFERÊNCIAS | 52 |
| APÊNDICES..... | 59 |

RELAÇÃO DE TABELAS

Página

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Lista dos <i>n</i> -alcanos identificados no fragmentograma de massas do íon <i>m/z</i> 71 da fração de hidrocarbonetos alifáticos e seus correspondentes íons moleculares..... | 28 |
| Tabela 2. pH em água e capacidade de troca de cátions efetiva (CTC _{ef}) em profundidade, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto. | 34 |
| Tabela 3. Teores de carbono (C _F), nitrogênio (N _F), relação C/N e teores de carbono nas substâncias húmicas obtidas da fração F250, corrigido para massa total de solo, ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto. | 36 |
| Tabela 4. Intensidades relativas dos espectros de FTIR e índice de aromaticidade (IA) da serrapilheira, dos ácidos húmicos (AH) e humina (HU), ao longo do perfil do solo, obtidos da fração F250 nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto. | 41 |
| Tabela 5. Assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$), ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto..... | 43 |
| Tabela 6. Relação entre <i>n</i> -alcanos de cadeia curta e longa (R _{C/L}), ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto. | 49 |
| Tabela 7. Índice de preferência de carbono (IPC), ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto..... | 49 |

RELAÇÃO DE FIGURAS

Página

| | |
|--|----|
| Figura 1. Relação entre teor de carbono total (C_{solo}) e teor de carbono nas substâncias húmicas ($C_{\text{SHs solo}}$) da fração TFSA. | 16 |
| Figura 2. Relação entre teor de carbono total (C_{F250}) e teor de carbono nas substâncias húmicas (C_{SHsF250}) da fração F250. | 17 |
| Figura 3. Localização da área experimental, Barra do Ribeiro, RS. | 19 |
| Figura 4. Tratamento RT. A – Disposição do sombrite acima do solo. B - superfície do solo após retirada do sombrite. | 21 |
| Figura 5. Etapas do fracionamento químico da matéria orgânica do solo. | 24 |
| Figura 6. Etapas de purificação da humina com HF 10%. | 25 |
| Figura 7. A - Sistema de extração Soxhlet. B - Coluna de cromatografia líquida preparativa. | 27 |
| Figura 8. Teor de carbono do solo inteiro (C_T) em profundidade, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto. | 31 |
| Figura 9. Regressão entre os teores de carbono do solo inteiro (C_T) e a capacidade de troca efetiva de cátions (CTC_{ef}), nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto. | 33 |
| Figura 10. Contribuição relativa das frações húmicas para o carbono total da fração F250 em profundidade, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto. | 38 |
| Figura 11. Espectros de FTIR da serrapilheira, dos ácidos húmicos (AH) e humina (HU) em profundidade, obtidos da fração F250 nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto. | 40 |
| Figura 12. Perfil dos <i>n</i> -alcanos ($m/z=71$), em profundidade, no manejo com manutenção total (MT) dos resíduos da colheita. | 46 |
| Figura 13. Perfil dos <i>n</i> -alcanos ($m/z=71$), em profundidade, no manejo com manutenção parcial (MP) dos resíduos da colheita. | 47 |
| Figura 14. Perfil dos <i>n</i> -alcanos ($m/z=71$), em profundidade, no manejo com remoção total (RT) dos resíduos da colheita. | 48 |

CAPÍTULO I – Introdução Geral

No Brasil as florestas plantadas ocupam uma área de 7,85 milhões de hectares. As espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus* representam 72,3% e 20,2% da área plantada, respectivamente, e o restante da área é ocupado por outras essências florestais (IBÁ, 2017). No Estado do Rio Grande do Sul a área de silvicultura estende-se por 780 mil hectares, com eucalipto ocupando 55% da área plantada, pinus ocupando 34%, e o restante da área representado por acácia (AGEFLOR, 2017).

Em 2010, o Governo Federal instituiu o Plano Nacional de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (ABC), que incluiu entre suas metas o aumento da área de florestas plantadas em 03 milhões de hectares como estratégia de mitigação das emissões de gases de efeito estufa. Para atingir a meta proposta foram criadas linhas de créditos específicas para o financiamento da silvicultura com recursos do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social – BNDES (BRASIL, 2012), estimulando a expansão das áreas plantadas. O crescimento da silvicultura no País deve ser acompanhado de práticas de manejo sustentáveis que viabilizem o alcance das metas de mitigação propostas.

A silvicultura é normalmente desenvolvida em solos que apresentam algum grau de limitação para o crescimento de culturas mais exigentes, tais como os solos arenosos. Donagemma et al. (2016), em estudo de caracterização de potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no País, indicam que os solos leves, solos enquadrados nas classes texturais de areia e areia franca, ou franco-arenosa, até a profundidade de 0,75 m, ou mais, representam 8% do território nacional. Nestes ambientes o manejo adequado das culturas é fundamental para a manutenção da qualidade do solo.

No ciclo de cultivo do eucalipto, gênero mais plantado no país, a colheita representa um ponto crítico para a qualidade do solo, momento em que ocorre a exportação dos nutrientes extraídos do solo, através da retirada da biomassa da parte aérea da planta. Além disso, a exposição do solo no intervalo até a implantação de novo ciclo de cultivo, pode implicar em perda da matéria orgânica do solo (MOS) e, conseqüentemente, dos benefícios que esta traz para o solo (Silva et al., 2004).

Embora a remoção dos resíduos de colheita e sua utilização como fonte energética figure como uma alternativa de manejo que gera renda para o produtor florestal, Rocha (2017) demonstra que esta opção deve ser criteriosamente avaliada conforme as características do solo e condições edafoclimáticas da região, não sendo adequada para solos arenosos de estrutura fraca.

Donagemma et al. (2016), indicam o manejo de resíduos como estratégia para incremento da sustentabilidade das florestas plantadas em solos arenosos. No plantio de eucalipto a manutenção dos resíduos da colheita seria uma estratégia para garantir maior aporte de material orgânico, e favorecer o acúmulo de carbono no solo.

Os estudos envolvendo o manejo dos resíduos da colheita realizados no País estão mais relacionados aos efeitos na produtividade do eucalipto, e/ou nos estoques e compartimentos físicos da MOS (Huang et al., 2013; Curzon et al. 2014; Kumaraswamy et al., 2014; Epron et al., 2015; Oliveira et al., 2018). Considerando que no solo arenoso a proteção física pode não ser o principal mecanismo de proteção da MOS, a proposta deste trabalho foi investigar os efeitos do manejo dos resíduos da colheita do eucalipto na composição e nas frações químicas da MOS, identificando como diferentes manejos podem alterar a dinâmica da matéria orgânica no perfil do solo.

Em virtude dos baixos teores de matéria orgânica presentes no Neossolo Quartzarênico, para viabilizar a determinação de carbono (C), nitrogênio (N) e Substâncias Húmicas (SH) foi necessário o desenvolvimento de adequação metodológica, que se encontra descrita no Capítulo III desta dissertação.

O conhecimento produzido a partir das informações de composição e compartimentação química da MOS proveniente dos resíduos da colheita no solo

arenoso é relevante para o Governo Federal, na verificação do atendimento dos objetivos do Plano ABC; para as empresas do segmento florestal, na adoção de estratégias de manejo que preservem a qualidade do solo e garantam a continuidade sustentável da atividade comercial; e para os gestores dos Órgãos Estaduais de Meio Ambiente, que podem utilizar estas informações para balizar as condicionantes de manejo nos procedimentos de licenciamento ambiental das áreas de silvicultura em solos arenosos.

CAPÍTULO II – Revisão Bibliográfica

1. Matéria orgânica do solo e frações húmicas

A matéria orgânica do solo (MOS) é usualmente definida como todo o material orgânico, de origem vegetal ou animal, em estágio de decomposição variável, presente no solo. Neste estudo é empregada a definição de Dick et al. (2009), na qual a MOS é considerada como todo material orgânico de origem biológica, vivo ou morto, que se encontra no solo, que passa em peneira com malha de 2 mm, excluindo-se a serrapilheira, por tratar-se de matéria orgânica ainda não incorporada ao solo. A matéria orgânica exerce diversas funções no solo, influenciando em processos físicos, químicos e biológicos (Bayer & Mielniczuk, 2008), sendo fundamental o estudo da sua dinâmica para a compreensão do sistema solo.

A dinâmica da matéria orgânica do solo pode ser avaliada através dos seus compartimentos químicos. O fracionamento químico da MOS baseia-se em suas propriedades físico-químicas, e caracteriza os componentes húmicos da matéria orgânica denominados de substâncias húmicas (SH).

As SH podem ser definidas como estruturas supramoleculares decorrente da associação de moléculas heterogêneas menores por interações intermoleculares fracas e ligações de hidrogênio (Piccolo, 2001), constituída de componentes originados de plantas e micro-organismos, em diferentes estágios de decomposição, e da atividade microbiana (Burdon, 2001). As SH são o produto da decomposição incompleta dos resíduos vegetais, isto é, são formadas quando a oxidação dos mesmos não tem seguimento até sua completa transformação em gás carbônico.

As frações das substâncias húmicas solúveis (SHs) são extraídas com uso de solução alcalina, sendo comumente empregado o método descrito por Swift (1996), que utiliza solução diluída de hidróxido de sódio (NaOH) como extrator. As frações das SH são separadas a partir de sua solubilidade em diferentes níveis de pH, em: ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e humina (HU). Piccolo (2001) define AF como associações de moléculas hidrofílicas em que há um número suficiente de grupos funcionais ácidos para manter os aglomerados fúlvicos dispersos em solução, a qualquer pH, após devidamente extraído com solução alcalina. Já AH são compostos por associações de moléculas predominantemente hidrofóbicas, que flocculam em pH ácido. A HU é a fração da MOS insolúvel em qualquer pH, seja por apresentar estruturas maiores, mais hidrofóbicas e/ou por estar protegida pela interação organomineral. Nebbioso et al. (2015) observaram, em solo vulcânico, que a composição química da fração humina é semelhante à fração de ácido húmico. Este fato leva a supor que a preservação dessa fração no solo está relacionada, além da interação organomineral, à proteção química decorrente da conformação espacial das supramoléculas, em virtude da presença de sítios inacessíveis ao ataque do solvente durante as etapas do fracionamento químico.

Previamente à extração alcalina, pode ser realizada ainda a extração do solo com água (H₂O) e com ácido clorídrico (HCl), resultando em extratos que contém estruturas polares menores que os AF. A fração obtida na extração com água representa a fração da MOS que pode ser facilmente carregada no perfil do solo em determinadas condições ambientais.

É importante ressaltar que as frações das SH são uma classificação operacional da MOS, não ocorrendo isoladamente como AF, AH e HU no ambiente. No entanto, a solubilidade de um componente em determinado meio é consequência de suas características químicas e moleculares, logo o seu comportamento num determinado solvente informa sobre sua reatividade e composição (Dick et al., 2009).

Comparado ao fracionamento físico densimétrico da MOS, que se baseia no tamanho e densidade das partículas (Christensen, 2001), o fracionamento químico tem a limitação de avaliar a MOS por meio de frações que não ocorrem naturalmente no solo. No entanto, nos solos sem agregação e com baixos teores de silte e argila, como o objeto deste estudo, o fracionamento

químico pode ser uma ferramenta importante para identificar os efeitos do manejo dos resíduos sobre a MOS que não estão associados à interação física da matéria orgânica com a fração mineral do solo.

2. Manejo dos resíduos da colheita de eucalipto

O solo pode atuar como reservatório ou fonte de carbono (C) em função da estratégia de manejo adotada. Diversos estudos, em que são adotados sistemas de manejo conservacionistas, demonstram que a manutenção da cobertura vegetal e o revolvimento mínimo contribuem para a manutenção e incremento nos teores de MOS (Jones et al, 2008; Oliveira et al., 2018). Até o final da década de 1970, a queima dos resíduos de colheita era uma prática largamente empregada na silvicultura, vindo a ser substituída pela manutenção dos resíduos no solo no final do ciclo e pelo cultivo mínimo nas décadas seguintes. Apesar da dificuldade para a movimentação de maquinário e para o replantio, devido à presença de material lenhoso sobre o solo, a manutenção dos resíduos protege o solo contra a erosão e favorece a infiltração de água, além de evitar a perda de nutrientes (Achat et al., 2015; Schumacher & Viera, 2015).

Lima et al. (2008) concluíram que o cultivo do eucalipto, sob clima tropical, em Latossolo Vermelho e em Latossolo Vermelho-Amarelo anteriormente ocupados com pastagens mal manejadas, promoveu a recuperação nos estoques de C orgânico total no solo. Este resultado indica que, além de fixar C na biomassa vegetal que será exportada após a colheita, o plantio de florestas apresenta potencial para o sequestro de C também no solo.

A maior parte dos estudos envolvendo manejo dos resíduos de colheita de eucalipto avalia o efeito dos resíduos na produtividade e nos estoques de C, e quando se avaliam os efeitos na compartimentação da MOS, normalmente o estudo é realizado nas suas frações físicas (Huang et al., 2013; Curzon et al. 2014; Kumaraswamy et al., 2014; Epron et al., 2015; Oliveira et al., 2018). A remoção dos resíduos, em geral, reduz o teor de C no solo, enquanto a manutenção e adição de resíduos promove o incremento de C, podendo este incremento ser limitado pela capacidade do solo de reter e estabilizar a MOS.

Na silvicultura, em sistemas com colheita mecanizada, os resíduos são normalmente constituídos de galhos, ponteiros das árvores, casca, folhas e

da serrapilheira formada durante o ciclo de cultivo. O teor de nitrogênio (N) nos resíduos decresce no sentido folhas>casca>galho (Ferreira et al., 2016; Souza et al., 2016) o qual reflete o enriquecimento em lignina. A relação Lignina/N é um dos fatores que afetam a “qualidade” do resíduo e a sua suscetibilidade a decomposição: quanto maior a proporção de N no material orgânico, mais fácil será a sua decomposição (Adair et al., 2008; Prescott, 2010). O manejo dos resíduos pode prever a remoção dos resíduos de colheita para fins energéticos, conforme a sua composição.

Curzon et al. (2014) demonstraram que, embora a remoção dos resíduos de colheita possa melhorar o ambiente de crescimento para espécies que se regeneram vegetativamente, em solos arenosos e com menor fertilidade, essa prática pode ocasionar perdas de nutrientes e reduzir a disponibilidade de umidade. Rocha (2017) aponta que a remoção dos resíduos de colheita de eucalipto para fins energéticos deve ser criteriosamente avaliada conforme as características do solo e condições edafoclimáticas da região, não sendo adequada para solos arenosos de estrutura fraca.

3. Estabilidade da matéria orgânica no solo

Conforme citado anteriormente, o efeito do manejo dos resíduos da colheita no incremento de C no solo, pode ser limitado pela capacidade do solo de reter e estabilizar a MOS. Six et al.(2002), em revisão, descrevem três principais mecanismos de proteção da MOS: a) estabilização química, b) proteção física e c) recalcitrância bioquímica.

A estabilização química está relacionada à interação organomineral e depende da existência de sítios ativos nos grupos funcionais dos minerais e da MOS para ocorrer. A interação organomineral ocorre principalmente na fração argila em função da maior área específica e da disponibilidade de cargas, comparativamente à fração areia (Dick et al., 2009). A capacidade de armazenamento de carbono por interação organomineral estará associada à composição textural do solo e à mineralogia das frações finas (presença dos grupos funcionais ativos). Soares et al. (2017), no estudo de frações da MOS em cultivos de eucalipto sob condições climáticas semelhantes, atribuíram ao conteúdo de argila os maiores estoques de C encontrados no solo argiloso quando comparado aos estoques do solo arenoso. Kleber et al. (2007)

propuseram um modelo zonal de interações organominerais, no qual são formadas camadas de interação a partir da superfície do mineral em que as moléculas orgânicas interagem entre si num processo de autoassociação, criando sítios protegidos da degradação microbiana. Estas interações, no entanto, são suscetíveis às alterações físico-químicas do meio, portanto, o manejo pode alterar a estabilidade da MOS protegida desta forma.

A proteção física da MOS ocorre através da retenção do material orgânico dentro de micro e macroagregados do solo que formam uma barreira protegendo a matéria orgânica da ação biológica (Tisdall & Oades, 1982). Já a recalcitrância bioquímica está associada à complexidade estrutural do material orgânico que impõe resistência à decomposição, ou seja, esta complexidade herdada diretamente da vegetação ou adquirida no processo de decomposição (Six et al., 2002) mantém o material preservado no solo.

Cotrufo et al. (2013) propuseram que não só a matéria orgânica recalcitrante contribui para a formação de MOS estabilizada, o material orgânico menos recalcitrante seria consumido de forma eficiente pela comunidade microbiana, gerando precursores para a agregação do solo e para interação organomineral e resultando também em MOS estabilizada. Estes mecanismos de estabilização e de retardamento da decomposição da matéria ocorrem simultaneamente no solo, tendo maior ou menor relevância conforme as características do solo, clima, aporte e composição do material orgânico.

4. Avaliação da origem da matéria orgânica: assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e *n*-alcanos

O carbono possui dois isótopos estáveis ocorrendo naturalmente, ^{13}C e ^{12}C , sendo que aproximadamente 98,89% do C são do isótopo ^{12}C . A razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ apresenta ligeiras variações nos diferentes organismos em razão do fracionamento isotópico que ocorre durante processos físicos, químicos e biológicos (Boutton & Yamasaki, 1996). O isótopo $^{13}\text{CO}_2$ possui propriedades químicas semelhantes às do isótopo $^{12}\text{CO}_2$, no entanto, durante a fotossíntese ocorre discriminação daquele carbono, e as plantas assimilam preferencialmente o $^{12}\text{CO}_2$. Desta forma, a vegetação tem razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ menor do que a encontrada no CO_2 atmosférico (Taiz & Zeiger, 2013).

A razão entre isótopos de carbono de plantas é representada pelo símbolo $\delta^{13}\text{C}$, e expressa em desvio por mil (‰), em relação à razão de uma amostra padrão usada como referência internacional (PDB – Pee Dee Belemnite, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{Padrão}} = 0,01124$) (Lerman, 1975), conforme equação 1:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = \frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{Amostra}} - ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{Padrão}})}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{Padrão}})} \times 1.000 \quad (\text{Equação 1})$$

Os distintos metabolismos fotossintéticos encontrados nas plantas C_3 e C_4 geram assinaturas específicas de $\delta^{13}\text{C}$. Estas assinaturas não se alteram significativamente, durante a decomposição do material vegetal ocorre um enriquecimento da ordem de 1 a 2 ‰, decorrente de uma perda preferencial de átomos de ^{12}C (Martinelli et al, 2009). Desta forma, o $\delta^{13}\text{C}$ da MOS reflete a contribuição relativa de plantas com metabolismo C_3 e C_4 , e pode ser utilizado para identificar alterações na cobertura vegetal, a partir dos padrões fotossintéticos, e estudar a dinâmica do carbono do solo (Boutton et al., 1998; Martinelli et al, 2009).

Cerling et al. (1997) compilaram diversos resultados de $\delta^{13}\text{C}$ para plantas ao redor do mundo e obtiveram para plantas com metabolismo C_3 , valores de $\delta^{13}\text{C}$ na faixa de -22‰ e -30‰ e, para plantas com metabolismo C_4 , valores de $\delta^{13}\text{C}$ variando entre - 10‰ e -14‰. Taiz & Zeiger (2013) adotam para plantas C_3 e C_4 valores de $\delta^{13}\text{C}$ médios de -28‰ e -14‰, respectivamente. As razões isotópicas são determinadas com espectrômetro de massa. Em geral, plantas arbóreas apresentam metabolismo C_3 , enquanto as gramíneas tropicais apresentam metabolismo C_4 .

A análise isotópica permite relacionar a MOS com o material de origem, e avaliar a contribuição deste material no perfil do solo. Balieiro et al. (2008) empregaram a assinatura isotópica para avaliar a contribuição de diferentes culturas (eucalipto, acácia e pastagem) para os estoques de C no solo. Esta técnica foi empregada por Silva et al. (2012) em avaliação de matéria orgânica em áreas de plantio de eucalipto com diferentes históricos de uso no Rio Grande do Sul, que verificaram contribuição do aporte de carbono pelo eucalipto (C_3) até 20 cm de profundidade. A alteração da razão isotópica em

camadas mais profundas foi atribuída à contribuição de vegetação anterior ao cultivo de eucalipto, com metabolismo C₄ (pastagem).

