

ESTOQUE DE CARBONO E AGREGAÇÃO DO SOLO SOB FRAGMENTOS FLORESTAIS NOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO

CARBON STOCK AND SOIL AGGREGATION UNDER FOREST FRAGMENTS IN THE ATLANTIC FOREST AND CERRADO BIOMES

Jefferson Matheus Barros Ozório 

Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais (PGRN) da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), Dourados (MS), Brasil.

Jean Sérgio Rosset 

Professor Dr. Adjunto IV - UEMS, Unidade de Mundo Novo.

Jolimar Antonio Schiavo 

Professor Dr. Associado - UEMS, Unidade de Aquidauana.

Elói Panachuki 

Professor Dr. Associado - UEMS, Unidade de Aquidauana.

Camila Beatriz da Silva Souza 

Graduanda do Curso de Tecnologia em Gestão Ambiental - UEMS, Unidade de Mundo Novo.

Roniedison da Silva Menezes 

Mestre em Agronomia Produção Vegetal - UEMS, Unidade de Aquidauana.

Thiago Sandin Ximenes 

Mestre em Agronomia Produção Vegetal - UEMS, Unidade de Aquidauana.

Selene Cristina de Pierrri Castilho 

Professora Dra Adjunta IV - UEMS, Unidade de Mundo Novo.

Leandro Marciano Marra 

Professor Dr Adjunto IV - UEMS, Unidade de Mundo Novo.

Endereço para correspondência: Jefferson Matheus Barros Ozório – Cidade Universitária de Dourados. Caixa postal 351 – CEP: 79804-97. Dourados - MS, Brasil.

E-mail: ozorio.jmb@outlook.com

Recebido em: 06/09/2019

Aceito em: 17/11/2019

RESUMO

Estudaram-se o estoque de carbono (EstC) e a agregação do solo no interior e no entorno de fragmentos florestais dos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE). Foram coletadas amostras de solo em quatro fragmentos florestais, dois na MA e dois no CE, nos quais foram amostrados três pontos internos: borda (BO), metade do raio (MR) e centro (CF), além de um ponto no entorno; sistema plantio direto (SPD) e pastagem permanente (PP) na MA e no CE, respectivamente. Determinaram-se o carbono orgânico total (COT), a densidade do solo (Ds), com cálculos de EstC, e a estabilidade de agregados. Na MA, a Ds chegou a 1,19 Mg m⁻³. Maiores teores de COT e EstC foram verificados no CF, havendo redução do EstC no CF em pontos mais periféricos. Verificou-se menor estabilidade estrutural do solo nas áreas de SPD do entorno. As áreas de PP no entorno dos fragmentos do CE apresentaram maior Ds. Os teores de COT e valores de EstC foram heterogêneos entre os pontos internos dos fragmentos de CE. Nos fragmentos de CE, as variáveis estruturais não diferiram das áreas de PP do entorno. O COT e o EstC indicam o ponto CF com maior estado de conservação nos fragmentos de MA. No CE, as áreas de PP apresentaram o mesmo potencial de acúmulo de carbono em camadas subsuperficiais em relação aos fragmentos. A fragmentação florestal, nos dois biomas estudados, modificou os atributos físicos do solo, além de ter influenciado nos padrões de estocagem de carbono no interior dos fragmentos.

Palavras-chave: avaliação ambiental; efeito de borda; qualidade do solo.

ABSTRACT

Carbon stock (EstC) and soil aggregation were studied in and around forest fragments of the Atlantic Forest (AF) and Cerrado (CE) biomes. Soil samples were collected from four forest fragments; two in AF and two in CE. In the fragments, three internal points were sampled: edge (EF), half radius (HR) and center (FC), besides a point around; no-tillage system (NTS) and permanent pasture (PP) in AF and CE, respectively. Total organic carbon (TOC) and soil density (Sd) were determined with EstC calculations and aggregate stability. In AF, Sd reached 1.19 Mg m⁻³. Higher TOC and EstC contents were verified in the FC, reducing the FC EstC for more peripheral points. Less soil structural stability was found in the surrounding NTS areas. The areas of PP around the CE fragments presented higher Sd. The TOC contents and EstC values were heterogeneous between the internal points of the CE fragments. In the CE fragments, the structural variables did not differ from the surrounding PP areas. The TOC and EstC indicate the most conserved FC point in the AF fragments. In CE, the PP areas presented the same potential of carbon accumulation in subsurface layers in relation to the fragments. Forest fragmentation, in both studied biomes, modified the physical attributes of the soil, besides influencing the carbon storage patterns inside the fragments.

Keywords: environmental assessment; edge effect; soil quality.

INTRODUÇÃO

No continente americano, a Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical. Abriga milhares de espécies da fauna e flora, sendo um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000). Sua diversidade está relacionada à sua extensão em latitude e variações em altitude, que propiciam ao bioma maior variabilidade de clima, de topografia e de tipo de solo (ALMEIDA, 2016). A colonização e polarização humana nesse bioma são as principais causas de degradação, visto que suas áreas foram reduzidas a 12% do total, em sua maioria em fragmentos florestais de até 50 hectares (RIBEIRO *et al.*, 2009; RUSCA *et al.*, 2017).

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e ocupa extensão territorial de mais de 204,7 milhões de hectares (SANO *et al.*, 2010), sendo um *hotspots* de conservação, sobretudo pela vulnerabilidade de suas áreas (MYERS *et al.*, 2000). Apresenta grande diversidade na fitofisionomia, formando um mosaico em sua paisagem (MALHEIROS *et al.*, 2016). Com solos profundos e topografia que favorece a agricultura mecanizada, grande parte de suas extensões territoriais é utilizada no cultivo agropecuário (GUARESCHI *et al.*, 2016). De maneira geral, muitas áreas de pastagens do Cerrado contêm indícios de degradação, com baixa cobertura do solo e início de erosão (SANO *et al.*, 2010).

Diversas dessas atividades são fontes de distúrbio ao ambiente, provocando alterações na paisagem em geral (NOVAIS *et al.*, 2016; OLIVEIRA; FERREIRA, 2015), convertendo grandes extensões territoriais de matas nativas em fragmentos de diversos tamanhos e formas que, na maioria das vezes, não têm conectividade entre si (VIANA; PINHEIRO, 1998). Essa fragmentação florestal faz com que aconteça de forma mais pronunciada o efeito de borda, que modifica as características da borda desses fragmentos, com aumento de temperatura (CAMARGO; KAPOs, 1995), maior incidência de ventos (LAURANCE *et al.*, 1998), alterando os ciclos das espécies arbóreas, podendo provocar modificações nos atributos edáficos em relação às áreas mais internas, a exemplo do estoque de carbono (EstC) do solo (BARROS; FEARNside, 2016).

Essa conversão de áreas naturais em áreas com cultivos agropecuários modifica o ambiente edáfico, em que a maior área da paisagem passa a ser ocupada por sistemas de produção, que muitas vezes acabam por provocar modificações na qualidade física (LOSS *et al.*, 2015; ROSSET *et al.*, 2014a; 2014b; SALTON *et al.*, 2008; SALES *et al.*, 2018), química (ASSUNÇÃO *et al.*, 2019; ROSSET *et al.*, 2014a; 2014b) e biológica (OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2018) do solo.

Entre os indicadores de qualidade edáfica, a matéria orgânica do solo (MOS) é capaz de detectar alterações no ambiente decorrentes do uso e ocupação (ROMANIW *et al.*, 2015), pois o estoque, as formas de carbono (C) orgânico e os atributos químicos, físicos e biológicos do solo estão estreitamente relacionados (BALDOTTO *et al.*, 2010). Em solos com cobertura vegetal natural, o C orgânico encontra-se em equilíbrio dinâmico, com teores praticamente constantes com o tempo (ASSUNÇÃO *et al.*, 2019). Com a conversão dessas áreas nativas em sistemas de cultivo, ocorre um desequilíbrio na dinâmica de deposição de MOS, aumentando a emissão de C em forma de gases para a atmosfera, a exemplo do dióxido de carbono (CO₂) (STÜRMER *et al.*, 2011). Como consequência da perda de MOS, em muitos casos se tem prejuízos à estabilidade estrutural do solo, principalmente no que tange à diminuição do tamanho e à estabilidade dos agregados do solo (RABBI *et al.*, 2015; RIBON *et al.*, 2014).

A compreensão da dinâmica e da quantidade de C em sistemas manejados e naturais permite subsidiar o estabelecimento de estratégias de manejo que garantam incremento do conteúdo de MOS, diminuindo a emissão de CO₂, promovendo a ciclagem de nutrientes e a manutenção da qualidade edáfica (MARQUES *et al.*, 2015; MAGALHÃES *et al.*, 2016).

Com a justificativa de conhecer melhor a dinâmica da MOS e os atributos físicos do solo em áreas florestais fragmentadas com possível indicativo de efeito de borda, o presente trabalho teve como objetivo determinar os estoques de carbono e a agregação do solo no interior e no entorno de fragmentos florestais nos biomas Mata Atlântica e Cerrado.

METODOLOGIA

Localização, clima, solo e histórico das áreas de estudo

Para o bioma Mata Atlântica, foram coletadas amostras de solo em dois fragmentos florestais localizados no município de Terra Roxa, região oeste do estado do Paraná, Brasil (Figura 1, Tabela 1), com fitofisionomia classificada como floresta estacional semidecidual (CAMPOS; SILVEIRA FILHO, 2010), sendo os dois fragmentos de formato retangular. O clima da região é temperado sem estação seca e verão quente (Cfa), segundo classificação de Köppen (CAVIGLIONE *et al.*, 2000). Para o bioma Cerrado, foram coletadas amostras de solos em dois fragmentos florestais, localizados nos municípios de Aquidauana e Anastácio, na região do ecótono Cerrado-Pantanal, estado de Mato Grosso do Sul (Figura 1, Tabela 1). O clima da região é classificado como Aw

(tropical de savana) (PEEL *et al.*, 2007), com vegetação de características de Cerrado *stricto sensu*, podendo ter variações para cerradão (SILVA JÚNIOR, 2005).

