

ORIGEM DO CARBONO ORGÂNICO EM SOLOS E ESTOQUE EM
AGREGADOS SOB PLANTAÇÕES DE SERINGUEIRA E
EUCALIPTO NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

LAÍS DE CARVALHO VICENTE

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE

DARCY RIBEIRO

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
FEVEREIRO – 2016

ORIGEM DO CARBONO ORGÂNICO EM SOLOS E ESTOQUE EM
AGREGADOS SOB PLANTAÇÕES DE SERINGUEIRA E
EUCALIPTO NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

LAÍS DE CARVALHO VICENTE

Dissertação apresentada ao Centro de
Ciências e Tecnologias Agropecuárias da
Universidade Estadual do Norte Fluminense
Darcy Ribeiro, como parte das exigências
para obtenção do título de Mestrado em
Produção Vegetal

Orientadora: Prof.^a Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
FEVEREIRO – 2016

ORIGEM DO CARBONO ORGÂNICO EM SOLOS E ESTOQUE EM
AGREGADOS SOB PLANTAÇÕES DE SERINGUEIRA E
EUCALIPTO NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

LAÍS DE CARVALHO VICENTE

Dissertação apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestrado em Produção Vegetal.

Aprovada em 16 de fevereiro de 2016

Comissão Examinadora

Prof. Cláudio Roberto Marciano (D.Sc., Solos e Nutrição de Plantas) – UENF

Prof. Gláucio de Mello Cunha (D.Sc., Produção Vegetal) – UFES

Prof. Antonio Carlos Gama-Rodrigues (D.Sc., Ciência do Solo) – UENF
(Co-orientador)

Prof.^a Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues (Ph.D., Ciência do Solo) – UENF
(Orientadora)

DEDICO

Aos meus pais Luiz Carlos Guimarães Vicente e Hilma Cordeiro de Carvalho
Vicente;

Aos meus irmãos Murilo e Gabriel;

Ao meu namorado Raphael.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro e ao programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, pela oportunidade de realização desse curso, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior (Capes), pela concessão da bolsa de estudos.

Aos meus pais, irmãos e namorado, pelo amor e apoio incondicional sempre. Sem eles eu não teria chegado até aqui. São meus exemplos de vida!

À minha orientadora, a professora Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues, que desde a iniciação científica vem confiando em mim e me dando as melhores orientações para eu continuar melhorando e me aprimorando. Sempre com as palavras certas de incentivo, o que torna prazeroso aprender e querer buscar sempre o melhor.

Ao professor Tony, por ter feito o primeiro contato com a EMATER em Muriaé, buscando os proprietários florestais e pela contribuição direta na coleta das amostras.

Ao escritório da EMATER em Muriaé, pela colaboração no contato com os produtores, o que permitiu o desenvolvimento desse trabalho. E ao senhor Nelson e ao Sérgio por permitirem a coleta dos solos em suas propriedades.

Ao Ederaldo, pela colaboração na coleta das amostras de solo, pelas infinitas vezes que me ajudou tirando a “tip” do equipamento e pelas contribuições para tentar resolver os problemas que foram surgindo ao longo da realização das análises.

Ao Paulo Henrique Marques Monroe, pelas ajudas importantíssimas para o desenvolvimento das análises, pelo apoio, incentivo e pelas contribuições nas estatísticas.

Ao Marcelo Gomes, professor de física do Centro de Ciência e Tecnologia da UENF, pela contribuição para resolver os problemas com o aparelho de sonificação, sempre com boa vontade. Sua ajuda foi fundamental para que eu conseguisse prosseguir com as minhas análises.

À Kátia, pela paciência e ajuda incansável rodando as minhas amostras no CHNS, sempre de bom humor.

À Vanilda, pela ajuda com as análises de fertilidade do solo.

Aos amigos do laboratório de solos, pelas conversas, piadas e brincadeiras, deixando sempre o ambiente alegre, aliviando as tensões. Em especial à Gerbeli, pela amizade, companheirismo, ajuda nas análises e pelas ótimas dicas bibliográficas.

Aos amigos de longa data, desde o início da graduação, que vêm junto comigo nessa caminhada, me apoiando sempre. São eles: Amanda Justino, Francielle Guimarães, Ana Luiza Ávila, Wagner Hernandez e Sara Lima.

Aos professores Cláudio Roberto Marciano, Gláucio de Mello Cunha e Antonio Carlos da Gama-Rodrigues, que aceitaram participar da banca, pelas excelentes contribuições e sugestões.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse trabalho, muito obrigada.

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. Carbono orgânico do solo (COS)	4
2.1.1. Abundância natural do ¹³ C	5
2.1.2. Mecanismos de estabilização de C	6
2.1.3. Agregados e sua importância na acumulação de C no solo	7
2.1.4. Energia ultrassônica e C ocluído nos agregados	9
2.2. Sequestro de C orgânico sob espécies florestais	10
2.2.1. Seringueira (<i>Hevea brasiliensis</i>)	11
2.2.2. Eucalipto (<i>Eucalyptus</i> sp.).....	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1. Descrição da área de estudo e amostragem de solo	14
3.2. Análises físicas	15
3.3. Estoque de carbono orgânico do solo (COS).....	16
3.4. Determinação da origem do COS pela abundância natural de ¹³ C	16
3.5. Quantificação do C ocluído nos agregados.....	17
3.5.1. Determinação da energia necessária para total rompimento dos macroagregados e microagregados	17
3.5.1.1. Amostras utilizadas	17

3.5.1.2. Princípio de funcionamento do equipamento	17
3.5.1.3. Determinação das energias aplicadas	19
3.5.1.4. Procedimento de sonificação	20
3.5.2. Ruptura dos agregados e quantificação do C-ocluso (C-MOA)	20
3.5.2.1. Sonificação.....	20
3.5.2.2. Determinação do C-ocluso (C-MOA) obtido após sonificação	21
3.5.2.3. Análise estatística	21
4. RESULTADOS	22
4.1. Determinação da origem do COS pela abundância natural do ^{13}C	22
4.2. Quantificação do C-ocluso (C-MOA) nos agregados	25
4.2.1. Determinação da energia necessária para total rompimento dos macroagregados e microagregados	25
4.2.2. Ruptura dos agregados e quantificação do C-ocluso (C-MOA)	27
5. DISCUSSÃO	30
5.1. Determinação da origem do COS pela abundância natural do ^{13}C	30
5.2. Quantificação do C-ocluso (C-MOA) nos agregados	32
5.2.1. Determinação da energia necessária para total rompimento dos macroagregados e microagregados.....	32
5.2.2. Ruptura dos agregados e quantificação do C-ocluso (C-MOA)	34
6. RESUMO E CONCLUSÕES	38
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

RESUMO

VICENTE, Laís de Carvalho, M.Sc., Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Fevereiro, 2016. Origem do carbono orgânico em solos e estoque em agregados sob plantações de seringueira e eucalipto no bioma Mata Atlântica. Orientadora: Prof.^a Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues. Co-orientador: Antonio Carlos da Gama-Rodrigues

O carbono orgânico do solo (COS) é um componente-chave nos ecossistemas. Sendo assim, os objetivos gerais do presente estudo consistiram em determinar a origem do COS e quantificar o C ocluso nos agregados, ambos até a profundidade de um metro. O estudo foi conduzido em solos coletados em Muriaé, MG. A área experimental constituiu-se de: duas plantações de eucalipto (uma de 3 anos e uma de 5 anos de idade), uma plantação de seringueira com 35 anos, uma floresta secundária (capoeira) e uma pastagem. As amostras foram coletadas nas profundidades 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. Para a determinação da origem do COS, as amostras foram maceradas, peneiradas e a relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ foi medida em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo. Para a quantificação do C ocluso, foi necessário, primeiramente, determinar a energia necessária para total rompimento dos macroagregados e microagregados, que foram submetidos a diferentes energias do equipamento, sendo utilizadas: 10, 40, 70, 104, 160, 220, 300, 350 e 388 J ml⁻¹. Com a determinação da energia necessária para a quebra dos agregados, as amostras foram sonificadas, utilizando a energia de 300 J ml⁻¹, e a quantificação do C foi realizada por combustão seca em auto-analizador CHNS. Com relação à origem

do COS, a acumulação de C-C₃ foi maior na seringueira, seguido pelo eucalipto (5 e 3 anos) e pastagem. Já a maior acumulação de C-C₄ foi observada na ordem oposta. Nos 100 cm, a seringueira apresentou 213,90 Mg ha⁻¹ de C-C₃ e 5,42 Mg ha⁻¹ de C-C₄. As plantações de eucalipto de 3 e 5 anos apresentaram 125,93 Mg ha⁻¹ e 139,73 Mg ha⁻¹ de C-C₃ e 21,86 Mg ha⁻¹ e 20,63 Mg ha⁻¹ de C-C₄, respectivamente. Na pastagem, a contribuição de C-C₄ foi de 33,25 Mg ha⁻¹ (19% do total) e de C₃ de 142,42 Mg ha⁻¹. A seringueira apresentou elevado potencial de sequestro de C no solo, destacando-se dos demais sistemas. Nos testes prévios para determinar a energia necessária, houve, inicialmente, um rápido rompimento dos agregados. Com o aumento da energia aplicada, observou-se um rompimento progressivo até a obtenção de valores nos quais a dispersão se manteve constante. Nos agregados dos solos com 29% de argila, a energia necessária para a total dispersão foi de 160 J ml⁻¹, sendo menor que a necessária para os solos com 49% e 69% de argila, onde foram necessários 300 J ml⁻¹, evidenciando a influência da fração argila na estabilidade dos agregados. Na sonificação e posterior quantificação do C ocluso, foi observado que, ao longo do perfil do solo, os macroagregados apresentaram maiores estoques de C ocluso (C-MOA), quando comparado com os microagregados. Em geral, a contribuição do C-MOA dos macro e microagregados no COS foi de 29% e 9%, respectivamente.

ABSTRACT

VICENTE, Laís de Carvalho, M.Sc., Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, February, 2016. Title: Origin of organic carbon in soils and stock in aggregate under rubber and eucalyptus plantations in the Atlantic Rainforest. Advisor: Prof.^a Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues. Co-advisor: Antonio Carlos Gama-Rodrigues

Soil organic carbon (SOC) is a key component in ecosystems. Therefore, the objectives of this study were to determine the origin of the COS and quantify the C occluded in aggregates, up to one meter. The study was conducted in soils collected in Muriaé, MG. The experimental area consisted of: two eucalyptus plantations (3 and 5 years), rubber tree plantation, secondary forest (capoeira) and a pasture. The samples were collected at 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 and 80-100 cm. To determine the origin of the SOC, the samples were macerated, sieved and $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ was measured by mass spectrometer isotopic ratio stream. To quantify the C occluded, it was first necessary to determine the energy required for complete breakdown of macroaggregates and microaggregates which were subjected to different energies of the equipment, being used: 10, 40, 70, 104, 160, 220, 300, 350 and 388J ml⁻¹. With the determination of the energy, the samples were broken using 300J ml⁻¹ and the quantification of C was made in auto-analyzer CHNS. The accumulation of C-C₃ was higher in rubber tree plantation, followed by eucalyptus (5 and 3 years) and pasture. The greatest accumulation of C-C₄ was observed in the opposite order. In 100 cm layer, rubber tree presented 213.90 Mg ha⁻¹ from C-C₃ and 5.42 Mg ha⁻¹ from C-C₄. The eucalyptus plantations

with 3 and 5 years presented 125.93 Mg ha⁻¹, 139.73 Mg ha⁻¹ of C-C₃ and 21.86 Mg ha⁻¹ and 20.63 Mg ha⁻¹ of C-C₄, respectively. In pasture, the C-C₄ contribution was 33.25 Mg ha⁻¹ (19% of total) and 142.42 Mg ha⁻¹ of C-C₃. Rubber tree plantation had high potential for C sequestration in soil, highlighting the other systems. In previous tests to determine the energy, there was a rapid disruption of the aggregates, initially. With increase of energy applied, there was a progressive disruption to obtain values which the dispersion is kept constant. Aggregates with 29% of clay, the energy necessary for total dispersion was 160J ml⁻¹, being smaller than necessary for aggregates with 49% and 69% of clay, that needed 300 J ml⁻¹, showing the influence of clay in aggregate stability. In sonification and quantification of occluded C, over the soil profile, macroaggregates showed higher occluded C stock (C-AOM) compared with microaggregates. In general, C-AOM in macro- and microaggregates was 29% and 9% of SOC, respectively.

1. INTRODUÇÃO

O carbono orgânico do solo (COS) é considerado um componente-chave nos ecossistemas, sendo crucial para a melhoria da qualidade do solo e, portanto, para a produção de alimentos, visto que promove maior agregação do solo e, como consequência, melhora a porosidade, retenção de água e desenvolvimento do sistema radicular (Lal e Kimble, 1997; Bayer e Mielniczuk, 2008; Stockmann et al., 2015). Além disso, o sequestro de carbono no solo contribui para a mitigação do aquecimento global (Lal, 2004).

Alguns ecossistemas apresentam um elevado potencial de sequestro de C, contribuindo significativamente no ciclo global desse elemento (Dixon et al., 1994). Podem-se citar como exemplo os sistemas florestais, que são capazes de sequestrar uma quantidade substancial de dióxido de carbono da atmosfera em sua biomassa vegetal e no solo (Schulze et al., 2000). Por apresentar essa característica, esses sistemas têm sido considerados como uma ferramenta para auxiliar no controle dos níveis de CO₂ atmosférico (Bashkin e Binkley, 1998). E, de acordo Mackey et al. (2013), são capazes de fornecer subsídios importantes para atenuar as alterações climáticas, podendo fomentar uma economia de baixo carbono.

No mundo globalizado, a possibilidade de conseguir agregar valor às florestas plantadas a partir de projetos como o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MLD) e o de crédito de carbono (Mathews, 2008; Barua et al., 2014) cria excelentes perspectivas para uma expansão do setor florestal. Esse mercado,

que contribui para uma nova fonte de renda para os agricultores, funciona como um incentivo para as mudanças nas práticas agrícolas visando à redução dos gases do efeito estufa (Zaher et al., 2013).

Os projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) foram propostos no Protocolo de Kyoto, que consiste em investir em projetos de diminuição das emissões, e, com isso, ter direito a créditos de carbono, que podem ser comercializados com os países desenvolvidos, que apresentam metas a cumprir, onde cada tonelada de CO₂ retirada da atmosfera poderá ser negociada no mercado mundial (Mathews, 2008), promovendo o desenvolvimento sustentável (Barros e Tiago Filho, 2012). O MDL fornece uma oportunidade para os países desenvolvidos conseguirem atender, pelo menos parcialmente, as suas obrigações na redução das emissões de carbono e funciona como um incentivo para os países em desenvolvimento (Lam et al., 2015). Entre os projetos de MDL para a remoção do CO₂ do meio ambiente estão os de implantação de sistemas florestais (Palm et al., 2009; Nijnik e Halder, 2013).