Outra forma de se avaliar as fontes da MOS é o estudo da fração de *n*-alcanos dos lipídios livres do solo. Esta é uma fração relativamente estável e que guarda relação com os precursores, podendo ser utilizada como biomarcador para os processos de alteração da MOS (Wiesenberg et al., 2004). A fração lipídica é composta por estruturas alifáticas apolares com diferentes tamanhos de cadeia, herdadas da vegetação ou provenientes da atividade microbiana.

Em geral, lipídios derivados de plantas possuem maior proporção de *n*-alcanos de cadeia longa, enquanto que os derivados de microrganismos se caracterizam por apresentar maior proporção de *n*-alcanos de cadeia curta (van Bergen et al., 1997; Wiesenberg et al., 2010). A partir da relação entre a abundância das cadeias curtas e longas (R_{C/L}), é possível identificar o predomínio da contribuição de material orgânico herdado da vegetação (R_{C/L}<1) ou a predomínio da contribuição de produto de atividade microbiana (R_{C/L}>1).

A partir da análise de distribuição dos *n*-alcanos, outra relação estabelecida é o índice de preferência de carbono (IPC). O IPC (equação 2) é uma relação entre a abundância de *n*-alcanos com número ímpar de C e a abundância *n*-alcanos com número par de C (Bray & Evans, 1961), que indica o grau de decomposição do material orgânico herdado da vegetação.

Lipídios derivados dos vegetais superiores apresentam nos estágios iniciais de decomposição predomínio dos *n*-alcanos com número ímpar de carbono (Eglinton & Hamilton, 1967), com a evolução da decomposição ocorre a redução deste predomínio. Assim, IPC com valor superior que 1,0 indica material orgânico herdado da vegetação pouco alterado, com o avanço do grau de decomposição o IPC se aproxima da unidade.

$$IPC = \left[\left(\frac{\sum C_{\text{ímpar}}}{C_{\text{par}}} \right) \right] \quad (\text{Equação 2})$$

Após a caracterização do perfil de *n*-alcanos (número de C das cadeias) do material orgânico herdado diretamente da vegetação, é possível estabelecer o limite entre as faixas de *n*-alcanos de cadeia longa e de cadeia curta. Conforme o objetivo do estudo o índice pode ser calculado para cada uma das faixas, sendo o IPC_c o índice de preferência de carbono para a faixa de cadeias curtas e o IPC_l o índice de preferência de carbono para a faixa de cadeias longas (Wiesenberg et al., 2010).

A análise conjunta da assinatura isotópica e da distribuição dos *n*-alcanos fornece informações sobre a origem da MOS e permite inferir sobre o grau de decomposição deste material orgânico (Amelung et al., 2008).

Os conceitos e ferramentas metodológicas apresentadas nesta seção permitirão avaliar a contribuição dos resíduos da colheita para a MOS e os efeitos do manejo dos resíduos da colheita do eucalipto na composição e na compartimentação química da matéria orgânica no perfil do solo.

CAPÍTULO III – Adequação metodológica para determinação das substâncias húmicas em solo arenoso

1. Introdução

A matéria orgânica exerce diversas funções no solo, influenciando os processos químicos, físicos e biológicos (Cunha et al., 2015). Dada a sua importância torna-se extremamente relevante compreender sua dinâmica para determinar as estratégias de manejo mais adequadas para cada tipo de cultura e solo, a fim de garantir a produtividade com o menor impacto ao ambiente. A matéria orgânica do solo (MOS) é estimada a partir dos teores de carbono orgânico (C), utilizando-se normalmente um fator de 1,72 (Tedesco et al., 1995).

A determinação do C por análise elementar (combustão seca) é o método considerado padrão para a determinação dos teores de C no solo, em razão da sua precisão e exatidão (Nelson & Sommers, 1996). Os resultados são mais precisos que os obtidos na determinação de C por combustão úmida – oxidação do C pelo íon dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) – porque na combustão seca, a elevação da temperatura à 900 °C, oxida de forma eficiente o C que ocorre em cadeias alifáticas, aromáticas, e as estruturas associadas à fração mineral (Rheinheimer et al., 2008; Gatto et al., 2009; Carmo & Silva, 2012;). No entanto, essa técnica utiliza uma pequena massa de amostra, em geral de 50 a 200 mg, tornando a homogeneidade da amostra essencial para a reprodutibilidade dos resultados.

O fracionamento químico da MOS em substâncias húmicas (SH) é uma das ferramentas que podem ser utilizadas para o estudo da dinâmica da MOS (Dick et al., 1998). Este método baseia-se na solubilidade da MOS em meio aquoso em diferentes níveis de pH e permite separar três frações quimicamente distintas: ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e humina (HU).

A diferente solubilidade dessas frações ocorre em função do diferente grau de funcionalização (i.e., densidade de grupos carboxílicos) e/ou de proteção pela fração mineral (Dick et al, 2009). Ainda que o fracionamento químico seja estritamente operacional, os resultados obtidos permitem inferir sobre a composição química, mobilidade, reatividade e estabilidade da MOS.

O extrato alcalino contendo as substâncias húmicas solúveis (SHs) compreende as frações de AH e de AF. A quantificação de C é geralmente realizada determinando-se o teor de C nos referidos extratos (C_{SHs} , C_{AF}) pelo método da combustão úmida (Dick et al., 1998). Uma vez que essas frações são carboxiladas (e daí sua extração com NaOH 0,5 mol L⁻¹), a oxidação das estruturas orgânicas em solução é completa.

A análise elementar C em solos com baixo teor de carbono ($C < 1\%$) pode fornecer resultados com elevados coeficientes de variação o que pode impactar negativamente a avaliação da distribuição das substâncias húmicas. A metodologia apresentada a seguir propõe estabelecer um método alternativo para estimativa do C e das SH, que seja adequado para solos com baixos teores de MOS, de modo a obterem-se resultados reprodutíveis. O método foi testado em amostras coletadas até 1 metro de profundidade, em um Neossolo Quartzarênico, sob cultivo de eucalipto. Foram avaliadas as determinações de C e N orgânicos e das SHs em amostras de solo na fração terra fina seca ao ar (TFSA) e na fração menor que 250 μm (F250).

2. Material e métodos

Amostras de solo foram coletadas no Horto Barba Negra, propriedade da CMPC Celulose Riograndense, coordenadas geográficas 30° 23' 37,85" S e 51° 08' 0,12" W, no município de Barra do Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil. O clima predominante na região é do tipo Cfa, classificação de Köppen, subtropical úmido, com precipitação média anual de cerca de 1400 mm, bem distribuída ao longo ano, e verão quente (Moreno, 1961). O solo é classificado como Neossolo Quartzarênico (EMBRAPA, 2013), possui teor de argila de 4% e encontra-se cultivado com eucalipto nos últimos 30 anos (3 a 4 ciclos de cultivo). As amostras foram coletadas em 20 trincheiras de 1,20 m de profundidade na entrelinha de plantio, sendo uma amostra para cada uma das camadas: 0 – 2,5, 2,5 – 5, 5 – 10, 10 – 20, 20 – 30 e 75 – 100 cm, totalizando 72 amostras.

As amostras de solo foram secas ao ar, passadas em peneiras de 2,0 mm e homogêneas, obtendo-se a fração TFSA. Para obtenção da fração menor que 250 μm (F250), aproximadamente 30 g de solo foram peneirados em malha de 250 μm para obtenção da fração fina do solo. Segundo a escala de Wentworth (Wentworth, 1922), este limite separa areia grossa e média (2,0 – 0,250 mm) de areia fina, silte e argila (< 250 μm), e foi utilizado como critério de separação em função de ser o limite operacional de separação das frações granulométricas a seco. A utilização de água na separação poderia causar a solubilização e perda de material orgânico. A fração do solo obtida após o peneiramento com granulometria menor que 250 μm (areia fina, silte e argila) foi denominada F250. Após o peneiramento, a proporção de fração F250 foi determinada gravimetricamente.

O teor de C e de N foi determinado por combustão seca em analisador elementar Flash EA1112, Thermo Electron Corporation. (limite de detecção 0,01%), na fração TFSA (C_{solo} , N_{solo}) e na fração F250 (C_{F250} , N_{F250}). As substâncias húmicas foram extraídas e quantificadas empregando-se a metodologia descrita por Swift (1996) e adaptada por Dick et al. (1998). Em função do teor de carbono das amostras, foram utilizadas amostras de 0,5 g para a fração F250 e de 1,0 a 2,0 g para o solo inteiro.

Os teores de C nos extratos de SHs obtidos no fracionamento químico foram quantificados por combustão úmida, determinando-se a absorbância a 580 nm em espectrofotômetro (Shimadzu – UV-160 A), após a oxidação do carbono com dicromato de potássio em meio ácido e à temperatura de 60°C por quatro horas. A extração das SHs foi efetuada no menor tempo possível a fim de evitar a ocorrência de carbonatação das amostras (Dick et al., 1998).

3. Resultados e discussão

Ao optar-se por utilizar a fração menor que 250 μm no estudo das SH, negligencia-se a MOS presente na fração mais grosseira do solo, esta limitação operacional deve ser considerada na análise dos resultados. No presente estudo não se observou a formação de agregados, e desta forma assumiu-se que a fração humificada da MOS estava presente exclusivamente na fração F250, e conseqüentemente, que o conteúdo de C na fração mais grosseira do solo tratava-se de material orgânico particulado.

Os resultados discutidos neste capítulo são apresentados no apêndice 4. O solo inteiro apresentou teor de C_{solo} variando de 3,2 a 0,04%, e teor de N_{solo} variando de 0,14 a 0%. Em 47% das amostras o teor de N_{solo} ficou abaixo do limite de detecção do equipamento, que é de 0,01% para os dois elementos.

A fração F250 contribuiu em média com 9% para a massa total do solo. O teor de C_{F250} variou de 12,7 a 0,1% nas amostras, e o teor de N_{F250} variou de 0,83 a 0,01%. Em 8% das amostras o teor N_{F250} foi equivalente ao limite de detecção, no restante das amostras o de N_{F250} foi superior ao limite de detecção.

O peneiramento foi eficiente em concentrar o material orgânico. Considerando-se apenas as amostras com teor acima do limite de detecção, houve o enriquecimento de 3 a 20 vezes nos teores de N_{F250} em relação aos teores de N_{solo} , e de 2 a 10 vezes nos teores de C_{F250} em relação ao C_{solo} . A grande amplitude da proporção de enriquecimento pode ser atribuída ao erro relativo, que se torna muito significativo quando se opera com baixas concentrações. Qualquer variação mínima no teor das amostras da fração TFSA é suficiente para alterar de forma significativa a proporção entre as frações. O aumento da concentração das amostras acima do limite de quantificação reduz o erro relativo, tornando os resultados mais representativos.

A utilização da fração F250 também possibilitou o cálculo da relação C/N. Na fração TFSA, 18% das amostras apresentaram teor de N_{solo} igual a zero, impossibilitando o cálculo da razão; nas demais amostras, a C/N_{solo} variou de 8 a 1076. Essa distorção é causada pelos baixíssimos teores de N na fração TFSA. Na fração F250, foi possível calcular a C/N_{F250} para todas as amostras, que variou de 6 a 50. Os extremos ainda são afetados pelas amostras que possuem teores próximos ao limite de detecção, no entanto, há uma redução significativa da amplitude da C/N, com valores mais coerentes para um ambiente que recebe aporte de serrapilheira com alta relação C/N.

O teor de C no extrato alcalino (C_{SHs}) do fracionamento químico da TFSA variou de 2,5% até zero, e em 50% das amostras foi superior ao C_{solo} correspondente (pontos acima da reta, Figura 1). Esse comportamento ocorreu independente do teor C_{solo} . Tal superestimação não pode ser atribuída ao método de determinação, pois a análise elementar, quando comparada à combustão úmida, é mais eficiente na oxidação do carbono (Gatto et al., 2009).

Já no fracionamento químico da fração F250, apenas 8% das amostras apresentaram teor de C_{SHs} no extrato de SHs superior ao teor de C total da fração, sendo que estas amostras apresentavam teor de C menor que 0,74% (pontos acima da reta, Figura 2).

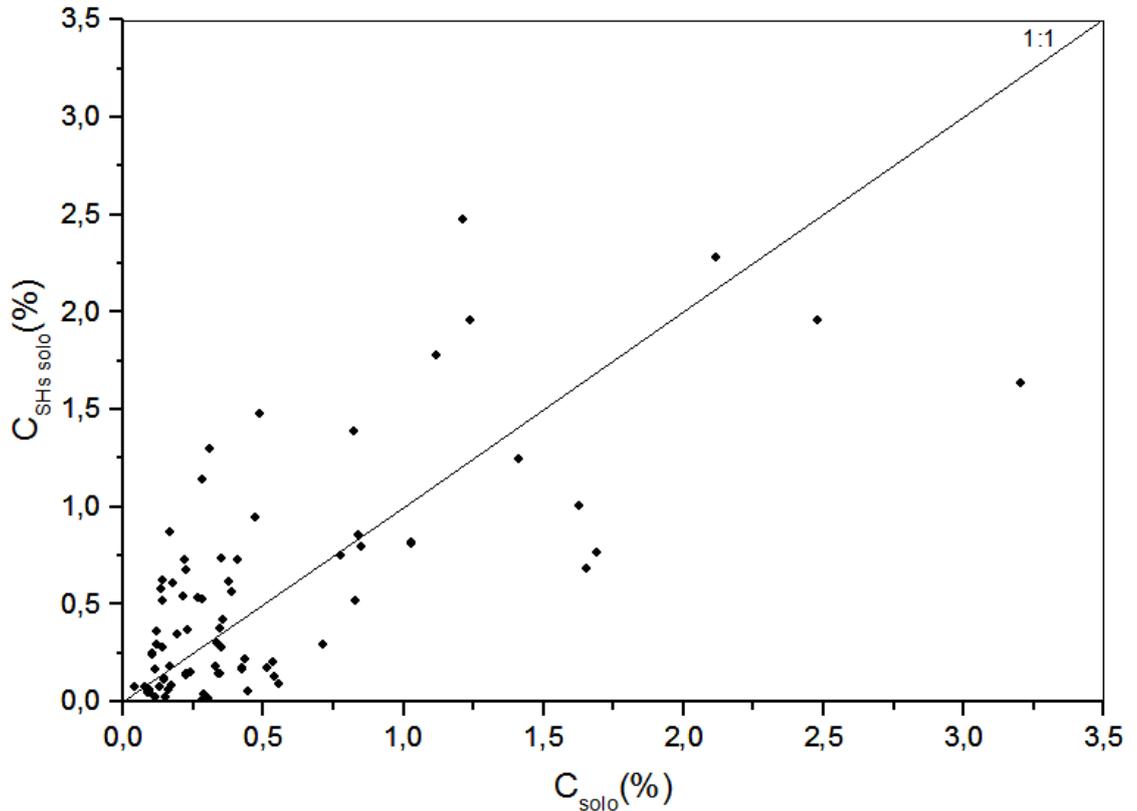


Figura 1. Relação entre teor de carbono total (C_{solo}) e teor de carbono nas substâncias húmicas ($C_{SHs\ solo}$) da fração TFSA.

A partir dos resultados, infere-se que: a) a composição granulométrica do solo, com teor médio de 4% de argila e de 91% de areia média/grossa, prejudica a obtenção de uma subamostra homogênea pequena, como a utilizada na determinação de C_{solo} e C_{SHs} , que seja representativa do solo todo, podendo conter teor de carbono distinto da amostra que representa, e b) que os baixos teores de carbono, próximos do limite de quantificação/detecção analítico, tornam o erro relativo mais significativo, refletindo em resultados superestimados de C_{SHs} .

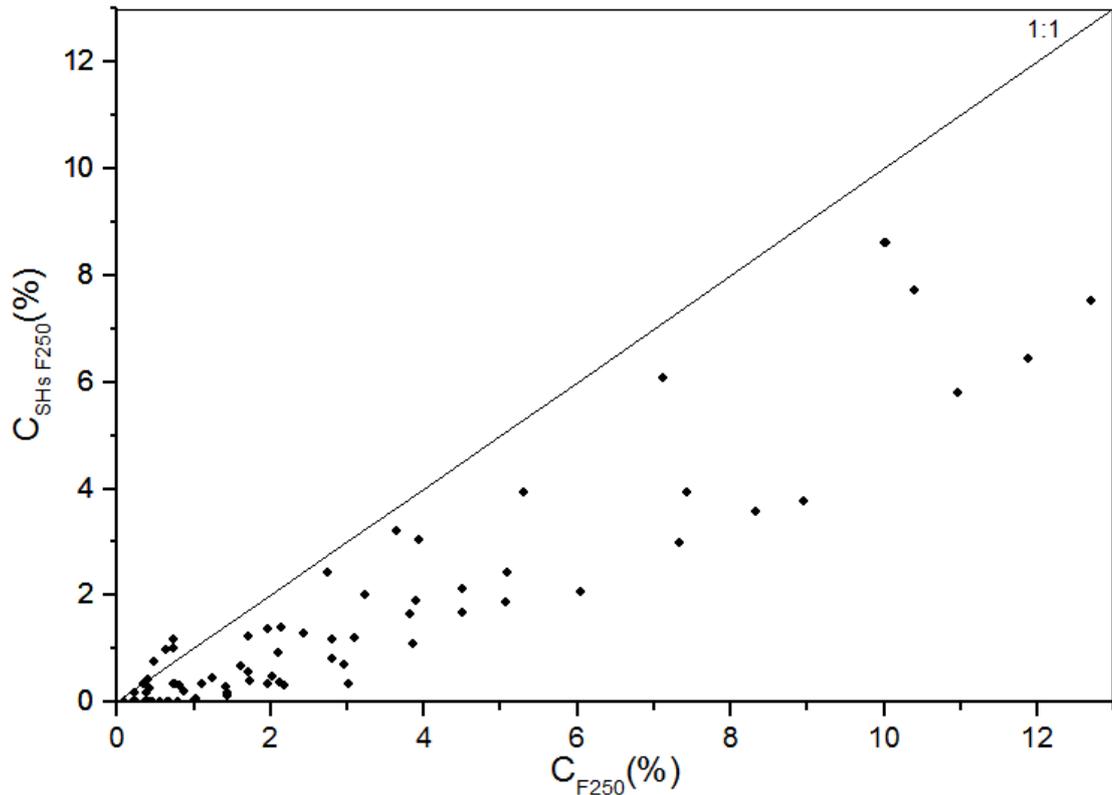


Figura 2. Relação entre teor de carbono total (C_{F250}) e teor de carbono nas substâncias húmicas ($C_{SHsF250}$) da fração F250.

A primeira hipótese é suportada pelo fato de que, no fracionamento químico realizado na TFSA, a superestimação do teor de $C_{SHsSolo}$ ocorreu em toda a amplitude das amostras, indicando que o erro não está associado à concentração de C. Já a segunda é sustentada pelo fato de não ter havido superestimação dos teores $C_{SHsF250}$ quando o teor de C_{F250} foi maior que 0,74%.

4. Conclusão

Em solo arenoso com baixo teor de carbono, a utilização da fração do solo com granulometria menor que 250 μm é mais adequada que o emprego da TFSA para a avaliação do C e N do solo, e para a quantificação das substâncias húmicas no fracionamento químico da MOS.

CAPÍTULO IV – Matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob diferentes manejos dos resíduos de colheita do eucalipto

1. Introdução

Usualmente o plantio de eucalipto é desenvolvido em solos que não possuem aptidão para culturas mais exigentes. Nestas áreas, a colheita é uma das operações mais relevantes a ser considerada para a manutenção da qualidade do solo, especialmente naqueles arenosos com baixa fertilidade, haja vista que, com a retirada do material vegetal ocorre a exportação dos nutrientes, a perda da umidade do solo e da proteção física contra a erosão (Bellote et al., 2001; Curzon et al., 2014). Neste contexto, merecem destaque os diferentes manejos dos resíduos de colheita pelo seu potencial impacto nas características do solo, especialmente para a matéria orgânica (Silva et al., 2004; Chaer & Tótola, 2007; Paes et al., 2013; Jesus et al., 2015)

Nos sistemas conservacionistas de plantio, em climas tropicais e subtropicais, um maior aporte de matéria orgânica favorece o acúmulo de carbono (C) no solo. No plantio de eucalipto a manutenção dos resíduos da colheita seria a estratégia para garantir este aporte de material orgânico, no entanto, a eficiência da estratégia de manejo em acumular C no solo estará limitada à capacidade do solo em armazená-lo (Jones et al, 2008; Oliveira et al., 2018).