No bioma Mata Atlântica, as áreas do estudo encontram-se sob latossolo vermelho eutroférico típico, textura muito argilosa (58,0, 249,8, 692,2 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente, no fragmento 1, e 57,6, 242,4, 701,0 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente, no fragmento 2) (SANTOS *et al.*, 2013), sendo a caracterização química dos pontos estudados apresentada na Tabela 2.

No entorno dos dois fragmentos, há áreas de cultivo agrícola que somam 76,1 ha. A região dos remanes-

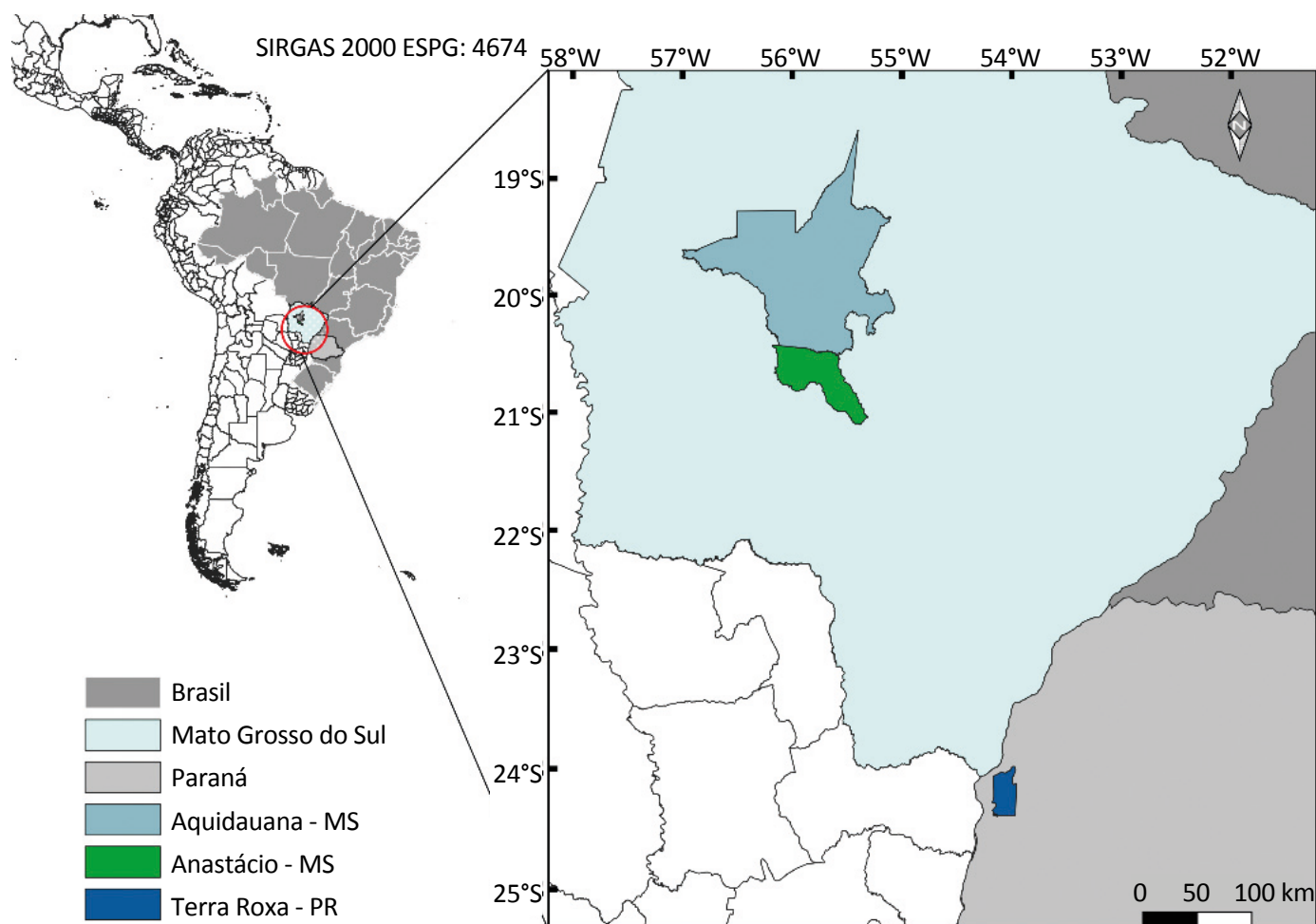


Figura 1 – Mapa de localização dos municípios de Terra Roxa, PR, Aquidauana e Anastácio, MS – Brasil.

centes fragmentos florestais foi desmatada em 1970, para o cultivo de hortelã durante 10 anos. Em 1980, deu-se início ao cultivo de soja/milho em sistema de preparo convencional (SPC) até 2002, quando as áreas foram convertidas para sistema plantio direto (SPD) no mesmo sistema de sucessão de culturas do SPC, o que permanece até o presente momento. Nesses dois fragmentos florestais, até o ano de 2000, ocorreu o manejo florestal com retirada de árvores de maior porte das porções mais periféricas dos fragmentos. Ou seja, existiam até o ano de 2000 ações antrópicas no interior desses fragmentos, modificando a vegetação.

Para o bioma Cerrado, o solo onde estavam os fragmentos é classificado como argissolo vermelho-amarelo de textura média (762,9, 56,7, 180,4 g kg⁻¹ de areia, sil-

te e argila, respectivamente, no fragmento 1, e 711,2, 112,6 e 176,2 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente, no fragmento 2) (SANTOS *et al.*, 2013), sendo os dois fragmentos de formato retangular. A caracterização química dos pontos estudados é apresentada na Tabela 3.

A área no entorno do fragmento 1 encontra-se com pastagem permanente (PP) (*Urochloa decumbens*), com 420,7 ha, instalada no ano de 1980, sendo reformada com revolvimento de solo, calagem e adubação fosfatada em 2008. No entorno do fragmento 2 também se encontram cultivos de PP (*U. decumbens*), com 1.250 ha, instalada no ano de 1992 e reformada com revolvimento de solo, calagem e adubação fosfatada no ano de 2007. Ambas as áreas de PP trazem

Tabela 1 – Descrições das áreas dos fragmentos florestais avaliados.

Fragmentos	Descrição
Fragmento 1: MA	60,4 ha; 337 m de altitude, 24°14'05,56" Sul (S) e 54°09'30,63" Oeste (O)
Fragmento 2: MA	69,1 ha; 338 m de altitude, 24°14'04,37" Sul (S) e 54°08'51,89" Oeste (O)
Fragmento 1: CE	55,7 ha; 209 m de altitude, 20°25'58,46" Sul (S) e 55°41'35,29" Oeste (O)
Fragmento 2: CE	77,3 ha; 227 m de altitude, 20°31'12,48" Sul (S) e 55°41'09,25" Oeste (O)

MA: Mata Atlântica; CE: Cerrado.

Tabela 2 – Caracterização química dos pontos estudados nos fragmentos 1 e 2 e nas áreas de sistema plantio direto (SPD) no entorno, no bioma Mata Atlântica para a camada de 0–0,2 m.

Determinações	Pontos BO, MR e CF do fragmento 1	Pontos BO, MR e CF do fragmento 2	SPD no entorno do fragmento 1	SPD no entorno do fragmento 2
pH (CaCl ₂ 0,01M)	4,79	4,68	5,13	5,11
P (mg/dm ³)	8,08	4,14	10,84	30,15
K (cmol _c / dm ³)	0,52	0,59	0,39	0,47
Ca (cmol _c / dm ³)	1,40	1,20	2,90	3,00
Mg (cmol _c / dm ³)	1,10	0,80	1,40	2,00
Al (cmol _c / dm ³)	0,11	0,10	0,03	0,03
H+Al (cmol _c / dm ³)	5,00	2,20	3,20	3,50
SB (cmol _c / dm ³)	3,02	2,59	4,69	5,47
C.T.C (pH 7,0)	8,02	4,79	7,89	8,97
V%	37,7	54,1	59,4	61,0

Laboratório: Nutrisolo, Ivinhema, MS.

Caracterização química: cloreto de cálcio (pH); Mehlich (P e K); KCl 1N (Ca, Mg e Al); acetato de cálcio pH 7,0 (H + Al); SB: soma por bases; C.T.C: capacidade de troca catiônica; V%: saturação de bases; BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento.

sinais visíveis de degradação: baixo potencial de cobrimento do solo pela espécie forrageira, presença de

plantas invasoras e lotação de animais com 1 unidade animal (UA) ha⁻¹.

Coletas de amostras de solo

Nos quatro fragmentos, as coletas de solo foram realizadas em quatro pontos, sendo três pontos no interior e um no entorno dos fragmentos. Os pontos internos correspondem à borda do fragmento (BO), ponto central entre a borda e o centro do fragmento, denominado de metade do raio (MR) e centro do fragmento (CF), e as áreas no entorno com SPD ou PP no entorno dos fragmentos de Mata Atlântica e Cerrado,

respectivamente. A disposição dos pontos está descrita na Tabela 4.

Para cada ponto de coleta, foram realizadas quatro repetições em um raio de 20 m². Coletaram-se amostras de solo deformadas e indeformadas, além de amostras de serapilheira utilizando quadro de coleta de 0,5 × 0,5 m, no interior e nas áreas cultivadas com SPD e PP no en-

Tabela 3 – Caracterização química dos pontos estudados nos fragmentos 1 e 2 e nas áreas no entorno, no bioma Cerrado para a camada de 0-0,2 m.

Determinações	Pontos BO, MR e CF do fragmento 1	Pontos BO, MR e CF do fragmento 2	PP no entorno do fragmento 1	PP no entorno do fragmento 2
pH (CaCl ₂ 0,01M)	4,06	4,53	4,11	4,62
P (mg/dm ³)	2,86	2,76	1,68	1,68
K (cmol _c / dm ³)	0,11	0,15	0,03	0,06
Ca (cmol _c / dm ³)	0,30	1,30	0,40	0,80
Mg (cmol _c / dm ³)	0,20	0,70	0,20	0,60
Al (cmol _c / dm ³)	0,85	0,25	0,56	0,15
H+Al (cmol _c / dm ³)	3,10	2,80	3,50	1,30
SB (cmol _c / dm ³)	0,61	2,15	0,63	1,46
C.T.C (pH 7,0)	3,71	4,95	4,13	2,76
V%	16,4	43,4	15,3	52,9

Laboratório: NUTRISOLO, Ivinhema, MS.

