



ATRIBUTOS FÍSICO-HÍDRICOS E ESTOQUE DE CARBONO DE SOLOS DE ÁREAS SOB IRRIGAÇÃO EM ITAÍ, SP

Heloisa Ferreira Filizola¹, Alfredo José Barreto Luiz², Aline de Holanda Nunes Maia³ e Luiz Carlos Hernani⁴

Resumo: O aumento da demanda por alimentos, associado à escassez de áreas para expansão da agricultura, tornam cada vez mais necessárias as pesquisas relacionadas com a conservação do solo e a redução do carbono atmosférico. Assim, a busca por sistemas de cultivo sustentáveis e equilibrados tem crescido nas últimas décadas. O objetivo deste estudo foi, então, avaliar e comparar atributos físico-hídricos de solos de duas bacias de primeira ordem cultivadas com plantio sob irrigação por pivô central, em Itaí, SP, para estimar a condição das áreas de cultura. Os resultados indicam concentração da distribuição granulométrica na faixa da argila, porém com diferença entre eles. Os solos avaliados têm também outras características em comum, como o diâmetro médio ponderado, o elevado índice de estabilidade de agregados e a densidade. As diferenças mais marcantes entre as duas áreas foram o teor de argila dispersa em água, a macroporosidade, assim como o estoque de carbono no solo.

Palavras-chave: Plantio direto. Água no solo. Estabilidade de agregados. Argila dispersa em água. Macroporosidade.

1 Introdução

Por afetar diretamente os processos químicos e biológicos, os atributos físicos do solo desempenham papel central em estudos de avaliação da capacidade do solo em desempenhar, de maneira adequada, suas funções. As condições físicas e o tipo de manejo do solo influenciam também suas propriedades hídricas, fundamentais para as atividades agrícolas.

A adoção de sistemas de manejo do solo como o Plantio Direto (PD) ou como o Cultivo Mínimo (CM) são considerados práticas conservacionistas, já que preservariam a qualidade física dos solos (PALM et al., 2014; PIRES et al., 2017; BLANCO-CANQUI; RUIS, 2018), uma vez que a perturbação do solo se concentra apenas no sulco de plantio e a maior parte da superfície do solo permanece coberta com resíduos da colheita.

Segundo Lal et al. (2007), os sistemas de manejo PD e CM moderam a evaporação do solo e minimizam as perdas por erosão. Agregados mais estáveis na superfície superior do solo têm sido associados a solos submetidos ao PD, o que

resulta em alta porosidade total. Jacobs, Rauber e Ludwig (2009) mostraram que o PD, comparado com o plantio convencional (PC), não apenas melhorou a estabilidade da agregação, mas também aumentou as concentrações da matéria orgânica do solo e de nitrogênio nos agregados nos 5 a 8 cm de profundidade do solo após 37- 40 anos de tratamento. Há consenso científico de que os ecossistemas terrestres têm grande importância no ciclo do carbono e de que o solo é tido como seu maior reservatório (SILVA; MEDONÇA, 2007). Segundo Sleutel et al. (2006), o sequestro do carbono no solo depende de fatores como a cobertura vegetal, práticas de manejo e classes de solo.

O conhecimento da variabilidade espacial dos estoques de carbono no solo é fundamental para a caracterização e monitoramento de uma dada área em relação à qualidade do solo. Os estoques de carbono no solo (ECS) são um dos indicadores-chave na prestação de serviços ambientais promovidos por boas práticas agrícolas (OLIVEIRA; REATT; ROIG, 2015).

O carbono orgânico do solo configura-se como indicador-chave para determinar padrões de qualidade do solo e

¹E-mail: heloisa.filizola@embrapa.br

Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340 km 127,5, Jaguariúna, SP. CEP 13820-000

²E-mail: alfredo.luiz@embrapa.br

³E-mail: aline.maia@embrapa.br

⁴E-mail: luis.hernani@embrapa.br

isso se explica pela forte correlação existente entre ele e os atributos químicos, físicos e biológicos, servindo, portanto, como um avaliador de sustentabilidade, principais responsáveis pelo sequestro de C no solo (LAL, 1997).