A capacidade de retenção de C está associada aos mecanismos de proteção da matéria orgânica do solo (MOS). No solo arenoso, devido ao baixo teor de silte e argila, a estabilização química e a proteção física da MOS (Six et al., 2002) podem ser menos significativas que proteção decorrente da recalcitrância bioquímica do material orgânico que, por sua vez, estará

relacionada à qualidade do resíduo que entra no sistema (Prescott, 2010; Cotrufo et al., 2013). Embora estudos sobre manejo de resíduos tenham sido conduzidos no Brasil (Rocha, 2014; Jesus et al., 2015; Ferreira et al., 2016; Oliveira et al., 2018), ainda são escassas as informações sobre os aspectos qualitativos da matéria orgânica em solos arenosos. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar, o efeito do manejo dos resíduos da colheita do eucalipto nos teores de matéria orgânica e na composição das frações químicas da MOS ao longo do perfil do solo.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo, amostragem e preparo das amostras

A área de estudo está localizada no Horto Barba Negra, coordenadas geográficas $30^{\circ} 23' 37,85''$ S e $51^{\circ} 08' 0,12''$ W, de propriedade da CMPC Celulose Riograndense, no município de Barra do Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 3). Os povoamentos de eucalipto foram realizados no final da década de 1980, totalizando aproximadamente 30 anos (3 – 4 ciclos) de cultivo sem remoção dos resíduos da colheita. A vegetação nativa do entorno é do tipo mata de restinga, composta por gramíneas e espécies arbustivas (Soares, 2009).

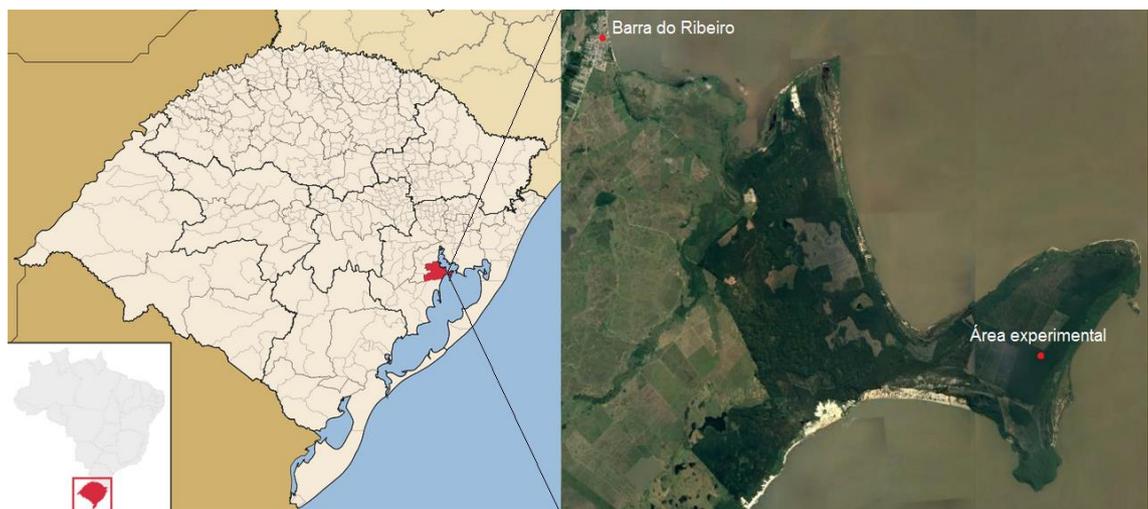


Figura 3. Localização da área experimental, Barra do Ribeiro, RS.

Conforme a classificação de Köppen, o clima predominante na região é do tipo Cfa, subtropical úmido, com precipitação média anual de cerca de 1400 mm, bem distribuída ao longo do ano, e verão quente (Moreno, 1961). O solo é

classificado como Neossolo Quartzarênico (EMBRAPA, 2013), com material de origem composto por sedimentos arenosos

Para condução do experimento, uma área de plantio de eucalipto foi colhida em junho de 2010 e, no processo, foram adotados diferentes tipos de manejo dos resíduos da colheita. Neste estudo foram avaliados três distintos manejos de resíduos, aplicados em parcelas de 900 m², com quatro repetições cada, distribuídos em delineamento de blocos completos ao acaso. Após a aplicação dos tratamentos nas parcelas, foi implantado novo ciclo com plantio clonal de eucalipto da espécie *Eucalyptus saligna*, com espaçamento 3,0 m x 3,0 m.

Os tratamentos empregados foram:

a) Manutenção total (MT) – manutenção de todos os resíduos da colheita (folhas, galhos, cascas e serrapilheira formada no ciclo de plantio anterior) e manutenção da serrapilheira formada no novo ciclo de plantio (nova serrapilheira);

b) Manutenção parcial (MP) – remoção de todos os resíduos da colheita e manutenção da nova serrapilheira; e

c) Remoção Total (RT) – remoção de todos os resíduos da colheita e impedimento da formação de nova serrapilheira.

Definiu-se como nova serrapilheira aquela depositada durante o novo ciclo de plantio, posteriormente ao manejo dos resíduos de colheita. No tratamento RT a formação de nova serrapilheira foi impedida por meio da adição de um sombrite acima do solo, em altura suficiente para evitar o contato com a superfície do solo, conforme Figura 4.

O material orgânico acumulado sobre o sombrite foi removido ao longo do experimento para prevenir a entrada de produtos de sua decomposição no solo.

À exceção do manejo de resíduos, os demais tratos culturais foram iguais para todo o experimento. A instalação e manutenção do experimento foram conduzidas pela CMPC Celulose Riograndense, de Guaíba, RS.

A amostragem de solo foi realizada em junho de 2016, seis anos após o manejo dos resíduos da colheita do último ciclo de cultivo. Em cada parcela foi aberta uma trincheira de 1,20 m de profundidade sendo coletada, na entrelinha

de plantio, uma amostra de solo para cada uma das camadas: 0 – 2,5, 2,5 – 5, 5 – 10, 10 – 20, 20 – 30 e 75 – 100 cm, totalizando 72 amostras.



Figura 4. Tratamento RT. A – Disposição do sombrite acima do solo. B - superfície do solo após retirada do sombrite.

Posteriormente, as amostras foram secas ao ar, passadas em peneiras de 2,0 mm e homogêneas. As amostras correspondentes à terra fina seca ao ar (TFSA) foram denominadas neste estudo como solo inteiro.

Conforme a adequação metodológica proposta no Capítulo III, aproximadamente 30 g de solo de solo inteiro, de cada uma das 72 amostras, foram peneirados a seco em malha de 250 μm . A fração do solo obtida após o peneiramento com granulometria menor que 250 μm (areia fina, silte e argila) foi denominada F250.

A partir da massa da fração F250 (m_{F250}), e da massa total (m_t) de solo inteiro usada no peneiramento, calculou-se a proporção (F) de material menor que 250 μm para cada amostra de solo, conforme equação 3:

$$F = \frac{m_{F250}}{m_t} \quad (\text{Equação 3})$$

No presente estudo não se observou a formação de agregados, e desta forma assumiu-se que a fração humificada da MOS estava presente exclusivamente na fração F250, e conseqüentemente, que o conteúdo de C na fração mais grosseira do solo tratava-se de material orgânico particulado.

Para caracterização da composição da serrapilheira, na mesma ocasião de coleta do solo, foram coletadas amostras de serrapilheira utilizando-

se um aro de 20 cm de diâmetro, lançado aleatoriamente três vezes em cada tratamento. Todo o material contido na área do aro foi coletado e o material combinado dos três lances formou uma amostra composta por tratamento. No tratamento RT, em que não houve formação de nova serrapilheira, foi coletado o material depositado sobre o sombrite. Nos resultados, a análise deste material está expressa junto aos resultados da serrapilheira dos tratamentos MT e MP.

2.2. Atributos químicos e teor de argila

As amostras de solo inteiro foram submetidas às análises de pH em água (1:1) por potenciômetro. Os íons Al^{3+} , Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis foram extraídos com KCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$, K^+ trocável extraído com Mehlich-1 (HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e H_2SO_4 $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$) e determinados por espectrometria de absorção atômica, em fotômetro de chama. O teor de argila foi determinado pelo método do densímetro. (Tedesco et al., 1995).

A partir destes dados foi calculada a capacidade de troca de cátions efetiva (CTC_{ef}).

2.3. Quantificação dos teores de carbono e nitrogênio

Conforme a adequação metodológica proposta no Capítulo III, aproximadamente 5 g das amostras de solo inteiro e 3 g das amostras da fração F250 solo foram moídas em almofariz de ágata e submetidas à análise de C e N por combustão seca em analisador elementar (Flash EA1112, Thermo Electron Corporation). As amostras de serrapilheira foram fragmentadas em triturador até formar partículas finas e então submetidas à análise elementar de C e N. A partir destes dados foi calculada a razão C/N das amostras.

O teor de carbono do solo contido na fração F250 foi corrigido, conforme a equação 4, para determinar o teor corrigido de carbono para a massa total de solo utilizada no peneiramento.

$$C_F = C_{F250} \times F \quad (\text{Equação 4})$$

Onde, C_F é o teor de carbono corrigido para massa total de solo utilizada no peneiramento, C_{F250} é o teor de carbono total da fração menor que 250 μm , e F é a proporção de solo menor que 250 μm , calculada na equação 3.

A mesma correção foi utilizada para a os teores de nitrogênio, conforme equação 5:

$$N_F = N_{F250} \times F \quad (\text{Equação 5})$$

Onde, N_F é o teor de nitrogênio corrigido para a massa total de solo utilizado no peneiramento, N_{F250} é o teor de nitrogênio total da fração menor que 250 μm , e F é a proporção de solo menor que 250 μm , calculada na equação 3.

2.4. Fracionamento químico da matéria orgânica do solo

No fracionamento químico da MOS, utilizou-se 0,5 g da F250 do solo e procedeu-se o fracionamento das substâncias húmicas conforme ilustrado na Figura 5, empregando-se a metodologia descrita por Swift (1996) e adaptada por Dick et al. (1998).

A quantificação dos teores de C nos extratos obtidos no fracionamento químico (C_{H_2O} , C_{HCl} , C_{SHs} e C_{AF}) foi realizada por combustão úmida, determinando-se a absorvância a 580 nm em espectrofotômetro (Shimadzu – UV-160 A), após a oxidação do carbono com dicromato de potássio em meio ácido e à temperatura de 60°C por quatro horas (Dick et al., 1998).

O teor de carbono na fração humina (C_{HU}) foi obtido pela diferença entre o teor de carbono total da amostra e o somatório do teor de carbono das frações, conforme equação 6:

$$C_{Hu} = C_{F250} - (C_{SH} + C_{H_2O} + C_{HCl}) \quad (\text{Equação 6})$$

O teor de carbono na fração de ácidos húmicos (C_{AH}) foi obtido pela diferença entre o teor de C no extrato de substâncias húmicas solúveis (C_{SHs}) e o teor de C no extrato de ácidos fúlvicos (C_{AF}), conforme equação 7:

$$C_{AH} = C_{SH} - C_{AF} \quad (\text{Equação 7})$$

Após a quantificação dos teores de C dos extratos obtidos no fracionamento químico da fração F250, os teores foram corrigidos conforme equação 04 para a comparação das amostras. A partir dos valores corrigidos

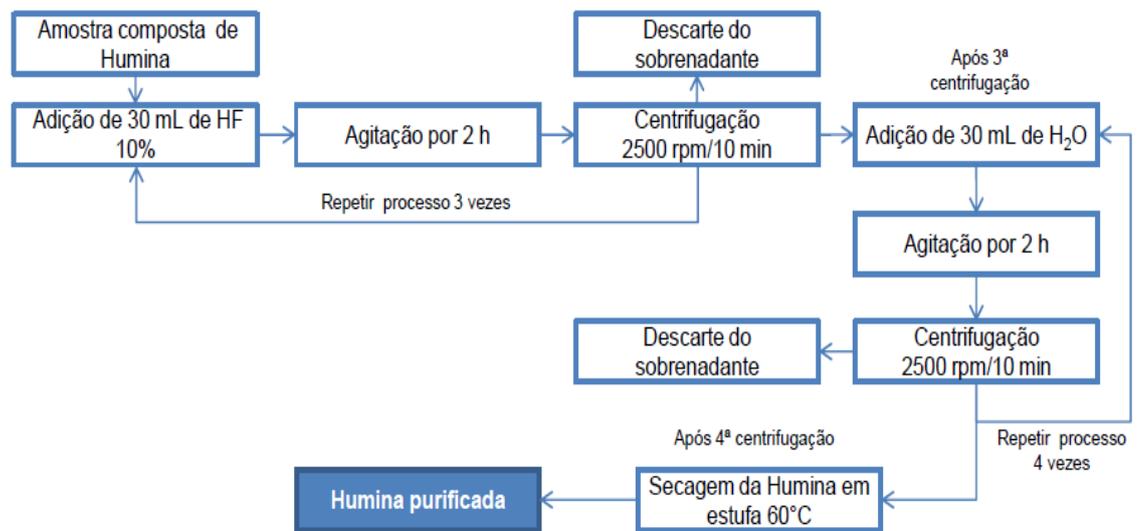


Figura 6. Etapas de purificação da humina com HF 10%.

O mesmo processo de purificação representado na Figura 6 foi adotado para as amostras compostas de ácido húmico, porém utilizando-se no tratamento uma solução de HF/HCl 5% (v/v). A serrapilheira também foi submetida à análise por FTIR. Para tanto as amostras foram trituradas e secas em estufa para posterior análise.

A análise por FTIR foi realizada em pastilhas de brometo de potássio (KBr), no intervalo de 4000 a 400 cm^{-1} , resolução de 4 cm^{-1} , 32 scans min^{-1} (Shimadzu 8300 FTIR), na proporção amostra/KBr de 1:100. Os espectros foram interpretados segundo Tan (1996) e Dick et al. (2003), permitindo identificar os principais grupos funcionais orgânicos que compõem estas frações da MOS.

A partir dos espectros obtidos calculou-se a intensidade relativa (IR) das principais bandas de absorção, segundo Gerzabek et al. (2006). Os limites para a determinação da intensidade de cada pico foram os seguintes ($\text{base}_1/\text{pico}/\text{base}_2 \text{ cm}^{-1}$): 3000/2920/2800, 1800/1720/1500, 1800/1630/1500.

O índice de aromaticidade I_{1630}/I_{2920} , que relaciona a intensidade de absorção em 1.630 cm^{-1} com a de 2.920 cm^{-1} (Chefetz et al., 1996), foi calculado conforme descrito em Dick et al. (2006).

2.6. Determinação da assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$)

A assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) das amostras de solo inteiro e da serrapilheira foi determinada em espectrômetro de massa de razões Isotópicas

(Delta V Advantage) acoplado a um analisador elementar para IRMS (Flash EA 2000).

2.7. Extração dos lipídios livres

Para a avaliação dos *n*-alcanos foram selecionadas as amostras de serrapilheira e de solo inteiro nas camadas de 0 - 2,5, 2,5 – 5, 20 – 30 e 75 – 100 cm. As repetições de cada camada, por tratamento, foram agrupadas formando uma amostra composta, totalizando 12 amostras de solo e três de serrapilheira. As amostras foram secas em estufa a 60°C previamente a extração.

A extração dos lipídios livres das amostras foi realizada por extração em Soxhlet, utilizando solução de diclorometano/metanol, grau HPLC, na proporção de 3:1, por 24 horas (Figura 7A). Toda a vidraria empregada nas análises foi previamente limpa com diclorometano. O material utilizado dentro do Soxhlet (algodão, cartucho de celulose, pedras de ebulição e cobre) foi previamente extraído por 24 horas com solução diclorometano/metanol, a fim de evitar a contaminação das amostras.

Em razão do baixo teor de carbono presente no solo arenoso da área do experimento, foi utilizada a quantidade máxima de solo que coube no cartucho de celulose, aproximadamente 40 g por cartucho. Para a serrapilheira foram utilizados em média 8 g de material seco por cartucho.

Aos balões do Soxhlet foram adicionados fios de cobre metálico para remoção de enxofre elementar que eventualmente estivesse presente na amostra. Pedras de porcelana foram utilizadas para auxiliar na ebulição.

Completadas as 24h, os extratos obtidos foram concentrados ao volume de 1 mL em evaporador rotativo, e então transferidos para frascos de vidro âmbar com uso de diclorometano. Em capela de fluxo laminar, o solvente foi evaporado até o extrato atingir peso constante.

2.8. Cromatografia líquida preparativa

Na cromatografia líquida preparativa à pressão atmosférica procedeu-se o fracionamento da amostra para obtenção da fração de interesse, a dos hidrocarbonetos alifáticos saturados (*n*-alcanos) (adaptado de Costa, 2014).

Para preparação da coluna de fracionamento utilizou-se sílica gel (ativada a 200°C por 3 horas), sulfato de sódio anidro (ativado a 400°C por 12h)

e lã de vidro, previamente extraída com diclorometano/metanol, conforme descrito a seguir.

Em uma coluna de vidro de 1 cm de diâmetro foi adicionada lã de vidro suficiente para cobrir a base; após, com a torneira fechada, foram adicionados 5 mL de hexano HPLC, e, aos poucos, a sílica gel foi acrescentada, até completar 4 cm na coluna. A seguir adicionou-se 1 cm de sulfato de sódio anidro (Figura 7B).

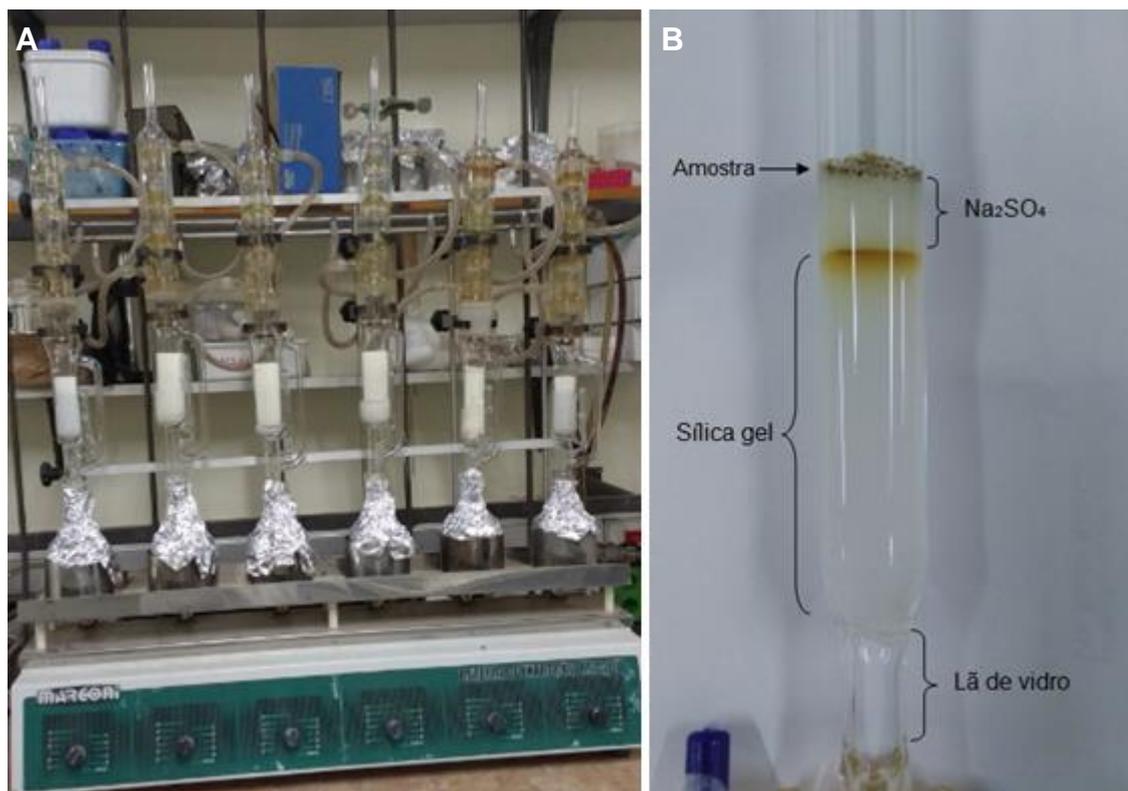


Figura 7. A - Sistema de extração Soxhlet. B - Coluna de cromatografia líquida preparativa.