Caracterização química: cloreto de cálcio (pH); Mehlich (P e K); KCl 1N (Ca, Mg e Al); acetato de cálcio pH 7,0 (H + Al); SB: soma por bases; C.T.C: capacidade de troca catiônica; V%: saturação de bases; BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento.

Tabela 4 – Descrição dos pontos de coleta nos fragmentos e sua distância a partir da borda dos fragmentos.

		Fragmentos: distância (m) em relação à borda			
		Mata Atlântica		Cerrado	
		Fragmentos		Fragmentos	
Ponto de coleta	Descrição do ponto	1	2	1	2
P. 1	Centro do fragmento	310	310	240	320
P. 2	Metade do raio	155	155	120	160
P. 3	Borda do fragmento	0	0	0	0
P. 4	Entorno do fragmento (SPD/PP)	310	310	240	320

SPD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente.

torno dos fragmentos. Na área de SPD foi coletada palhada de milho depositada sobre o solo após a colheita recente, e na de PP material vegetal morto. As amostras indeformadas para avaliação da densidade do solo (Ds) foram coletadas com auxílio de anel volumétrico com volume de 48,86 cm³. As amostras compostas deforma-

Análises realizadas

As amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). Amostras de serapilheira foram secas em estufa a 65°C até obter massa constante, posteriormente sendo determinada a massa seca. As análises granulométricas foram realizadas pelo método da pipeta para caracterização das áreas e Ds ocorreram segundo Claessen (1997).

O carbono orgânico total (COT) foi determinado pela oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico sob aquecimento, e titulado com sulfato ferroso amoniacal (YEOMANS; BREMNER, 1988). O índice de estratificação (IE) do carbono foi estabelecido por meio da relação entre os teores de COT das camadas de 0–0,05 e 0,10–0,20 m (FRANZLUEBERS, 2002). O EstC foi calculado pelo método da massa equivalente (REIS *et al.*, 2018; SIGNOR *et al.*, 2014). Para verificação da tendência de acúmulo ou perda de carbono nas áreas avaliadas e respectivas camadas, foi calculada a variação do estoque de carbono (Δ EstC) de cada ponto em relação ao ponto do CF (condição de referencial de menores alterações antrópicas).

Para as análises de estabilidade de agregados, inicialmente com as amostras secas ao ar, houve a desagregação pelas linhas de fraqueza da totalidade da amostra, com posterior peneiramento em jogo de peneiras de 8,00 e 4,00 mm. Da fração retida na peneira

das foram coletadas mediante três amostras simples nas camadas de 0–0,05, 0,05–0,1 e 0,1–0,2 m. Para as análises da estabilidade estrutural do solo (agregados), foram coletadas amostras de monólitos de dimensões 0,2 × 0,2 × 0,1 m, indeformadas com preservação da estrutura do solo na camada de 0–0,1 m.

de 4,00 mm, foram separados 50 g de agregados, que foram umedecidos sobre papel-filtro por 5 minutos. Posteriormente, as amostras foram submetidas ao peneiramento em água pelo método descrito por Kemper e Chepil (1965), em agitador mecânico tipo Yoder (YODER, 1936) em jogo de peneiras com malhas de 2,00; 1,00; 0,50; 0,25 e 0,125 mm. Após o peneiramento em água, com base na massa de cada classe de peneira, calcularam-se o diâmetro médio ponderado (DMP) (KIEHL, 1979), o diâmetro médio geométrico (DMG) (KEMPER; ROSENAU, 1986) e a porcentagem de agregados retidos na peneira com malha de 2,00 mm. Após os cálculos do DMP, foi determinado o índice de sensibilidade (IS) (BOLINDER *et al.*, 1999), relacionando o DMP de todos os pontos de coleta aos valores de DMP do ponto CF.

Os resultados foram analisados quanto à normalidade e homogeneidade de variância pelo teste de Shapiro-Wilk e Bartlett, nessa ordem. Posteriormente, em delineamento inteiramente casualizado, os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F, de forma isolada, avaliando cada bioma e fragmento de maneira individual, e os valores médios comparados pelo teste de Tukey a 5% com auxílio do programa R Core Team (2019). Todos os testes foram realizados utilizando o pacote ExpDes.pt (FERREIRA *et al.*, 2018).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas áreas dos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica, foi verificada maior deposição de serapilheira no ponto BO para os dois fragmentos avaliados, com valores de 646,65 e 456,87 g 0,25m⁻², respectivamente, para os fragmentos 1 e 2 (Figura 2). Os pontos MR e CF do fragmento 1 apresentaram acúmulo de serapilheira semelhantemente ao observado na área de SPD no entorno. Já para o fragmento 2, o ponto do CF foi superior à MR e à área de SPD no entorno. Esse

maior aporte de serapilheira na área de BO pode estar relacionado à maior presença de espécies pioneiras que se instalam a princípio nas extremidades dos fragmentos, dando início ao processo de sucessão ecológica, quando essas espécies formam um adensamento vegetal maior nessas regiões dos fragmentos florestais (NASCIMENTO; LAURANCE, 2006). Esses mesmos autores também encontraram maior quantidade de serapilheira nas áreas de borda, comparadas a pontos com

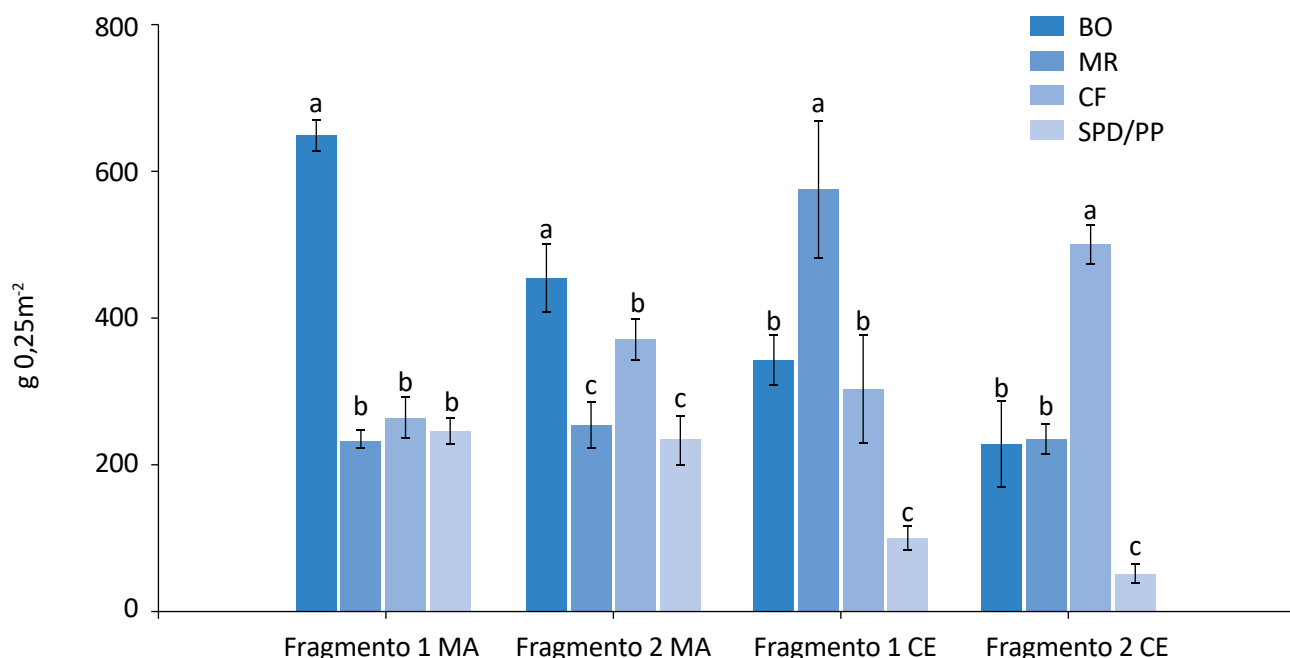
mais de 300 m de distância, adentrando fragmentos florestais em estudo na Amazônia.

A semelhança apresentada no acúmulo de serapilheira de alguns pontos internos dos fragmentos do bioma Mata Atlântica com a quantidade de palhada da cultura do milho nas áreas de SPD no entorno demonstra que, apesar de as áreas de SPD serem manejadas, a quantidade de resíduo que fica depositado sobre o solo após a colheita dessa cultura é considerável, o que, a longo prazo, pode contribuir para aumento nos teores de COT do solo (SALTON *et al.*, 2008). Esse fator levaria a uma consequente manutenção do EstC e à melhora da fertilidade (PEREIRA *et al.*, 2010), além do aumento de infiltração da água no solo (MARCHINI *et al.*, 2015), formação de agregados estáveis (OBOUR *et al.*, 2018), entre outros benefícios.

Nos fragmentos do bioma Cerrado, a deposição de serapilheira apresentou dinâmicas diferenciadas entre o fragmento 1 e o 2 (Figura 2). No fragmento 1, o ponto com maior deposição de serapilheira foi o MR, 573,5 g 0,25m⁻², e no fragmento 2 foi o CF, 498.95 g 0,25m⁻². As

áreas de PP no entorno dos fragmentos apresentarem os menores valores de deposição de material vegetal, 97,85 e 53,31 g 0,25m⁻², respectivamente, no entorno dos fragmentos 1 e 2 (Figura 2). Assim, esses valores representam 17 e 11% da deposição de material vegetal no que tange aos pontos de maior deposição de serapilheira dos fragmentos de Cerrado.

A baixa deposição de serapilheira apresentada nas áreas de PP no bioma Cerrado ocorre pelo estágio de degradação da pastagem somado à lotação animal de 1,0 UA ha⁻¹, acima do recomendado para região, que é de 0,8 UA ha⁻¹ (ALMEIDA *et al.*, 2002), afetando sobretudo a produção de biomassa, o que atinge diretamente a qualidade do solo (FREITAS *et al.*, 2016). Carvalho *et al.* (2018) e Silva *et al.* (2014), estudando diferentes usos do solo, encontraram menores teores de COT em pastagem em relação às áreas de Cerrado nativo, indicando a influência do pastejo animal para a diminuição do aporte vegetal sobre o solo e, consequentemente, diminuindo a entrada de MOS. Além disso, nos fragmentos estudados dos dois biomas é possível ver variações de deposição entre os pontos do fragmento, que



BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento; SPD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente. Médias de mesma letra em cada fragmento não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão da média.