O solo armazena aproximadamente quatro vezes mais carbono que a biomassa vegetal e mais que três vezes mais que a atmosfera, tendo assim grande importância no ciclo biogeoquímico do carbono (IPCC, 2001). A importância da manutenção do carbono no solo ultrapassa a de indicador-chave para a determinação da qualidade do solo, pois, se liberado contribuirá para o aumento do efeito estufa. Segundo Fitzsimmons, Pennock e Thorpe (2003), as alterações no uso do solo encontram-se entre as principais fontes de emissão de carbono antropogênico para a atmosfera.

Quando o solo é cultivado e manejado ocorrem alterações no efluxo e influxo de CO₂ na interface solo-atmosfera (COSTA et al., 2006). Estas emissões de carbono ocorrem através da alteração dos regimes de água (REICOSKY et al., 1995; BUYSSSE et al., 2016), da erosão (PENNOCK; ANDERSON; JONG, 1994; CHAPLOT et al., 2012; WEI et al., 2016), das queimadas e das práticas agrícolas (DAVIDSON; ACKERMAN, 1993; SIQUEIRA NETO et al., 2011), em especial às operações de aração e gradagem já que essas levam a uma maior oxidação da matéria orgânica (DAVIDSON; ACKERMAN, 1993; FARHATE et al., 2019).

Entre várias soluções em debate para mitigar as mudanças climáticas, uma opção importante é o sequestro de carbono em agroecossistemas, especialmente em solos agrícolas. Além disso, segundo Lal (2011) o estoque de carbono no solo (ECS) poderia compensar as emissões antrópicas, beneficiando a produtividade agrícola e mitigando o aumento da temperatura.

Para que ocorra sequestro de carbono, os sistemas de manejo devem adicionar elevadas quantidades de biomassa ao solo, causar o mínimo distúrbio em sua estrutura, além de promover a conservação de solo e da água, incrementar a atividade e a diversidade da fauna edáfica, e fortalecer os mecanismos da ciclagem de elementos (LAL, 2004).

Outra possibilidade de melhorar as condições do solo é por meio da rochagem, que pode devolver ao solo uma fração de minerais intemperizáveis, para atuar como se fosse a fração silte de um solo jovem, isto é, como uma reserva de nutrientes minerais

(AMPARO, 2003), sendo uma alternativa positiva para restituir os nutrientes perdidos pelos processos de intemperismo e lixiviação no solo, que levam a perdas irreparáveis de K, Na, Ca e Mg (SILVA et al., 2008).

A matéria orgânica influencia a floculação seja pela formação de pontes entre as partículas, seja favorecendo sua união e aumentando sua estabilidade estrutural em solos, em especial os eletropositivos (LEE et al., 2012; PLAZA et al., 2015). Além disso, após a morte e decomposição do sistema radicular, serão formados bioporos, levando ao aumento da aeração e da infiltração de água no solo (STONE; SILVEIRA, 2001).

Os sistemas de cultivo apresentam grande influência nos poros do solo, em especial, no seu tamanho (SCHJØNNING; RASMUSSEN, 2000; KRAVCHENKO et al., 2011). Tavares Filho e Tessier (2009) observaram importantes mudanças na estrutura de um Latossolo induzida por sistemas PC e PD. Os autores observaram uma estrutura desagregada de microagregados entre 0 e 20 cm no PC e a presença de fissuras e bioporos no PD. Portella et al. (2012), também trabalhando com um Latossolo, descreveram mudanças no índice estabilidade de agregados, no diâmetro médio ponderado e diâmetro geométrico médio induzidas pelos sistemas de preparo do solo. Segundo esses autores a preparação mais intensa do solo no PC resultou em uma diminuição na estabilidade do solo, o que afetou diretamente a porosidade do solo e Kargas, Kerkides e Poulouvassilis (2012) observaram que as parcelas com PD retêm mais água em comparação com PC.