Finalizada a montagem da coluna, adicionou-se 10 mg de amostra sólida, e em seguida foram adicionados 20 mL de hexano. Após 2 min, a fração dos *n*-alcanos foi recolhida em balão identificado. As amostras foram concentradas em evaporador rotativo e transferidas para *vials* cromatográficos. A solução foi evaporada em capela de fluxo laminar até a amostra atingir o peso constante.

2.9. Cromatografia gasosa com espectrômetro de massas

Em função do baixo rendimento dos extratos, as amostras foram transferidas para *microvials* com diclorometano, previamente à análise. As amostras foram analisadas em um cromatógrafo gasoso com espectrômetro de

massas acoplado (GC-MS) Agilent (modelo 5975C), equipado com coluna HP5-MS (30m x 0,25mm x 25 μ m) e injetor automático. O gás Hélio (99,999%) foi utilizado como gás de arraste, a 1 mL min⁻¹. A fração dos *n*-alcanos foi analisada no modo de varredura de íons, sob as seguintes condições de análise: injeção de 1 μ L no modo *splitless*, temperatura do injetor e interface de 300°C e forno a 40°C por um minuto, seguido de taxa de aquecimento de 8°C min⁻¹ até 300°C, com isoterma de 17 min.

A identificação dos *n*-alcanos foi realizada a partir estudo dos fragmentogramas de massas *m/z* 71. A identificação destes compostos foi feita com base na comparação de seus espectros de massas e do tempo de retenção com dados da literatura e da biblioteca NIST do equipamento. Os íons moleculares obtidos nos espectros de massas e o composto de origem relacionado estão listados na Tabela 1 (adaptada de Costa, 2014).

Tabela 1. Lista dos *n*-alcanos identificados no fragmentograma de massas do íon *m/z* 71 da fração de hidrocarbonetos alifáticos e seus correspondentes íons moleculares.

| Composto | Íon molecular | Composto | Íon molecular |
|---------------------------|---------------|---------------------------|---------------|
| <i>n</i> -C ₁₈ | 254 | <i>n</i> -C ₂₆ | 366 |
| <i>n</i> -C ₁₉ | 268 | <i>n</i> -C ₂₇ | 380 |
| <i>n</i> -C ₂₀ | 282 | <i>n</i> -C ₂₈ | 394 |
| <i>n</i> -C ₂₁ | 296 | <i>n</i> -C ₂₉ | 408 |
| <i>n</i> -C ₂₂ | 310 | <i>n</i> -C ₃₀ | 422 |
| <i>n</i> -C ₂₃ | 324 | <i>n</i> -C ₃₁ | 436 |
| <i>n</i> -C ₂₄ | 338 | <i>n</i> -C ₃₂ | 450 |
| <i>n</i> -C ₂₅ | 352 | <i>n</i> -C ₃₃ | 464 |

Após a identificação dos picos e do composto equivalente nos cromatogramas, foi determinada a razão entre a abundância das cadeias curtas e longas ($R_{C/L}$) para avaliar a proporção entre a contribuição do material herdado diretamente do resíduo vegetal e a contribuição microbiana.

Para avaliar o grau de decomposição do material orgânico aportado nos diferentes manejos de resíduos determinou-se o índice de preferência de carbono para cadeias longas (IPC_L).

O IPC_L foi obtido a partir da seguinte equação (Wiesenberg et al., 2010):

$$IPC_L = \frac{1}{2} \left[\left(\frac{C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}}{C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32}} \right) + \left(\frac{C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}}{C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34}} \right) \right] \quad (\text{Equação 8})$$

O limite entre cadeias curtas e longas foi estabelecido entre as moléculas de 24 e 25 átomos de carbono na cadeia, com base no perfil cromatográfico do material coletado sobre o sombrite do tratamento RT. Este perfil foi escolhido como referência por apresentar o menor grau de alteração microbiana.

2.10. Análise estatística

O modelo estatístico adotado (equação 8) foi o de parcelas subdivididas em delineamento de blocos completos ao acaso. Os manejos dos resíduos foram as parcelas principais, e as camadas amostradas, as subparcelas.

$$Y = \mu + B_i + T_j + (BT)_{ij} + C_k + (TC)_{jk} + e_{ijk} \quad (\text{Equação 9})$$

em que:

Y = variável resposta

μ = média geral

B_i = efeito do bloco

T_j = efeito do manejo dos resíduos

BT_{ij} = erro da parcela principal

C_k = efeito da camada do solo

TC_{jk} = efeito da interação T*C

e_{ijk} = efeito do erro aleatório

Os dados obtidos no experimento foram submetidos à estatística descritiva, obtendo-se valores de média, mínimo, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação para cada tratamento. Além disso, os dados foram testados para normalidade (Kolmogorov-Smirnov) e homogeneidade (Levene). Quando necessário, os dados foram transformados para atender às pressuposições da análise de variância.

Posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância e quando houve efeito significativo ($p < 0,05$), foi realizado teste de Tukey para comparação das médias ($p = 0,05$).

3. Resultados e discussão

3.1. Teores de C e N

O solo inteiro apresentou teores muito baixos de carbono (C_T) e nitrogênio total (N_T). Para nitrogênio, 53% das amostras analisadas apresentaram teores abaixo do limite de detecção/quantificação do analisador elementar ($0,1 \text{ g.kg}^{-1}$), e nas demais amostras os teores ficaram próximos a este limite. Os teores de carbono total do solo inteiro (C_T), embora também baixos, ficaram acima do limite de detecção.

A adoção da adequação descrita no Capítulo III permitiu contornar esta limitação metodológica. Desta forma, serão apresentados os teores de carbono para o solo inteiro (C_T) e para a F250, corrigido para a massa total de solo utilizado no peneiramento (C_F). Enquanto o teor de nitrogênio será apresentado apenas para fração F250 do solo corrigido para a massa total de solo utilizado no peneiramento (N_F).

O maior aporte de matéria orgânica através dos resíduos da colheita no tratamento MT resultou em teor de C_T superior aos demais tratamentos em todo o perfil de solo (Figura 8), indicando que a manutenção dos resíduos favorece o incremento dos teores de C neste sistema, principalmente na camada superficial. O decréscimo de aproximadamente um terço do teor de C nos primeiros 10 centímetros do solo dos tratamentos MT e MP (Figura 8) indica que o baixo teor de argila do solo seria o limitante para o solo acumular a maior quantidade de C disponibilizado pelos resíduos da colheita seis anos antes e pela nova serrapilheira (Six et al., 2002).

Soares et al. (2017), conduziram estudo em área próxima à do presente estudo comparando os estoques de C entre o solo arenoso e um solo franco argiloso sob cultivo de eucalipto, a diferença de $7,4 \text{ kg.m}^{-2}$ no primeiro solo para $16,7 \text{ kg.m}^{-2}$ no segundo, na camada de 0 -100 cm, foi atribuída ao maior potencial de estabilização química e física da MOS decorrente do maior conteúdo de argila do solo franco argiloso.

A proximidade dos teores de C_T observados entre os tratamentos MT e MP indica que, para as condições ambientais dos solos estudados, o aporte de nova serrapilheira no ciclo de cultivo é importante para a manutenção dos teores de C do solo nas camadas superficiais.

Embora o experimento não seja um sistema fechado, o tratamento RT permite avaliar a proporção de MOS que não é decorrente do manejo dos resíduos da colheita, podendo tratar-se material orgânico herdado dos ciclos de cultivo anteriores à implantação do experimento, ou de outras vias de entrada, tais como, exsudados e decomposição de raízes. Especialmente a partir da camada de 10 cm, nota-se o aumento da proporção de MOS que não é devida ao manejo dos resíduos de colheita adotado no último ciclo. Desta, forma os resultados encontrados devem ser avaliados considerando o histórico de manejo de resíduos empregado anteriormente à implantação do experimento, que era a manutenção total dos resíduos da colheita.

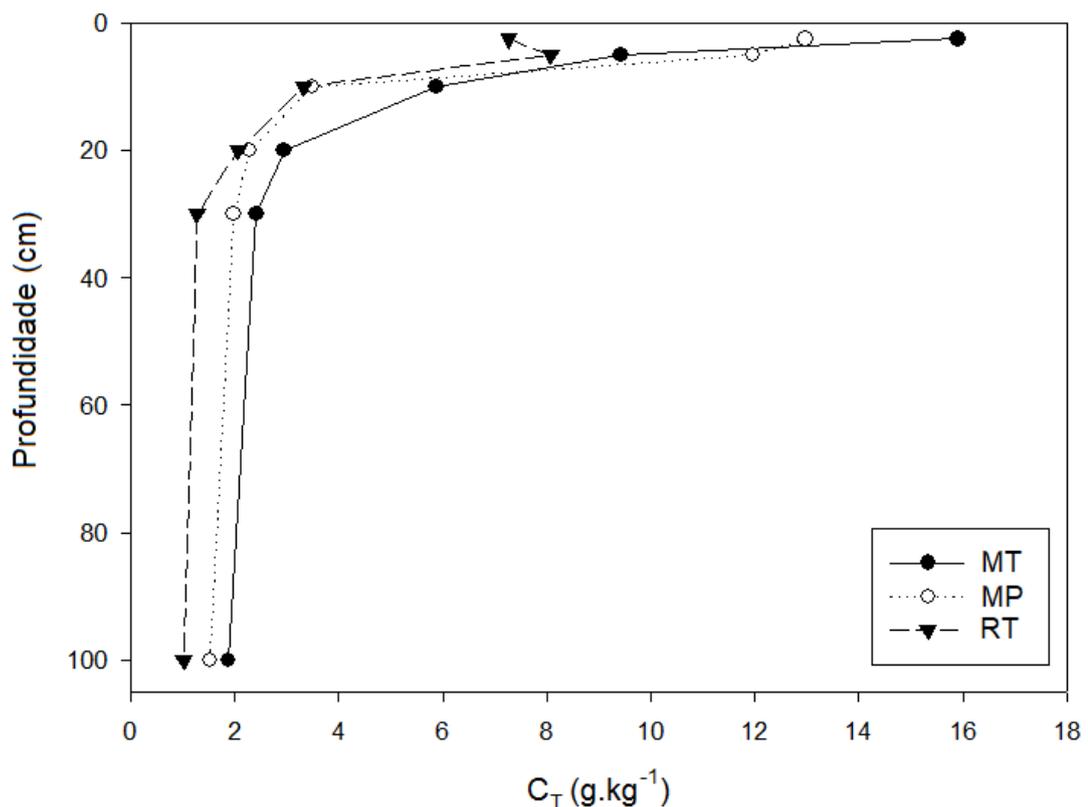


Figura 8. Teor de carbono do solo inteiro (C_T) em profundidade, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

Para todas as profundidades, não houve diferença estatística significativa entre os tratamentos para os teores de C e N (teste de Tukey, $p=0,05$). Tal fato possivelmente decorre deste histórico de manutenção de resíduos da colheita nos ciclos anteriores à implantação do experimento, sendo apenas um ciclo de cultivo insuficiente para evidenciar estatisticamente a diminuição nos teores de MOS decorrente da remoção dos resíduos da colheita. Rocha et al. (2018), em Latossolo Vermelho-Amarelo no cerrado, sob cultivo de eucalipto por 60 anos, identificaram que o efeito da remoção dos resíduos da colheita no teor de C orgânico do solo foi intensificado a partir do segundo ciclo de cultivo.

Epron et al. (2015), em solo arenoso sob cultivo de eucalipto, observaram o decréscimo no estoque de C no solo quando houve a remoção total dos resíduos de colheita e da serrapilheira do ciclo anterior, no entanto, a adição de 36% a mais material orgânico, em relação à manutenção dos resíduos de colheita, não resultou em diferença acúmulo de C. Mendham et al. (2002), observaram que o manejo dos resíduos de colheita do eucalipto após um ciclo de cultivo, na Austrália, em solos com teor de argila 2,4% e 11,6%, não resultou em diferença nos teores de C e N. No entanto a manutenção dos resíduos favoreceu o crescimento microbiano, indicando que o manejo altera a qualidade da MOS.

O C da fração F250 apresentou o mesmo padrão de distribuição do carbono do solo inteiro (Tabela 3), demonstrando que o uso da fração menor que 250 μm no solo arenoso, para fins de comparação de tratamentos, é uma alternativa para o estudo da MOS quando as concentrações de C no solo são próximas dos limites de detecção/quantificação analíticos. Os teores de N na fração F250 foram maiores em superfície (Tabela 3), decrescendo ao longo do perfil.

A serrapilheira apresentou teores de C e N médios, de 398,93 g.kg^{-1} e 7,27 g.kg^{-1} no tratamento MT, 434,57 g.kg^{-1} e 8,17 g.kg^{-1} no tratamento MP, e o material colhido sobre o sombrite tratamento RT apresentou teores de 471,91 g.kg^{-1} e 6,01 g.kg^{-1} , respectivamente. Resultando em razão C/N de 55, 53 e 78 respectivamente.

O material orgânico coletado no sombrite do tratamento RT apresentou composição química próxima da composição da vegetação, tendo

sofrido pouca alteração microbiana por não estar em contato com o solo. A razão C/N diminui no sentido em que aumenta o grau de decomposição do material orgânico devido ao enriquecimento em estruturas metabolizadas pelos microrganismos, que possuem menor C/N (Mendham et al., 2002).

3.2. Efeito do manejo dos resíduos no pH e CTC efetiva

O solo estudado apresentou textura arenosa com teor de argila de 4% em todo o perfil de solo, média de 91% das frações areia média e grossa (granulometria de 0,250 mm a 2,0 mm), sem formação de agregados (apêndice 1). A falta de agregação das partículas do solo implica na ausência do mecanismo de proteção física da matéria orgânica do solo e, portanto, que o material orgânico presente depende de outros mecanismos para ser estabilizado ou protegida da decomposição no solo, tais como interação organomineral, autoassociação da matéria orgânica ou recalitrância bioquímica (Kleber et al., 2007; Six et al., 2002).

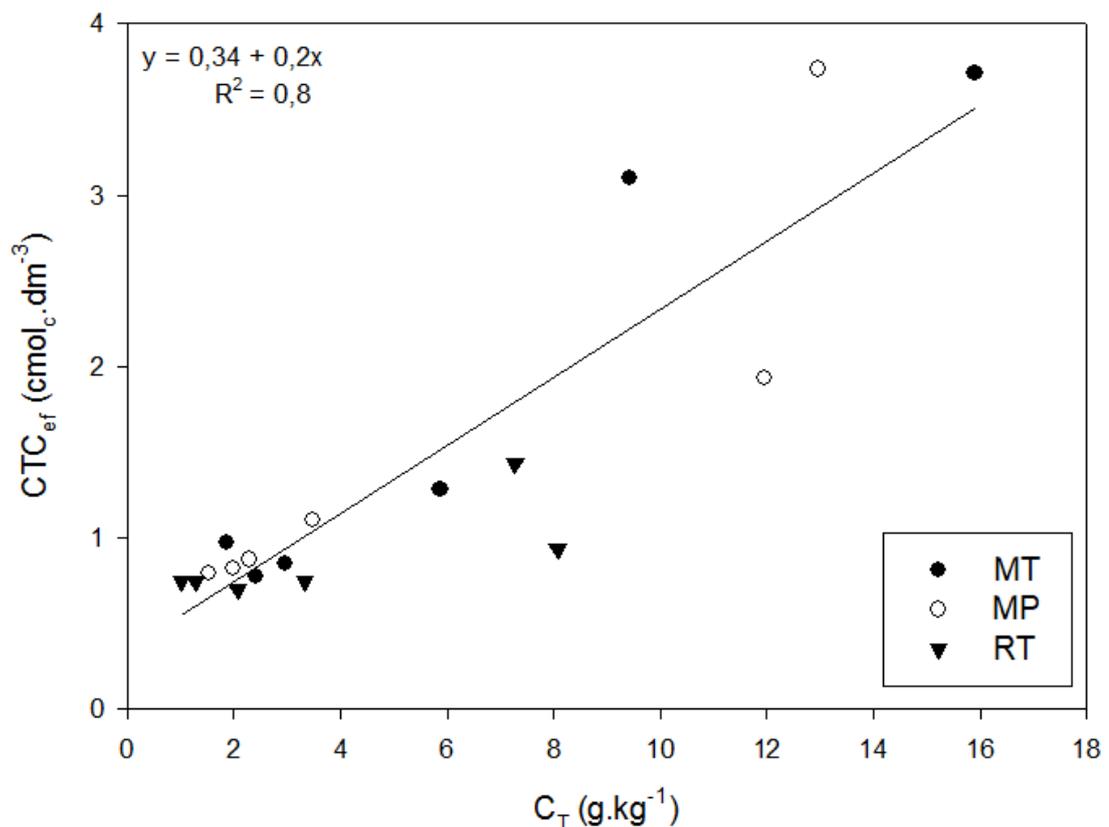


Figura 9. Regressão entre os teores de carbono do solo inteiro (C_T) e a capacidade de troca efetiva de cátions (CTC_{ef}), nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

O $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ variou de 4,2 a 5,1, com coeficiente de variação máximo de 12% (Apêndice 1), não apresentando diferença estatística entre os tratamentos. A CTC_{ef} foi maior em superfície, decrescendo em profundidade (Tabela 2). Não houve diferença estatística significativa entre os tratamentos, no entanto, verificou-se que na camada de 0 – 2,5 cm o tratamento RT apresentou CTC_{ef} média inferior à metade da média dos demais tratamentos, indicando que neste solo arenoso a CTC_{ef} está relacionada a nova serrapilheira, isto é, a formada durante o ciclo de cultivo atual, após o manejo dos resíduos da colheita. A nova serrapilheira é constituída principalmente de folhas, material de mais fácil decomposição do que os demais resíduos da colheita, sendo decomposta mais rapidamente resulta em estruturas funcionalizadas que contribuem para o aumento da CTC.

A contribuição da MOS para a CTC_{ef} é evidenciada através da regressão apresentada na Figura 9. Em virtude do baixo teor de argila, a CTC_{ef} respondeu linearmente ao incremento no teor de MOS, houve correlação alta e significativa ($p < 0,05$) entre as variáveis, demonstrando que o solo arenoso é altamente dependente da CTC gerada pela MOS para armazenar nutrientes.

Observa-se também que o efeito dos resíduos na CTC_{ef} é limitado às camadas superficiais do solo (Tabela 2). Silva et al. (1994) na avaliação da contribuição da MOS para a CTC em areias quartzosas (Neossolo) do cerrado, ressaltaram que a forte dependência observada entre as duas variáveis, enfatiza a fragilidade e a importância do manejo e conservação da MOS nestes solos.

Tabela 2. pH em água e capacidade de troca de cátions efetiva (CTC_{ef}) em profundidade, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Camada (cm) | $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ | | | CTC_{ef} $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ | | |
|-------------|----------------------------------|-----|-----|--|-----|-----|
| | MT | MP | RT | MT | MP | RT |
| 0 – 2,5 | 4,8 | 5,1 | 4,7 | 3,7 | 3,7 | 1,4 |
| 2,5 – 5 | 4,8 | 4,9 | 4,5 | 3,1 | 1,9 | 0,9 |
| 5 – 10 | 4,3 | 4,6 | 4,5 | 1,3 | 1,1 | 0,7 |
| 10 – 20 | 4,2 | 4,6 | 4,4 | 0,9 | 0,9 | 0,7 |
| 20 – 30 | 4,2 | 4,4 | 4,5 | 0,8 | 0,8 | 0,7 |
| 75 – 100 | 4,3 | 4,5 | 4,4 | 1,0 | 0,8 | 0,7 |

Não houve diferença estatística significativa entre os tratamentos na comparação de médias pelo teste de Tukey ($p=0,05$).

3.3. Distribuição das frações húmicas da matéria orgânica

As frações obtidas na extração com água (C_{H_2O}) e ácido clorídrico (C_{HCl}) apresentaram baixas concentrações de C em todos os perfis e tratamentos (Tabela 3). Os extratos C_{H_2O} e C_{HCl} são constituídos por compostos orgânicos originados da exsudação das raízes e de produto da atividade microbiana, sendo estruturas menores e quimicamente mais móveis que as demais frações húmicas da MOS. Com o clima úmido e o solo bem drenado, essas estruturas podem ser facilmente carregadas do perfil.