Figura 2 – Quantidade de serapilheira aportada no solo nos pontos de coleta no interior e no entorno dos fragmentos, dos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE).

podem ocorrer por causa das modificações naturais internas nos fragmentos florestais, como, por exemplo, a abertura de clareiras naturais, pois quando as árvores caem contribuem para o aumento de serapilheira nesses locais (NASCIMENTO; LAURANCE, 2004).

As áreas de SPD no entorno dos fragmentos de Mata Atlântica apresentaram maiores valores de Ds, variando de 1,03 a 1,19 Mg m⁻³, sendo diferentes dos pontos mais internos dos fragmentos (MR e CF) em todas as camadas avaliadas (Tabela 5). Os maiores valores de Ds em SPD, mesmo com o menor tráfego de máquinas agrícolas, podem ter ocorrido principalmente pela textura mais argilosa, aliada à não adoção de um sistema mais diversificado de culturas (ROSA FILHO *et al.*,

2009), porém Reis *et al.* (2016) verificaram que os valores de Ds diminuem após os sete anos de adoção do sistema. Rosset *et al.* (2014a), no trabalho que avaliou cronossequência de SPD com seis, 14 e 22 anos de implantação na mesma região deste estudo evidenciaram redução de Ds com o aumento do tempo de implantação, em todas as camadas avaliadas.

Com exceção do ponto BO do fragmento 1 na camada de 0–0,05 m e da BO do fragmento 2 na camada de 0,10–0,20 m, os pontos no interior dos dois fragmentos apresentaram os menores valores de Ds em todas as camadas avaliadas (Tabela 5). A similaridade entre o ponto BO e as áreas de SPD pode estar atrelada ao fato de ter existido a entrada de tratores e caminhões nos

Tabela 5 – Densidade do solo (Ds), carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono (EstC) nos pontos de coleta avaliados no interior e no entorno dos fragmentos florestais dos biomas Mata Atlântica e Cerrado.

	Mata Atlântica						Cerrado					
	Fragmento 1			Fragmento 2			Fragmento 1			Fragmento 2		
	Ds	COT	EstC	Ds	COT	EstC	Ds	COT	EstC	Ds	COT	EstC
	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹
0-0,05 m												
BO	1,01a	34,07bc	12,09bc	0,84b	43,32b	15,45b	1,23b	16,41b	10,44b	1,42b	13,40b	9,25b
MR	0,59b	35,34b	12,54b	0,69b	39,93c	14,24c	1,24b	23,77a	15,13a	1,45b	13,04b	9,02b
CF	0,70b	63,20a	22,43a	0,71b	60,91a	21,72a	1,26b	16,18b	10,30b	1,37b	17,76a	12,25a
SPD/PP	1,05a	29,67c	10,53c	1,07a	32,08d	11,44d	1,52a	12,09c	7,69c	1,73a	13,06b	9,01b
CV(%)	13,87	5,30	5,30	10,77	3,44	3,46	5,95	9,88	9,88	4,35	11,29	11,31
0,05-0,10 m												
BO	0,83b	25,29b	10,68b	0,77b	22,77b	9,32b	1,28ab	11,53a	7,27a	1,45b	11,55a	7,74a
MR	0,76b	27,41b	11,58b	0,72b	25,60b	10,48b	1,32ab	11,50ab	7,25ab	1,47b	8,44b	5,66b
CF	0,84b	30,92a	13,06a	0,82b	37,95a	15,54a	1,24b	9,18ab	5,78ab	1,36c	11,71a	7,85a
SPD/PP	1,12a	19,20c	8,11c	1,14a	24,65b	10,09b	1,51a	9,12b	5,74b	1,66a	9,00b	6,03b
CV(%)	5,95	5,40	5,40	14,16	8,70	8,60	8,35	9,80	11,07	1,97	9,20	9,20
0,10-0,20 m												
BO	0,94ab	22,88a	19,63a	0,98ab	18,12c	14,82c	1,40a	7,88a	10,65a	1,50ab	8,94a	12,38a
MR	0,74b	23,88a	20,49a	0,81b	24,22b	19,81b	1,34a	8,94a	12,08a	1,49b	7,58a	11,06a
CF	0,86b	25,01a	21,47a	0,81b	30,00a	24,54a	1,40a	6,89a	9,32a	1,38c	8,56a	11,86a
SPD/PP	1,19a	18,17b	15,59b	1,03a	19,78c	16,18c	1,50a	8,10a	10,95a	1,60a	7,19a	9,97a
CV(%)	8,51	7,96	7,95	8,71	8,37	8,45	5,38	13,10	13,10	3,45	11,81	11,81

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento e camada não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%); BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento; SPD: sistema plantio direto (Mata Atlântica); PP: pastagem permanente (Cerrado); CV(%): coeficiente de variação.

fragmentos para a retirada de madeira. Dessa forma, os pontos mais externos desses fragmentos, especialmente as bordas, podem ter sofrido maior compactação, o que justifica os maiores valores de D_s (Tabela 5). Porém todos os valores de D_s ficam abaixo dos valores encontrados na literatura, que são considerados críticos para o desenvolvimento de algumas espécies de plantas em solos argilosos ou muito argilosos, de $1,30 \text{ Mg m}^{-3}$, proposto por Reichert *et al.* (2003), $1,42 \text{ Mg m}^{-3}$, apontado por Klein e Camara (2007), e $1,60 \text{ Mg m}^{-3}$, indicado por Silva e Rosolem (2001).

Nos resultados de D_s apresentados nos fragmentos florestais do bioma Cerrado (Tabela 5), os pontos de BO, MR e CF não se diferiram na camada 0–0,05 m, e a área de PP apresentou os maiores valores em ambos os fragmentos estudados, chegando a $1,73 \text{ Mg m}^{-3}$ no fragmento 2. O aumento da D_s nas áreas de PP nas camadas superficiais pode estar relacionado com a agropecuária extensiva, com maior lotação animal que o adequado, o que segundo Colombo *et al.* (2017) pode contribuir para a compactação do solo. O fato de as áreas mais internas dos fragmentos de ambos os biomas avaliados apresentarem os menores valores de D_s ocorre principalmente por não haver ação antrópica com uso de máquinas, que podem modificar a D_s , como ocorre em áreas manejadas (LOSS *et al.*, 2017).

Os teores de COT apresentados nos pontos dos fragmentos do bioma Mata Atlântica (Tabela 5) contrastam com a quantidade de serapilheira depositada (Figura 2). O ponto CF apresentou os maiores teores de COT nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m no fragmento 1 e em todas as camadas para o fragmento 2, chegando a $63,20 \text{ g kg}^{-1}$ na camada de 0–0,05 m no CF do fragmento 1 (Tabela 5). Para os dois fragmentos, a área de BO apresentou teores de COT inferiores ao CF com exceção da camada de 0,1–0,2 m do fragmento 1, e os teores de COT da BO dos fragmentos foram semelhantes aos da área de SPD no entorno praticamente em todas as camadas.

Os maiores teores de COT dos pontos internos dos fragmentos florestais de ambos os biomas, especialmente nas duas primeiras camadas, estão relacionados ao acúmulo de serapilheira (Figura 2) e à inexistência de ações antrópicas no interior desses pontos, o que possibilita manutenção do C no solo (LOSS *et al.*, 2015; NOVAIS *et al.*, 2016).

Nos fragmentos do bioma Mata Atlântica, observa-se a diminuição do conteúdo de COT quando se passa de áreas mais internas para mais externas dos fragmentos, o que parece não acontecer no bioma Cerrado (Tabela 5). Camargo e Kapos (1995) concluíram que em áreas de borda se pode ter aumento de temperatura pela maior incidência de luz solar, provocando um microclima diferenciado no que se refere às áreas mais internas de vegetação natural. Como consequência, pode haver aceleração do processo de decomposição da MOS, aumentando a emissão de CO_2 e diminuindo seus estoques no solo (DUIKER; LAL, 2000).

O tamanho do efeito de borda em fragmentos florestais de diversos biomas brasileiros e seus efeitos na vegetação e nos atributos edáficos são variados em função principalmente da fitofisionomia e do objeto de estudo. Esseen e Renhorn (1998) evidenciaram alterações em até 20 m. Já Kapos (1989) descreve que essas alterações penetram 40 metros. Kapos *et al.* (1997) relatam que essas variações dependem de alguns fatores, como tempo de fragmentação, tamanho dos fragmentos e bioma. O fato de os teores de COT da MR e da BO neste estudo serem inferiores ao do ponto CF contrasta com dados apresentados por Barros e Fearnside (2016), que encontraram maiores teores de COT nas áreas de borda em relação aos pontos mais internos em estudo no bioma Amazônico.

Diferentemente do comportamento visto nos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica, nos fragmentos florestais do bioma Cerrado os maiores teores de COT da camada 0–0,05 m foram observados nos pontos com a maior deposição de serapilheira (Figura 2), onde no fragmento 1 o ponto MR apresentou $23,77 \text{ g kg}^{-1}$ e no fragmento 2 o ponto CF apresentou $17,76 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 5).

Na camada 0,10–0,20 m o conteúdo de COT dos pontos avaliados no interior dos fragmentos do bioma Cerrado não se diferiu entre si, apresentando variação de $6,89$ a $8,94 \text{ g kg}^{-1}$ no fragmento 1 e de $7,58$ a $8,94 \text{ g kg}^{-1}$ no fragmento 2, não diferindo tampouco em relação ao COT das áreas de PP no entorno (Tabela 5). O fato de as áreas de PP apresentarem teores de COT semelhantes aos pontos internos dos fragmentos na camada mais profunda avaliada pode ser atribuído à capacidade de pastagens adicionarem grandes quantidades de C em profundidade pela decomposição de raízes (SANTOS *et al.*, 2019).

Em ambos os biomas, pode-se observar a variação de EstC nos pontos do fragmento. Essas variações de EstC no interior dos fragmentos florestais são dinâmicas e indicam diferentes estágios de conservação e sucessão ecológica nesses remanescentes florestais, que podem ter diversas influências da característica da vegetação e de possíveis clareiras que se abrem no interior desses fragmentos (DIDHAM, 1998).