Este trabalho tem como objetivo apresentar e discutir comparativamente resultados de alguns parâmetros físicos, do teor de carbono e estoque deste último em dois Latossolos Vermelhos Distróficos típicos, resultantes de dois processos de produção agrícola, sob PD, ambos irrigados por pivô central, em duas microbacias em Itaí, SP.

2 Metodologia

As áreas de estudo estão localizadas em Itaí, SP (Figura 1). Este município encontra-se no planalto ocidental paulista cujo arcabouço geológico é formado por estratos de basalto intrusivo ou diabásio, cobertos por formações areníticas que se intercalam entre eles. Inserido na borda Leste da bacia do Paraná, na depressão

Parapanema, o município de Itaí, em sua grande parte, possui relevo de colinas com topos convexos, característicos do macro compartimento morfoestrutural da depressão Parapanema, pertencente à depressão periférica Paulista. A declividade varia de 10 a 20% e a altitude está entre 600 e 700 m (ROSS; MOROZ, 1997).

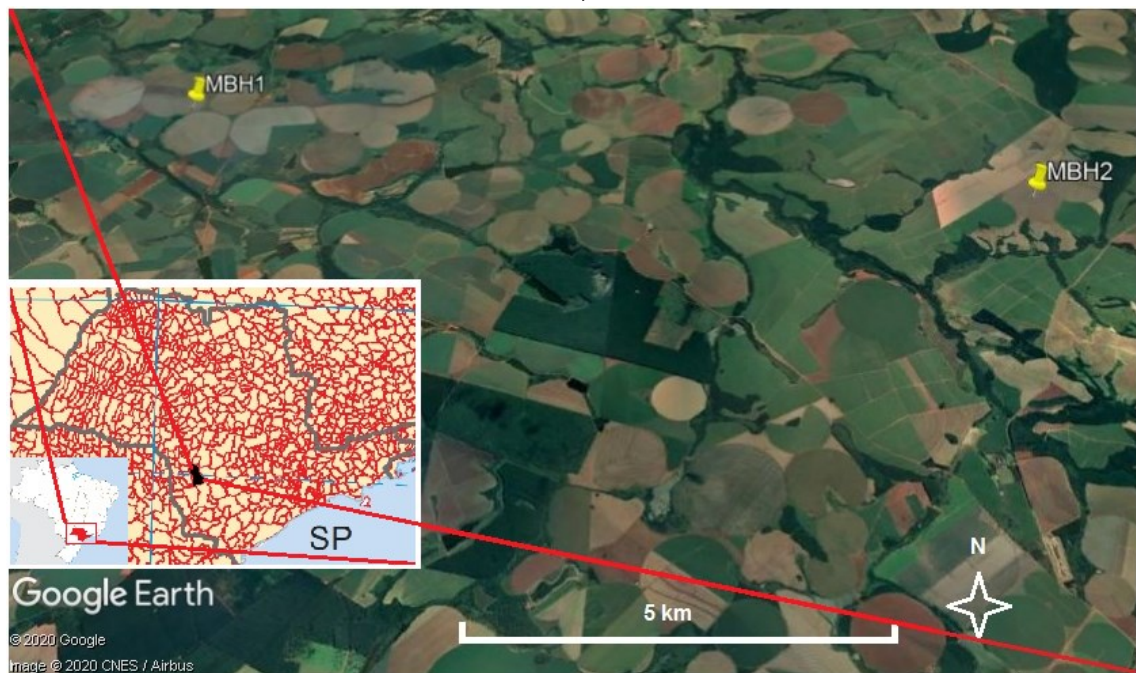
O clima é o tropical de altitude, com chuvas no verão e seca no inverno. A precipitação média anual é de 1.162 mm, com chuvas distribuídas durante todo o ano; mesmo o mês mais seco (agosto) registra pluviosidade média superior a 40 mm e a temperatura média anual é 20,2°C (CLIMATE-DATA ORG, 2019).