Apesar de não apresentar diferença estatística significativa entre os tratamentos, é importante destacar que o teor de C_{AF} foi sempre maior no tratamento MP, e que o teor de C_{AH} foi sempre maior no tratamento MT. Pode-se inferir que a nova serrapilheira, por ser constituída essencialmente por folhas, teria menor conteúdo de lignina, e seria mais suscetível à decomposição gerando estruturas mais funcionalizadas, contribuindo para a fração extraível de AF.

Embora no tratamento MT também haja a formação de nova serrapilheira, a maior disponibilidade de material orgânico, em virtude manutenção dos resíduos da colheita, possivelmente favoreça a proteção da MOS através de autoassociação (Kleber et al., 2007). Desta forma, a diminuição da taxa de decomposição dos resíduos, decorrente desta proteção, resultaria em menor proporção de material orgânico funcionalizado extraível na fração de AF, quando comparado ao tratamento MP. Além disso, o resíduo da colheita, que contém além das folhas, galhos, e casca, seria mais lignificados e tenderia a formar estruturas maiores e relativamente menos funcionalizadas na decomposição, contribuindo também para uma maior proporção da fração AH.

A contribuição relativa de cada uma das frações químicas da MOS para o conteúdo de C total da fração F250 está representada na Figura 10. Observa-se que, no tratamento MT, a MOS é composta essencialmente por HU e AH. A maior contribuição relativa da fração de AH em comparação à fração de AF neste tratamento corrobora o argumento anterior de que o material orgânico oriundo do resíduo da colheita estaria menos funcionalizado. O material orgânico mais funcionalizado, extraído nas frações de AF, C_{H_2O} e C_{HCl} tende a aumentar a sua importância relativa em profundidade, seja pela capacidade de percolação no perfil, ou por serem os inputs provenientes do sistema radicular.

Tabela 3. Teores de carbono (C_F), nitrogênio (N_F), relação C/N e teores de carbono nas substâncias húmicas obtidas da fração F250, corrigido para massa total de solo, ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Tratamento | C_F | N_F | C/N | C - H ₂ O | C - HCl | C - AF | C - AH | C - SHs | C - HU |
|-------------|--------------------------------|-------|------|----------------------|---------|--------|--------|---------|--------|
| | ----- g.kg ⁻¹ ----- | | | | | | | | |
| 0 – 2,5 cm | | | | | | | | | |
| MT | 8,45 | 0,54 | 15,7 | 0,06 | 0,00 | 0,84 | 4,16 | 5,00 | 3,39 |
| MP | 7,13 | 0,39 | 18,3 | 0,16 | 0,37 | 2,12 | 2,72 | 4,84 | 1,76 |
| RT | 3,79 | 0,20 | 18,6 | 0,00 | 0,02 | 0,27 | 1,42 | 1,69 | 2,08 |
| 2,5 – 5 cm | | | | | | | | | |
| MT | 4,55 | 0,29 | 15,9 | 0,04 | 0,01 | 0,39 | 2,00 | 2,39 | 2,11 |
| MP | 4,82 | 0,26 | 18,5 | 0,17 | 0,34 | 1,63 | 1,06 | 2,69 | 1,62 |
| RT | 3,90 | 0,19 | 20,3 | 0,01 | 0,02 | 0,20 | 1,43 | 1,63 | 2,24 |
| 5 – 10 cm | | | | | | | | | |
| MT | 2,75 | 0,17 | 16,2 | 0,03 | 0,00 | 0,11 | 1,06 | 1,17 | 1,55 |
| MP | 1,74 | 0,09 | 20,2 | 0,09 | 0,28 | 0,62 | 0,18 | 0,80 | 0,56 |
| RT | 1,38 | 0,06 | 24,2 | 0,01 | 0,01 | 0,07 | 0,36 | 0,43 | 0,94 |
| 10 – 20 cm | | | | | | | | | |
| MT | 1,18 | 0,07 | 17,5 | 0,01 | 0,00 | 0,04 | 0,27 | 0,31 | 0,86 |
| MP | 0,98 | 0,05 | 20,9 | 0,09 | 0,21 | 0,37 | 0,09 | 0,46 | 0,22 |
| RT | 0,66 | 0,03 | 26,2 | 0,04 | 0,01 | 0,05 | 0,09 | 0,14 | 0,48 |
| 20 – 30 cm | | | | | | | | | |
| MT | 1,17 | 0,07 | 16,9 | 0,01 | 0,01 | 0,07 | 0,19 | 0,26 | 0,89 |
| MP | 0,70 | 0,03 | 21,0 | 0,08 | 0,19 | 0,24 | 0,04 | 0,28 | 0,14 |
| RT | 0,46 | 0,03 | 15,1 | 0,04 | 0,02 | 0,05 | 0,07 | 0,11 | 0,29 |
| 75 – 100 cm | | | | | | | | | |
| MT | 0,56 | 0,03 | 16,5 | 0,01 | 0,03 | 0,06 | 0,07 | 0,14 | 0,38 |
| MP | 0,37 | 0,01 | 25,6 | 0,06 | 0,13 | 0,12 | 0,02 | 0,14 | 0,04 |
| RT | 0,25 | 0,01 | 20,0 | 0,03 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,07 | 0,10 |

Não houve diferença estatística significativa entre os tratamentos na comparação de médias pelo teste de Tukey ($p=0,05$).

No tratamento MP é evidenciada a contribuição da nova serrapilheira para a formação das frações mais lábeis da MOS. A proporção de material orgânico extraído nas frações de AF tende a ser constante ao longo do perfil do solo (Figura 10). A proporção de AH diminui em profundidade, enquanto a contribuição relativa de C_{H_2O} e C_{HCl} aumentou. No caso do tratamento MT, a contribuição das frações mais lábeis torna-se menos representativa comparadas ao maior teor de C_{AH} e C_{HU} .

Já no tratamento RT é possível visualizar a contribuição dos ciclos de plantio anteriores para a MOS, uma vez que houve a remoção dos resíduos da colheita e o impedimento de formação da nova serrapilheira. O padrão de distribuição das frações húmicas neste manejo é semelhante ao do MR até a camada de 5 – 10 cm, representando a dinâmica da MOS herdada dos ciclos de plantio anteriores, previamente ao manejo dos resíduos da colheita (mais de 6 anos). As contribuições de C_{H_2O} e C_{HCl} nas camadas mais profundas podem ser resultantes de exsudação radicular, e se tornam proporcionalmente mais relevantes neste tratamento sem aporte recente de resíduo da colheita e de serrapilheira.

É possível inferir que na condição de manutenção dos resíduos, manejo empregado previamente ao experimento, o ambiente de decomposição favorece a formação de MOS com estruturas extraíveis nas frações de AH e HU. Após a remoção dos resíduos da colheita, há o estímulo de consumo da nova serrapilheira e a produção de estruturas mais funcionalizadas extraíveis com água e ácido clorídrico e nas frações de AF.

Embora haja ausência de diferença significativa entre os tratamentos, verifica-se que o manejo afeta a compartimentação química da MOS, havendo tendência de redução do teor de C no solo quando não ocorre a manutenção dos resíduos de colheita do eucalipto.

Desta forma, há indicativo de que quando houver a remoção total dos resíduos da colheita e impedimento da formação de nova serrapilheira em ciclos sucessivos de plantio, a MOS estocada como estruturas da fração de AH e HU será consumida dando lugar a estruturas mais lábeis que poderão ser carreadas do perfil ou seguirem a decomposição até a mineralização do C, reduzindo os teores de MOS, conforme observado por Rocha et al. (2018)

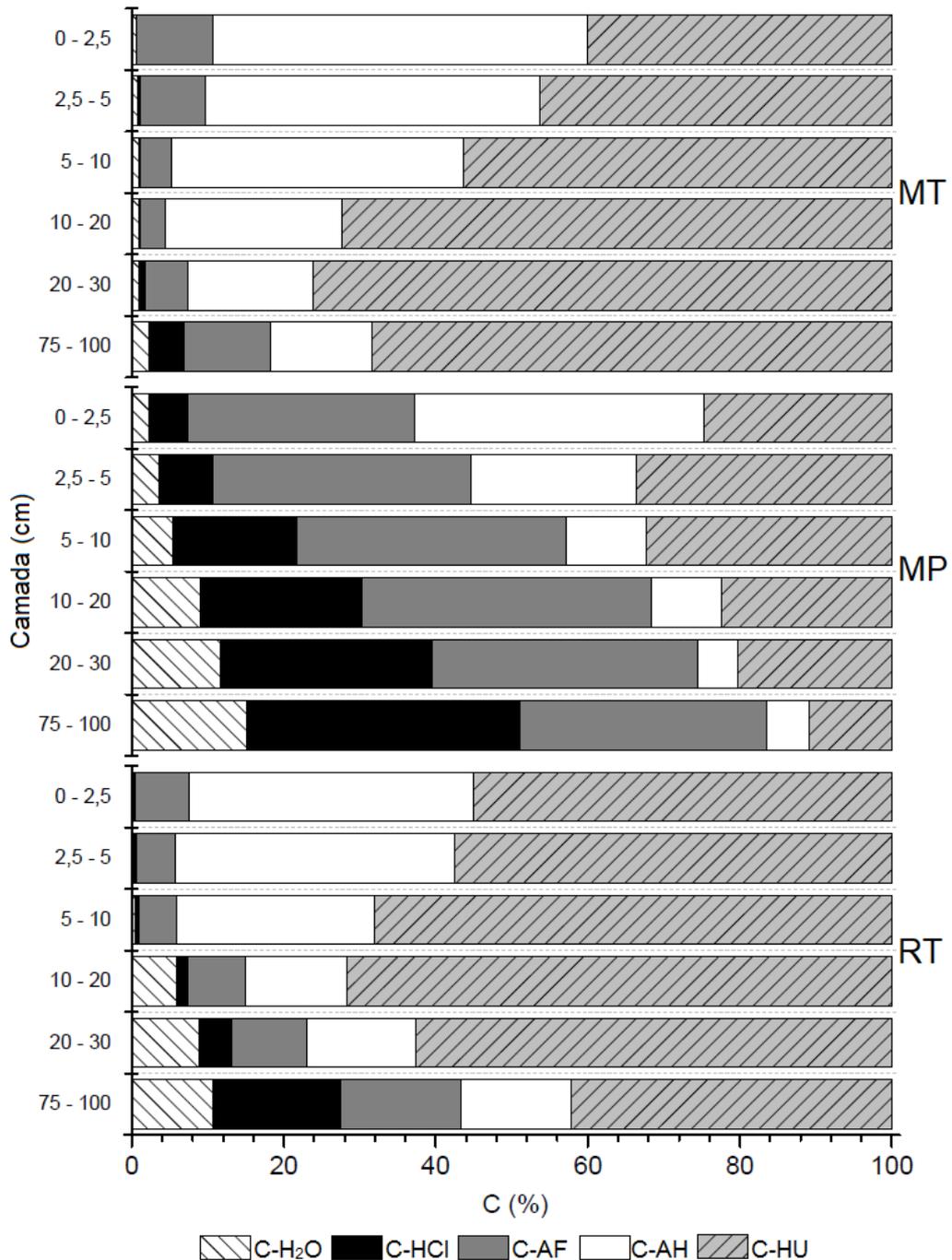


Figura 10. Contribuição relativa das frações húmicas para o carbono total da fração F250 em profundidade, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

3.4. Composição espectral das frações de ácido húmico e humina da matéria orgânica do solo

Nas amostras com teor de C_F menor que $0,6 \text{ g.kg}^{-1}$ (Tabela 3), a recuperação de massa de AH, após a purificação com HF/HCl 5% (v/v), foi muito pequena, e não foi possível analisá-las por FTIR. Para as amostras de HU o

tratamento não foi completamente eficiente em eliminar a fração mineral na camada de 75 – 100 cm, gerando distorção no espectro na faixa de 1500 a 800 cm^{-1} , devido à presença de estruturas com Si-O (Dick et al., 2006).

As principais faixas de absorção identificadas no espectro de FTIR (Figura 11) foram as bandas centradas: em 3417 cm^{-1} , atribuída às ligações de hidrogênio em grupos OH; em 2920-2838 cm^{-1} , associadas ao estiramento C–H em alifáticos; em 1720 cm^{-1} , associada ao estiramento C=O dos grupos carboxílicos; em 1630 cm^{-1} , relacionada à vibração estrutural C=C aromático; em 1560 cm^{-1} , associada ao estiramento C–N e à deformação N–H; em 1380-1375 cm^{-1} , relacionada à deformação C–H em alifáticos; em 1230 cm^{-1} , associada ao estiramento C–O e à deformação OH do grupo carboxílico; e em 1110 - 1075- cm^{-1} , atribuída ao estiramento C–O de polissacarídeos, podendo ser mascarada pelo sinal das vibrações Si–O, abaixo de 1060 cm^{-1} , quando a fração mineral não é eliminada no tratamento com HF.

O padrão dos espectros foi muito semelhante entre os tratamentos, e entre os extratos de AH e HU. A serrapilheira do tratamento MT apresentou o maior índice de aromaticidade (Tabela 4), evidenciando que, mesmo após seis anos, a contribuição dos resíduos mais lignificados (casca e galhos) ainda estão presentes na serrapilheira, possivelmente preservado pelo aporte de material orgânico mais lábil da nova serrapilheira. Como esperado, o material recolhido sobre o sombrite do tratamento RT, que é constituído essencialmente por folhas (menor teor de lignina), possui menor IA. A intensidade reativa IR_{1720} demonstra que a serrapilheira do tratamento MP é a mais carboxilada dentre as três, corroborando a hipótese de que decomposição da serrapilheira formada durante o ciclo de cultivo atual ocorre mais rapidamente que dos demais resíduos da colheita deixados no tratamento MT.

Os valores de intensidade relativa calculados para os extratos de AH (Tabela 4) permitem identificar tendências de variação ao longo do perfil. No tratamento MT, o IA é menor em profundidade que na camada superficial, indicando que o material orgânico da fração AH são mais aromáticos em superfície. Este comportamento pode ser resultante da contribuição do material orgânico mais lignificado, originado dos resíduos da colheita, para a composição química da fração AH, que se concentram na parte mais superficial do solo.

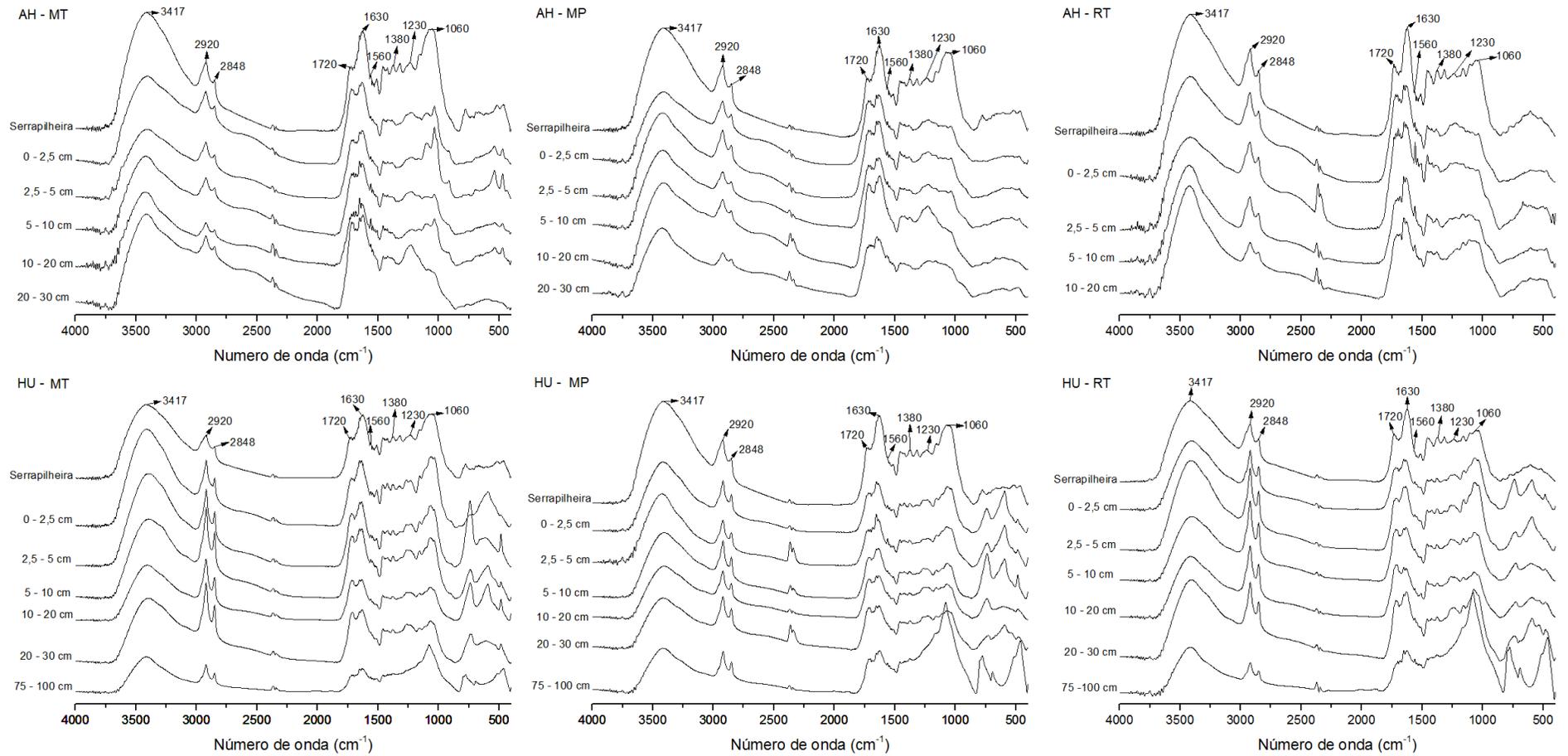


Figura 11. Espectros de FTIR da serrapilheira, dos ácidos húmicos (AH) e humina (HU) em profundidade, obtidos da fração F250 nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

Tabela 4. Intensidades relativas dos espectros de FTIR e índice de aromaticidade (IA) da serrapilheira, dos ácidos húmicos (AH) e humina (HU), ao longo do perfil do solo, obtidos da fração F250 nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Tratamento | Intensidade relativa (%) | | | IA _{1630/2920} |
|-----------------------|--------------------------|--------------------|--------------------|-------------------------|
| | IR ₂₉₂₀ | IR ₁₇₂₀ | IR ₁₆₃₀ | |
| Serrapilheira | | | | |
| MT | 21 | 31 | 48 | 2,3 |
| MP | 16 | 52 | 33 | 2,1 |
| RT | 24 | 29 | 47 | 1,9 |
| Camada (cm) AH | | | | |
| MT | | | | |
| 0 - 2,5 | 14 | 42 | 44 | 3,2 |
| 2,5 - 5 | 19 | 39 | 42 | 2,2 |
| 5 - 10 | 17 | 39 | 43 | 2,5 |
| 10 - 20 | 15 | 40 | 45 | 2,9 |
| MP | | | | |
| 0 - 2,5 | 21 | 39 | 40 | 1,8 |
| 2,5 - 5 | 23 | 37 | 40 | 1,8 |
| 5 - 10 | 17 | 40 | 42 | 2,4 |
| 10 - 20 | 14 | 44 | 43 | 3,1 |
| RT | | | | |
| 0 - 2,5 | 21 | 38 | 40 | 1,9 |
| 2,5 - 5 | 21 | 39 | 40 | 1,9 |
| 5 - 10 | 23 | 33 | 45 | 2,0 |
| 10 - 20 | 17 | 38 | 45 | 2,6 |
| Camada (cm) HU | | | | |
| MT | | | | |
| 0 - 2,5 | 31 | 30 | 39 | 1,3 |
| 2,5 - 5 | 32 | 31 | 36 | 1,1 |
| 5 - 10 | 36 | 32 | 33 | 0,9 |
| 10 - 20 | 39 | 31 | 30 | 0,8 |
| 20 - 30 | 39 | 31 | 30 | 0,8 |
| MP | | | | |
| 0 - 2,5 | 31 | 32 | 38 | 1,2 |
| 2,5 - 5 | 29 | 31 | 40 | 1,4 |
| 5 - 10 | 31 | 32 | 37 | 1,2 |
| 10 - 20 | 29 | 36 | 35 | 1,2 |
| 20 - 30 | 31 | 36 | 33 | 1,1 |
| RT | | | | |
| 0 - 2,5 | 33 | 31 | 35 | 1,1 |
| 2,5 - 5 | 37 | 29 | 34 | 0,9 |
| 5 - 10 | 39 | 31 | 30 | 0,8 |
| 10 - 20 | 38 | 34 | 28 | 0,7 |
| 20 - 30 | 31 | 33 | 35 | 1,1 |

No tratamento MP o comportamento inverso foi observado, o IA foi maior em profundidade, sugerindo que os AH mais funcionalizados e aromáticos encontrados nas camadas mais profundas seriam herdados dos resíduos dos ciclos de plantio anteriores, previamente à remoção dos resíduos da colheita, e que foram lixiviados no perfil no decorrer deste período. A funcionalização dos anéis aromáticos permite o deslocamento destes compostos no perfil (Kalbitz *et al.*, 2000), neste solo que não possui limitação de precipitação e drenagem. O mesmo perfil de aumento do IA é observado no tratamento RT, reforçando a hipótese de que a fração de AH seria herdada dos ciclos de cultivo anteriores ao manejo dos resíduos da colheita.