Houve maiores EstC nos pontos do CF nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,1 m no fragmento 1 e em todas as camadas no fragmento 2, chegando a 22,43 Mg ha⁻¹ no fragmento 1 na camada 0–0,05 m, demonstrando também maior conservação, via estocagem do carbono do solo, em pontos mais internos dos fragmentos. Em contrapartida, as áreas de SPD no entorno dos fragmentos, de modo geral, apresentaram os menores EstC (Tabela 5).

No bioma Cerrado, assim como nos fragmentos do bioma Mata Atlântica, os valores de EstC seguiram o padrão apresentado pelos teores de COT, com o ponto da MR com maior valor para o fragmento 1 na camada 0–0,05 m, 15,13 Mg ha⁻¹, e o ponto CF, 12,25 Mg ha⁻¹ no fragmento 2, destacando-se os baixos valores de EstC nas áreas de PP (Tabela 5).

Os resultados apresentados pelos fragmentos de Mata Atlântica indicam que nas áreas de SPD dos fragmentos, mesmo sendo um SPD consolidado, com 15 anos de manejo, o EstC no solo é menor do que em áreas de vegetação nativa. Um dos fatores que contribuem para isso é a dificuldade de se acumular carbono em regiões de clima tropical, o que favorece a decomposição da MOS (CARVALHO *et al.*, 2010; KOVEN *et al.*, 2017). Isso ocorre também no bioma Cerrado, em que o estágio de degradação das áreas promove os menores EstC, principalmente em camadas superficiais. Resultados com maiores EstC em áreas nativas comparadas aos sistemas de manejo também foram encontrados por Assunção *et al.* (2019), na mesma região do presente estudo.

As diferentes formas de manejo do solo, além das alterações na vegetação, podem modificar os EstC, por alterar diretamente o acúmulo e a perda de MOS no ambiente edáfico (PLAZA-BONILLA *et al.*, 2010), como também observado por Rosset *et al.* (2014a) em áreas de SPD e mata nativa no mesmo bioma.

Ao analisar a Δ EstC nos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica, pode-se observar redução acentuada de EstC em todas as camadas, porém de forma mais pronunciada na camada 0–0,05 m nos três pontos de coleta no interior e no entorno dos fragmentos (BO, MR e SPD), em relação ao CF (Figuras 3A e 3B), e a variação mais negativa de EstC nessa camada foi encontrada nas áreas de SPD.

Nas Figuras 4A e 4B, constata-se ainda a variação do EstC na seção 0–0,20 m, em que as áreas de SPD no entorno dos fragmentos apresentaram variação negativa mais acentuada, seguida dos pontos de BO e MR, respectivamente, que também tiveram variação negativa.

Os resultados de Δ EstC apresentados pelos fragmentos do bioma Mata Atlântica indicam que, mesmo com um sistema que mantenha a entrada de C no solo, como o SPD, somado ao não revolvimento deste, a quantidade de entrada de material vegetal não é suficiente para se atingir valores de EstC semelhantes a de áreas naturais após 15 anos de condução, como as do ponto CF. No SPD, isso ocorre principalmente por não haver rotação de culturas diversificada (BODDEY *et al.*, 2010) — apenas com o cultivo de sucessão soja/milho.

A Δ EstC nos pontos estudados no fragmento 1 do bioma Cerrado indica maior acúmulo de carbono nas áreas de BO e MR em todas as camadas, ou seja, variação positiva em relação ao CF. Já a área de PP apresentou variações negativas de EstC em todas as camadas (Figura 3C). Na seção 0–0,20 m o ponto MR apresentou a maior variação positiva, e apenas a área de PP teve variação negativa de EstC (Figura 3C).

O mesmo padrão observado no fragmento 1 (Figura 3C) não foi verificado para o fragmento 2 (Figura 3D), em que os pontos BO e MR apresentaram variações negativas se comparadas ao CF, principalmente nas camadas superficiais de 0–0,05 m e 0,05–0,10 m, sendo constatada variação positiva de EstC apenas na camada 0,10–0,20 m no ponto de BO. A variação negativa mais acentuada, quando avaliada a seção 0–0,20 m, foi apresentada pela área de PP (Figura 3D).

Esse resultado revela que na área de PP ao entorno dos fragmentos, adentrando nos fragmentos estudados, o EstC possui variação negativa menos acentua-

da. Ou seja, quanto mais internamente nos fragmentos, maior a conservação do C no solo. Essa perda de EstC na área de borda pode estar relacionada à oxidação da MOS, acelerada nesses locais pela temperatura e pela umidade, características de áreas de borda (CAMARGO; KAPOS, 1995), e à maior incidência de ventos, que modifica o clima nessas regiões dos fragmentos (LAURANCE *et al.*, 1998). Os resultados de Δ EstC deste trabalho contrastam com os de Barros e Fearnside (2016), que encontraram variação positiva de EstC para o ponto de borda, estudando fragmentos florestais de diferentes tamanhos na floresta amazônica central, contradizendo até mesmo a hipótese dos autores de que a borda poderia influenciar negativamente no acúmulo de carbono no solo.

Nos fragmentos do bioma Cerrado, quando se comparam os resultados de Δ EstC com a quantidade de serrapilheira (Figura 2) e teores de COT (Tabela 5), as áreas de BO e MR apresentaram os maiores valores e teores, respectivamente, indicando semelhanças entre as va-

riáveis. Já a área de PP no entorno apresentou variações negativas de EstC em todas as camadas avaliadas (Figuras 3C e 3D). Resultados semelhantes foram apresentados por Mascarenhas *et al.* (2017) e Oliveira *et al.* (2016), de que a conversão de áreas nativas em áreas de PP, dependendo do manejo adotado, pode diminuir o EstC do solo, principalmente pela baixa deposição de material vegetal sobre a superfície do solo ao longo dos anos de cultivo.

No bioma Mata Atlântica os valores de índice de estratificação (IE), que comparam o COT da camada superficial do solo com as camadas adjacentes, não apresentaram padrão homogêneo no comportamento entre os fragmentos avaliados, apresentando os maiores valores no CF (2,54) e BO (2,40) para os fragmentos 1 e 2, respectivamente. As áreas de SPD ao entorno tiveram valores de 1,64 e 1,62, respectivamente, nos fragmentos 1 e 2 (Figura 4). No bioma Cerrado, quando se observa o fragmento 1, os valores de IE foram maiores nos pontos MR (2,70) e CF (2,35), diferindo-se da área de PP, com menor