Foram selecionadas duas microbacias hidrográficas (MBH) de 1ª ordem, cultivadas com plantio direto, sob irrigação de pivô central. A microbacia hidrográfica 1 (MBH1) localiza-se em 23°33'41,94"S e 49°04'50,34"W, a uma altitude de 649 m em uma das nascentes afluentes do córrego Água do Teles, denominada Braço do Lúcio, no pivô 22 (Figura 1). Essa MBH tem 47 ha e apresenta relevo ondulado e vertente convexa. A microbacia hidrográfica 2 (MBH2), cuja área é de 74 ha, localiza-se a

23°35'00,35"S e 48°56'21,35"W a uma altitude de 703 m, na vertente do ribeirão Caçador, pivô 5. Nessa MBH, o relevo é suave a suave ondulado e vertente côncava. Em ambas as MBH ocorrem majoritariamente Latossolos Vermelhos Distróficos típicos. A MBH1 apresenta em todo o perfil textura muito argilosa (700 g kg⁻¹). Já, na MBH2 a textura é argilosa (515 g kg⁻¹) na camada superficial e muito argilosa (600 g kg⁻¹) em subsuperfície. Em ambas MBH, ocorre horizonte epieutrófico devido a fertilização e calagem.

Segundo Martins et al. (2018), entre 2012 e 2015, a sequência de culturas na MBH1 foi: trigo/algodão – feijão/soja – trigo/soja e na MBH2 a sequência foi composta por feijão/milho - feijão/milho - trigo/algodão. Ainda segundo esses autores, a qualidade do manejo, avaliado pelo índice de qualidade participativo do plantio direto (IQP), proposto por Roloff, Lutz e Mello (2011), na MBH2 foi levemente superior (IQP=6,9) ao da MBH1 (IQP=5,6), sendo que, nesta última, a ocorrência de erosão é bem mais evidente. Assim, considera-se que o manejo adotado na MBH2 de melhor qualidade e o da MBH1 de qualidade relativamente inferior.

Figura 1 - Mapa esquemático com a localização das áreas de estudo no município de Itaí, no estado de São Paulo, Brasil



Fonte: Google Earth (2020) e IBGE (2020)

Nessas áreas de estudo (Figura 1), o plantio direto tem sido utilizado há dezenas de anos, mas, em verdade, nem todos os

requisitos e princípios do Sistema Plantio Direto (SPD) são contemplados. Por exemplo, há preparo com gradagens superficiais do

solo, especialmente antes do cultivo do feijão. Em ambas as situações estudadas, este preparo visa incorporar os resíduos superficiais ou a cobertura morta e, assim, minimizar os efeitos de geadas sobre essa leguminosa, importante aos agricultores locais, em termos econômicos. Este tipo de intempérie costuma ocorrer tipicamente na região.

Foram definidos 15 pontos amostrais, distribuídos nos terços Superior, Médio e Inferior da vertente, sendo as coletas e avaliações de campo realizadas em 5 pontos distanciados aproximadamente numa mesma cota, ao longo de cada terço da vertente. Em cada ponto de amostragem foram retiradas amostras de solo indeformadas, com anéis de aço inoxidável de aproximadamente 100 cm³, em triplicata, das camadas de 0 – 10 cm e de 10 - 20 cm, para determinação da densidade (Ds) e porosidade do solo (Ps), da curva de retenção de água (RAS) e estabilidade de agregados, via seca e úmida, segundo Salton et al. (2012), utilizando o aparelho de oscilação vertical (YODER, 1936). Os valores obtidos foram usados para o cálculo do diâmetro médio ponderado (DMP).