De acordo com Laganière et al. (2010), as espécies florestais são eficientes no sequestro de C ao longo do perfil do solo devido a algumas características, como alta deposição de serapilheira e sistemas radiculares mais profundos. A serapilheira apresenta maior influência na acumulação de C nas camadas mais superficiais do solo (Leff et al., 2012). Já as raízes, de acordo com Rumpel e Kögel-Knabner (2011), são as responsáveis pela entrada de C orgânico nas camadas mais profundas. Esses mesmos autores afirmam que as diferenças nas concentrações de C ao longo do perfil e entre as espécies podem ser atribuídas as diferentes arquiteturas, quantidade e ciclagem das raízes e pela produção de exsudatos.

Dessa forma, alguns estudos vêm demonstrando que a implantação de espécies florestais em terras agrícolas é um método eficaz para aumentar os estoques de C (Karhu et al., 2011; Korkanç, 2014; Garcia-Franco et al., 2015), visto que modifica a quantidade do material depositado no solo (Laganière et al., 2010). Mas, quando ocorre a implantação de espécies vegetais com diferentes ciclos fotossintéticos (C₃ e C₄), há mudanças na matéria orgânica do solo (MOS), sendo necessária a utilização da técnica de abundância natural de ¹³C (¹³C/¹²C) para verificar a origem do C do solo, visando determinar a influência dos diferentes sistemas de uso da terra no sequestro de C (Balesdent et al. 1987).

Além da elevada quantidade de entrada de C no solo pela serapilheira e pelas raízes, os sistemas florestais são espécies perenes, que não necessitam de operações de preparo do solo constantes (aração e gradagem), proporcionando uma proteção física desse C, mantendo-o estocado no solo em longo prazo. Essa proteção física é promovida pelos agregados, que consistem em um mecanismo de estabilização do C no solo (Six et al., 2000; Six et al., 2004).

Com isso, de forma geral, os objetivos do presente estudo consistiram em determinar a origem do carbono orgânico do solo (COS), verificando a influência dos diferentes sistemas de uso da terra no estoque de COS e quantificar o C ocluso nos agregados dos solos sob os diferentes sistemas estudados até a profundidade de um metro.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Carbono orgânico do solo (COS)

O carbono orgânico do solo (COS) é considerado como um importante componente do ciclo global do carbono (Lal, 2004; Selim et al., 2016) e pode estar presente no solo na forma de resíduos frescos ou em diversos estágios de decomposição, compostos humificados ou materiais carbonizados, associados ou não a fração mineral, ou como a porção viva, que é composta por raízes e pela micro, meso e macrofauna. Todo o carbono orgânico presente no solo, nas suas mais diversas formas, compreende a matéria orgânica do solo (MOS) (Roscoe e Machado, 2002).

O sequestro de carbono orgânico no solo, que consiste na remoção do CO₂ da atmosfera e acumulação em *pools* de reserva de longo prazo (Nair et al., 2009), além de contribuir para a mitigação do aquecimento global com a retirada de CO₂ da atmosfera (Lal, 2005), contribui em muitos aspectos para a agricultura, visto que os solos com maior quantidade de C orgânico são, de forma geral, fisicamente mais estáveis do que os solos mais pobres em C (Conyers et al., 2015).

Além disso, em solos tropicais, a MOS apresenta grande importância, contribuindo como fonte de nutrientes para as culturas, retenção de cátions, estabilidade da estrutura, permeabilidade de ar e água, apresentando-se assim como um componente imprescindível para a produtividade desses solos (Bayer e Mielniczuk, 2008).

De acordo com Martin et al. (2016), a permanência do C no solo é mais duradoura que na biomassa vegetal, podendo ficar acumulado por décadas, fazendo com que o solo seja um excelente reservatório desse elemento. Além disso, o quantitativo de C acumulado no primeiro metro de solo, na maioria dos ecossistemas terrestres, é de cerca de 2 a 4 vezes maior que o C acumulado na vegetação (Houghton et al., 2007). Logo, o solo é o ecossistema terrestre que apresenta a maior capacidade de estocar uma quantidade significativa de C orgânico (Nair et al., 2009; Korkanç, 2014).

Dessa forma, o estoque de C no solo proporciona melhorias na qualidade do solo, que pode ser definida como a capacidade que o solo apresenta de exercer as mais variadas funções, dentro dos limites de uso da terra e do ecossistema, visando manter a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde dos seres vivos e, conseqüentemente, pode contribuir para o aumento da produção de alimentos (Doran e Parkin, 1994; Phachomphon et al., 2010).

2.1.1. Abundância natural do ^{13}C

Em ecossistemas naturais, o COS é derivado, quase exclusivamente, dos resíduos vegetais em um local determinado (*in situ*). Em agroecossistemas, no entanto, o COS pode ser derivado das espécies nativas que existiam na área ou ser da espécie agrícola implantada posteriormente (Bernoux et al., 1998).

De forma geral, a técnica de abundância natural do ^{13}C é aplicada em agroecossistemas em que, inicialmente, havia uma vegetação de ciclo C_3 que, posteriormente, foi mudada para uma vegetação de ciclo C_4 ou vice-versa. Com a implantação de espécies com diferentes ciclos fotossintéticos (C_3 e C_4) e, conseqüentemente, diferentes mecanismos de assimilação de C, há mudanças na matéria orgânica do solo (MOS), visto que há modificações no tipo de material vegetal que é depositado, decomposto e incorporado ao solo. Para entender de que forma ocorre a ciclagem da MOS, sob mudanças consecutivas na vegetação, é utilizada a técnica de abundância natural de ^{13}C ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), que utiliza isótopos estáveis, que não apresentam riscos no manuseio, como traçador para entender o ciclo complexo do carbono no solo (Balesdent et al. 1987; Balesdent e Mariotti, 1996).

As diferenças com relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ ocorrem porque as plantas de ciclo C_3 discriminam mais ^{13}C do que as plantas de ciclo C_4 . Isso porque as plantas de ciclo C_3 fixam o CO_2 através de uma enzima chamada rubisco, que apresenta menor afinidade com o CO_2 que a PEP carboxilase, responsável pela fixação nas plantas de ciclo C_4 . Dessa forma, a rubisco discrimina mais ^{13}C em relação ao ^{12}C e, por isso, acumulam menos ^{13}C e apresentam valores menores do que os encontrados nas plantas de ciclo C_4 (Alves et al., 2006). De forma que, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ de espécies de ciclo C_3 variam entre -23‰ e -40‰ e espécies de ciclo C_4 variam entre -9‰ e -19‰. Sendo assim, o uso do isótopo ^{13}C visando à identificação da origem do carbono presente no solo, pressupõe que a matéria orgânica irá refletir o material vegetal que a originou (Balesdent et al., 1987).

Essa técnica de abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ vem sendo empregada com sucesso em alguns trabalhos para estudar as mudanças que ocorrem na matéria orgânica do solo, em longo prazo, em áreas onde houve mudanças na vegetação (Monroe et al. 2016; Mosquera et al., 2012; Salvo et al., 2014; Ismaili et al., 2015). Essas medidas isotópicas do carbono orgânico do solo fornecem esclarecimentos pertinentes, sendo utilizadas para estimar as taxas de renovação da MOS (Cerri, 1991), como também para indicar as variações promovidas pela mudança na utilização do solo (Balesdent e Mariotti, 1996).

2.1.2. Mecanismos de estabilização do C no solo

Os processos de estabilização e desestabilização do COS são fundamentais para a ciclagem de nutrientes e fluxo de C no ecossistema terrestre. No entanto, quando o processo de estabilização se sobrepõe sobre o de desestabilização, os solos se tornam excelentes compartimentos de estocagem de C (Sollins et al., 1996), contribuindo diretamente para a redução de CO_2 atmosférico (Lal, 2004).

Dessa forma, a estabilização do C no solo pode ocorrer de três formas distintas, sendo elas: química, bioquímica e física. Esses três mecanismos ocorrem simultaneamente, sendo separados apenas para melhorar o entendimento de como ocorrem no ambiente (Silva e Mendonça, 2007).

A estabilização química ocorre a partir da associação do C com a fração argila+silte do solo, formando, dessa forma, complexos denominados argilo-

orgânicos. Esses complexos contribuem para que haja uma maior resistência da molécula a ser decomposta (Silva e Mendonça, 2007).

A estabilização bioquímica (também conhecida como complexação bioquímica) é considerada um mecanismo complexo e está relacionada com a composição química dos compostos orgânicos, que são depositados no solo. Essa estabilização ocorre devido à recalcitrância desses compostos, que são de difícil decomposição, como lignina, taninos, compostos fenólicos, e, por isso, ficam preservados pela decomposição seletiva dos microrganismos, contribuindo para a manutenção da matéria orgânica no solo (Six et al., 2002; Silva e Mendonça, 2007).

Por fim, a estabilização física é caracterizada pela proteção exercida pelos agregados do solo, que, segundo Bronick e Lal (2005), podem ser definidos como partículas secundárias, que são formadas pela combinação de partículas minerais com substâncias orgânicas e inorgânicas. Os agregados são capazes de proteger fisicamente o C da mineralização, que pode ser promovida pela alteração do uso do solo e, além disso, pode contribuir para sua manutenção ou acúmulo, favorecendo, assim, o estoque desse elemento no solo (Six et al., 2004). Dessa forma, os agregados funcionam como uma barreira física contra o acesso dos microrganismos, impedindo a captura desse carbono. E, quanto maior a quantidade de agregados estáveis, mais bem estruturado é o solo (Six et al., 2000), o que demonstra a importância desse reservatório de C no solo.

2.1.3. Agregados e sua importância no sequestro de C no solo

Os agregados, que apresentam *pools* estáveis de COS, são formados a partir da organização estrutural de areia, silte e argila com os agentes cimentantes orgânicos e inorgânicos, e é o grau de aderência dessas partículas com esses agentes cimentantes que determina a estabilidade dos agregados formados (Blanco-Canqui e Lal, 2004). De acordo com Six et al. (2004), a formação e estabilização dos agregados do solo dependem de inúmeros fatores, como atividade dos microrganismos, raízes das espécies vegetais e variáveis ambientais, como umidade e temperatura.

Os agregados são capazes de promover a acumulação de COS devido à proteção física que oferecem contra a atividade microbiana, estabilizando esse C no solo (Jastrow et al., 2007; Cheng et al., 2015). Mas, para que ocorra esse

sequestro, é necessário que haja um balanço entre os *inputs* de C provenientes dos sistemas vegetais e de *output*, reduzindo a perda de C, aumentando o seu tempo de permanência no solo (Jastrow et al., 2007).

Os agregados do solo são separados em diferentes classes, por tamisamento, de acordo com seu tamanho: macroagregados (2000-250 μm), microagregados (250-53 μm) e silte+argila (<53 μm). De acordo com Tisdall e Oades (1982), essas frações seguem uma hierarquia, de forma que os microagregados se formam a partir da junção das partículas de argila com outros compostos presentes no solo a partir de agentes ligantes persistentes, como óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio; e os macroagregados são formados a partir da junção dos microagregados por agentes ligantes temporários, como hifas de fungos e raízes.

No entanto, Oades (1984) afirmou que, na verdade, inicialmente há a formação dos macroagregados, onde o C é estabilizado com o passar do tempo, o que proporciona a formação dos microagregados em seu interior. Segundo esse autor, a formação dos microagregados acontece da seguinte forma: as raízes e hifas fúngicas que mantêm unidos os macroagregados, por serem agentes temporários de ligação, são pouco persistentes e, portanto, facilmente decomponíveis. Os fragmentos oriundos da decomposição destes materiais ficam cobertos de mucilagem, liberada pelos microrganismos durante o processo de decomposição. Esse material, então, fica incrustado com argilas, resultando na formação dos microagregados dentro dos macroagregados.

Essa hipótese foi confirmada por Six et al. (2000), porém, para estes autores esse processo ocorre apenas em sistemas de produção conservacionistas do solo, onde não há utilização de maquinários, permitindo-se a acumulação de matéria orgânica. O mesmo foi confirmado por Lal (2004), que afirmou que só há aumento e manutenção do COS quando práticas de manejo conservacionistas são implantadas.

Um exemplo de sistemas conservacionistas são os sistemas florestais, que são capazes de desempenhar um papel significativo no ciclo do C, retirando boa parte do CO_2 da atmosfera (Dixon et al., 1994), acumulando no solo e na biomassa vegetal, sendo, portanto, capazes de contribuir diretamente para a mitigação do aquecimento global (Lal, 2004). No entanto, quando sistemas de manejo convencional são adotados, ocorre o uso de aração e gradagem, o que

promove o rompimento dos macroagregados e exposição do carbono orgânico ocluso, ficando suscetível à decomposição pelos microrganismos, não permanecendo estocado no solo (Six et al., 2004), mas sendo liberado para a atmosfera em forma de CO₂, pela respiração microbiana.

Os efeitos promovidos pelas mudanças de uso de solo, comparando sistemas conservacionistas e sistemas convencionais de manejo, têm sido amplamente divulgados, demonstrando a importância da adoção de sistemas com manejo menos intenso, visando o sequestro de C no solo (Six et al., 2002; Six et al., 2004; Devine et al., 2014).

2.1.4. Energia ultrassônica e C ocluso nos agregados

Os agregados do solo podem ser rompidos e, assim, suas partículas são dispersas, para que seja possível caracterizar a matéria orgânica que está associada e protegida fisicamente neles. O C associado às classes de agregados de diferentes tamanhos no solo esta, verdadeiramente, sequestrado e estabilizado no solo (Nair et al., 2009).

Atualmente, existem algumas técnicas que já são utilizadas para essa finalidade, como a utilização de dispersantes químicos (Caravaca et al., 2004), agitação mecânica (Blanco-Moure et al., 2012), energia ultrassônica (Sharkot et al., 2007; An et al., 2010; Gama-Rodrigues et al., 2010) ou a junção de alguns desses métodos (Asano e Wagai, 2014).

A energia ultrassônica é uma técnica considerada rápida, que separa fisicamente os agregados do solo em partículas primárias, usando ondas sonoras (Silva et al., 2015). Diferentemente das demais técnicas de dispersão, para utilização da energia ultrassônica é necessário informações prévias sobre a energia necessária a ser aplicada a suspensão para o total rompimento dos agregados (Kaiser e Berhe, 2014).

Na literatura é possível encontrar inúmeros trabalhos que abordam a utilização da energia ultrassônica nos estudos dos agregados do solo. Por exemplo, para Schmidt et al. (1999), a energia necessária visando o rompimento dos agregados para isolar as partículas primárias foi entre 450 e 500 J mL⁻¹. Já Sharkot et al. (2007), estudando espodossolos, determinou que 92 J mL⁻¹ e 113 J mL⁻¹ foi suficiente para o total rompimento dos macro e microagregados, respectivamente. Gama-Rodrigues et al. (2010), em latossolo sob sistemas

agroflorestais no sul da Bahia utilizaram a de 450 J mL^{-1} de energia aplicada para a quebra de macro e microagregados. Não há como promover uma padronização da energia ultrassônica necessária, visto que há inúmeros fatores que influenciam na ruptura e dispersão dos agregados, como as especificações do equipamento utilizado, tempo de sonificação, temperatura da amostra e inserção da sonda na suspensão (Raine e So, 1993; Sá e Lima, 2005).