Já para a fração HU, a variação dos índices com o aumento da profundidade não apresentou padrões evidentes. É importante salientar que as médias dos valores de IR₂₉₂₀ obtidas para fração de HU (de 30 a 36%) foram maiores que as médias obtidas para as frações de AH (de 16 a 21%), enquanto as médias de IR₁₇₂₀ e IR₁₆₃₀ calculadas para as frações de AH (de 37 a 40% e de 41 a 44%, respectivamente) foram maiores do que as obtidas para as frações de HU (de 31 a 32% e de 32 a 37%, respectivamente). Estes resultados indicam que o material orgânico da fração de HU apresenta maior caráter alifático (maior teor de lipídios) que o respectivo material orgânico da fração AH, que por sua vez são mais aromáticos e funcionalizados. Possivelmente o material orgânico contido na fração HU não é extraído no fracionamento químico em razão de sua hidrofobicidade.

3.5. Assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e perfil de *n*-alcanos

A assinatura isotópica de ($\delta^{13}\text{C}$) determinada para as amostras de solo variou de -28,74‰ a -25,61‰ (Tabela 5) em todo o perfil do solo. Não houve diferença estatística entre os tratamentos na comparação das médias (teste de Tukey, $p=0,05$). Esta faixa de assinatura isotópica indica que a matéria orgânica presente no solo é originada de vegetação com metabolismo C₃ (floresta), cuja assinatura varia na faixa de -30‰ a -22‰ (Cerling *et al.*, 1997; Taiz & Zeiger, 2013).

Tabela 5. Assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$), ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Camada (cm) | MT | MP | RT |
|----------------|---------------------------|--------|--------|
| | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) | | |
| Serrapilheira | -27,58 | -27,80 | -28,11 |
| 0 - 2,5 | -28,21 | -28,74 | -28,16 |
| 2,5 - 5 | -27,92 | -27,93 | -27,93 |
| 5 - 10 | -27,86 | -27,87 | -27,92 |
| 10 - 20 | -27,56 | -27,38 | -27,74 |
| 20 - 30 | -26,77 | -27,36 | -26,73 |
| 75 - 100 | -25,89 | -25,61 | -25,91 |

Não houve diferença estatística significativa entre os tratamentos na comparação de médias pelo teste de Tukey ($p=0,05$).

Por tratar-se de material vegetal praticamente inalterado, a assinatura isotópica do material coletado sobre o sombrite no tratamento RT (-28,11 ‰) foi adotado como referência para a floresta de eucalipto. Não se verificou no perfil do solo contribuição de material orgânico de vegetação com metabolismo C4. O enriquecimento relativo em ^{13}C em quase 3 ‰ até um metro de profundidade possivelmente esteja associado ao fracionamento decorrente do decomposição microbiana (Billings & Richter, 2006; Martinelli et al, 2009). Todos os tratamentos apresentaram o mesmo padrão de enriquecimento relativo em ^{13}C , indicando que o material orgânico mais decomposto em profundidade possa estar mais relacionado com o material herdado dos ciclos de cultivo anteriores do que com o manejo de resíduos adotado no último ciclo.

Pulrolnik et al. (2009) utilizaram o valor de - 27,5 ‰ como referência para assinatura isotópica de florestas plantadas no cerrado. Em um Latossolo Vermelho-Amarelo, sob 20 anos de cultivo de eucalipto, a assinatura isotópica na camada de 0-10 cm de solo foi de - 23,07 ‰. Os autores concluíram que houve baixa taxa de substituição do C nativo pelo C derivado do eucalipto, e elencam como causa, entre outros fatores, as condições climáticas amenas de altitude e a textura muito argilosa que teriam contribuído para estabilização da MOS original.

Silva et al. (2012), em avaliação da MOS em áreas de cultivo de eucalipto, em argissolo vermelho, sob as mesmas condições climáticas, encontraram variação de -25,9‰ a -20,1‰ na assinatura isotópica de C, da camada de 0 – 5 cm à camada de 20 – 40 cm, respectivamente, após 9 anos do plantio. A diferença de 5,8‰ na assinatura isotópica foi atribuída à contribuição

de material orgânico oriundo de pastagem com metabolismo C4, que teria antecedido o cultivo do eucalipto, enquanto a contribuição do eucalipto para a MOS teria ficado limitada às camadas mais superficiais do solo. No Neossolo Quartzarênico, objeto deste estudo, o baixo teor de argila, associado à intensa precipitação e à boa drenagem do solo possivelmente permitiram a migração de material orgânico derivado do eucalipto para maiores profundidades.

A análise dos cromatogramas da distribuição dos *n*-alcanos (Figuras 10, 11 e 12) permite visualizar a contribuição do material orgânico proveniente do resíduo do eucalipto no perfil do solo. Em geral, os lipídios derivados de plantas possuem maior proporção *n*-alcanos de cadeia longas, enquanto que os lipídios derivados de micro-organismos se caracterizam por apresentar maior proporção de *n*-alcanos de cadeia curta (van Bergen et al., 1997; Wiesenberg et al.; 2010).

A partir do perfil cromatográfico da serrapilheira, verificou-se que, neste solo, as estruturas alifáticas de até 24 átomos de C na cadeia podem ser associadas aos produtos de degradação microbiana, enquanto as cadeias com número de C maior ou igual a 25, podem ser atribuídas ao material orgânico herdado diretamente do resíduo vegetal. Nos cromatogramas o pico observado entre os picos C₂₅ e C₂₆ corresponde ao composto ftalato, e trata-se de uma contaminação das amostras resultante do armazenamento do solo em embalagem plástica. Como não houve sobreposição dos picos de interesse, a contaminação não prejudicou a interpretação dos dados.

Nos tratamento MT(Figura 12), é possível visualizar uma distribuição bimodal para o cromatograma da serrapilheira com uma contribuição significativa do material herdado da vegetação ($R_{C/L} < 1$), mas também com a presença de produtos microbianos, padrões corroborados pela $R_{C/L}$ (Tabela 6).

A distribuição bimodal segue até a camada de 2,5 – 5 cm, com o aumento da contribuição microbiana ($R_{C/L} > 1$). A partir da camada de 20-30 a distribuição torna-se unimodal, com a predominância das cadeias curtas provenientes do metabolismo microbiano, aumentando a $R_{C/L}$.

O tratamento MP (Figura 13) possui padrão de distribuição semelhante ao MT. Na camada de 0 – 2,5 cm a contribuição do material herdado diretamente da vegetação é menos significativa (atenuação do pico equivalente ao C₂₉), se equivalendo à contribuição microbiana ($R_{C/L} \sim 1$). A partir da camada

de 20 – 30 centímetros, a distribuição unimodal apresenta um leve deslocamento para a esquerda ($C_{28} - C_{33}$). Esta assimetria pode sugerir que parte do material herdado diretamente dos resíduos da colheita, nos ciclos de plantio anteriores ao manejo dos resíduos, percola até a camada de 75 – 100 cm do solo, enquanto o material herdado da nova serrapilheira contribui principalmente até a camada de 20 – 30 cm do solo. Também há a possibilidade de tratar-se de material orgânico derivado das raízes em profundidade.

O perfil cromatográfico do tratamento RT (Figura 14), que apresenta distribuição unimodal com deslocamento para a esquerda ($C_{26} - C_{29}$) a partir da camada de 2,5 – 5 cm, também apresenta pequenas contribuições de cadeias com mais de 30 átomos. Os picos a partir de C_{30} nestes tratamentos são evidenciados em profundidade em função atenuação dos demais pico pela diminuição da abundância MOS no perfil.

O perfil do material coletado sobre o sombrite no tratamento RT apresenta forte assimetria com deslocamento à direita, indicando que a falta de contato com o solo minimiza o efeito da atividade microbiana ($R_{C/L} < 1$). Diferente dos perfis dos tratamentos MT e MP, a camada de 0 – 2,5 cm apresenta perfil unimodal com máximo em C_{23} . Este resultado demonstra que a manutenção de resíduos e o aporte de serrapilheira são as principais fonte de material orgânico vegetal para o solo. Após a remoção dos resíduos e do impedimento de formação de nova serrapilheira, a contribuição vegetal para a fração lipídica é convertida pela atividade microbiano. Este perfil cromatográfico corrobora a tendência verificada anteriormente de redução do teor de C no solo quando não houver a manutenção dos resíduos de colheita do eucalipto.

A diminuição da razão $R_{C/L}$ na camada de 75 – 100 cm do tratamento RT pode ser atribuída ao material herdado dos resíduos dos ciclos de plantio anteriores ao manejo dos resíduos ou ao material orgânico derivado das raízes, que sofreu menor ação microbiana em razão da profundidade.

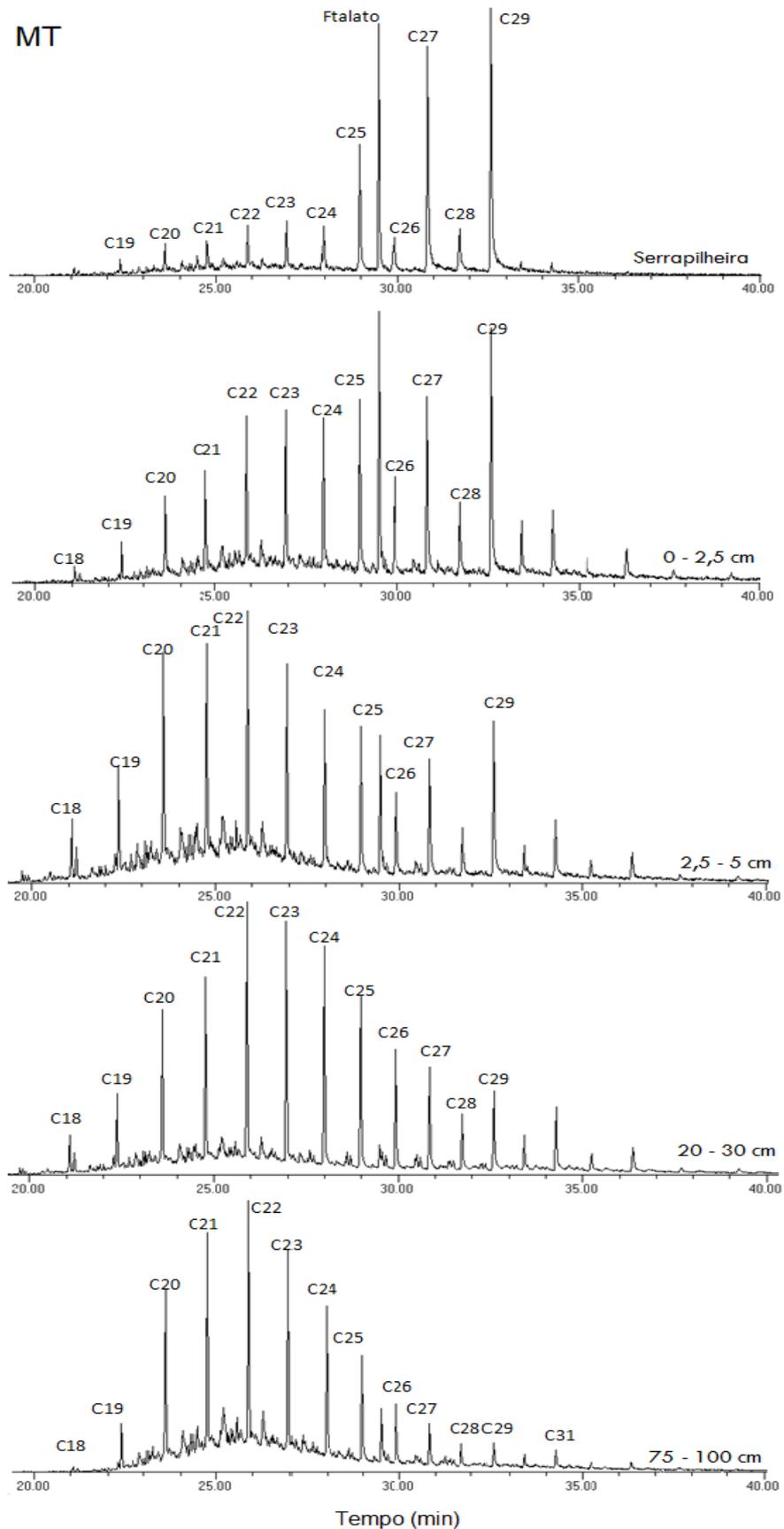


Figura 12. Perfil dos *n*-alcanos ($m/z=71$), em profundidade, no manejo com manutenção total (MT) dos resíduos da colheita.

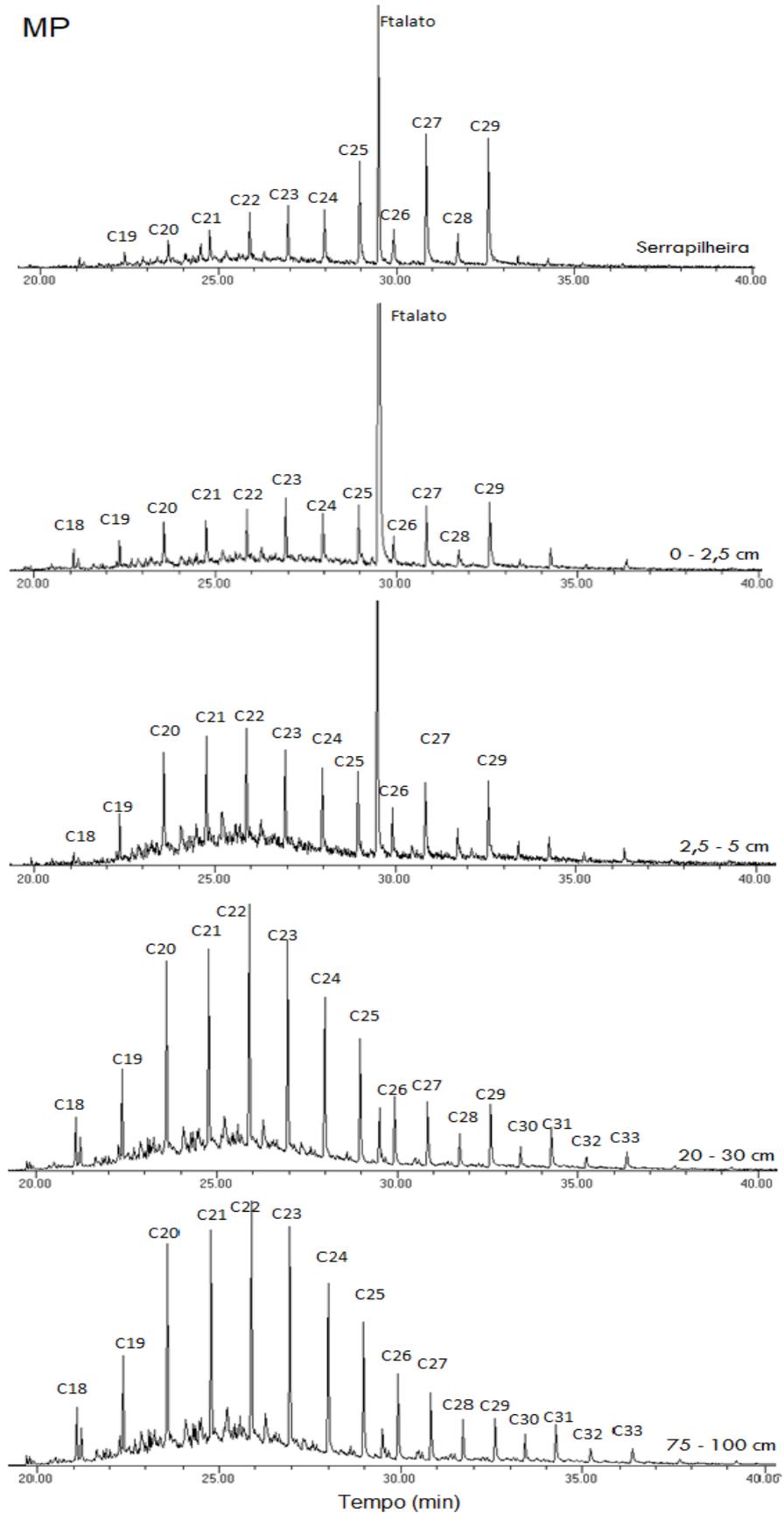


Figura 13. Perfil dos *n*-alcanos ($m/z=71$), em profundidade, no manejo com manutenção parcial (MP) dos resíduos da colheita.

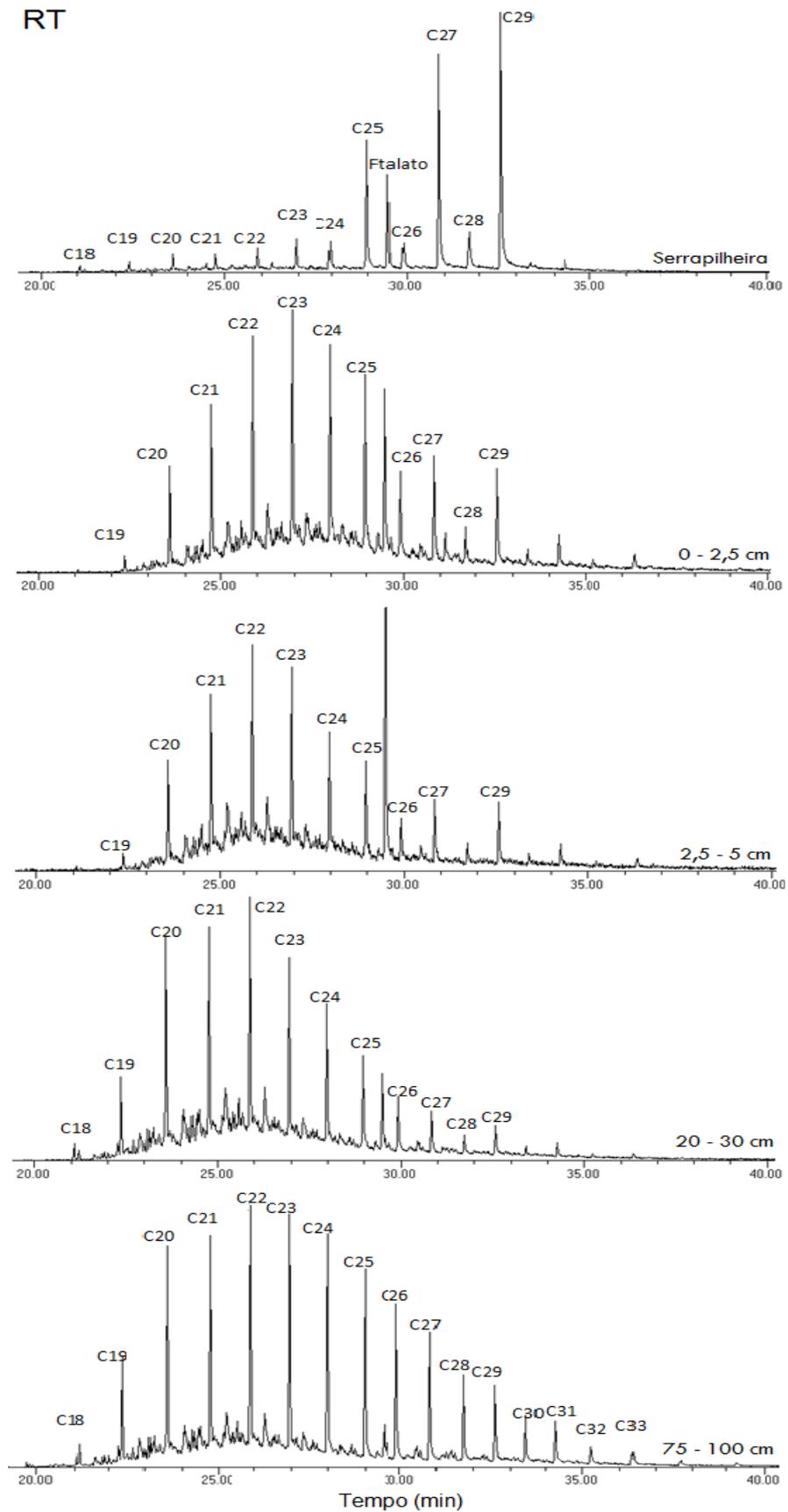


Figura 14. Perfil dos *n*-alcanos ($m/z=71$), em profundidade, no manejo com remoção total (RT) dos resíduos da colheita.