Amostras deformadas das camadas 0 - 10 cm e de 10 - 20 cm também foram coletadas nos mesmos pontos para a determinação de granulometria, argila dispersa em água (ADA), densidade de partículas (Dp) e teores de carbono e nitrogênio do solo. As análises citadas seguiram métodos descritos em Teixeira et al. (2017), à exceção da granulometria e da ADA, que foram feitas segundo Camargo et al. (2009), sendo a areia separada em três frações: muito grossa e grossa, de 2,0 a 0,5 mm; média, de 0,5 a 0,25 mm e fina, 0,25 a 0,053 mm. Para a quantificação dos teores de carbono e de nitrogênio no solo, as amostras foram secas a 40°C, moídas e peneiradas a 0,106 mm e as concentrações determinadas utilizando o analisador elementar (LECO).

O cálculo do DMP foi obtido segundo a fórmula $DMP = \sum(x_i \cdot w_i)$, na qual x_i é o diâmetro médio da classe i (mm) e w_i é a proporção da classe i em relação ao total (WENDLING et al., 2005).

As porosidades macro, micro e total, assim como a densidade do solo (Ds) foram avaliadas segundo Teixeira et al. (2017). A distribuição de poros por tamanho foi determinada pelo método da mesa de tensão, sendo a macroporosidade representada pela umidade volumétrica entre a amostra saturada submetida à tensão de 60 cm de coluna de água, enquanto a microporosidade

foi representada pela umidade volumétrica entre a amostra após tensão a 60 cm de coluna d'água e a amostra seca a 105°C; da soma das duas resultou a porosidade total determinada.

As curvas de retenção de água no solo foram obtidas a partir de estimativas do conteúdo de água no solo correspondentes a três valores de tensão (6, 30 e 1500 kPa), em câmaras de Richards. Utilizou-se o modelo de Van Genuchten-Mualem (VGM) para representar as curvas de retenção de água no solo (VAN GENUCHTEN, 1980) em duas camadas dos solos avaliados. O modelo foi ajustado utilizando um programa SAS[®] desenvolvido por Maia, Rodrigues e Passo (2009) que usa o NLIN Procedure do software estatístico SAS/STAT[®] (SAS[®], 2011).

O modelo de VGM (Equação 1) descreve a relação não-linear entre a umidade do solo e o potencial matricial do solo no intervalo entre as tensões correspondentes à umidade do solo saturado (θ_s) e à umidade no ponto de murcha permanente (θ_r). Esse é um dos modelos mais utilizados para representar o processo de retenção de água no solo e é um tipo de representação matemática de uma curva de retenção de água no solo.

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \cdot \left[\frac{1}{1 + (\alpha \cdot \Psi)^n} \right]^m \quad (1)$$

Nesse modelo, $m=1-(1.n^{-1})$ (MUALEM, 1976), sendo θ a umidade volumétrica (cm³ cm⁻³), Ψ o potencial matricial; θ_r e θ_s , respectivamente, a umidade volumétrica residual e no solo saturado e n e α parâmetros de ajuste. Não foi possível estimar os quatro parâmetros simultaneamente devido ao pequeno número de níveis de potencial matricial dos solos utilizados (6; 30 e 1500 kPa), por isso os parâmetros θ_s e θ_r foram estimados a partir de medidas de umidade obtidas nas tensões 0 e 1500 kPa, respectivamente, e suas médias comparadas via análise de variância e teste t para contrastes, utilizando o GLM Procedure do software estatístico SAS/STAT[®] (SAS[®], 2011). Os demais parâmetros do modelo VGM (α e n) foram estimados via quadrados mínimos não lineares, considerando θ_s e θ_r conhecidos, utilizando o NLIN Procedure do SAS/STAT[®]. As estimativas dos parâmetros do modelo VGM foram usadas para estimar o índice S de qualidade física do solo nos dois sistemas de plantio, nas camadas de 0 a 10 cm e de 10 a 20 cm.

A capacidade de água disponível (CAD) foi obtida pela diferença entre o

conteúdo de água na capacidade de campo (33 kPa para solos de textura argilosa) e o conteúdo no ponto de murcha permanente (1500 kPa) (RIVERS; SHIPP, 1972; CASSEL; NIELSEN, 1986).