Além disso, existem as diferenças com relação às características de cada solo, como os teores das frações granulométricas, em especial a argila, que vão influenciar diretamente na energia necessária para quebra, visto que é um dos fatores responsáveis pela estabilidade dos agregados do solo. E quanto maior a estabilidade, maior a energia necessária para a total dispersão (Tisdall e Oades, 1982; Six et al., 2000; Sá e Lima, 2005).

Boix-Fayous et al. (2001) observaram que apenas a fração argila se correlacionava positivamente com os índices de agregação do solo e isso ocorre porque a argila exerce um domínio sobre o comportamento do solo em virtude da sua pequena dimensão, o que aumenta sua superfície específica, além das cargas negativas que apresentam (Six et al., 2000).

De acordo com Kaiser et al. (2012), a total dispersão dos agregados do solo é definida como o ponto no qual as proporções relativas de areia, silte e argila não mudam mais com o aumento da energia. No entanto, outra forma de verificar o total rompimento seria a elaboração de gráficos com a relação entre a energia aplicada e a quantidade (em gramas) da matéria orgânica do agregado (MOA) que é obtida após o processo de sonificação, visto que a partir de uma determinada energia aplicada não haverá mais quebra e a quantidade de MOA atingirá um platô (Sarkhot et al., 2007).

Apesar de carecer de testes prévios, a utilização da energia ultrassônica em estudos com agregados do solo é bastante promissora, visto que contribui para que seja possível a comparação entre estudos que abordam a dispersão dos agregados sob diferentes condições (Raine e So, 1993).

2.2. Sequestro de C orgânico em sistemas florestais

Os ecossistemas florestais são a maior reserva terrestre de C, apresentando um estoque estimado de 861 Pg ($1\text{Pg} = 10^{15}\text{g} = 1 \text{ bilhão de toneladas}$), onde as florestas tropicais representam, aproximadamente, 55%

desse total, no valor de 471 Pg (Pan et al., 2011). Dessa forma, conhecer o estoque de COS promovido por espécies florestais tem se mostrado uma importante ferramenta para determinar sistemas que se caracterizem como sustentáveis, bem como para analisar o potencial do solo como dreno de CO₂, contribuindo assim para a mitigação do aquecimento global (Lal, 2005).

Além disso, muitas florestas plantadas são estabelecidas em áreas de pastagens que foram utilizadas para a produção animal por anos e, com isso, encontram-se degradadas (Cook et al., 2014). E, conforme afirmado por Silver et al. (2000), o reflorestamento em terras agrícolas onde há indícios de degradação, pode reverter esse processo e promover o sequestro de carbono.

Dessa forma, a importância dos estudos para o conhecimento da acumulação de COS com a utilização de espécies florestais é relevante, pois são baseados nessas informações que poderão ser elaborados projetos de reflorestamento para recuperação de áreas degradadas, visando, além da mitigação das mudanças climáticas, a contribuição para o aumento da aptidão produtiva do solo, graças à adição de matéria orgânica (Weber et al., 2006).

No Brasil, a seringueira e o eucalipto se destacam como alternativas de plantações florestais. Essas espécies florestais podem apresentar maior acúmulo de carbono no solo, quando comparadas com as espécies agrícolas, visto que apresentam como características a grande produção de biomassa vegetal, sistema radicular denso, bem desenvolvido e profundo (Cunningham et al., 2015). Além disso, são espécies perenes e, por isso, não demandam de manejos intensivos do solo, como a utilização de grades e arados.

2.2.1. Seringueira (*Hevea brasiliensis*)

A seringueira, além de promover serviços ambientais pelo seu potencial de acumulação de carbono tanto no solo (Maggiotto et al., 2014) quanto na biomassa (Cheng et al., 2007), também é considerada como uma das principais culturas arbóreas de interesse econômico em regiões tropicais em todo o mundo (Kumagai et al., 2015). De acordo com os dados publicados no anuário estatístico da Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF, 2013) existem 168,85 mil ha de seringueira no Brasil. Esse valor apresentou um aumento de 6,5%, representando, aproximadamente, mais 10 mil há, quando comparado com o ano de 2010 (ABRAF, 2011).

Alguns trabalhos demonstram o potencial dessa espécie florestal em acumular COS, como Yang et al. (2005), que, avaliando o sequestro de carbono em latossolos na China até a profundidade de um metro, encontraram resultados que variavam, de acordo com o sítio em estudo, entre 111,4 Mg ha⁻¹ e 202,5 Mg ha⁻¹. Já Wauters et al. (2008), avaliando estoque de C sob seringal no Mato Grosso (MT) e Blécourt et al. (2013) na China, ambos até 60 cm de profundidade, encontraram 105,5 Mg ha⁻¹ e 60,1 Mg ha⁻¹, respectivamente.

No Paraná, Magiotto et al. (2014) concluíram que a adoção dessa espécie florestal em áreas de pastagens degradadas favoreceu a acumulação de C no solo, apresentando estoque de COS até a profundidade de 60 cm de 66,8 Mg C ha⁻¹ (plantação de 4 anos) e 79,3 Mg C ha⁻¹ (plantação de 15 anos), sendo uma taxa média de acumulação de 1,1 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. E Diniz et al. (2015), que, avaliando as diferenças entre clones de seringueira de 7 anos de idade no estoque de COS a 60 cm de profundidade, encontrou resultados variando entre 76,5 Mg ha⁻¹ e 95,9 Mg ha⁻¹.

No entanto, é importante destacar que ainda são escassas as informações sobre o potencial dessa espécie em sequestrar C, promovendo a melhoria da qualidade do solo (Maggiotto et al., 2014), e de que forma pode contribuir para a mitigação das problemáticas ambientais (Cheng et al., 2007). Até o momento, poucos são os estudos que buscam determinar a distribuição do carbono no solo sob essa espécie florestal e qual a influência do no estoque de C em solos sob pastagem degradada.

2.2.2. Eucalipto (*Eucalyptus* sp.)

Assim como a seringueira, o eucalipto também vem se destacando, sendo uma das espécies florestais mais cultivadas no Brasil, mesmo sendo uma espécie exótica, que apresenta um crescimento rápido e bom retorno econômico (Zinn et al., 2002). De acordo com dados da ABRAF (2012), há mais de 5 milhões de hectares de área plantada com o gênero *Eucalyptus* no Brasil, onde cerca de 50% desse total encontra-se na região sudeste.

Zinn et al. (2002), avaliando o estoque de carbono no solo em dois sítios diferentes com plantações de eucalipto na região do Cerrado, obtiveram resultados de acumulação de carbono de 59,84 Mg ha⁻¹ e 41,64 Mg ha⁻¹ em 60 cm de profundidade. Já Lima et al. (2006), trabalhando após três décadas de

cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce, obtiveram resultados onde o cultivo dessa espécie promoveu uma recuperação do COS (0-20 cm) em áreas mal manejadas de pasto, resultando em uma taxa de estocagem de carbono de, aproximadamente, $0,29 \text{ t ha}^{-1}$ e $0,42 \text{ t ha}^{-1}$ ao ano, variando conforme a área de estudo, o que demonstra o potencial dessa cultura.

Já O'Brien et al. (2003), avaliando o estoque de carbono orgânico em solos sob florestas de eucalipto (*Eucalyptus regnans*) com diferentes idades, até a profundidade de 50 cm, obtiveram resultados expressivos de estoque total, variando de 218 a 354 t ha^{-1} , sendo possível observar um aumento no estoque com o aumento da idade da plantação. E Maquere et al. (2008), ao avaliar a influência de plantações de eucalipto no carbono orgânico do solo até um metro de profundidade, observaram que os dois sítios com plantações de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em estudo, que eram manejados desde 1994, apresentaram, significativamente, um maior estoque de C no solo, quando comparado com o cerrado e os sítios de pastagem (com 20 e 80 anos de pastagem extensiva).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da área de estudo e amostragem de solo

O estudo foi conduzido em solos coletados na Zona da Mata de Minas Gerais, no Município de Muriaé. A área experimental constituiu-se de: duas plantações de eucalipto, uma plantação de seringueira, uma floresta secundária (capoeira) e uma pastagem. As plantações de eucalipto, de 3 e 5 anos, eram compostas por clones (CAF49), com espaçamento de 3 x 2,5 m. A plantação de seringueira era composta por clone (FX3864) do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), com 35 anos e espaçamento de 7 x 2,5 m. As áreas nas quais foram implantadas as plantações de eucalipto e seringueira foram, anteriormente, pastagens degradadas por, aproximadamente, 50 anos. Na capoeira foram retiradas as espécies do dossel superior, restando apenas às árvores de pequeno porte. E a pastagem de, aproximadamente, 50 anos era composta por uma mistura de espécies de braquiária (*Brachiaria* sp.).

As amostras foram coletadas no ano de 2011, tendo sido delimitadas parcelas (30 x 30 m) uniformes (homogeneidade do solo, declividade, densidade e idade das árvores) na parte central de cada sistema, separadas entre si por, pelo menos, 100 m de distância. Em cada parcela, foram abertas trincheiras de 1 x 1 x 1,5 m, de largura, comprimento e profundidade, respectivamente, entre as linhas das plantas. As profundidades de coleta foram 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, determinadas de acordo com protocolo utilizado em alguns estudos de cunho internacional sob sequestro de carbono em solos sob diferentes

sistemas de uso da terra (Saha et al., 2009; Takimoto et al., 2008; Gama-Rodrigues et al., 2010; Monroe et al. 2016). O solo foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 2013).

3.2. Análises físicas

As características físicas do solo foram determinadas de acordo com EMBRAPA (1997): a densidade do solo (Ds) pelo método do anel volumétrico e a análise granulométrica pelo método da pipeta.

Tabela 1: Composição granulométrica (argila, silte e areia, em %) e densidade (g cm^{-3}) dos solos sob diferentes sistemas de uso da terra em Muriaé, MG.

Prof. (cm)	Atributos físicos	CAP	EUC5	EUC3	SER	PAS
0-10	Areia	17,37	19,26	14,56	29,85	52,68
	Silte	36,32	33,94	31,71	41,07	6,68
	Argila	46,31	46,81	53,73	29,08	40,64
	Ds	1,07	1,29	1,25	1,11	1,33
10-20	Areia	17,34	19,4	13,03	26,24	47,06
	Silte	32,28	27,5	24,75	38,26	5,26
	Argila	50,39	53,1	62,22	35,51	47,69
	Ds	1,15	1,31	1,21	1,24	1,37
20-40	Areia	17,31	16,9	10,4	22,46	44,59
	Silte	28,73	27,62	22,4	36,46	5,74
	Argila	53,96	55,48	67,2	41,08	49,67
	Ds	1,13	1,19	1,11	1,21	1,26
40-60	Areia	12,31	17,48	8,38	21,06	41,62
	Silte	27,21	27,96	22,75	30,35	6,36
	Argila	60,47	54,56	68,87	48,59	52,02
	Ds	1,13	1,12	1,12	1,13	1,25
60-80	Areia	10,93	14	10,77	15,51	39,29
	Silte	25,8	23,11	21,75	26,92	5,25
	Argila	63,26	62,89	67,48	57,58	55,46
	Ds	1,09	1,07	1,14	1,11	1,1
80-100	Areia	11,71	14,77	10,35	13,57	36,75
	Silte	23,11	21,77	20,77	25,14	5,22
	Argila	65,18	63,46	68,88	61,29	58,03
	Ds	1,13	1,1	1,12	1,1	1,13

CAP: capoeira, EUC5: plantação de eucalipto com 5 anos de idade; EUC3: plantação de eucalipto com 3 anos de idade; SER: seringueira; PAS: pasto.

3.3. Estoque de carbono orgânico do solo (COS)

Os valores de estoque de COS foram obtidos por Vicente (2013). As quantificações de C foram feitas por meio de combustão seca em autoanalisador, sendo os estoques de COS (Mg ha^{-1}), em cada profundidade do solo, calculados pela fórmula: concentração de C (%) x D_s x E_{cs} , em que d_s = densidade do solo (g/cm^3) e E_{cs} = espessura da camada de solo (cm).

Foram realizadas duas correções:

- A correção da argila foi realizada a partir da fórmula: $C(\text{corrigido}) = C \text{ em g } 100 \text{ g}^{-1} (\text{tratamento}) \times [\% \text{ argila (referência)} / \% \text{ argila (tratamento)}]$, de acordo com Moraes et al. (1996). As porcentagens de argila, tanto da referência quanto dos tratamentos, foram obtidas a partir da análise granulométrica.
- A correção pela densidade foi realizada a partir da fórmula: $[(\text{massa de solo da referência} - \text{massa de solo do tratamento}) / \text{Densidade do tratamento}]$, de acordo com Ellert e Bettany, (1995). Com a utilização desta fórmula é possível saber qual é, de fato, a profundidade que deve ser usada para o cálculo de estoque, visto que as mudanças na densidade do solo, como por exemplo, a compactação, podem causar erros quando se baseiam em uma profundidade fixa, subestimando ou superestimando a quantidade de C orgânico presente ao longo do perfil do solo (Moraes et al., 1995).

3.4. Determinação da origem do COS pela abundância natural do ^{13}C .

A técnica de abundância natural de ^{13}C foi realizada em todas as áreas desse estudo, uma vez que as espécies florestais (eucalipto e seringueira) foram implantadas em áreas onde anteriormente havia pastagens.

Para a análise do ^{13}C as amostras de solo foram maceradas, passadas em peneira de 100 mesh e a relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ foi medida em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo. Os valores foram calculados de acordo com Balesdent e Mariotti (1996):

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}) / R_{\text{padrão}}] * 1000$$

Onde, R_{amostra} representa a relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e o $R_{\text{padrão}}$ representa a relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do padrão. O padrão internacional é a Pee Dee Belemnite (PDB),

que é uma rocha calcária encontrada em uma formação geológica denominada Pee Dee e apresenta uma composição isotópica (R) no valor de 0,0112372 (Martinelli et al., 2009). A relação obtida foi expressa em partes por mil (‰), baseado no padrão usual PDB.

Para determinar a proporção de C derivado da pastagem (C₄) foi utilizada a equação, de acordo com Vitorello et al. (1989):

$$\%C_4 = [(\delta - \delta_o) / (\delta_c - \delta_o)] * 100$$

Onde: $\delta = \delta^{13}C$ do solo sob o sistema vegetal em estudo; $\delta_o = \delta^{13}C$ do solo sob floresta e $\delta_c = \delta^{13}C$ do material vegetal (gramínea = -12,65‰). Para a obtenção da porcentagem de C derivado de C₃, foi utilizada a equação:

$$\%C_3 = 100\% - \%C_4$$

Para a determinação da contribuição das espécies de ciclo C₃ e C₄ no COS, os estoques foram calculados a partir das proporções encontradas.