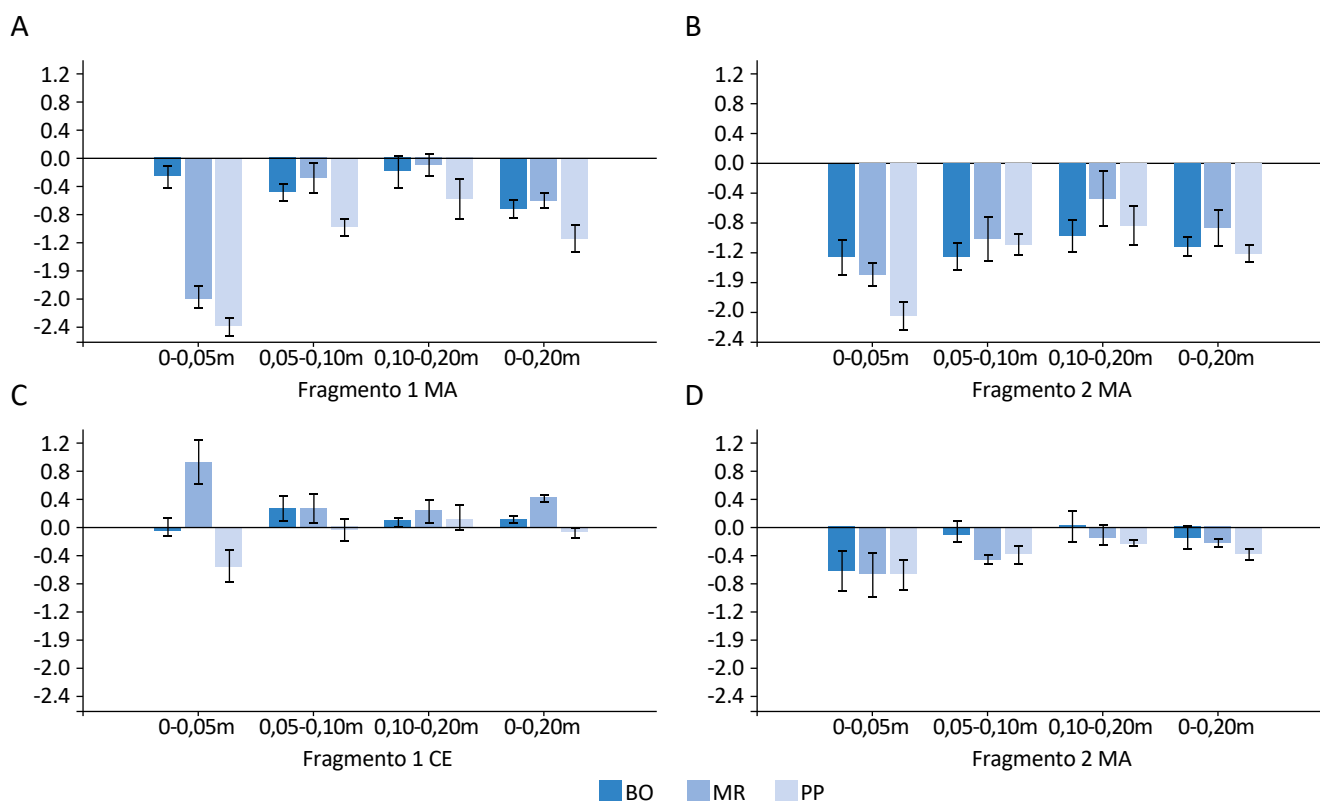


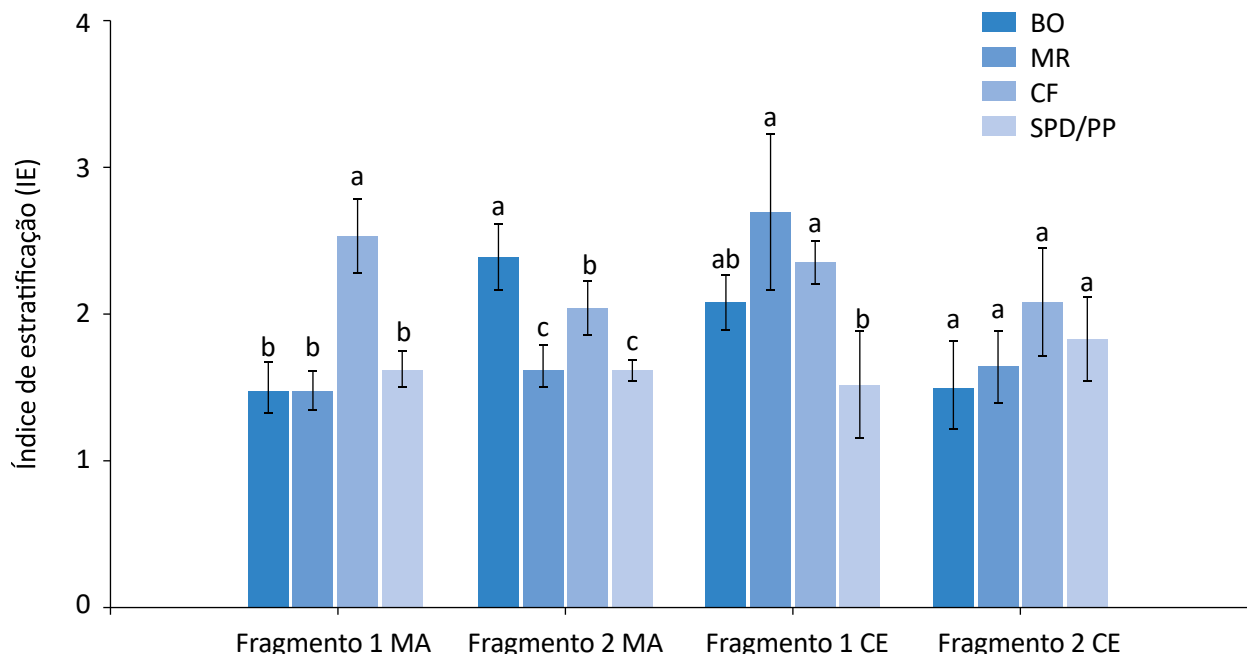
Figura 3 – Variação do estoque de carbono (Δ EstC) dos pontos avaliados nas camadas 0–0,05; 0,05–0,10; 0,10–0,20 e na seção de 0–0,20 m, em relação ao ponto do centro do fragmento, nos fragmentos dos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE). (A) fragmento 1 MA; (B) fragmento 2 MA; (C) fragmento 1 CE; (D) fragmento 2 CE. Traços nas barras representam o desvio padrão da média.

IE, 1,53 (Figura 4). No fragmento 2 não houve diferenças entre os pontos avaliados no interior e no entorno do fragmento, com variação de 1,52 a 2,09 (Figura 4).

Os maiores valores de IE apresentados pelos pontos internos dos fragmentos do bioma Mata Atlântica ocorrem principalmente pela maior e contínua entrada de C em áreas nativas, elevando o COT de camadas superficiais (SANTOS *et al.*, 2017). Ou seja, as áreas nativas possuem maior potencial de estratificação de carbono em comparação com as áreas manejadas. Rosset *et al.* (2014a) verificaram valores de 1,73 para SPD com 22 anos de implantação e valores de 3,43 para área de vegetação nativa de Mata Atlântica, usada como referência ao trabalho também realizado na região oeste do Paraná. Salton *et al.* (2014) encontraram IE de 1,70 para a área de referência de seu estudo, também no bioma Cerrado, além de valores de 2,00 para área de pastagem avaliada no mesmo experimento. Os mesmos autores relatam a facilidade de se obter esse índice, pois este necessita apenas dos valores de COT de duas camadas do solo, sem haver a necessidade do uso de uma área de referência.

No bioma Mata Atlântica, ao se avaliar os parâmetros estruturais do solo, o DMP do CF 1 apresentou-se com maior valor, 4,69 mm, o que não ocorreu com os demais pontos avaliados (Figura 5A). Diferentemente do observado para o DMP, os pontos no interior do fragmento 1 não tiveram diferenças para o DMG, com valores variando entre 4,35 e 4,62 mm. Além disso, essa mesma tendência de semelhanças também foi percebida para a porcentagem de agregados maiores que 2 mm. Porém, para essas três variáveis, DMP, DMG e % > 2 mm, a área de SPD no entorno apresentou menores valores (Figura 5A). No fragmento 2, ocorreu padrão de semelhança entre os pontos do interior do fragmento, diferindo-se apenas do SPD (Figura 5B). Com relação ao IS, os pontos no interior de ambos os fragmentos não diferiram, sendo os menores valores observados nas áreas de SPD, 0,89 e 0,92, no entorno dos fragmentos 1 e 2, respectivamente (Figuras 5A e 5B).

No bioma Cerrado, a estabilidade estrutural do solo apresentou semelhança entre os pontos no interior e nas áreas de PP no entorno dos fragmentos estu-



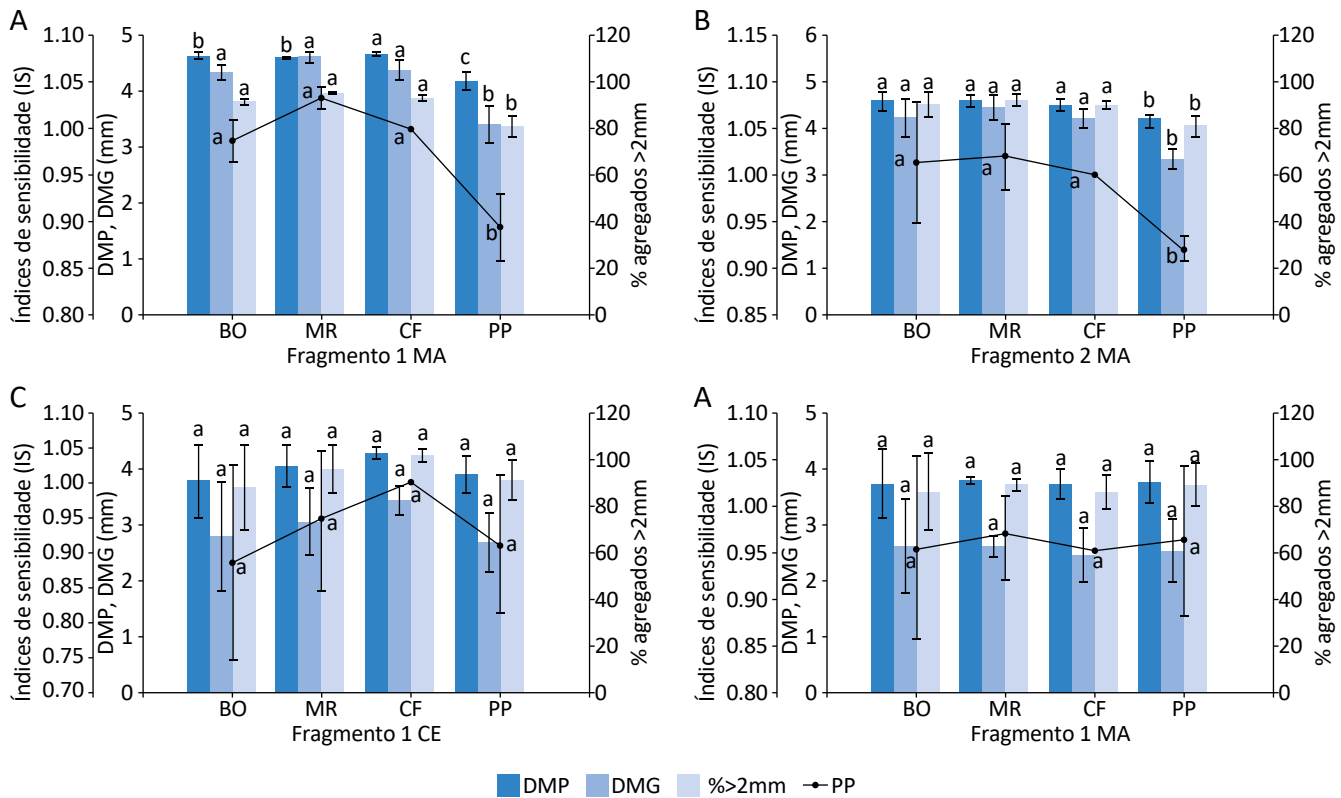
BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento; SPD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente; médias de mesma letra em cada fragmento não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

Figura 4 – Índice de estratificação (IE) do carbono orgânico total em função dos pontos de coleta avaliados no interior e no entorno dos fragmentos, nos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE).

dados (Figuras 5C e 5D). No fragmento 1, os valores de DMP variaram de 3,78 a 4,26, o DMG 2,69 a 3,42 e com porcentagem de agregados maiores de 2 mm acima de 73% em todas as áreas (Figura 5C). No fragmento 2, o DMP variou entre 3,69 e 3,79, já o DMG, de 2,45 a 2,61 e valores de porcentagem de agregados maiores de 2 mm acima de 71% (Figura 5D). Os resultados de IS dos pontos internos dos fragmentos de Cerrado e das áreas de PP apresentaram semelhança para os fragmentos 1 e 2 (Figuras 5C e 5D), da mesma forma que as demais variáveis estruturais do solo (Figuras 5C e 5D). Os valores de IS variaram de 0,88 a 0,91 no fragmento 1, e de 1,00 a 1,02 no fragmento 2 (Figuras 5C e 5D).