O índice de qualidade física do solo (S) é calculado segundo a Equação 2, proposta por Dexter (2004a).

$$S = -n(\theta_s - \theta_r) \cdot 1 + 1m^{-(1+m)} \quad (2)$$

A Equação 2 pode ser facilmente comparada com a Equação 1, tendo inclusive o mesmo significado para n, m, θ_r e θ_s .

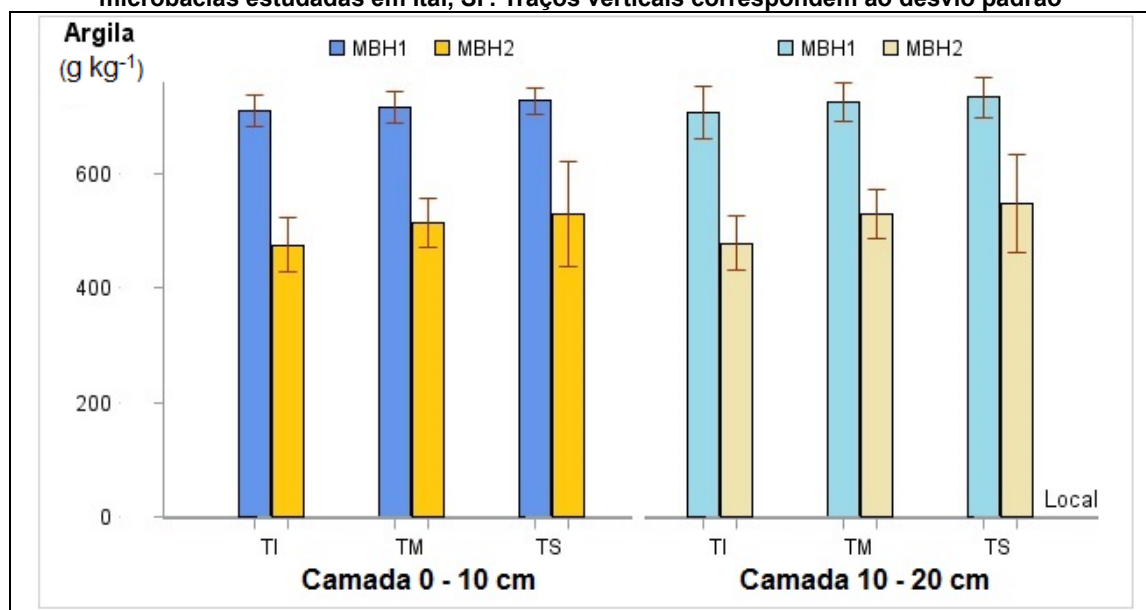
A relação entre as variáveis medidas (Silte; Argila; Macroporosidade; Porosidade Total; D_s; DMPumido; CAD; e Carbono) e calculadas (Índice S e θ_s) foram avaliadas pela análise de correlação linear, realizada

pela CORR Procedure do SAS/STAT®. Foi feita a análise de variância para cada variável em cada profundidade, considerando no modelo os efeitos de local (MBHs), posição na vertente (terços) e sua interação, utilizando o GLM Procedure do SAS/STAT® (SAS®, 2011).

3 Resultados

Os solos avaliados em ambas as microbacias estudadas têm textura homogênea ao longo das vertentes analisadas; são muito argilosos na MBH1, com 600 a 700 g kg⁻¹ de argila, e argilosos a muito argilosos na MBH2, com a argila variando de 480 a 640 g kg⁻¹. O solo da MBH1 tem em torno de 25% mais argila (Figura 2) e cerca de 30% mais silte do que o da MBH2.