3.5. Quantificação do C ocluso nos agregados

3.5.1. Determinação da energia necessária para total rompimento dos macroagregados e microagregados

3.5.1.1 Amostras utilizadas

Os testes foram realizados com os macroagregados e microagregados obtidos por fracionamento físico realizado previamente por Vicente (2013). Foram utilizadas amostras de macro e microagregados de solos com 29% de argila, 49% de argila e com 69% de argila, sendo da profundidade 0-10 cm da seringueira, 40-60 cm da pastagem e 80-100 cm do eucalipto 3 anos, respectivamente.

3.5.1.2. Princípio de funcionamento do equipamento

O princípio de funcionamento do equipamento utilizado (Fisher Scientific Modelo FB-505) está esquematizado na figura 1. Um piezômetro elétrico, conectado a um gerador, é responsável pela produção de uma voltagem, que produz uma vibração. A sonda apresenta formato cilíndrico, com 12,7 mm de diâmetro e uma ponteira substituível que é inserida na suspensão a uma profundidade de 10 milímetros. A ponteira é responsável pela passagem dessa vibração até a suspensão (amostra de solo + água), que promove a cavitação, que é a formação de microbolhas nas paredes dos agregados e em suas linhas

de fraqueza. Quando ocorre o colapso dessas bolhas, há a quebra dos agregados (Mayer et al., 2002; Sá e Lima, 2005).

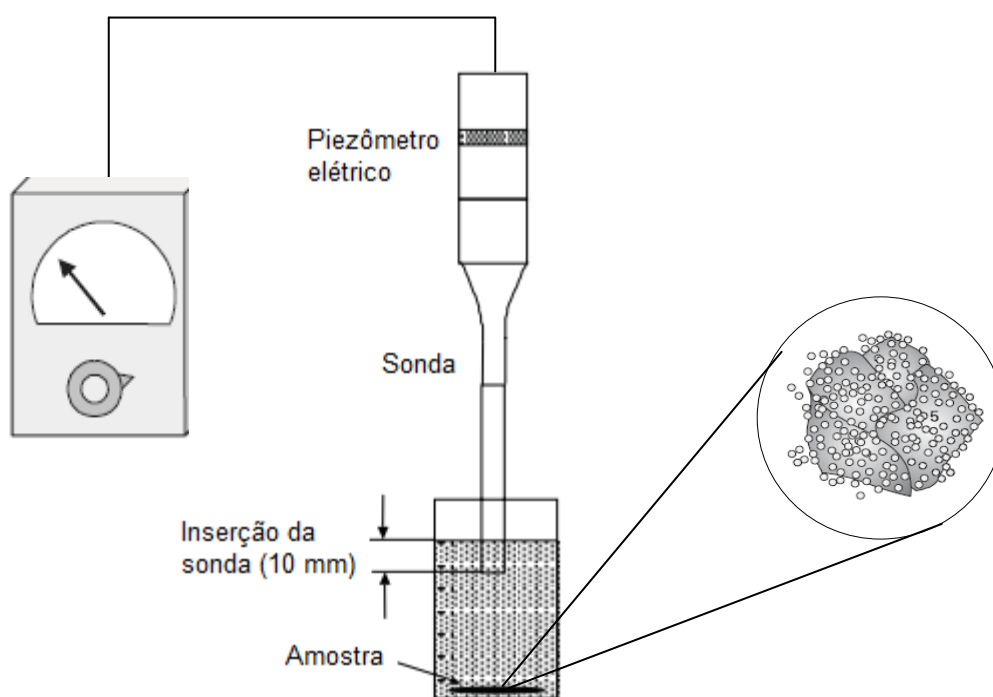


Figura 1: Esquema de funcionamento do equipamento de energia ultrassônica demonstrando o gerador de energia elétrica, a haste de funcionamento, composta pelo piezômetro elétrico e sonda e o agregado com as bolhas que são formadas pelo processo de cavitação (Adaptado de Mayer et al., 2002 e Sá e Lima, 2005)

O equipamento da Fisher Scientific (Modelo FB-505) permite experimentos com diferentes níveis de energia, a partir da utilização de amplitudes (%), que podem variar de 1 a 100%. No entanto, a potência (W) é a variável utilizada para calcular a energia aplicada, sendo necessário estabelecer uma relação entre essas duas variáveis, para saber a energia que é desprendida na suspensão (amostra + água). A partir da seleção da amplitude, a potência era mostrada no display no equipamento. Assim, foram pré-estabelecidas as amplitudes 40, 50, 60, 70, 80, 90 e 100%, que corresponderam às potências de 30, 41, 52, 65, 79, 92 e 105 watts, respectivamente. Foi possível, então, obter uma equação ajustada pela relação da potência com a amplitude: $y = 0,7896x + 17,663$ ($R^2 = 0,9982$) (figura 2).

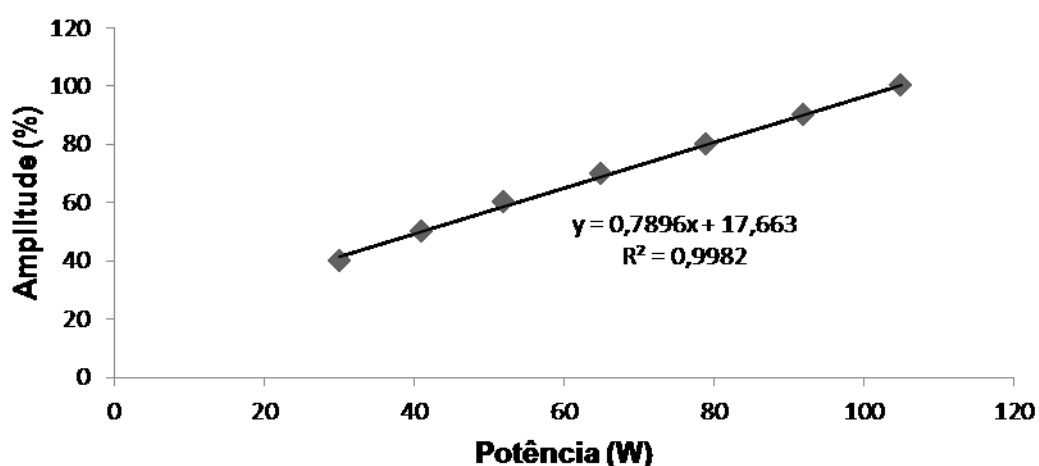


Figura 2: Relação da potência (W) e amplitude (%) no equipamento Fisher Scientific Modelo FB-505.

3.5.1.3. Determinação das energias aplicadas

Após a obtenção da relação entre potência e amplitude, foram estabelecidas as energias utilizadas no procedimento de determinação do índice de dispersão para o total rompimento dos agregados do solo. A energia aplicada (EA) foi calculada de acordo com a relação entre potência, tempo de duração da sonificação e o volume da suspensão pela fórmula (Schmidt et al., 1999): $EA = (Pc \cdot t) / V$, onde EA é a energia aplicada à suspensão ($J \text{ ml}^{-1}$); Pc é a potência em watts mostrada no “display” do equipamento; t representa o tempo da sonificação (em segundos) e V representa o volume da suspensão.

A energia aplicada variou de 10 a 388 J ml^{-1} , mantendo-se constante as variáveis: tempo (600 s), volume (150 ml), inserção da sonda na amostra (10 mm) e o *pulse* (60 segundos ligado e 30 segundos desligado). O *pulse* no equipamento é importante para evitar o superaquecimento da amostra, o que faz com que diminua o processo de cavitação, reduzindo a eficiência da sonificação. Além disso, como a temperatura da amostra devia ser mantida abaixo dos 35°C (Sharkot et al., 2007), foi utilizado banho de gelo.

Para as amostras com 29% de argila foram utilizadas as energias de 10 J ml^{-1} a 76 J ml^{-1} . Já para as amostras com 49% e 69% de argila, as energias variaram de 70 a 388 J ml^{-1} .

Tabela 2: Parâmetros utilizados para a determinação do índice de dispersão dos solos sob diferentes classes texturais.

AMPLITUDE (%)	POTÊNCIA (W)	TEMPO (s)	VOLUME (ml)	ENERGIA (J ml⁻¹)
19	2,5	600	150	10
25	10	600	150	40
32	17,5	600	150	70
38	26	600	150	104
49	40	600	150	160
61	55	600	150	220
76	75	600	150	300
89	90	600	150	350
100	104	600	150	388

3.5.1.4. Procedimento de sonificação

Consistiu em pesar 5 g de macroagregados (2000-250 μm) ou 3 g de microagregados (250-53 μm) que foram submersas em água deionizada em um Becker de 500 ml. As análises foram realizadas com três repetições para cada EA, as quais foram aumentando de forma progressiva, até que fosse obtida uma curva na qual fosse possível observar um platô de quebra. Após a sonificação, as amostras foram passadas pelas mesmas peneiras que foram obtidas as frações. Assim, a fração remanescente na peneira foi denominada de fração particulada (FP) – não oclusa e a fração que passou pela peneira após sonificação foi denominada de fração da matéria orgânica do agregado (MOA) (Sarkhot et al., 2007; Gama-Rodrigues et al., 2010).

3.5.2. Ruptura dos agregados e quantificação do C ocluso (C-MOA)

3.5.2.1. Sonificação

A sonificação dos macro e microagregados obtidos por Vicente (2013) foi realizada utilizando-se a energia de 300 J ml⁻¹, definida por teste prévio. Ao final do procedimento, foram obtidas as frações da matéria orgânica do agregado (MOA) e fração particulada (FP). Como o objetivo foi determinar o estoque fisicamente protegido nos agregados, trabalhou-se apenas com a MOA.

3.5.2.2. Determinação do C ocluso (C-MOA) obtido após a sonificação

A quantificação do carbono orgânico na fração da matéria orgânica do agregado (MOA) foi feita por meio de combustão seca em autoanalisador Perkin Elmer 2400 CHNS, no Laboratório de Solos/UENF. Assim, obteve-se o estoque de C da fração da matéria orgânica do agregado (C-MOA). A partir desse resultado, calculou-se a contribuição do C-MOA no carbono orgânico do solo (% de C-MOA no COS).

3.5.2.3. Análise estatística

Nesse estudo, em cada sistema de uso da terra, as parcelas foram tratadas como pseudo-repetições, como em outros estudos baseados em sistemas florestais e agroflorestais (Lima et al., 2006; Gama-Rodrigues et al., 2010). Estando as parcelas distantes 100 metros entre si, a aleatoriedade e independência foram asseguradas, validando a ANOVA (Lima et al., 2006). Os dados de estoque de C-MOA dos macroagregados e microagregados, nos diferentes sistemas de uso da terra, foram analisados pelo SAEG, utilizando Scott-Knott a 5% de probabilidade.

4. RESULTADOS

4.1. Determinação da origem do COS pela abundância natural do ^{13}C

As diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram mais pronunciadas nas camadas mais superficiais do solo. A partir dos 40 cm de profundidade, essas diferenças diminuíram progressivamente. Na capoeira, que é a área de referência desse estudo, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ também diminuíram com a profundidade e apresentou uma variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de 1,43‰ ao longo do perfil do solo (figura 2).

Na pastagem, até 40 cm, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram maiores do que os observados para os demais sistemas de uso da terra. Nas profundidades 0-10, 10-20 e 20-40 cm, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram -19,43‰, -21,15‰ e -22,88‰, representando um total de, aproximadamente, 27 Mg ha^{-1} de C-C₄ no carbono orgânico do solo (COS). Essa contribuição diminuiu com a profundidade, onde nos 80-100 cm, o valor de $\delta^{13}\text{C}$ foi -25,55‰, o que representou uma contribuição de C-C₄ de apenas 7,46%, sendo 2,12 Mg ha^{-1} de C-C₄ no COS (figura 2 e 3).

Nas plantações de eucalipto, as variações de $\delta^{13}\text{C}$ foram mais pronunciadas na plantação de 3 anos, quando comparado com a de 5 anos, principalmente nas camadas mais superficiais. Nos primeiros 40 cm de solo, a plantação de 3 anos apresentou uma variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -20,03‰ a -23,93‰, representando 17,51 Mg ha^{-1} de C-C₄ no COS. Já na plantação de 5 anos, as variações de $\delta^{13}\text{C}$ nessa profundidade foram -22,35‰ a -23,49‰, representando 13,9 Mg ha^{-1} de C-C₄ no COS. Abaixo dos 40 cm, as variações entre as duas plantações foram menos acentuadas (figura 2 e 3).

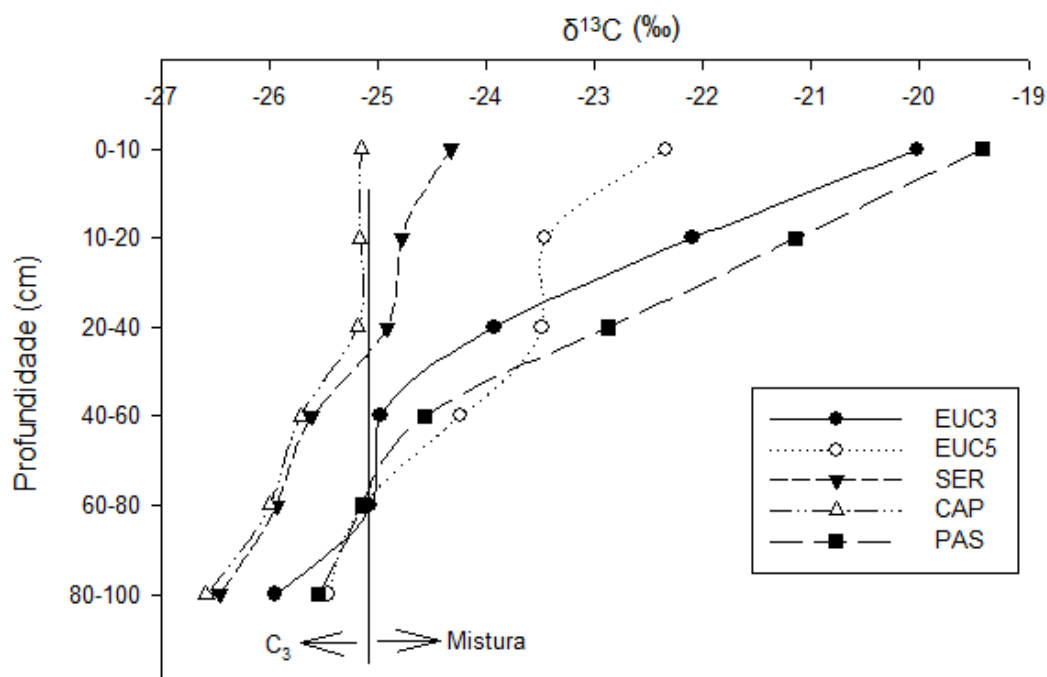


Figura 2: Variação em profundidade do $\delta^{13}\text{C}$ nos diferentes sistemas de uso da terra. CAP: capoeira; EUC5: plantação de eucalipto com 5 anos de idade; EUC3: plantação de eucalipto com 3 anos de idade; SER: seringueira; PAS: pasto.