Tabela 6. Relação entre *n*-alcanos de cadeia curta e longa ($R_{C/L}$), ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Camada (cm) | $R_{C/L}$ | | |
|----------------|-----------|-----|-----|
| | MT | MP | RT |
| Serrapilheira | 0,2 | 0,5 | 0,1 |
| 0-2,5 | 0,7 | 1,1 | 1,5 |
| 2,5-5 | 1,8 | 1,8 | 2,8 |
| 20-30 | 1,7 | 2,5 | 4,3 |
| 75-100 | 3,3 | 2,5 | 1,6 |

O índice de preferência de carbono (IPC) indica o grau de decomposição do material orgânico herdado da vegetação. Lipídios derivados dos vegetais superiores apresentam nos estágios iniciais de decomposição predomínio dos *n*-alcanos com número ímpar de carbono (Eglinton & Hamilton, 1967). Com a evolução da decomposição ocorre a redução desta diferença. Assim, IPC maior que 1,0 indica material orgânico proveniente de vegetal e pouco alterado, enquanto a relação se aproximará da unidade com o avanço do grau de decomposição. O índice de preferência de carbono foi calculado para as cadeias longas (IPC_L) em razão dos *n*-alcanos derivados dos resíduos serem compostos principalmente por cadeias de 25 ou mais átomos de carbono.

O IPC_L calculado a partir dos cromatogramas (Tabela 7) demonstra a o mesmo padrão identificado na assinatura isotópica do $\delta^{13}C$ e na razão $R_{C/L}$, de aumento do grau de decomposição com o aumento da profundidade.

Tabela 7. Índice de preferência de carbono (IPC), ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Camada (cm) | IPC_L | | |
|----------------|---------|-------|-------|
| | MT | MP | RT |
| Serrapilheira | 14,28 | 13,51 | 32,55 |
| 0-2,5 | 4,85 | 13,00 | 6,51 |
| 2,5-5 | 4,61 | 8,14 | 3,88 |
| 20-30 | 3,50 | 4,09 | 4,63 |
| 75-100 | 3,79 | 2,91 | 2,86 |

A serrapilheira do tratamento MP foi a que apresentou maior grau de decomposição, resultado esperado, considerando ser composta essencialmente por folhas, material mais lábil com os demais resíduos de colheita presentes no tratamento MT (casca e galhos).

O IPC de 32,55 para o material orgânico coletado sobre o sombrite no tratamento RT deve-se ao fato de que este encontrava-se sem contato com o solo, pouco alterado, mantendo as características do material vegetal de original.

4. Conclusões

A remoção dos resíduos da colheita do eucalipto em Neossolo Quartzarênico, sob clima subtropical úmido, não altera significativamente o teor de MOS após um ciclo de manejo dos resíduos. Entretanto, considerando que há clara tendência de redução dos teores de C e N, existe a expectativa de que, ao longo de dois ou três ciclos de remoção de resíduos da colheita, esta redução se torne significativa.

Neste solo, a capacidade de armazenar de nutrientes depende altamente da CTC gerada pela MOS. A CTC responde essencialmente ao aporte de resíduos, especialmente ao da nova serrapilheira.

O maior aporte de matéria orgânica oferecido pela manutenção dos resíduos de colheita cria ambiente de decomposição que favorece a formação de frações mais protegidas da MOS (frações de AH e HU). A remoção dos resíduos favorece a formação de formas mais funcionalizadas (fração de AF e estruturas menores solúveis em H₂O e HCl).

Conforme assinatura isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e o perfil de distribuição dos *n*-alcanos, a contribuição de material orgânico herdado diretamente da vegetação, através dos resíduos da última colheita, se dá até um metro de profundidade; enquanto a contribuição do material orgânico herdado da nova serrapilheira ocorre principalmente até os 20 cm de profundidade. A proporção da contribuição dos produtos microbianos para a fração lipídica da MOS é maior em profundidade.

CAPÍTULO V – Considerações finais

A adequação metodológica proposta no Capítulo III deve ser testada em outras classes de solo com baixos teores de MOS para avaliar a sua aplicabilidade em outras condições.

A fim de confirmar a hipótese de que haverá redução significativa nos teores de C e N, após dois ou mais ciclos de remoção dos resíduos, o experimento deve ter continuidade, aplicando o manejo dos resíduos da colheita do eucalipto em ciclos sucessivos de plantio.

Com vistas ao desenvolvimento da silvicultura de forma sustentável, sugere-se a adoção de uma abordagem mais conservadora, optando-se pela estratégia de manutenção total dos resíduos da colheita do eucalipto nos plantios realizados em solos arenosos.

REFERÊNCIAS

- 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.
- ADAIR, E. C. *et al.* Simple three-pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates. **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, n. 11, p. 2636–2660, 2008.
- AGEFLOR – ASSOCIAÇÃO GAÚCHA DE EMPRESAS FLORESTAIS. **A indústria de base florestal no Rio Grande do Sul 2017**: ano base 2016. Porto Alegre: AGEFLOR, 2017. Disponível em: <http://www.ageflor.com.br/noticias/wp-content/uploads/2017/08/A-INDUSTRIA-DE-BASE-FLORESTAL-NO-RS-2017.pdf>. Acesso em: 13 fev. 2018.
- AMELUNG, W. *et al.* Combining biomarker with stable isotope analyses for assessing the transformation and turnover of soil organic matter. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 100, p. 155–250, 2008.
- BALIEIRO, F. C. *et al.* Soil carbon and nitrogen in pasture soil reforested with eucalyptus and guachapele. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 1253–1260, 2008.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e funções da matéria orgânica. *In*: SANTOS, G. A. *et al.* (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 7–18.
- BELOTTE, A. F. J. *et al.* Nutrient export by clear cutting *E. grandis* of different ages on two sites in Brazil. *In*: KOBAYASHI, S. *et al.* (ed.). **Rehabilitation of degraded tropical forest ecosystems**. Bogor: Center for International Forestry Research, 2001. p. 173–177.
- BILLINGS, S. A.; RICHTER, D. D. Changes in stable isotopic signatures of soil nitrogen and carbon during 40 years of forest development. **Oecologia**, Berlin, v. 148, n. 2, p. 325–333, 2006.

BOUTTON, T. W. *et al.* R. $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, n. 1/3, p. 5–41, 1998

BOUTTON, T. W.; YAMASAKI, S. (ed.). **Mass spectrometry of soils**. New York: Marcel Dekker, 1996. 517 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura**. Brasília, DF: MAPA/ACS, 2012. 173 p.

BRAY, E. E.; EVANS, E. D. Distribution of n-paraffins as a clue to recognition of source beds. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 22, n. 1, p. 2–15, 1961.

BURDON, J. Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? **Soil Science**, Philadelphia, v. 166, n. 11, p. 752–769, 2001.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, n. 4, p. 1211–1220, 2012.

CERLING, T. E. *et al.* Global vegetation change through the miocene / pliocene boundary. **Nature**, London, v. 389, p. 153–158, 1997.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 6, p. 1381–1396, 2007.

CHEFETZ, B. *et al.* Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, n. 4, p. 776–785, 1996.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 52, n. 3, p. 345–353, 2001.

COSTA, J. B. **Estudo geoquímico e petrográfico em carvões sulbrasileiros localizados na Bacia do Paraná na formação Rio Bonito/Permiano**. 2014. 153 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Química, Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 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.

CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. M. S.; GIONGO, V. Matéria orgânica do solo. *In*: NUNES, R.; REZENDE, M. O. O. (org.). **Recurso solo: propriedades e usos**.

São Carlos: Editora Cubo, 2015. p. 273–290.

CURZON, M. T.; D'AMATO, A. W.; PALIK, B. J. Harvest residue removal and soil compaction impact forest productivity and recovery: potential implications for bioenergy harvests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 329, p. 99–107, 2014.

DICK, D. P. *et al.* Organic matter in constructed soils from a coal mining area in southern Brazil. **Organic Geochemistry**, New York, v. 37, n. 11, p. 1537–1545, 2006.

DICK, D. P. *et al.* Química da matéria orgânica do solo. *In*: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (ed.). **Química e mineralogia do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 1–67.

DICK, D. P.; GOMES, J.; ROSINHA, P. B. Caracterização de substâncias húmicas extraídas de solos e de lodo orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, n. 4, p. 603–611, 1998.

DICK, D. P.; SANTOS, J.; FERRANTI, E. Chemical characterization and infrared spectroscopy of soil organic matter from two southern Brazilian soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 29–39, 2003.

DONAGEMMA, G. K. *et al.* Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 51, n. 9, p. 1003–1020, 2016.

EGLINTON, G.; HAMILTON, R. J. Leaf epicuticular waxes. **Science**, Washington, DC, v. 156, n. 3780, p. 1322–1335, 1967.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2013. 353 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**, Elmsford, v. 85, p. 183–189, 2015.

FERREIRA, G. W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 370, p. 1–11, 2016.

GATTO, A. *et al.* Comparação de métodos de determinação do carbono orgânico em solos cultivados com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 3, p. 735–740, 2009.

GERZABEK, M. H. *et al.* How are soil use and management reflected by soil organic matter characteristics: a spectroscopic approach. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 57, n. 4, p. 485–494, 2006.

GONÇALVES, C. N. *et al.* The effect of 10% HF treatment on the resolution of CPMAS ¹³C NMR spectra and on the quality of organic matter in Ferralsols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 116, n. 3/4, p. 373–392, 2003.

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, n. 1/2, p. 303–314, 2013.

IBÁ – INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório 2017**. São Paulo: Indústria Brasileira de Árvores, 2017. Disponível em: http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf. Acesso em: 13 fev. 2018.

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.

JONES, H. S. *et al.* Impacts of harvest residue management on soil carbon stocks in a plantation forest. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 6, p. 1621–1627, 2008.

KALBITZ, K. *et al.* Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. **Soil Science**, Philadelphia, v. 165, p. 277–304, 2000.

KLEBER, M.; SOLLINS, P.; SUTTON, R. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. **Biogeochemistry**, The Hague, v. 85, n. 1, p. 9–24, 2007.

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.

LERMAN, J. C. How to interpret variations in the carbon isotope ratio of plants: biologic and environmental effects. *In*: MARCELLE, R. (ed.). **Environmental and biological control of photosynthesis**. The Hague: Junk, 1975. p. 323–335.

LIMA, A. M. N. *et al.* Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 1053–1063, 2008.

MARTINELLI, L. A. *et al.* **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 144 p.

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**, Elmsford, v. 34, n. 12, p. 1903–1912, dez. 2002.

- MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, RS: Secretaria de Agricultura, 1961. 42 p.
- NEBBIOSO, A. *et al.* Unveiling the molecular composition of the unextractable soil organic fraction (humin) by humeomics. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 51, n. 4, p. 443–451, 2015.
- NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *In*: BIGHAM, J. M. (ed.). **Methods of soil analysis. Part 3 - Chemical methods**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 961–1010.
- 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, p. 1–15, 2018.
- 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, n. 4, p. 1081–1090, 2013.
- PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. **Soil Science**, Philadelphia, v. 166, n. 11, p. 810–832, 2001.
- PRESCOTT, C. E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, The Hague, v. 101, n. 1, p. 133–149, 2010.
- PULROLNIK, K. *et al.* Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha - MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, 1125–1136, 2009.
- RHEINHEIMER, D. S. *et al.* Comparação de métodos de determinação de carbono orgânico total no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 1, p. 435–440, 2008.
- ROCHA, J. H. T. **Reflexos do manejo de resíduos florestais na produtividade, nutrição e fertilidade do solo em plantações de *Eucalyptus grandis***. 2014. 123 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.
- ROCHA, J. H. T. **Manejo de resíduos florestais e deficiência nutricional em duas rotações de cultivo de eucalipto**. 2017. 173 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.
- 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.

SCHUMACHER, M. V.; VIERA, M. (org.). **Silvicultura do eucalipto no Brasil**. Santa Maria: Ed. da UFSM, 2015. 308 p.

SILVA, E. A. *et al.* Frações de carbono em topossequências de solos sob eucalipto com diferentes históricos de uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, n. 4, p. 1167–1178, 2012.

SILVA, I. R. *et al.* Manejo de resíduos e matéria orgânica do solo em plantações de eucalipto: uma questão estratégica para a manutenção da sustentabilidade. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 29, p. 10–20, 2004.

SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J.; RESCK, D. V. S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de cerrados do oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 18, p. 541–547, 1994.

SIX, J. *et al.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturatin of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 241, p. 155–176, 2002.

SOARES, E. M. B. **Frações da matéria orgânica e composição molecular de substâncias húmicas de solos sob cultivo de eucalipto em biomas distintos**. 2009. 123 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

SOARES, E. M. B. *et al.* Soil organic matter fractions under second-rotation eucalyptus plantations in eastern Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 41, p. 1–11, 2017.

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.

SWIFT, R. Organic matter characterization. *In*: BIGHAM, J. M. (ed.). **Methods of soil analysis. Part 3 - Chemical methods**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 1011–1069.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 954 p.

TAN, K. H. Infrared spectroscopy. *In*: TAN, H. K. (ed.) **Soil sampling, preparation and analysis**. New York: Marcel Dekker, 1996. p. 278–298.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174 p.

TISDALL, J. M.; OADES, L. Organic matter and water stable aggregates in soil. **The Journal of Soil Science**, Oxford, v. 33, p. 141–163, 1982.

VAN BERGEN, P. F. *et al.* Organic geochemical studies of soils from the

Rothamsted classical experiments - I. Total lipid extracts, solvent insoluble residues and humic acids from broadbalk wilderness. **Organic Geochemistry**, New York, v. 26, n. 1/2, p. 117–135, 1997.

WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **The Journal of Geology**, Chicago, v. 30, n. 5, p. 377–392, 1922.

WIESENBERG, G. L. B.; SCHWARK, L.; SCHMIDT, M. W. I. Improved automated extraction and separation procedure for soil lipid analyses. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 55, n. 2, p. 349–356, 2004.

WIESENBERG, G. L. B.; DORODNIKOV, M.; KUZYAKOV, Y. Source determination of lipids in bulk soil and soil density fractions after four years of wheat cropping. **Geoderma**, Amsterdam, v. 156, n. 3/4, p. 267–277, 2010.

APÉNDICES

Apêndice 1. Média, desvio padrão e coeficiente de variação (CV) das variáveis CTC_{ef} , pH_{H_2O} e do percentual da fração menor que 250 μm (F250), ao longo do perfil do solo, nos manejos com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Tratamento | Camada (cm) | CTC_{ef} ($cmol_c \cdot dm^{-3}$) | | | pH_{H_2O} | | | Massa F250 (%) | | |
|------------|-------------|--|---------------|--------|-------------|---------------|--------|----------------|---------------|--------|
| | | Média | Desvio padrão | CV (%) | Média | Desvio padrão | CV (%) | Média | Desvio padrão | CV (%) |
| MT | 0-2,5 | 3,7 | 1,4 | 36,6 | 4,8 | 0,2 | 5,1 | 10,8 | 2,3 | 21,7 |
| MT | 2,5-5 | 3,1 | 2,2 | 71,6 | 4,8 | 0,4 | 8,4 | 8,6 | 0,8 | 9,3 |
| MT | 5-10 | 1,3 | 0,4 | 33,4 | 4,3 | 0,1 | 1,9 | 8,1 | 1,8 | 22,0 |
| MT | 10-20 | 0,9 | 0,2 | 24,7 | 4,2 | 0,1 | 2,3 | 7,2 | 2,4 | 33,4 |
| MT | 20-30 | 0,8 | 0,1 | 7,9 | 4,2 | 0,2 | 4,3 | 8,0 | 2,7 | 34,0 |
| MT | 75-100 | 1,0 | 0,1 | 13,8 | 4,3 | 0,3 | 7,2 | 10,4 | 3,6 | 34,2 |
| MP | 0-2,5 | 3,7 | 1,4 | 38,4 | 5,1 | 0,3 | 5,2 | 9,7 | 4,9 | 50,8 |
| MP | 2,5-5 | 1,9 | 1,3 | 69,7 | 4,9 | 0,5 | 11,2 | 8,5 | 4,2 | 49,1 |
| MP | 5-10 | 1,1 | 0,7 | 63,2 | 4,6 | 0,6 | 12,4 | 8,4 | 3,6 | 43,4 |
| MP | 10-20 | 0,9 | 0,5 | 54,7 | 4,6 | 0,5 | 9,9 | 7,8 | 4,6 | 58,6 |
| MP | 20-30 | 0,8 | 0,3 | 34,5 | 4,4 | 0,4 | 9,6 | 7,4 | 4,2 | 57,6 |
| MP | 75-100 | 0,8 | 0,2 | 18,9 | 4,5 | 0,5 | 10,9 | 10,3 | 5,8 | 55,8 |
| RT | 0-2,5 | 1,4 | 0,5 | 36,4 | 4,7 | 0,3 | 5,5 | 7,4 | 1,6 | 22,3 |
| RT | 2,5-5 | 0,9 | 0,1 | 8,8 | 4,5 | 0,2 | 4,6 | 7,1 | 3,1 | 42,8 |
| RT | 5-10 | 0,7 | 0,2 | 26,0 | 4,5 | 0,2 | 3,9 | 7,4 | 2,1 | 28,2 |
| RT | 10-20 | 0,7 | 0,1 | 7,2 | 4,4 | 0,1 | 2,2 | 7,6 | 3,0 | 39,7 |
| RT | 20-30 | 0,7 | 0,2 | 28,2 | 4,5 | 0,3 | 5,9 | 10,9 | 2,8 | 26,0 |
| RT | 75-100 | 0,75 | 0,3 | 38,6 | 4,4 | 0,1 | 3,0 | 10,2 | 3,0 | 29,3 |