Os resultados das análises estruturais dos fragmentos do bioma Mata Atlântica demonstraram que não

houve modificações tão significativas na agregação do solo nos pontos internos dos fragmentos e que em áreas com maior perturbação do solo, como nas de SPD em relação aos fragmentos de mata, existem modificações na estabilidade dos agregados do solo (SIX *et al.*, 2004; SALTON *et al.*, 2008). Os valores de DMP e DMG próximos a 5 (Figuras 5A e 5B), especialmente identificados no interior dos fragmentos florestais, indicam alto grau de formação e estabilização dos agregados, influenciado tanto pelos teores de COT (Tabela 5) encontrados nas áreas de estudo quanto pela textura do solo dessas áreas que estão sob solo muito argiloso, visto a contribuição desses atributos na agregação (BRONICK; LAL, 2005; SILVA *et al.*, 2014). Outros trabalhos em latossolo também encontraram maior estabilidade de agregados em áreas nativas, principalmente relacionados aos altos



Médias de mesma letra em cada fragmento não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão da média.

Figura 5 – Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG), porcentagem de agregados maiores que 2 mm e índice de sensibilidade dos diferentes pontos de coleta no interior e no entorno dos fragmentos dos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE). (A) Fragmento 1 MA; (B) fragmento 2 MA; (C) fragmento 1 CE; (D) fragmento 2 CE.

teores de COT (RABBI *et al.*, 2015; CARVALHO *et al.*, 2014; RIBON *et al.*, 2014).

Os menores valores de IS nas áreas de SPD ocorrem pela redução do COT nessas áreas se comparadas a áreas de mata e também ao revolvimento mínimo na linha de semeadura que esse sistema possui. Aratani *et al.* (2009) encontraram valores de 0,93 de IS em SPD com 12 anos de implantação, sendo semelhante ao de sua área de referência de mata nativa no bioma Mata Atlântica, em latossolo vermelho de textura argilosa no estado de São Paulo. Já Bertol *et al.* (2004) encontraram valores de IS próximos a 1 em sistema de SPD com seis anos de implantação.

No bioma Cerrado, os resultados para a estabilidade estrutural do solo, entre os fragmentos florestais e as áreas de PP e no entorno, indicam que as áreas cultivadas com PP, por meio da ação das raízes, propiciam a manutenção da estabilidade estrutural do solo ao longo dos anos (SIX *et al.*, 2004; SZAKÁCS, 2005), com valores equivalentes aos das áreas internas desses fragmentos avaliados. Stumpf *et al.* (2018) concluíram que as ações das raízes de gramíneas diminuem a compactação do solo e melhoram a estruturação, com a manutenção de agregados estáveis de maiores tamanhos, ao longo dos anos de cultivo. Costa Junior *et al.*

(2012) encontraram valores de DMP, DMG e agregados maiores que 2 mm, também semelhantes em áreas de pastagem e Cerrado.

Os dados do presente trabalho ratificam os de Batista *et al.* (2013) e Schiavo e Colodro (2012), que encontraram valores DMP, DMG e % > 2 mm de sistemas com pastagens, semelhantes aos das áreas de mata nativa no bioma Cerrado, também no estado de Mato Grosso do Sul. Mesmo não percebendo diferença entre os sistemas avaliados e mata nativa de Cerrado, Salton *et al.* (2008) concluíram que sistemas que utilizam *Brachiaria (Urochloa)* contribuem para a formação de agregados mais estáveis no solo.

A ação das raízes e adição de COT no solo contribuem para a formação e estabilidade desses agregados do solo, visto que em algumas camadas as áreas de PP apresentaram teores de COT semelhantes aos dos pontos avaliados no interior dos fragmentos de Cerrado (Figuras 5C e 5D). Os resultados do presente trabalho diferem dos valores apresentado por Fontana *et al.* (2010), que encontraram valores de 0,55 em latossolo e de 0,69 para argissolo em pastagem com *Brachiaria* com 10 anos de implantação, sem correção de solo, na região norte fluminense do Rio de Janeiro.

CONCLUSÕES

A deposição de serapilheira apresentou comportamento semelhante entre os fragmentos do bioma Mata Atlântica, com maior deposição na borda. O mesmo padrão não foi observado nos fragmentos do bioma Cerrado, porém em ambos os fragmentos do Cerrado a deposição foi maior do que nas áreas de pastagens no entorno.

O COT e o EstC indicaram o ponto central dos fragmentos de Mata Atlântica com o melhor estado de conservação e que, quanto mais distante do centro do fragmento, menor a estocagem de carbono. No bioma

Cerrado, as áreas no entorno dos fragmentos avaliados apresentaram o mesmo potencial de acúmulo de carbono dos pontos do interior dos fragmentos.

A densidade e as variáveis estruturais de agregação do solo apontam perda da qualidade com a conversão das áreas nativas em SPD no bioma Mata Atlântica. No Cerrado, houve pronunciado aumento da densidade do solo em camadas superficiais com a conversão de áreas nativas em pastagens, com pastagem extensiva semelhante à da vegetação nativa de Cerrado nos aspectos estruturais do solo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a concessão da bolsa de mestrado ao primeiro autor; e à Universida-

de Estadual de Mato Grosso do Sul e aos proprietários rurais que liberaram as áreas para o desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. *Recuperação ambiental da Mata Atlântica*. Santa Cruz: Editus, 2016. 201 p.
- ALMEIDA, R. G.; NASCIMENTO JUNIOR, D.; EUCLIDES, V. P. B.; MACEDO, M. C. M.; REGAZZI, A. J.; BRÂNCIO, P. A.; FONSECA, D. M.; OLIVEIRA, M. P. Produção animal em pastos consorciados sob três taxas de lotação, no Cerrado 1. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 31, n. 2, supl., p. 852-857, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-35982002000400007>
- ARATANI, R. G.; FREDDI, O. D. S.; CENTURION, J. F.; ANDRIOLI, I. Qualidade física de um Latossolo Vermelho Acriférrico sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 3, p. 677-687, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000300020>
- ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 658, p. 901-911, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.271>
- BALDOTTO, M. A.; CANELA, M. C.; CANELLAS, L. P.; DOBBS, L. B.; VELLOSO, A. C. X. Redox index of soil carbon stability. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 5, p. 1543-1551, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500007>
- BARROS, H. S.; FEARNside, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. *Forest Ecology and Management*, v. 379, p. 30-36, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.002>
- BATISTA, I.; CORREIRA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BIELUCZYK, W.; SCHIAVO, J. A.; MELLO, N. A. Caracterização dos agregados em solos sob cultivo no Cerrado, MS. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 4, p. 1535-1548, 2013. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n4p1535>
- BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JUNIOR, W. A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 1, p. 155-163, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000100015>
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x>
- BOLINDER, M. A.; ANGERS, D. A.; GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R. The response of soil quality indicators to conservation management. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 79, n. 1, p. 37-45, 1999. <https://doi.org/10.4141/S97-099>
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, v. 124, n. 1-2, p. 3-22, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- CAMARGO, J. L. C.; KAPOs, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 11, n. 2, p. 205-221, 1995. <https://doi.org/10.1017/S026646740000866X>
- CAMPOS, J. B.; SILVEIRA FILHO, L. *Floresta Estacional Semidecidual*. Governo do Estado do Paraná. v. 5, 2010. (Série Ecossistemas Paranaenses). 8 p.
- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 2, p. 277-290, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000200001>

- CARVALHO, M. A. C.; PANOSSO, A. R.; TEIXEIRA, E. E. R.; ARAÚJO, E. G.; BRANCAGLIONI, V. A.; DALLACORT, R. Multivariate approach of soil attributes on the characterization of land use in the southern Brazilian Amazon. *Soil & Tillage Research*, v. 184, p. 207-215, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2018.08.004>
- CARVALHO, M. A. C.; RUIZ, H. A.; DA COSTA, L. M.; PASSOS, R. R.; ARAÚJO, C. A. S. Composição granulométrica, densidade e porosidade de agregados de Latossolo Vermelho sob duas coberturas do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 10, p. 1010-1016, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n10p1010-1016>
- CAVIGLIONE, J. H.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D. *Cartas climáticas do Estado do Paraná*. Londrina: Iapar, 2000.
- CLAESSEN, M. E. C. *Manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212 p.
- COLOMBO, G. A.; LOPES, M. B. S.; DOTTO, M. C.; CAMPESTRINI, R.; LIMA, S. O. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo no cerrado tocantinense. *Campo Digital*, v. 12, n. 1, p. 21-29, 2017.
- COSTA JUNIOR, C.; PÍCCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 4, p. 1311-1322, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000400025>
- DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia*, v. 116, n. 3, p. 397-406, 1998. <http://dx.doi.org/10.1007/s004420050603>
- DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. *Soil & Tillage Research*, v. 54, n. 1-2, p. 21-30, 2000.
- ESSEEN, P.; RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, v. 12, n. 6, p. 1307-1317, 1998. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.97346.x>
- FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. *ExpDes.pt*: Pacote Experimental Designs (Portuguese). R package version 1.2.0. 2018. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>>. Acesso em: 2 abr. 2019. <https://doi.org/10.4236/am.2014.519280>
- FONTANA, A.; BRITO, R. J. D.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A. Índices de agregação e a relação com as substâncias húmicas em Latossolos e Argissolos de tabuleiros costeiros, Campos dos Goytacazes, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 5, n. 3, p. 291-297, 2010.
- FRANZLUEBBERS, A. J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil & Tillage Research*, v. 66, n. 2, p. 95-106, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00018-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00018-1)
- FREITAS, I. C.; SANTOS, F. C. V.; CUSTÓDIO FILHO, R. O.; CORRECHEL, V. Carbono no solo, acúmulo e qualidade da serapilheira em sistemas de produção familiar. *Floresta*, v. 46, n. 1, p. 31-38, 2016. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v46i1.42065>
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G. M.; PERIN, A. Densimetric fractionation of organic matter in an agricultural chronosequence in no-till areas in the Cerrado region, Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 37, n. 2, p. 596-610, 2016. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2016v37n2p595>
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989. <https://doi.org/10.1017/S0266467400003448>

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (orgs.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-54.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 449-510.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUNTE, A. (org.). *Methods of soil analysis*. Part 1: physical and mineralogical methods. Kimberley: American Society of Agronomy, 1986. p. 425-443.

KIEHL, E. J. *Manual de edafologia: Relações solo-planta*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 263 p.