Vale destacar que a partir dos 60 cm de profundidade os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da pastagem e das plantações de eucalipto ficaram mais próximos da faixa de discriminação das plantas C_3 do que a faixa da mistura C_3 e C_4 (figura 2).

A seringueira apresentou uma baixa variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ ao longo do perfil do solo, com baixíssima contribuição de $\text{C}-\text{C}_4$. Nas profundidades 0-10, 10-20 e 20-40 cm, essa cobertura florestal apresentou valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -24,33‰, -24,79‰ e -24,92‰, sendo apenas 6,63%, 3,03% e 2,15% de $\text{C}-\text{C}_4$ no COS, respectivamente, representando um total de $4,7 \text{ Mg ha}^{-1}$. Abaixo dos 40 cm, apresentou apenas 0,32% de $\text{C}-\text{C}_4$ no COS, com variações de $\delta^{13}\text{C}$ bem próximas as observadas na capoeira (figura 2 e 3).

Com relação ao estoque de COS em profundidade, oriundo de espécies de ciclo C_3 , a seringueira se destacou com os maiores estoques, seguido pelas áreas de eucalipto e pastagem. Já a maior acumulação de carbono oriundo de espécies de ciclo C_4 foi observada na ordem oposta (figura 3).

Do total de C acumulado ao longo dos 100 cm do solo, a seringueira se destacou apresentando maior quantidade de COS, sendo esse total representado por $213,90 \text{ Mg ha}^{-1}$ de $\text{C}-\text{C}_3$ e $5,42 \text{ Mg ha}^{-1}$ de $\text{C}-\text{C}_4$. As plantações de eucalipto de 3 e 5 anos apresentaram $125,93 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $139,73 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C de origem C_3

e 21,86 Mg ha⁻¹ e 20,63 Mg ha⁻¹ de origem C₄, respectivamente. Na pastagem, a contribuição para o estoque de COS pelas gramíneas foi de apenas 19% do total, sendo a contribuição de C₄ de 33,25 Mg ha⁻¹ e de C₃ de 142,42 Mg ha⁻¹.

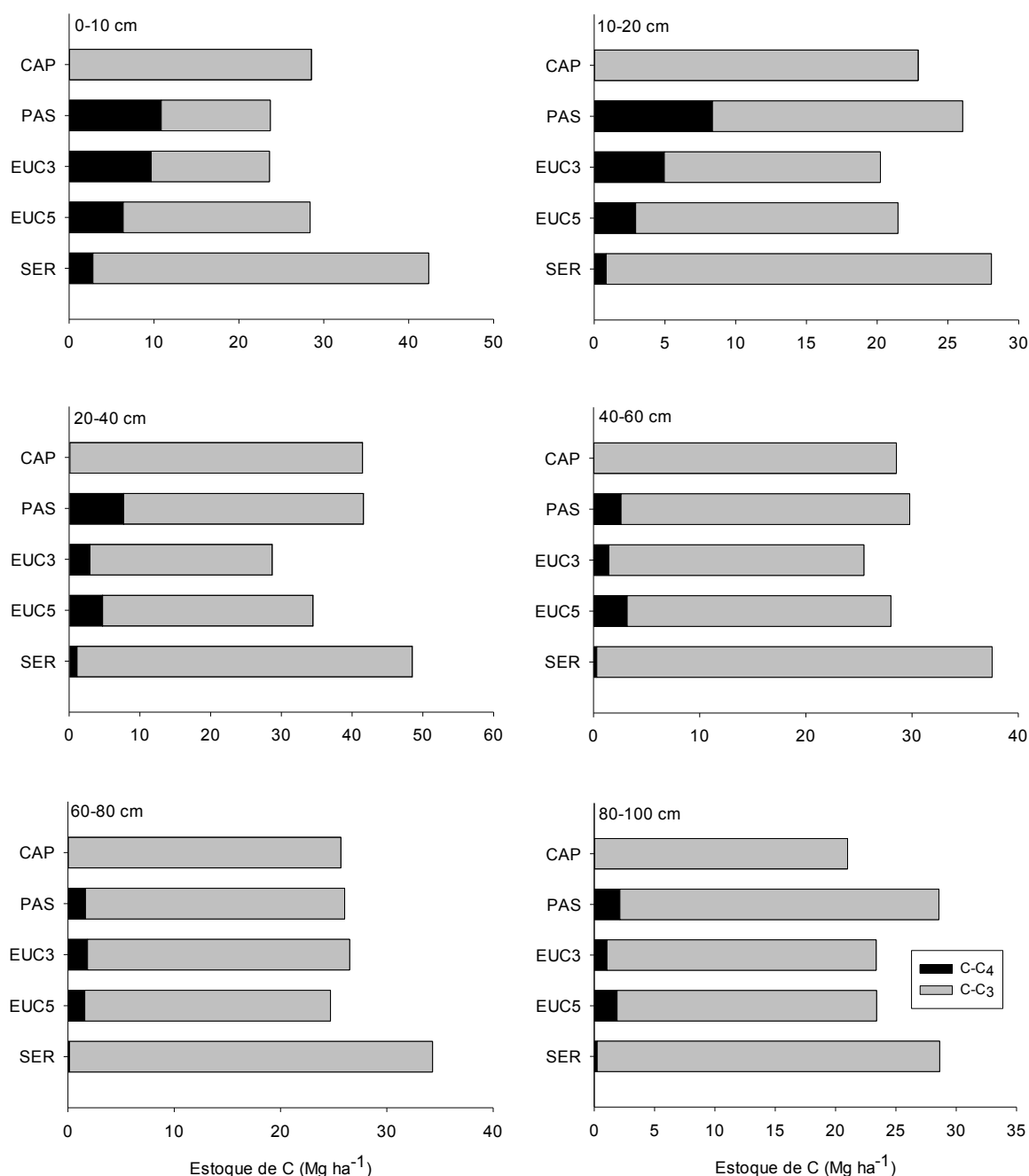


Figura 3: Contribuição dos diferentes sistemas de uso da terra em profundidade no estoque de carbono orgânico do solo (COS). CAP: capoeira; EUC5: plantação de eucalipto com 5 anos de idade; EUC3: plantação de eucalipto com 3 anos de idade; SER: seringueira; PAS: pasto. Dados de estoque de COS obtidos por Vicente (2013).

4.2. Quantificação do C-ocluso (C-MOA) nos agregados

4.2.1. Determinação da energia necessária para total rompimento dos macroagregados e microagregados

A aplicação de energias intermediárias na suspensão não promove total ruptura dos agregados, visto que foi possível detectar alguns agregados nas amostras. Isso demonstra que essas energias promovem dispersão dos agregados maiores em agregados menores, sendo necessário assim, aplicar forças mais intensas (figura 4). A confirmação que a energia aplicada promoveu a total ruptura foi alcançada, além da observação dos resultados nos gráficos, a partir da observação da fração particulada na lupa (figuras 4 e 5).

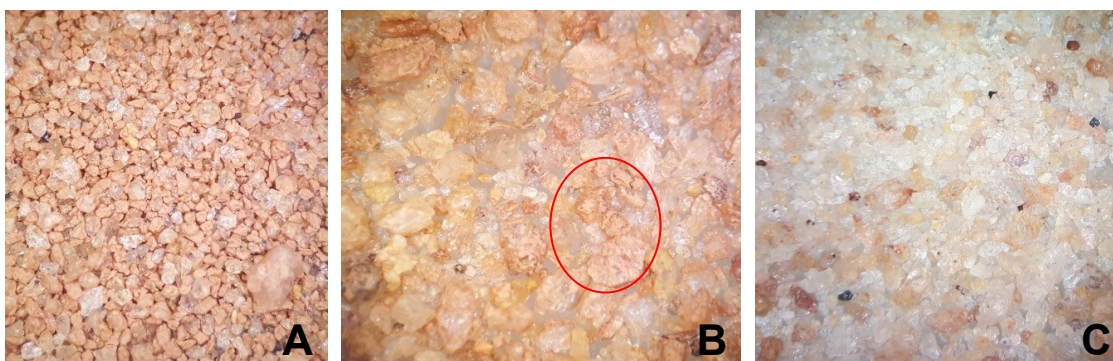


Figura 4: Imagens observadas em lupa, mostrando os macroagregados ainda intactos (A), ruptura de agregados maiores em agregados menores (B) e dispersão total da amostra (C).

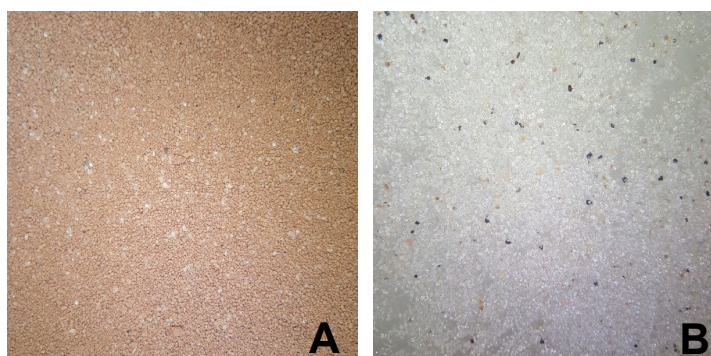


Figura 5: Imagens observadas em lupa mostrando os microagregados ainda intactos (A) e após sonificação, apenas a fração particulada (B).

As amostras com 29% de argila demandaram menor energia aplicada para o total rompimento dos macro e microagregados, no valor de 160 J ml^{-1} . Já para as amostras com 49% e 69% de argila, a energia necessária foi de 300 J ml^{-1} , tanto para os macroagregados quanto para os microagregados (figura 6).

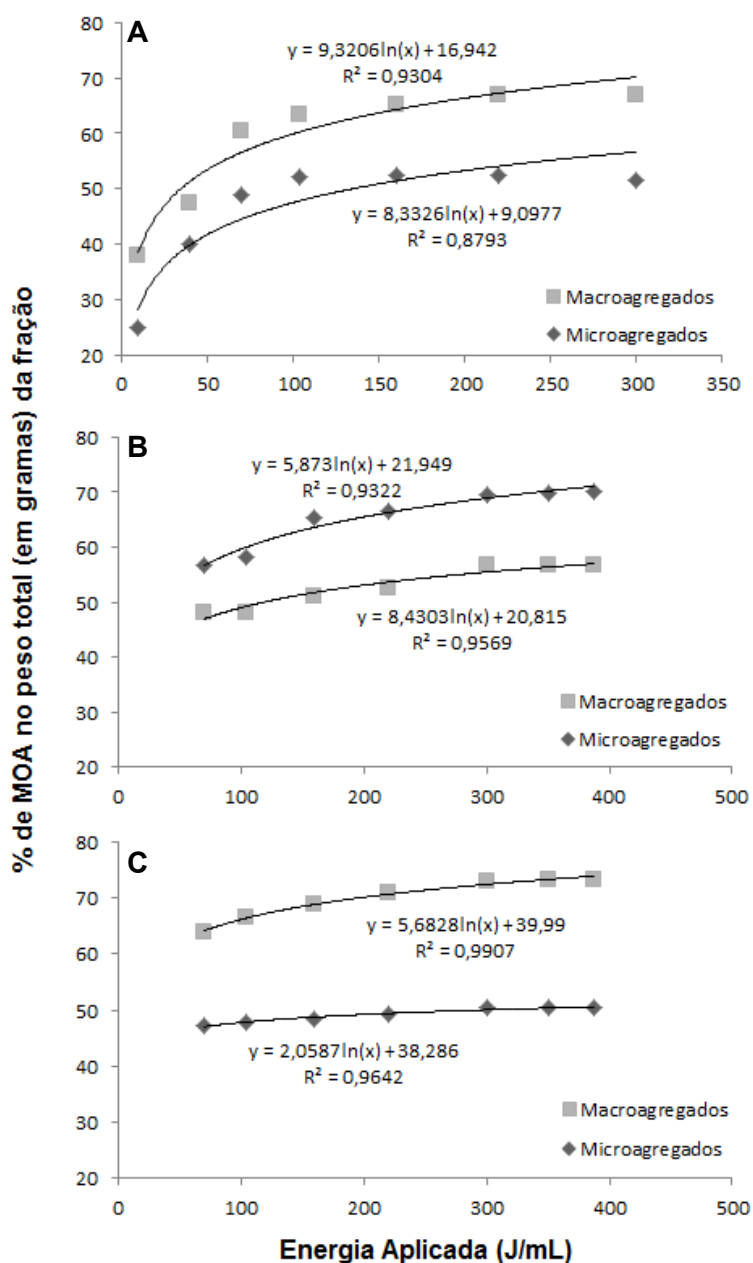


Figura 6: Gráficos da energia necessária para o total rompimento dos macroagregados e microagregados dos solos sob diferentes classes texturais. A: 29% de argila; B: 49% de argila; C: 69% de argila. MOA: matéria orgânica do agregado.

4.2.2. Ruptura dos agregados e quantificação do C-ocluso (C-MOA)

No solo sob seringueira, os primeiros 20 cm apresentaram tendência de acumular menor quantidade de C ocluso (C-MOA) nos macroagregados. A partir dessa profundidade essa tendência não ocorreu. A contribuição de C-MOA no COS foi, em geral, menor neste sistema, principalmente até os 60 cm. Os demais sistemas foram similares ao longo do perfil. Nos microagregados esta tendência não foi observada (tabela 3).

Tabela 3: Estoque de C orgânico do solo (COS), estoque de C ocluso (C-MOA) nos macro e microagregados e sua influência (%) no COS nos solos sob diferentes sistemas de uso da terra em Muriaé, MG.