Apêndice 2. Média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) dos teores de carbono (C_T) e nitrogênio (N_T) do solo inteiro, carbono (C_F) e nitrogênio (N_F) da fração F250, corrigidos para massa total de solo e da assinatura isotópica ($\delta^{13}C$), em profundidade, nos manejos (Trat.) com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Trat. | Camada (cm) | C_T (g.kg ⁻¹) | | | N_T (g.kg ⁻¹) | | | C_{F250} (g.kg ⁻¹) | | | N_{F250} (g.kg ⁻¹) | | | $\delta^{13}C$ (‰) | | |
|-------|-------------|-----------------------------|------|--------|-----------------------------|-----|--------|----------------------------------|-----|--------|----------------------------------|-----|--------|--------------------|-----|--------|
| | | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) |
| MT | 0-2,5 | 15,91 | 8,7 | 54,8 | 0,88 | 0,5 | 57,0 | 8,45 | 4,1 | 48,9 | 0,54 | 0,3 | 53,6 | -28,22 | 0,4 | 1,6 |
| MT | 2,5-5 | 9,43 | 5,4 | 57,1 | 0,50 | 0,3 | 51,6 | 4,55 | 2,1 | 45,6 | 0,29 | 0,1 | 49,2 | -27,92 | 0,9 | 3,1 |
| MT | 5-10 | 5,88 | 2,5 | 42,8 | 0,30 | 0,2 | 60,9 | 2,75 | 1,6 | 59,6 | 0,17 | 0,1 | 64,6 | -27,86 | 0,7 | 2,6 |
| MT | 10-20 | 2,96 | 1,1 | 38,7 | 0,13 | 0,1 | 40,0 | 1,18 | 0,7 | 57,3 | 0,07 | 0,0 | 65,6 | -27,56 | 0,5 | 1,8 |
| MT | 20-30 | 2,42 | 1,0 | 42,6 | 0,10 | 0,1 | 81,6 | 1,17 | 0,6 | 51,4 | 0,07 | 0,0 | 30,9 | -26,77 | 0,5 | 1,7 |
| MT | 75-100 | 1,88 | 0,6 | 33,5 | 0,08 | 0,1 | 127,7 | 0,56 | 0,2 | 44,3 | 0,03 | 0,0 | 60,9 | -25,89 | 0,5 | 2,1 |
| MP | 0-2,5 | 12,97 | 3,5 | 27,2 | 0,58 | 0,2 | 35,9 | 7,13 | 3,3 | 46,5 | 0,39 | 0,2 | 46,2 | -28,74 | 0,6 | 2,2 |
| MP | 2,5-5 | 11,96 | 13,6 | 113,4 | 0,53 | 0,6 | 116,8 | 4,82 | 4,7 | 97,9 | 0,26 | 0,2 | 92,1 | -27,93 | 0,3 | 1,1 |
| MP | 5-10 | 3,49 | 1,0 | 27,3 | 0,05 | 0,1 | 200,0 | 1,75 | 0,7 | 41,4 | 0,09 | 0,1 | 71,3 | -27,87 | 0,6 | 2,3 |
| MP | 10-20 | 2,29 | 1,0 | 43,5 | 0,03 | 0,1 | 200,0 | 0,98 | 0,5 | 53,7 | 0,05 | 0,0 | 89,8 | -27,39 | 0,4 | 1,5 |
| MP | 20-30 | 1,98 | 0,7 | 37,2 | 0,03 | 0,1 | 200,0 | 0,70 | 0,2 | 30,0 | 0,04 | 0,0 | 36,9 | -27,37 | 0,3 | 1,0 |
| MP | 75-100 | 1,52 | 0,5 | 32,6 | 0,00 | 0,0 | - | 0,37 | 0,2 | 59,1 | 0,01 | 0,0 | 40,0 | -25,61 | 0,9 | 3,6 |
| RT | 0-2,5 | 7,27 | 2,5 | 33,9 | 0,30 | 0,1 | 27,2 | 3,79 | 1,7 | 45,1 | 0,21 | 0,1 | 43,7 | -28,16 | 0,6 | 2,1 |
| RT | 2,5-5 | 8,08 | 5,8 | 71,9 | 0,33 | 0,3 | 88,4 | 3,90 | 3,8 | 98,0 | 0,19 | 0,2 | 100,5 | -27,93 | 1,2 | 4,4 |
| RT | 5-10 | 3,33 | 0,8 | 22,9 | 0,08 | 0,1 | 127,7 | 1,38 | 0,4 | 27,0 | 0,06 | 0,0 | 62,5 | -27,92 | 1,4 | 5,0 |
| RT | 10-20 | 2,07 | 1,1 | 50,9 | 0,05 | 0,1 | 115,5 | 0,66 | 0,3 | 42,0 | 0,03 | 0,0 | 51,6 | -27,74 | 1,0 | 3,5 |
| RT | 20-30 | 1,28 | 0,3 | 26,9 | 0,03 | 0,1 | 200,0 | 0,46 | 0,2 | 35,3 | 0,03 | 0,0 | 58,2 | -26,73 | 0,9 | 3,5 |
| RT | 75-100 | 1,02 | 0,5 | 48,2 | 0,00 | 0,0 | - | 0,25 | 0,2 | 74,1 | 0,02 | 0,0 | 66,7 | -25,91 | 0,9 | 3,5 |

Apêndice 3. Média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) dos teores de carbono nos extratos de água (C-H₂O), ácido clorídrico (C-HCl), ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH), substâncias húmicas (C-SH) e humina (C-HU), obtidos da fração F250 e corrigidos para massa total de solo, em profundidade, nos manejos (Trat.) com manutenção total (MT), manutenção parcial (MP) e remoção total (RT) dos resíduos da colheita do eucalipto.

| Trat. | Camada (cm) | C-H ₂ O | | | C-HCl | | | C-AF | | | C-AH | | | C-SH | | | C-HU | | |
|-------|----------------|--------------------|------|--------|-------|------|--------|-------|------|--------|-------|------|--------|-------|------|--------|-------|------|--------|
| | | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) | Média | DP | CV (%) |
| MR | 0-2,5 | 0,06 | 0,08 | 139,4 | 0,00 | 0,00 | | 0,85 | 0,74 | 87,9 | 4,16 | 2,14 | 51,5 | 5,00 | 2,68 | 53,5 | 3,39 | 1,73 | 50,9 |
| MR | 2,5-5 | 0,04 | 0,05 | 120,0 | 0,01 | 0,03 | 200,0 | 0,39 | 0,46 | 116,2 | 2,00 | 1,07 | 53,7 | 2,39 | 1,27 | 53,1 | 2,11 | 1,43 | 67,8 |
| MR | 5-10 | 0,03 | 0,03 | 116,4 | 0,01 | 0,01 | 200,0 | 0,11 | 0,15 | 134,6 | 1,06 | 0,73 | 69,0 | 1,17 | 0,66 | 56,5 | 1,55 | 1,09 | 70,3 |
| MR | 10-20 | 0,01 | 0,02 | 200,0 | 0,00 | 0,01 | 200,0 | 0,04 | 0,07 | 168,3 | 0,28 | 0,17 | 60,2 | 0,32 | 0,18 | 55,9 | 0,86 | 0,63 | 73,7 |
| MR | 20-30 | 0,01 | 0,01 | 141,4 | 0,01 | 0,02 | 200,0 | 0,07 | 0,08 | 116,2 | 0,19 | 0,07 | 38,5 | 0,26 | 0,11 | 40,8 | 0,89 | 0,68 | 76,7 |
| MR | 75-100 | 0,01 | 0,03 | 200,0 | 0,03 | 0,05 | 200,0 | 0,06 | 0,13 | 200,0 | 0,08 | 0,15 | 200,0 | 0,14 | 0,28 | 200,0 | 0,39 | 0,34 | 89,3 |
| RR | 0-2,5 | 0,16 | 0,13 | 83,7 | 0,37 | 0,33 | 88,5 | 2,12 | 1,66 | 78,3 | 2,72 | 2,33 | 85,7 | 4,84 | 3,56 | 73,6 | 1,76 | 1,22 | 69,2 |
| RR | 2,5-5 | 0,18 | 0,14 | 77,9 | 0,34 | 0,25 | 73,1 | 1,64 | 1,64 | 100,2 | 1,06 | 1,22 | 115,2 | 2,69 | 2,74 | 101,7 | 1,62 | 2,05 | 126,9 |
| RR | 5-10 | 0,10 | 0,08 | 76,9 | 0,28 | 0,19 | 67,7 | 0,62 | 0,51 | 81,6 | 0,19 | 0,28 | 149,7 | 0,80 | 0,70 | 87,3 | 0,56 | 0,43 | 75,7 |
| RR | 10-20 | 0,09 | 0,08 | 85,7 | 0,21 | 0,14 | 67,5 | 0,38 | 0,34 | 90,9 | 0,09 | 0,14 | 156,6 | 0,46 | 0,47 | 102,5 | 0,22 | 0,15 | 69,7 |
| RR | 20-30 | 0,08 | 0,06 | 71,6 | 0,20 | 0,13 | 69,1 | 0,24 | 0,18 | 73,6 | 0,04 | 0,05 | 128,8 | 0,28 | 0,21 | 75,7 | 0,14 | 0,22 | 156,7 |
| RR | 75-100 | 0,06 | 0,04 | 65,7 | 0,14 | 0,10 | 76,6 | 0,12 | 0,13 | 103,8 | 0,02 | 0,03 | 116,9 | 0,14 | 0,15 | 107,1 | 0,04 | 0,08 | 200,0 |
| RT | 0-2,5 | 0,00 | 0,01 | 200,0 | 0,02 | 0,03 | 164,1 | 0,27 | 0,22 | 82,0 | 1,42 | 0,68 | 48,0 | 1,69 | 0,52 | 30,7 | 2,08 | 1,26 | 60,5 |
| RT | 2,5-5 | 0,01 | 0,01 | 127,7 | 0,02 | 0,02 | 135,0 | 0,20 | 0,16 | 78,9 | 1,43 | 1,62 | 113,2 | 1,63 | 1,62 | 99,4 | 2,24 | 2,22 | 98,8 |
| RT | 5-10 | 0,01 | 0,01 | 127,7 | 0,01 | 0,02 | 200,0 | 0,07 | 0,14 | 200,0 | 0,36 | 0,16 | 43,0 | 0,43 | 0,21 | 48,7 | 0,94 | 0,50 | 52,8 |
| RT | 10-20 | 0,04 | 0,04 | 89,0 | 0,01 | 0,02 | 200,0 | 0,05 | 0,10 | 200,0 | 0,09 | 0,11 | 122,9 | 0,14 | 0,20 | 144,0 | 0,47 | 0,17 | 36,5 |
| RT | 20-30 | 0,04 | 0,06 | 141,4 | 0,02 | 0,04 | 200,0 | 0,05 | 0,09 | 200,0 | 0,07 | 0,08 | 115,5 | 0,11 | 0,15 | 133,4 | 0,29 | 0,32 | 110,4 |
| RT | 75-100 | 0,03 | 0,03 | 123,8 | 0,04 | 0,09 | 200,0 | 0,04 | 0,08 | 200,0 | 0,04 | 0,07 | 200,0 | 0,08 | 0,15 | 200,0 | 0,10 | 0,12 | 115,5 |

Apêndice 4. Teores de carbono (C), nitrogênio (N) e relação C/N, na fração TFSA e na fração F250 do solo.

| Camada (cm) | Amostra | C _{solo} | N _{solo} | C _{SHsolo} | C/N _{solo} | C _{F250} | N _{F250} | C _{SHF250} | C/N _{F250} |
|----------------|---------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------------|
| | | (%) | | | | | | | |
| 0 - 2,5 | 1 | 1,24 | 0,06 | 1,96 | 20 | 4,50 | 0,25 | 2,12 | 18 |
| 2,5 - 5 | 2 | 0,35 | 0,01 | 0,74 | 44 | 1,61 | 0,07 | 0,68 | 24 |
| 5 - 10 | 3 | 0,28 | 0,00 | 1,14 | 88 | 1,10 | 0,04 | 0,35 | 30 |
| 10 - 20 | 4 | 0,22 | 0,00 | 0,73 | 142 | 0,81 | 0,03 | 0,30 | 24 |
| 20 - 30 | 5 | 0,22 | 0,00 | 0,54 | 68 | 0,73 | 0,03 | 0,33 | 21 |
| 75 - 100 | 8 | 0,23 | 0,00 | 0,68 | 118 | 0,43 | 0,01 | 0,22 | 29 |
| 0 - 2,5 | 9 | 2,48 | 0,13 | 1,96 | 19 | 12,71 | 0,80 | 7,53 | 16 |
| 2,5 - 5 | 10 | 1,63 | 0,08 | 1,01 | 20 | 7,42 | 0,45 | 3,93 | 17 |
| 5 - 10 | 11 | 0,77 | 0,04 | 0,75 | 21 | 4,51 | 0,26 | 1,67 | 17 |
| 10 - 20 | 12 | 0,35 | 0,01 | 0,38 | 29 | 2,04 | 0,11 | 0,47 | 19 |
| 20 - 30 | 13 | 0,35 | 0,01 | 0,28 | 32 | 2,18 | 0,11 | 0,32 | 19 |
| 75 - 100 | 16 | 0,16 | 0,00 | 0,18 | 261 | 0,47 | 0,02 | 0,00 | 22 |
| 0 - 2,5 | 33 | 0,83 | 0,03 | 0,52 | 28 | 5,06 | 0,26 | 1,86 | 19 |
| 2,5 - 5 | 34 | 1,65 | 0,07 | 0,68 | 25 | 8,95 | 0,44 | 3,76 | 20 |
| 5 - 10 | 35 | 0,33 | 0,00 | 0,18 | 166 | 1,96 | 0,07 | 0,34 | 27 |
| 10 - 20 | 36 | 0,17 | 0,00 | 0,08 | - | 0,67 | 0,02 | 0,00 | 37 |
| 20 - 30 | 37 | 0,13 | 0,00 | 0,07 | - | 0,47 | 0,02 | 0,00 | 30 |
| 75 - 100 | 40 | 0,11 | 0,00 | 0,02 | - | 0,21 | 0,01 | 0,00 | 26 |
| 0 - 2,5 | 41 | 1,69 | 0,06 | 0,77 | 27 | 10,02 | 0,46 | 8,61 | 22 |
| 2,5 - 5 | 42 | 3,20 | 0,14 | 1,64 | 23 | 10,97 | 0,54 | 5,80 | 20 |
| 5 - 10 | 43 | 0,37 | 0,00 | 0,62 | 81 | 2,81 | 0,11 | 1,17 | 25 |
| 10 - 20 | 44 | 0,23 | 0,00 | 0,37 | - | 1,25 | 0,03 | 0,44 | 36 |
| 20 - 30 | 45 | 0,19 | 0,00 | 0,35 | - | 0,75 | 0,03 | 0,29 | 24 |
| 75 - 100 | 48 | 0,12 | 0,00 | 0,36 | - | 0,23 | 0,01 | 0,06 | 27 |
| 0 - 2,5 | 49 | 1,21 | 0,08 | 2,48 | 16 | 5,30 | 0,33 | 3,94 | 16 |
| 2,5 - 5 | 50 | 0,49 | 0,04 | 1,48 | 14 | 3,64 | 0,23 | 3,20 | 16 |
| 5 - 10 | 51 | 0,31 | 0,02 | 1,30 | 13 | 1,97 | 0,12 | 1,36 | 16 |
| 10 - 20 | 52 | 0,14 | 0,01 | 0,52 | 11 | 0,74 | 0,05 | 0,99 | 16 |
| 20 - 30 | 53 | 0,13 | 0,02 | 0,58 | 8 | 0,73 | 0,06 | 1,17 | 12 |
| 75 - 100 | 56 | 0,17 | 0,02 | 0,87 | 11 | 0,63 | 0,05 | 0,99 | 13 |
| 0 - 2,5 | 73 | 0,52 | 0,03 | 0,18 | 19 | 3,90 | 0,22 | 1,91 | 18 |
| 2,5 - 5 | 74 | 0,71 | 0,04 | 0,29 | 19 | 3,82 | 0,21 | 1,65 | 18 |
| 5 - 10 | 75 | 0,34 | 0,02 | 0,30 | 21 | 1,72 | 0,11 | 0,57 | 16 |
| 10 - 20 | 76 | 0,22 | 0,01 | 0,14 | 18 | 0,87 | 0,05 | 0,20 | 19 |
| 20 - 30 | 77 | 0,15 | 0,01 | 0,12 | 10 | 0,39 | 0,07 | 0,16 | 6 |
| 75 - 100 | 80 | 0,04 | 0,00 | 0,07 | 298 | 0,09 | 0,01 | 0,00 | 7 |
| 0 - 2,5 | 81 | 1,41 | 0,08 | 1,24 | 18 | 10,40 | 0,72 | 7,73 | 14 |
| 2,5 - 5 | 82 | 0,84 | 0,05 | 0,86 | 17 | 7,12 | 0,55 | 5,88 | 13 |
| 5 - 10 | 83 | 0,47 | 0,02 | 0,95 | 21 | 3,94 | 0,29 | 2,95 | 13 |
| 10 - 20 | 84 | 0,36 | 0,01 | 0,42 | 31 | 2,75 | 0,18 | 1,95 | 15 |
| 20 - 30 | 85 | 0,28 | 0,01 | 0,53 | 43 | 2,14 | 0,12 | 1,28 | 17 |
| 75 - 100 | 88 | 0,12 | 0,00 | 0,29 | - | 0,47 | 0,02 | 0,76 | 22 |

Apêndice 4 (Continuação).

| Camada (cm) | Amostra | C _{solo} | N _{solo} | C _{SHsolo} | C/N _{solo} | C _{F250} | N _{F250} | C _{SHF250} | C/N _{F250} |
|----------------|---------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------------|
| | | (%) | | | | | | | |
| 0 - 2,5 | 89 | 2,12 | 0,12 | 2,28 | 17 | 11,88 | 0,83 | 6,45 | 14 |
| 2,5 - 5 | 90 | 1,12 | 0,06 | 1,78 | 17 | 7,33 | 0,52 | 3,00 | 14 |
| 5 - 10 | 91 | 0,83 | 0,05 | 1,39 | 17 | 5,08 | 0,37 | 2,44 | 14 |
| 10 - 20 | 92 | 0,41 | 0,02 | 0,73 | 23 | 2,97 | 0,20 | 0,71 | 15 |
| 20 - 30 | 93 | 0,18 | 0,00 | 0,61 | 40 | 1,42 | 0,11 | 0,27 | 13 |
| 75 - 100 | 96 | 0,14 | 0,00 | 0,62 | 911 | 0,42 | 0,02 | 0,00 | 17 |
| 0 - 2,5 | 113 | 0,54 | 0,02 | 0,20 | 33 | 3,23 | 0,17 | 2,02 | 19 |
| 2,5 - 5 | 114 | 0,43 | 0,01 | 0,17 | 37 | 2,44 | 0,12 | 1,29 | 21 |
| 5 - 10 | 115 | 0,43 | 0,01 | 0,17 | 40 | 1,71 | 0,08 | 1,24 | 21 |
| 10 - 20 | 116 | 0,34 | 0,01 | 0,14 | 48 | 2,11 | 0,09 | 0,92 | 23 |
| 20 - 30 | 117 | 0,15 | 0,00 | 0,03 | 83 | 0,41 | 0,02 | 0,43 | 17 |
| 75 - 100 | 120 | 0,16 | 0,00 | 0,06 | 923 | 0,35 | 0,02 | 0,35 | 20 |
| 0 - 2,5 | 121 | 0,85 | 0,03 | 0,80 | 30 | 6,04 | 0,29 | 2,06 | 21 |
| 2,5 - 5 | 122 | 0,39 | 0,01 | 0,56 | 63 | 3,03 | 0,12 | 0,34 | 25 |
| 5 - 10 | 123 | 0,27 | 0,00 | 0,54 | 1076 | 1,44 | 0,06 | 0,11 | 25 |
| 10 - 20 | 124 | 0,11 | 0,00 | 0,17 | - | 0,79 | 0,03 | 0,00 | 27 |
| 20 - 30 | 125 | 0,10 | 0,00 | 0,25 | - | 0,98 | 0,04 | 0,00 | 26 |
| 75 - 100 | 128 | 0,14 | 0,00 | 0,28 | 89 | 0,37 | 0,02 | 0,00 | 20 |
| 0 - 2,5 | 129 | 0,56 | 0,02 | 0,09 | 27 | 3,10 | 0,16 | 1,21 | 19 |
| 2,5 - 5 | 130 | 0,54 | 0,02 | 0,13 | 26 | 2,81 | 0,15 | 0,82 | 19 |
| 5 - 10 | 131 | 0,44 | 0,01 | 0,06 | 34 | 1,73 | 0,08 | 0,41 | 22 |
| 10 - 20 | 132 | 0,29 | 0,01 | 0,04 | 50 | 1,03 | 0,05 | 0,06 | 21 |
| 20 - 30 | 133 | 0,30 | 0,01 | 0,01 | 35 | 1,44 | 0,07 | 0,19 | 20 |
| 75 - 100 | 136 | 0,28 | 0,01 | 0,00 | 23 | 0,57 | 0,03 | 0,00 | 18 |
| 0 - 2,5 | 153 | 1,03 | 0,04 | 0,81 | 24 | 8,32 | 0,46 | 3,56 | 18 |
| 2,5 - 5 | 154 | 0,44 | 0,01 | 0,22 | 66 | 3,86 | 0,15 | 1,08 | 26 |
| 5 - 10 | 155 | 0,24 | 0,00 | 0,15 | - | 2,13 | 0,04 | 0,36 | 54 |
| 10 - 20 | 156 | 0,09 | 0,00 | 0,06 | - | 0,42 | 0,01 | 0,00 | 49 |
| 20 - 30 | 157 | 0,08 | 0,00 | 0,08 | - | 0,39 | 0,02 | 0,00 | 25 |
| 75 - 100 | 160 | 0,09 | 0,00 | 0,05 | - | 0,24 | 0,01 | 0,00 | 31 |