KLEIN, V. A.; CAMARA, R. K. Rendimento da soja e intervalo hídrico ótimo em Latossolo Vermelho sob plantio direto escarificado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, n. 2, p. 221-227, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000200004>

KOVEN, C. D.; HUGELIUS, G.; LAWRENCE, D. M.; WIEDER, W. R. Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates. *Nature Climate Change*, v. 7, n. 11, p. 817-822, 2017. <https://doi.org/10.1038/nclimate3421>

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998. <https://doi.org/10.2307/176707>

LOSS, A.; BASSO, A.; OLIVEIRA, B. S.; KOUCHER, L. P.; OLIVEIRA, R. A.; KURTZ, C.; LOVATO, P. E.; CURMI, P.; BRUNETTO, G.; COMIN, J. J. Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 4, p. 1212-1224, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140718>

LOSS, A.; SANTOS JUNIOR, E.; SCHMITZ, D.; VEIGA, M.; KURTZ, C.; COMIN, J. J. Atributos físicos do solo em cultivo de cebola sob sistemas de plantio direto e preparo convencional. *Revista Colombiana de Ciências Hortícolas*, v. 11, n. 1, p. 105-113, 2017. <https://doi.org/10.17584/rcch.2017v11i1.6144>

MAGALHÃES, S. S. A.; RAMOS, F. T.; WEBER, O. L. S. Carbon stocks of an Oxisol after thirty-eight years under different tillage systems. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 85-91, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p85-91>

MALHEIROS, R. Influência da sazonalidade na dinâmica da vida no bioma cerrado. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 19, p. 113-128, 2016. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v19i0.48876>

MARCHINI, D. C.; LING, T. C.; ALVES, M. C.; CRESTANA, S.; SOUTO FILHO, S. N.; ARRUDA, O. G. Matéria orgânica, infiltração e imagens tomográficas de Latossolo em recuperação sob diferentes tipos de manejo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, n. 6, p. 574-580, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n6p574-580>

MARQUES, J. D. O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; SARRAZIN, M.; FERREIRA, S. J. F.; BELDINI, T. P.; MARQUES, E. M. A. Distribution of organic carbon in different soil fractions in ecosystems of central Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 1, p. 232-242, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20150142>

MASCARENHAS, A. R. P.; SCCOTI, M. S. V.; MELO, R. R.; CORRÊA, F. L. O.; SOUZA, E. F. M.; ANDRADE, R. A.; BERGAMIM, A. C.; MULLER, M. W. Atributos físicos e estoques de carbono do solo sob diferentes usos da terra em Rondônia, Amazônia Sul-Occidental. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 37, n. 89, p. 19-27, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.89.1295>

- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Applications*, v. 14, n. 4, p. 127-138, 2004. <https://doi.org/10.1890/01-6003>
- NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672006000200008>
- NOVAIS, D. B.; FERREIRA, J. S.; BARRETO, P. A. B. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmento florestal, Vitória da Conquista, Bahia. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 11, n. 4, p. 185-189, 2016. <https://doi.org/10.18378/rvads.v11i4.4081>
- OBOUR, P. B.; JENSEN, J. L.; LAMANDÉ, M.; WATTS, C. W.; MUNKHOLM, L. J. Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. *Soil & Tillage Research*, v. 182, p. 57-65, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.001>
- OLIVEIRA, W. N.; FERREIRA, N. C. Avaliação multitemporal do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite utilizando imagens Landsat-5. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 38, p. 46-62, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820159813>
- OLIVEIRA, W. R. D.; RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, A. M.; COSER, T. R.; SILVA, A. M. M.; LACERDA, M. M.; SOUZA, K. W.; MARCHÃO, R. L.; VILELA, L.; PULROLNIK, K. Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 9, p. 1501-1510, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900049>
- OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; SCHNEIDER, L. F.; TELES, J. S.; WERTER, S. D.; SANTOS, J. S. P. Fauna edáfica em áreas com diferentes manejos e tempos de descarte de resíduos animais. *Scientia Agraria*, v. 19, n. 1, p. 113-123, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v19i1.54466>
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, p. 1633-1644, 2007. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; BEUTLER, S. J.; TORRES, J. L. R. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, n. 5, p. 508-514, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2010000500010>
- PLAZA-BONILLA, D.; MARTÍNEZ, C. C.; ÁLVARO-FUENTES, J. Tillage effects on soil aggregation and soil organic carbon profile distribution under Mediterranean semi-arid conditions. *Soil Use and Management*, v. 26, n. 4, p. 465-474, 2010. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00298.x>
- R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 2 abr. 2019.
- RABBI, S. M. F.; WILSON, B. R.; LOCKWOOD, P. V.; DANIEL, H.; YOUNG, I. M. Aggregate hierarchy and carbon mineralization in two Oxisols of New South Wales, Australia. *Soil & Tillage Research*, v. 146, p. 193-203, 2015. <https://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.10.008>
- REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. *Ciência & Ambiente*, v. 27, n. 1, p. 29-48, 2003.

- REIS, D. A.; LIMA, C. L. R.; BAMBERG, A. L. Qualidade física e frações da matéria orgânica de um Planossolo sob sistema plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 9, p. 1623-1632, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900062>
- REIS, V. R. R.; DEON, D. S.; MUNIZ, L. C.; SILVA, M. B.; REGO, C. A. R. M.; GARCIA, U. C.; CANTANHÊDE, I. S. L.; COSTA, J. B. Carbon stocks and soil organic matter quality under different of land uses in the maranhense amazon. *Journal of Agricultural Science*, v. 10, n. 5, p. 329-337, 2018.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- RIBON, A. A.; CENTURION, J. F.; CENTURION, M. A. P. C.; FERNANDES, K. L.; HERMOGENES, L.; TALLES, V. Alterações na estabilidade de agregados de latossolo e argissolo em função do manejo, na entrelinha da seringueira (*Hevea brasiliensis*). *Revista Árvore*, v. 38, n. 6, p. 1065-1071, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600011>
- ROMANIW, J.; SÁ, J. C. M.; PADILHA, A. A.; RAMOS, F. S.; EURICH, G.; BRESSAN, P. T. Carbon dynamics in no-till soil due to the use of industrial organic waste and mineral fertilizer. *Revista Ciência Agronômica*, v. 46, n. 3, p. 477-487, 2015.
- ROSA FILHO, G.; CARVALHO, M. P.; ANDREOTTI, M.; MONTANARI, R.; BINOTTI, F. F. S.; GIOIA, M. T. Variabilidade da produtividade da soja em função de atributos físicos de um Latossolo Vermelho distroférico sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 2, p. 283-293, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000200006>
- ROSSET, J. S.; LANA, M. C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M.; SEIDEL, E. P. Estoque de carbono, propriedades químicas e físicas do solo em sistemas de manejo com diferentes tempos de implantação na Região Oeste do Paraná, Brasil. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 35, n. 6, p. 3053-3072, 2014a. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2014v35n6p3053>
- ROSSET, J. S.; SCHIAVO, J. A.; ATANÁZIO, R. A. R. Atributos químicos, estoque de carbono orgânico total e das frações humificadas da matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de manejo de cana-de-açúcar. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 35, n. 5, p. 2351-2366, 2014b. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2014v35n5p2351>
- RUSCA, G. G.; MORAES, M. C. P.; VALENTE, R. A.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Análise espacial dos fragmentos florestais no entorno de uma unidade de conservação de proteção integral. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 44, p. 85-94, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170146>
- SALES, A.; SILVA, A. R.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. J. M.; MIRANDA, B. M. Carbono orgânico e atributos físicos do solo sob manejo agropecuário sustentável na Amazônia Legal. *Colloquium Agrariae*, v. 14, n. 1, p. 1-15, 2018.
- SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 70-79, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023>
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 1, p. 11-21, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000100002>
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 166, n. 1-4, p. 113-124, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>

- SANTOS, C. A.; REZENDE, C. D. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. *Geoderma*, v. 337, p. 394-401, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>
- SANTOS, F. A. S.; PIERANGELI, M. A. P.; SILVA, F. L.; SERAFIM, M. E.; SOUSA, J. B.; OLIVEIRA, E. B. Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. *Scientia Agraria*, v. 18, n. 2, p. 43-53, 2017. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v18i2.50662>
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2013. 353 p.
- SCHIAVO, J. A.; COLODRO, G. Agregação e resistência a penetração de um Latossolo Vermelho sob sistema de integração lavoura-pecuária. *Bragantia*, v. 71, n. 3, p. 406-412, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052012005000035>
- SIGNOR, D.; ZANI, C. F.; PALADINI, A. A.; DEON, M. D.; CERRI, C. E. P. Estoques de carbono e qualidade da matéria orgânica do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, n. 5, p. 1402-1410, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000500005>
- SILVA, A. S.; SILVA, I. F.; BANDEIRA, L. B.; DIAS, B. O.; SILVA NETO, L. F. Argila e matéria orgânica e seus efeitos na agregação em diferentes usos do solo. *Ciência Rural*, v. 44, n. 10, p. 1783-1789, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20130789>
- SILVA, R. H.; ROSOLEM, C. A. Crescimento radicular de espécies utilizadas como cobertura decorrente da compactação do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, n. 2, p. 253-260, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832001000200001>
- SILVA JÚNIOR, M. C. *100 Árvores do Cerrado: guia de campo*. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2005. 278 p.
- SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, v. 79, n. 1, p. 7-31, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- STUMPF, L.; LEAL, O. A.; PAULETTO, E. A.; PINTO, L. F. S.; REIS, D. A.; PINTO, M. A. B.; TUCHTENHAGEN, I. K. Tensile strength and organic matter fractions in aggregates of a grass-covered mined soil under early stage recovery. *Soil & Tillage Research*, v. 176, p. 69-76, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.11.006>
- STÜRMER, S. L. K.; ROSSATO, O. B.; COPETTI, A. C. C.; SANTOS, D. R.; CALEGARI, A.; BRUM, B. Variações nos teores de carbono orgânico em função do desmatamento e revegetação natural do solo. *Ciência Florestal*, v. 21, n. 2, p. 241-250, 2011. <http://dx.doi.org/10.5902/198050983228>
- SZAKÁCS, G. G. J. *Estoques de carbono e agregados do solo cultivado com cana-de-açúcar: efeito da palhada e do clima no centro-sul do Brasil*. 106f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.
- YEOMANS, A.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communication Soil Science Plant Analysis*, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.
- YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soil and study of the physical nature of erosion losses. *Journal American Society Agronomy*, v. 28, n. 5, p. 337-351, 1936.