Sistemas de Uso da Terra	Prof. (cm)	COS*	C-MOA	C-MOA	C-MOA	C-MOA
			MACRO	MICRO	MACRO	MICRO
		Mg ha ⁻¹			%	
CAP	0-10	28,8	13,33 a	0,85 a	46,2	3,0
EUC5		28,4	10,33 b	1,13 a	36,4	4,0
EUC3		23,6	12,73 a	1,05 a	54,0	4,5
SER		42,4	6,61 b	0,77 a	15,6	1,2
PAS		23,7	14,66 a	0,76 a	61,9	3,2
CAP	10-20	22,9	9,05 b	1,18 a	39,5	5,2
EUC5		21,5	9,16 b	1,08 a	42,7	5,0
EUC3		20,2	11,18 a	1,01 a	55,2	5,0
SER		28,1	5,6 c	1,36 a	19,9	4,8
PAS		26,0	11,61 a	1,01 a	44,6	3,9
CAP	20-40	41,4	9,79 a	2,75 a	23,6	6,6
EUC5		34,7	12,33 a	2,19 a	35,5	6,4
EUC3		28,6	10,62 a	2,57 a	37,1	9,2
SER		48,4	9,96 a	2,69 a	20,6	5,6
PAS		41,5	14,2 a	2,37 a	34,3	5,7
CAP	40-60	28,5	5,67 a	3,28 a	19,9	11,5
EUC5		28,0	8,78 a	2,74 a	31,3	9,8
EUC3		25,5	7,77 a	3,03 a	30,5	11,9
SER		37,5	7,48 a	3,5 a	19,9	9,3
PAS		29,7	10,01 a	2,35 a	33,7	7,9
CAP	60-80	25,7	4,18 a	2,94 a	16,3	11,4
EUC5		24,7	6,45 a	2,79 a	26,1	11,3
EUC3		26,5	7,99 a	2,88 a	30,2	10,9
SER		34,3	5,94 a	3,9 a	17,3	11,5
PAS		26,0	6,05 a	2,92 a	23,3	11,2
CAP	80-100	21,0	3,45 b	2,91 a	16,4	13,9
EUC5		23,4	4,66 a	3,3 a	19,9	14,1
EUC3		23,4	5,47 a	2,91 a	23,4	12,5
SER		28,6	4,85 a	4,41 a	16,9	15,4
PAS		28,2	5,28 a	3,25 a	18,7	11,4

CAP: capoeira; EUC5: plantação de eucalipto com 5 anos de idade; EUC3: plantação de eucalipto com 3 anos de idade; SER: seringueira; PAS: pasto. Prof.: profundidade. *Resultados extraídos de Vicente (2013). Letras iguais na coluna, nas profundidades, indicam que não houve diferença estatística pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. C-MOA MACRO: C da matéria orgânica oclusa nos macroagregados. C-MOA MICRO: C da matéria orgânica oclusa nos microagregados.

De forma geral, o estoque de C-MOA nos macroagregados diminuiu com o aumento da profundidade (tabela 3), apresentando correlação negativa com o teor de argila (figura 7A). Já os microagregados apresentaram tendência inversa, com estoques de C-MOA aumentando ao longo do perfil (tabela 3) e apresentando correlação positiva com a argila (figura 7B).

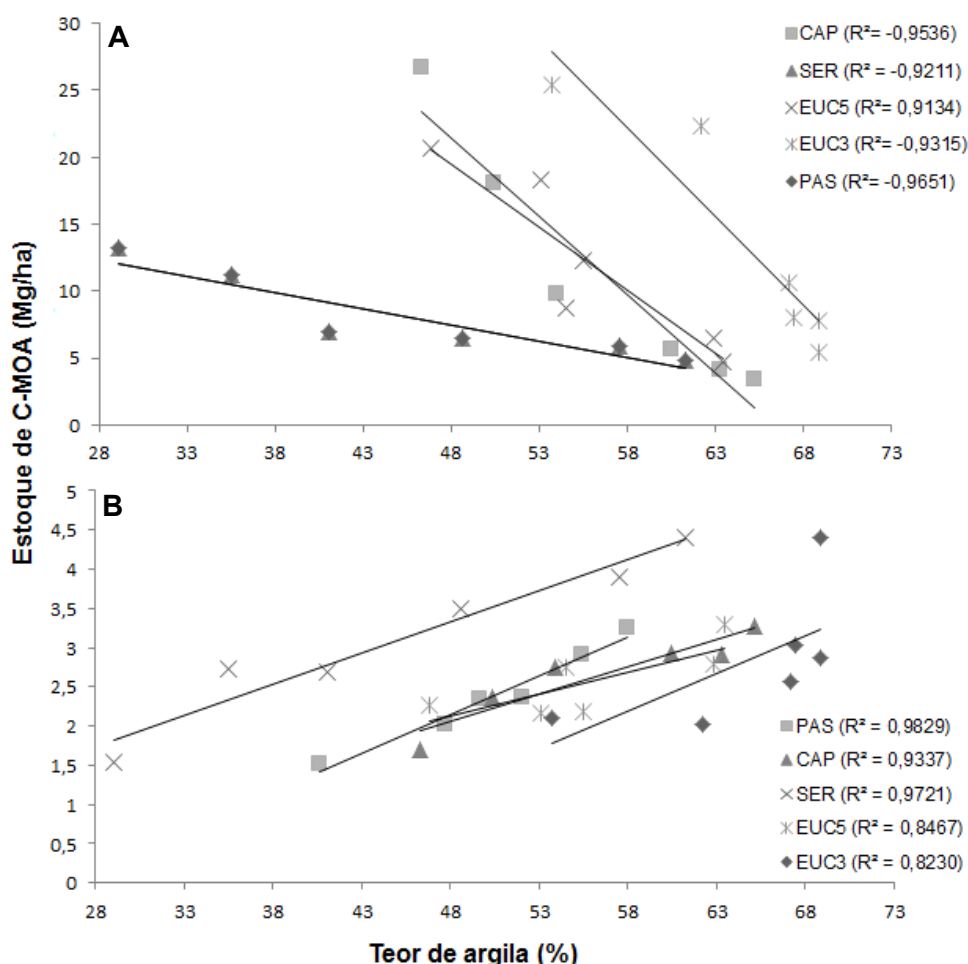


Figura 7: Correlação entre o teor de argila e o estoque de C-MOA nos macroagregados (A) e nos microagregados (B). CAP: capoeira; EUC5: plantação de eucalipto com 5 anos de idade; EUC3: plantação de eucalipto com 3 anos de idade; SER: seringueira; PAS: pasto.

Do total de C-MOA (macro + microagregados), nos 100 cm do solo, a pastagem apresentou o maior estoque de C-MOA, no valor de $74,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, representando 42,4% do COS acumulado neste sistema. Seguido pelas plantações de eucalipto de 3 e 5 anos, que apresentaram estoques de C-MOA de $69,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $64,9 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente. A capoeira apresentou $59,4 \text{ Mg ha}^{-1}$, o que representa 35% do COS acumulado a 100 cm de profundidade. Por fim,

a seringueira apresentou o menor estoque de C ocluso total, no valor de 56,7 Mg ha⁻¹, correspondendo a 26% do estoque de COS (figura 8).

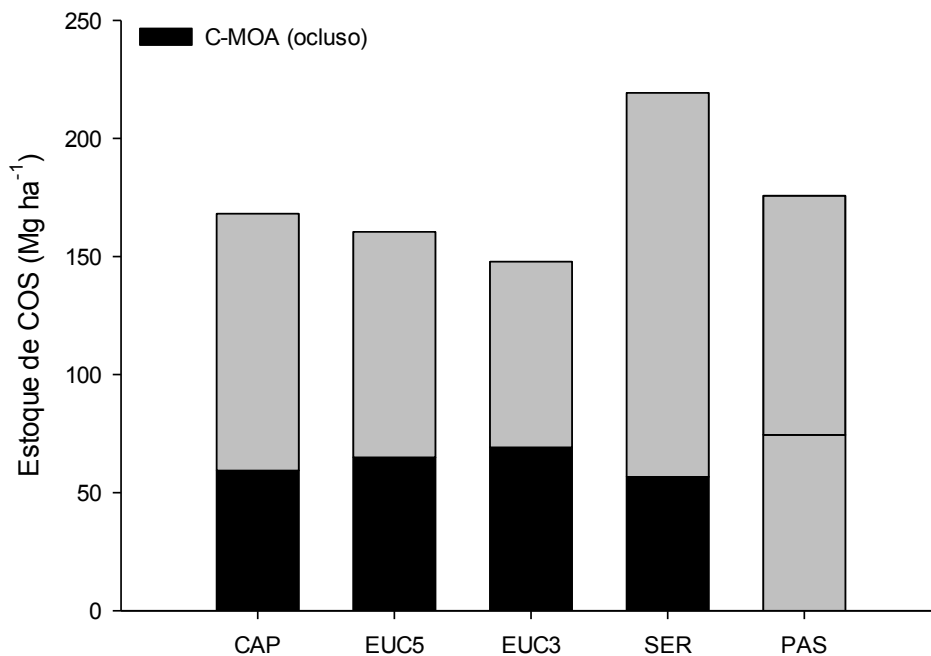


Figura 8: Contribuição de C-MOA dos diferentes sistemas de uso da terra no estoque de carbono orgânico do solo (COS) até a profundidade de um metro. CAP: capoeira; EUC5: plantação de eucalipto com 5 anos de idade; EUC3: plantação de eucalipto com 3 anos de idade; SER: seringueira; PAS: pasto.

5. DISCUSSÃO

5.1. Determinação da origem do COS pela abundância natural do ^{13}C

A pastagem apresentou um elevado estoque total de COS ao longo do perfil ($175,66 \text{ Mg ha}^{-1}$), apresentando estoque de C próximo aos encontrados na capoeira e nas plantações de eucalipto a um metro de profundidade. Com a análise da abundância natural do $\delta^{13}\text{C}$ foi possível observar que apenas 19% desse C acumulado é de origem de plantas C_4 , sendo o restante de origem C_3 , provavelmente, remanescente da cobertura vegetal nativa que havia na área antes da implantação da gramínea. Essa contribuição de C- C_4 no solo sob pastagem foi mais pronunciada nos primeiros 40 cm de solo (figuras 2 e 3), pois as gramíneas apresentam um sistema radicular mais superficial, denso, com grande extensão lateral e volume, que contribuem para o aumento do carbono no solo através da decomposição dessa biomassa radicular (Orgill et al., 2015). Pequena influência de C- C_4 abaixo dos 40-60 cm também foi reportado por Tarré et al. (2001), avaliando o efeito de pastagens de *Brachiaria* no bioma Mata Atlântica no Sul da Bahia, sendo as maiores influências apenas nas camadas mais superficiais (0-20 cm).

A seringueira foi à cobertura vegetal que apresentou o maior estoque de COS ao longo do perfil do solo e esse acúmulo foi proveniente, quase completamente, de C- C_3 , sendo a contribuição de C- C_4 de apenas 2,48% do total. Após a implantação dessa espécie vegetal, houve uma substituição quase completa do COS ao longo dos 35 anos de implantação do sistema em

substituição a pastagem degradada. No entanto, não é possível afirmar que todo o C-C₃ presente nesse solo seja da plantação da seringueira. Esse C-C₃ também pode ser oriundo das espécies nativas que existiam antes da conversão em pastagem e, posteriormente, em seringueira. Contudo, pode-se assumir que, aproximadamente, 46 Mg ha⁻¹, que é a diferença de acumulação de C-C₃ no COS entre a seringueira (213,90 Mg ha⁻¹ de C-C₃) e a capoeira (168,06 Mg ha⁻¹) ao longo do perfil do solo, seja contribuição dos 35 anos da plantação da seringueira (figura 3).

Maggiotto et al. (2014) reportam também a quase total substituição de C-C₄ por C-C₃ em solos sob seringueira no Paraná, de forma que antes da implantação das plantações de seringueira, havia 48% de C-C₄ oriundo de *Brachiaria Urochloa* e 52% de C-C₃ oriundo das espécies nativas e de plantações de café que existiam anteriormente a pastagem. Após o estabelecimento da seringueira por 4 e 15 anos, essas proporções passaram para 57% e 82% de C-C₃, respectivamente.

A substituição de C-C₄ por C-C₃ no COS na plantação da seringueira ocorre devido ao alto aporte de material vegetal no sistema. Por ser uma espécie semi-decídua, deposita uma grande quantidade de serapilheira na superfície do solo durante o período do inverno (Maggiotto et al., 2014). Como a espécie implantada é um clone resistente à quebra pelo vento, seca do painel e ao mal das folhas, não há problemas com desfolhas intensas, não prejudicando a queda natural das folhas. De acordo com resultados obtidos por Cheng et al. (2007), a serapilheira apresenta um papel fundamental na fixação de carbono em plantios dessa espécie florestal, apresentando uma contribuição de 57,91% do total de carbono acumulado em um período de 30 anos, sendo a contribuição da biomassa vegetal (raízes, folhas e galhos) de 33,26%. Além da alta deposição de material vegetal na superfície, a seringueira apresenta entrada de C nas camadas mais profundas do solo, devido ao bom desenvolvimento radicular (Rumpel e Kögel-Knabner, 2011; Maggiotto et al., 2014), o que pode ter contribuído para a quase total contribuição de C-C₃ a partir dos 40 cm de profundidade.

As plantações de eucalipto, diferentemente da seringueira, não apresentaram a substituição total ou da grande maioria de C-C₄ derivado da pastagem. No entanto, é importante destacar a diferença de idade de implantação dessas plantações (3 e 5 anos) com relação a seringueira (35 anos), e, com isso,

provavelmente não houve tempo hábil para uma maior substituição do C no solo, visto que a idade da plantação de eucalipto é um fator preponderante para acumulação de COS após a implantação deste sistema (O'Brien et al., 2003). De forma geral, há um aumento do COS com o aumento da idade do povoamento florestal (Ma et al., 2016). Lima et al. (2006) verificou um aumento no estoque de C após o estabelecimento do eucalipto no solo sob pastagem degradada e uma diminuição linear até valores baixíssimos de contribuição de C-C₄ a partir de 21 anos de rotação do eucalipto. Esses autores afirmam que há suporte para a hipótese que a substituição de pastagens degradadas com o gênero *Eucalyptus* promove o aumento do estoque de C no solo a curto prazo, em uma média de 30 anos. No entanto, similar ao que foi exposto sobre a seringueira, não é possível afirmar que todo o C-C₃ acumulado já seja do eucalipto, visto que antes da conversão em pastagem e, posteriormente, em eucalipto, existiam espécies de ciclo C₃. Porém, houve uma diferença de, aproximadamente, 12 Mg ha⁻¹ de C acumulado entre as plantações de 5 anos e 3 anos, o que pode sugerir o potencial de estoque de C desta espécie florestal.

A importância de conhecer a contribuição dos diferentes sistemas de uso da terra nos processos de formação da matéria orgânica do solo do solo e, conseqüentemente, na ciclagem de nutrientes, consiste em determinar o potencial de cada sistema no sequestro de carbono e na capacidade de promover a melhoria da qualidade do solo e a possível contribuição para as mudanças climáticas (Alves et al., 2006).

5.2. Quantificação do C-oculto (C-MOA) nos agregados

5.2.1. Determinação da energia necessária para total rompimento dos macroagregados e microagregados

Conforme a energia é aplicada à suspensão, ocorre a ruptura e dispersão dos agregados do solo. Com isso, todos os gráficos apresentaram um formato hiperbólico (figura 9), com uma região inicial de quebra ascendente, ou seja, um aumento da ruptura dos agregados conforme o aumento da energia aplicada; e uma região onde o platô é atingido, de forma que, mesmo com o aumento da energia aplicada, não haverá mais agregados para serem dispersos (Raine e So, 1993, Sharkot et al., 2007).

De acordo com Christensen (1992), quanto maior a estabilidade do agregado, mais energia precisa ser aplicada para que seja possível promover a sua total ruptura. Logo, pode-se afirmar que os agregados dos solos com 29% de argila são menos estáveis que os agregados dos solos com 49% e 69% de argila, respectivamente.

A alta acumulação de matéria orgânica no solo nas camadas mais superficiais (0-10 cm) contribui para a formação e estabilização dos agregados do solo, pois além de favorecer a atividade da microbiota do solo, que é importante nesse processo (Six et al., 2004), esse material orgânico se liga às partículas de argila, formando complexos organo-minerais (An et al., 2010). Em solos com baixo teor de argila, as ligações ficam mais instáveis, fáceis de serem rompidas, como ocorre nas amostras de solo com 29% de argila, que mesmo apresentando elevado teor de matéria orgânica devido à deposição de serapilheira, apresenta baixa quantidade de argila e, por isso, baixa estabilidade dos agregados, o que faz com que seja necessária uma menor energia aplicada para o total rompimento desses agregados.

Apesar da diferença de energia aplicada para os agregados dos solos com diferentes classes texturais, um comportamento semelhante pode ser observado: a energia necessária para o total rompimento dos macroagregados foi à mesma para microagregados (figura 6). Vale ressaltar a diferença de estabilidade entre estas classes de agregados devido à natureza dos agentes ligantes de cada um: para a formação dos microagregados os agentes de ligação são persistentes, mais difíceis de serem rompidos e dos macroagregados são agentes temporários, mais fáceis de serem degradados (Tisdall e Oades, 1982; Six et al., 2004).

As explicações para esse fato estão nas teorias de formação dos agregados do solo, seja a de Tisdall e Oades (1982), que postularam a primeira teoria, intitulando-a de hierarquia dos agregados, seja na de Six et al. (2000). Tisdall e Oades (1982) autores afirmam que, primeiramente, há a formação dos microagregados a partir da ligação dos componentes orgânicos e inorgânicos com as partículas do solo. Após a formação dos microagregados, os agentes ligantes, como hifas de fungos e raízes das plantas, contribuem para a formação dos macroagregados. Já Six et al. (2000) demonstraram, a partir da elaboração de um modelo conceitual baseado nas premissas postuladas por Oades (1984), que, na

verdade, há primeiro a formação dos macroagregados e, posteriormente, ocorre a formação dos microagregados, no interior desses macroagregados.

Baseado nessas teorias é possível entender a necessidade da mesma energia para ambas as classes de agregados, visto que, por mais que os macroagregados necessitem de energias menores para sua total ruptura, como são formados por microagregados (Tisdall e Oades, 1982) ou como há microagregados em seu interior (Oades, 1984; Six et al., 2000), há necessidade de utilização de energia suficiente para a total dispersão desses agregados de menor tamanho que ficam na suspensão.

Essa determinação prévia da energia necessária para o total rompimento dos agregados é considerada como uma desvantagem do método, devido ao tempo gasto com pré-testes, não sendo possível se basear em energias aplicadas presentes na literatura (Sá e Lima, 2005). Por outro lado, a utilização da energia ultrassônica apresenta algumas vantagens, como a possibilidade de quantificar a energia aplicada ao solo, sendo possíveis as comparações entre diferentes estudos (Raine e So, 1993). Além disso, apresenta vantagens com relação a outras técnicas utilizadas no estudo do C ocluso nos agregados. Como por exemplo, a energia ultrassônica não promove mudanças ou perdas de constituintes químicos do material a ser estudado (Sá e Lima, 2005; Kaiser e Berhe, 2014) e é uma metodologia mais rápida, quando comparada com a utilização de dispersantes químicos (Mayer et al., 2002).

5.2.2. Ruptura dos agregados e quantificação do C-occluso (C-MOA)

A tendência observada nos macroagregados do solo sob seringueira, principalmente nos primeiros 20 cm do solo, de apresentar menor contribuição de C-MOA, é decorrente, provavelmente, rápida decomposição da serapilheira produzida, não contribuindo para formação de compostos secundários importantes que promovem a agregação. De acordo com Bronick e Lal (2005), o tempo de permanência do material vegetal e a sua taxa de decomposição são fatores chaves que influenciam a eficácia em aumentar a agregação e, conseqüentemente, o C orgânico protegido. Além disso, o solo sob seringueira, em geral, apresentou os menores teores de argila, em todas as profundidades. Essa fração granulométrica é a de maior importância devido as suas cargas, apresentando um importante papel como agente agregante (Bronick e Lal, 2005;

Silva et al., 2015). Já nas camadas mais profundas, a influência do C-MOA nos macroagregados foi maior pela quantidade e atividade do sistema radicular, que promove a junção das partículas pela ação física, devido ao crescimento e expansão das raízes, assim como pela ação química, visto que a exsudação radicular atua aglutinando as partículas e, além disso, os compostos orgânicos exsudados aumentam a ação dos microrganismos do solo, cujos subprodutos atuam como agentes ligantes (Baldock e Skjemstad, 2000; Six et al., 2000; Maggioto et al., 2014; Silva et al., 2015).

Os plantios de eucalipto apresentaram contribuições de C-MOA no estoque de COS superiores ao observado no plantio da seringueira, sendo valores próximos aos observados na capoeira e pastagem. Isso, provavelmente, devido ao fato dos solos sob esses plantios apresentarem grande quantidade de argila, tanto em superfície quanto em profundidade, o que contribui para que haja menor decomposição do C no solo, visto que o material orgânico se liga aos minerais de argila, dificultando a decomposição pelos microrganismos (Baldock e Skjemstad, 2000).

Assim como as espécies florestais, as gramíneas podem contribuir de forma significativa para a acumulação de carbono no solo, principalmente quando são manejadas de forma correta, sendo capazes de apresentar taxas de acumulação de C superiores a espécies anuais de cultivo, principalmente nas camadas mais superficiais do solo, pois é o local onde há alta densidade de raízes, que favorecem a aproximação das partículas devido a constante absorção de água do solo. Além disso, são espécies perenes que não necessitam de um manejo intensivo do solo e apresentam distribuição uniforme de exsudatos radiculares que funcionam como agentes cimentantes e promovem a atividade da microbiota do solo que contribui para a formação e estabilização dos agregados (Six et al., 2000; Adkins et al., 2015).

De forma geral, houve uma diminuição no estoque de C-MOA nos macroagregados e um aumento nos microagregados ao longo do perfil do solo (tabela 3). A diminuição de C-MOA nos macroagregados ocorreu devido à diminuição dos agentes ligantes dessa classe, como raízes, hifas de fungo, micorrizas e células bacterianas, ao longo do perfil do solo. Esses microrganismos se desenvolvem simultaneamente com o crescimento do sistema radicular e, juntos, são responsáveis por enredar as partículas minerais com o material

orgânico, formando essa classe de agregado. Além disso, os macroagregados apresentaram correlação negativa com a argila, demonstrando uma diminuição do estoque com o aumento da argila em profundidade (figura 7A). Já nos microagregados há um aumento do C-MOA com o aumento da profundidade, sendo positivamente correlacionado com o teor de argila (figura 7B), que também apresenta aumento ao longo do perfil, em todos os sistemas de uso da terra (Tisdall e Oades, 1982; Six et al., 2000; Blanco-Canqui e Lal, 2004).

A contribuição média de C-MOA dos macroagregados no COS acumulado ao longo do perfil, foi maior do que nos microagregados, em todos os sistemas de uso da terra. Esses resultados demonstram a importância da macroagregação na proteção física do C, em todos os solos desse estudo. A constante adição de material vegetal seja pela serapilheira ou pela ciclagem e exsudação das raízes, que ocorre em sistemas conservacionistas como plantações florestais, favorece a formação dos macroagregados do solo. De acordo com o modelo conceitual de Six et al (2000), a partir das premissas postuladas por Oades (1984), a deposição de material vegetal via serapilheira induz a formação de macroagregados por ser uma fonte de C, o que promove a atividade microbiana, cujos compostos produzidos funcionam como agentes ligantes. Dessa forma, os macroagregados se formam em torno dos resíduos frescos, se transformando em matéria orgânica particulada 'grosseira' (MOP grosseira). A MOP grosseira é decomposta e fragmentada, derivando a MOP 'fina', que torna-se encrustada com as partículas de argila e os produtos microbianos, formando os microagregados no interior dos macroagregados. Os microagregados formados no interior dos macroagregados são liberados quando os agentes ligantes temporários dos macroagregados são degradados e, com isso, essa classe de menor tamanho tende a apresentar menores concentrações de C, quando comparada com a classe dos macroagregados (Cheng et al., 2015). No entanto, a estabilização do C nesses microagregados no interior dos macroagregados tem sido apontada como o principal mecanismo de sequestro de C orgânico no solo a longo prazo (Denef et al., 2007).

Embora os macroagregados sejam considerados mais predispostos a sofrer com perturbações do que os microagregados, tais perturbações são baixas em sistemas perenes de produção, fazendo com que haja uma ciclagem mais lenta dos macroagregados e, dessa forma, o C presente nessa fração se torna

mais estabilizado ao longo do tempo. Além disso, a ausência de preparo e revolvimento do solo por implementos agrícolas contribui para a não degradação dos agentes ligantes, favorecendo a manutenção e estabilização dessa fração no solo (Tisdall e Oades, 1982; Corazza et al., 1999; Gama-Rodrigues et al., 2010).

Conhecer a dinâmica dos compartimentos da matéria orgânica do solo é importante para avaliar a sustentabilidade de ecossistemas. No Brasil, os cultivos de seringueira e eucalipto crescem a cada ano e os resultados mostram que essas espécies florestais podem ser boas alternativas para sequestrar carbono e, conseqüentemente, melhorar a qualidade do solo e contribuir para a mitigação do aquecimento global (Blanco-Canqui e Lal, 2004; Lal et al., 2004).

6. RESUMO E CONCLUSÕES

Na determinação da origem do COS pela técnica de abundância natural do ^{13}C , a seringueira se destacou na acumulação de C-C₃, proporcionando uma substituição quase total do C-C₄ no solo, seguido pelo eucalipto (5 e 3 anos) e pastagem, devido à deposição constante e em grande quantidade de material vegetal no solo, evidenciando o potencial dessa espécie em sequestrar COS. As plantações de eucalipto de 5 e 3 anos apresentaram, respectivamente, menores substituições de C-C₄ quando comparados com a seringueira, provavelmente devido ao menor tempo de implantação. No entanto, a diferença de, aproximadamente, 14 Mg ha⁻¹ de C-C₃ entre a plantação de 5 e 3 anos, demonstra o potencial significativo dessa espécie em acumular C no solo.

Na determinação da energia necessária para total rompimento dos agregados, os macro e microagregados do solo com 49% e 69% de argila apresentaram maior estabilidade que os agregados do solo com 29%, visto que houve necessidade de energias aplicadas mais elevadas para o total rompimento dos agregados com maior teor de argila, o que evidencia a influência dessa fração granulométrica na estabilidade de ambas as classes de agregados em estudo.

Os macroagregados apresentaram maiores estoques de C ocluso (C-MOA), ao longo do perfil do solo, quando comparados aos microagregados, o que demonstra a importância da macroagregação na proteção física do C nesses solos, em todos os sistemas de uso da terra. Em geral, a contribuição do C-MOA

dos macro e microagregados no COS foi de 29% e 9%, respectivamente. Como são sistemas conservacionistas do solo, há maior conservação e menor ciclagem dos macroagregados, o que favorece a formação dos microagregados, e, portanto, contribui para o maior sequestro de C nessa classe de agregado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adkins, J., Jastrow, J.D., Morris, G.P., Six, J., Graaff, M.A. (2016) Effects of switchgrass and intraspecific differences in root structure on soil carbon inputs and accumulation. *Geoderma*, 262: 147-154.
- Alves, B.J.R., Zotarelli, L., Jantalia, C.P., Boddey, R.M., Urquiaga, S. (2006) Emprego de isótopos estáveis para o estudo do carbono e nitrogênio no sistema solo-planta. In: Aquino, A.M.; Assis, R.L. (eds) *Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável*. Brasília, 1: 343-368.
- An, S., Mentler, A., Mayer, H., Blum, W.E.H. (2010) Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China. *Catena*, 81: 226-233.
- Asano, M., Wagai, R. (2014) Evidence of aggregate hierarchy at micro- to submicron scales in an allophanic Andisol. *Geoderma*, 216: 62-74.
- Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas – ABRAF (2011). Anuário estatístico 2011, ano base 2010. Brasília, DF, 130p.
- Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas– ABRAF (2013). Anuário estatístico 2013, ano base 2012. Brasília, DF, 148p.
- Balesdent, J., Mariotti, A., Guillet, B. (1987) Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil biology and biochemistry*, 19 (1): 25-30.
- Balesdent, J., Mariotti, A. (1996) Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance. In: Boutton, T.W., Yamasaki S. (Eds.) *Mass Spectrometry of Soil*, New York, 83-111.

- Baldock, J. A., Skjemstad, J. O. (2000) Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry*, 31: 697-710
- Barros, R.M., Tiago Filho, G.L. (2012) Small hydropower and carbono credits revenue for SHP Project in national isolated and interconnected systems in Brazil. *Renewable Energy*, 48: 27-34.
- Barua, S., Lintunen, J., Uusivuori, J., Kuuluvainen, J. (2014) On the economics of tropical deforestation: Carbon credit markets and national policies. *Forest Policy and Economics*, 47: 36-45.
- Bashkin, M., Binkley, D. (1998) Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology*, 79 (3): 828-833.
- Bayer, C., Mielniczuk, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: Santos, G.A., Silva, L.S., Canellas, L.P., Camargo, F.A.O. (Ed.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, p.7-18, 2008.
- Bernoux, M., Cerri, C.C., Neill, C., Moraes, J.F.L. (1998) The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82: 43-58.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R. (2004) Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Science*, 23 (6): 481-504.
- Blanco-Moure, N., Moret-Fernandez, D., Lopes, M.V. (2012) Dynamics of aggregate destabilization by water in soils under long-term conservation tillage in semiarid Spain. *Catena*, 34-41.
- Blécourt, M., Brumme, R., Xu, J., Corre, M.D., Veldkamp, E. (2013) Soil carbon stocks decrease following conversion of secondary forests to rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations. *PlosOne*, 8 (7), e69357.
- Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A.C., Soriano-Soto, M.D. (2001) Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena*, 44: 47-67.
- Bronick, C.J., Lal, R. (2005) Soil structure management: a review. *Geoderma*, 124: 3-22.
- Caravaca, F., Lax, J., Albaladejo, J. (2004) Aggregate stability and carbono characteristics of particle-size fractions in cultivated and forested soils semiarid Spain. *Soil and Tillage Research*, 78: 83-90.
- Cerri, C.C., Volkoff, B., Andreayx, F. (1991) Nature and behavior of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management*, 38: 247-257.

- Cheng, C., Wang, R., Jiang, J. (2007) Variation of soil fertility and carbon sequestration by planting *Hevea Brasiliensis* in Hainan Island, China. *Journal of Environmental Sciences*, 19: 348-352.
- Chen, F., Zheng, H., Zhang, K., Ouyang, Z., Li, H., Wu, B., Shi, Q. (2013) Soil microbial community structure and function responses to successive planting of *Eucalyptus*. *Journal of Environmental Sciences*, 25 (10): 2102-2111.
- Cheng, M., Xiang, Y., Xue, Z., An, S., Darboux, F. (2015) Soil aggregation and intra-aggregate carbon fractions in relation to vegetation succession on the Loess Plateau, China. *Catena*, 124: 77-84.
- Christensen, B.T. (1992) Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science*, New York, Volume 20, 90p.
- Conyers, M., Liu, D.L., Kirkegaard, J., Orgill, S., Oates, A., Li, G., Poile, G., Kirkby, C. (2015) A review of organic carbon accumulation in soils within the agricultural context of southern New South Wales, Australia. *Field Crops Research*, 184: 177-182.
- Cook, R.L., Binkley, D., Mendes, J.C.T., Stape, J.L. (2014) Soil carbon stock and forest biomass following conversion of pasture to broadleaf and conifer plantations in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 324: 37-45.
- Corazza, E.J., Silva, E.J., Resck, D.V.S., Gomes, A.C. (1999) Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação do Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23: 425-432.
- Cunningham, S.C., Cavagnaro, T.R., Nally, R.M., Paul, K.I., Baker, P.J., Reringer, J., Thomson, J.R., Thompson, R.M. (2015) Reforestation with native mixed-species plantings in a temperate continental climate effectively sequesters and stabilizes carbon within decades. *Global Change Biology*, 21: 1552-1566.
- Denef, K., Zotarelli, L., Boddey, R.M., Six, J. (2007) Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. *Soil Biology and Biochemistry*, 39 (5): 1165-1172.
- Devine, S., Markewitz, D., Hendrix, P., Coleman, D. (2014) Soil Aggregates and Associated Organic Matter under Conventional Tillage, No-Tillage, and Forest Succession after Three Decades. *PlosOne*, 9 (1): e84988.
- Diniz, A.R., Pereira, M.G., Balieiro, F.C., Silva, E.V., Santos, F.M., Lisboa, F.J.G., Oliveira, A.B., Cruz, R.B. (2015) Contrasts in areas of rubber tree clones in regard to soil and biomass carbon stocks. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39: 1378-1385.

- Dixon, R.K., Brown, S., Houghton, R.A., Solomon, A.M., Trexler, M.C., Wisniewski, J. (1994) Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263: 185-190.
- Doran, J.W., Parkin, T.B. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bezdicek, D.F. & Stewart, B.A., eds. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Special publication, 35, Madison, 1994.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária — EMBRAPA (1997) *Manual de métodos de análises de solo*. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 2 ed., 212p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (2013) *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Brasília, 3 ed., 353p.
- Ellert, B.H.; Bettany, J.R. (1995) Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*.
- Gama-Rodrigues, E.F., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Gama-Rodrigues, A.C., Baligar, V.C., Machado, R.C.R. Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Environmental Management*, 45: 274-283.
- Garcia-Franco, N., Martinez-Mena, M., Governa, M., Albaladejo, J. (2015) Changes in soil aggregation and microbial community structure control carbon sequestration after afforestation of semiarid shrublands. *Soil Biology and Biochemistry*, 87: 110-121.
- Houghton, R.A. (2007) Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35: 313-347.
- Ismaili, K., Ismaili, M., Ibjibijen, J. (2015) The use of ¹³C and ¹⁵N based isotopic techniques for assessing soil C and N changes under conservation agriculture. *European Journal of Agronomy*, 64: 1-7.
- Jastrow, J.D., Amonette, J.E., Bailey, V.L. (2007) Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climate Change*, 80: 5-23.
- Kaiser, M., Berhe, A.A., Sommer, M., Kleber, M. (2012) Application of ultrasound to disperse soil aggregates of high mechanical stability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 000: 1-6.
- Kaiser, M., Berhe, A.A. (2014) How does sonication affect the mineral and organic constituents of soil aggregates? – A review. *Journal Plant Nutrition Soil Science*, 000: 1-17.
- Karhu, K., Wall, A., Vanhala, P., Liski, J., Esala, M., Regina, K. (2011) Effects of afforestation and deforestation on boreal soil carbon stocks – comparison of measured C stocks with Yasso07 model results. *Geoderma*, 164 (1-2): 33-45.

- Korkanç, S.Y. (2014) Effects of afforestation on soil organic carbon and other soil properties. *Catena*, 123: 62-69.
- Kumagai, T., Mudd, R.G., Giambelluca, T.W., Kobayashi, N., Miyazawa, Y., Lim, T.K., Liu, W., Huang, M., Fox, J.M., Ziegler, A.D., Yin, S., Mak, S.V., Kasemsap, P. (2015) How do rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations behave under seasonal water stress in northeastern Thailand and central Cambodia? *Agricultural and Forest Meteorology*, 213: 10-22.
- Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D. (2010) Accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16: 439-453.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- Lal, R. (2005) Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220: 242-258.
- Lal, R., Kimble, J.M. (1997) Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrition Cycling Agroecosystem*, v.49, p.243-253, 1997.
- Lam, P.T.I., Chan, E.H.W., Yu, A.T.W., Cam, W.C.N., Yu, J.S. (2015) Applicability of clean development mechanism to the Hong Kong building sector. *Journal of Cleaner Production*, p. 1-13.
- Leff, J.W., Wieder, W.R., Taylor, P.G., Townsend, A.R., Nemergut, D.R., Grandy, A.S., Cleveland, C.C. (2012) Experimental litterfall manipulation drives large and rapid changes in soil carbon cycling in a wet tropical forest. *Global Change Biology*, 18: 2969-2979.
- Lima, A.M.N., Silva, I.R., Neves, J.C.L., Novais, R.F., Barros, N.F., Mendonça, E.S., Smyth, T.J., Moreira, M.S., Leira, F.P. (2006) Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *Forest Ecology Management*, 235: 219-231.
- Ma, W., Li, Z., Ding, K., Huang, B., Nie, X., Lu, Y., Xiao, H. (2016) Soil erosion, organic carbon and nitrogen dynamics in planted forests: a case study in a hilly catchment of Human Province, China. *Soil and Tillage Research*, 155: 69-77.
- Mackey, B., Prentice, I.C., Steffen, W., House, J.I., Lindenmayer, D., Keith, H., Berry, S. (2013) Untangling the confusion around land carbon science and climate change mitigation policy. *Nature Climate Change*, 3: 552-557.
- Maggiotto, S.R., Oliveira, D., Marur, C.J., Stivari, S.M.S., Leclerc, M., Wagner-Riddley, C. (2014) Potential carbon sequestration in rubber tree plantations in the northwestern region of the Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum*, 32 (2): 239-245.

- Martin, J.A.R., Alvaro-Fuentes, J., Gonzalo, J., Gil, C., Ramos-Miras, J.J., Corbi, J.M.G., Boluda, R. (2016) Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma*, 264 (part A): 117-125.
- Martinelli, L.A., Ometto, J.P.H.B., Ferraz, E.S., Victoria, R.L., Camargo, P.B., Moreira, M.Z. (2009) Bases para uso da metodologia isotópica. IN: Martinelli, L.A.; Ometto, J.P.H.B.; Ferraz, E.S.; Victoria, R.L.; Camargo, P.B.; Moreira, M.Z. *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. Editora Oficina de Textos, São Paulo, SP, 144p.
- Maquere, V., Laclau, J.P., Bernoux, M., Saint-Andre, L., Gonçalves, J.L.L.M., Cerri, C.C., Piccolo, M.C., Ranger, J. (2008) Influence of land use (savanna, pasture, *Eucalyptus* plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil. *European Journal of Soil Science*, 59: 863-877.
- Mathews, J.A. (2008) How carbon credits could drive the emergence of renewable energies? *Energy Police*, 36: 3633-3639.
- Mayer, H., Mentler, A., Papakyriacou, M., Rampazzo, N., Marxer, Y., Blum, W.E.H. (2002) Influence of vibration amplitude on the ultrasonic dispersion of soils. *International Agrophysics*, 16: 53-60.
- Monroe, P.H.M., Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Marques, J.R.B. (2016) Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agricultura, Ecosystems and Environment*, 221: 99-108.
- Monteiro, M.T., Gama-Rodrigues, E.F. (2004) Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 819-826.
- Moraes, J.F.L.; Volkoff, B.; Cerri, C.C.; Bernoux, M. (1996) Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70: p.63-81.
- Mosquera, O., Buurman, P., Ramirez, B.L., Amezquita, M.C. (2012) Carbon stocks and dynamics under improved tropical pasture and silvopastoral systems in Colombian Amazonia. *Geoderma*, 189-190: 81-86.
- Nair, P.K.R., Kumar, B.M., Nair, V.D. (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172: 10-23.
- Nijnik, M., Halder, P. (2013) Afforestation and reforestation projects in South and South-East Asia under the Clean Development Mechanism: Trends and development opportunities. *Land Use Policy*, 31: 504-515.
- Oades, J.M., (1984) Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76: 319-337.

- O'Brien, N.D., Attiwill, P.M., Weston, C.J. (2003) Stability of soil organic matter in *Eucalyptus regnans* forests and *Pinus radiata* plantations in south eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 185: 249-261.
- Orgill, S.E., Spoljaric, N., Kelly, G. (2014) Soil carbon under perennial pastures; benchmarking the influence of pasture age and management. *Soil Change Matters*, 25: 1-4
- Palm, M., Ostwald, M., Berndes, G., Ravindranath, N.H. (2009) Application of Clean Development Mechanism to forest plantation projects and rural development in India. *Applied Geography*, 29: 2-11.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W.; Mcguire, A.D.; Piao, S.; Rautiainen, A.; Sitch, S.; Hayes, D. (2011) A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333: 988-993.
- Phachomphon, K., Dlamini, P., Chaplot, V. (2010) Estimating carbon stocks at regional level using soil information and easily accessible auxiliary variables. *Geoderma*, 155 (4): 372-380.
- Raine, S.R., So, H.B. (1993) An energy parameter for the assessment of aggregate bond energy. *Journal of Soil Science*, 44: 249-259.
- Roscoe, R., Machado, O. L. O. (2002) *Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica*. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 86p.
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. (2011) Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant Soil*, 338: 143-158.
- Sá, M.A.C., Lima, J.M. (2005) *Energia ultra-sônica: uma ferramenta em ciência do solo*. EMBRAPA Cerrados, 27p. (ISSN 1517-5111)
- Saeg - Sistema para Análises Estatísticas (2007), Versão 9.1: Fundação Arthur Bernardes - UFV - Viçosa.
- Saha, S.K., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M. (2009) Soil carbon stock in relation to plant diversity of homegardens in Kerala, India. *Agroforestry Systems*, 76: 53-65.
- Salvo, L., Hernandez, J., Ernst, O. (2014) Soil organic carbon dynamics under different tillage systems in rotations with perennial pastures. *Soil and Tillage Research*, 135: 41-48.
- Sarkhot, D.V., Comerford, N.B., Jokela, E.J., Reeves III, J.B., Harris, W.G. (2007) Aggregation and aggregate carbon in a forested southeastern coastal plain spodosol. *Soil Science Society American Journal*, 71: 1779-1787.

- Schmidt, M.W.I., Rumpel, C., Kogel-Knabner, I. (1999) Evaluation of an ultrasonic dispersion procedure to isolate primary organomineral complexes from soils. *European Journal of Soil Science*, 50: 87-94.
- Schulze, E.D., Wirth, C., Heimann, M. (2000) Climate change - managing forests after Kyoto. *Science*, 289: 2058–2059
- Selim, H.M., Newman, A., Zhanf, L., Arceneaux, A., Tubuna, B., Gaston, L.A. (2016) Distributions of organic carbon and related parameters in a Louisiana sugarcane soil. *Soil and Tillage Research*, 155: 401-411.
- Silva, H.S., Deenik, J.L., Yost, R.S., Bruland, G.L., Crow, S.E. (2015) Improving clay content measurement in oxidic and volcanic ash soils of Hawaii by increasing dispersant concentration and ultrasonic energy levels. *Geoderma*, 237-238: 211-223
- Silva, I.R., Mendonça, E.S. (2007) Matéria orgânica do solo. In: Novais, R.F., Alvarez V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L. (eds.) *Fertilidade do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.275-374.
- Silver, W.L., Ostertag, R., Lugo, A.E. (2000) The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*, 8 (4): 394-407.
- Six, J., Elliot, E.T., Paustian, K. (2000) Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 2099-2103.
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Sa, J.C.D.M., Albrecht, A. (2002) Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – effects of no-tillage. *Agronomie*, 22: 755–775.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. (2004) A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79 (1): 7-31.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A. (1996) Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74: 65-105.
- Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., Brogniez, D., Montanarella, L., Hong, S.Y., Rawlins, B.G., Field, D.J. (2015) Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security*, 6: 9-16.
- Takimoto, A., Nair, P.K.R., Nair, V.D. (2008) Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry in the West African Sahel. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125: 159-166.
- Tarré, R., Macedo, R., Cantarutti, R.B., Rezende, C.P., Pereira, J.M., Ferreira, E., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M. (2001) The effect of the presence of

a forage on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic Forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*, 234: 15-26.

Tisdall, J.M., Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33: 141-163.

Vicente, L.C. (2013) *Estoque de carbono orgânico em solos sob plantações de seringueira e eucalipto*. Campos dos Goytacazes: UENF. Monografia (Superior em Agronomia) – Campos dos Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF, 59p.

Vitorello, V.A., Cerri, C.C., Andreux, F., Feller, C., Victoria, R.L. (1989) Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 773–778.

Wauters, J.B., Coudert, S., Grallien, E., Jonard, M., Ponette, Q. (2008) Carbon stock in rubber tree plantations in Western Ghana and Mato Grosso (Brazil). *Forest Ecology and Management*, 255: 2347-2361.

Weber, K.S., Balbinot, R., Watzlawick, L.F., Sanqueta, C.R. (2006) Teores de carbono orgânico de seis espécies naturais do ecossistema da floresta ombrófila mista. *Ambiência*, 2 (2): 167-177.

Yang, J.G., Huang, J.H., Tang, J.W., Pan, Q.M., Han, X.G. (2005) Carbon sequestration in rubber tree plantations established on former arable lands in Xishuangbanna, SW China. *Acta Phytoecologica Sinica*, 29 (2): 296-303.

Zaher, U., Stockle, C., Painter, K., Higgins, S. (2013) Life cycle assessment of the potential carbon credit from no- and reduced-tillage winter wheat-based cropping systems in Eastern Washington State. *Agricultural Systems*, 122: 73-78.

Zinn, Y.L., Resck, D.V.S., Silva, J.E. (2002) Soil carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166: 285-294.