Figura 2 - Média do teor de argila nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) das vertentes das microbacias estudadas em Itaí, SP. Traços verticais correspondem ao desvio padrão



MBH1 = Microbacia Hidrográfica 1; MBH2 = Microbacia Hidrográfica 2
Fonte: Autores (2021)

A ADA varia de aproximadamente 150 a 300 g kg⁻¹ na MBH1 e a relação ADA/Argila é em média 24%, ultrapassando 40%, em alguns pontos, geralmente nas camadas de 10 a 20 cm. Na MBH2, a ADA varia de 55 a 220 g kg⁻¹, sendo a dispersão da argila, no geral, em torno de 50% menor que na MBH1 (Figura 3).

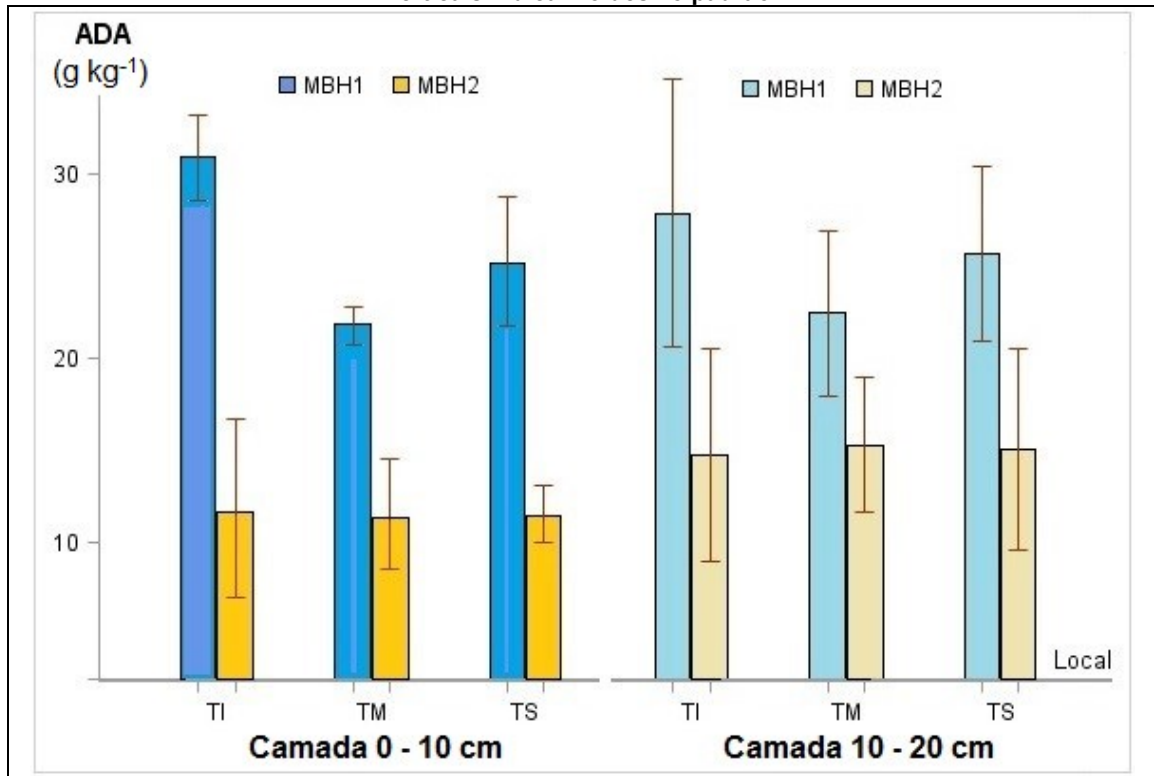
O aumento da dispersão da argila ocasiona a redução da estabilidade dos agregados do solo (RIBEIRO et al., 2013), ficando as partículas em condições de serem facilmente transportadas pelas águas de chuva ou irrigação (KAY, 1990). A erosão do

solo depende da resistência que este oferece à dispersão e à movimentação das partículas presentes nele (NWACHUKWU; ONWUKA, 2011). Segundo Jorge (2009), vários fatores influenciam na erosão laminar ou em sulco do solo, como a pluviosidade, a topografia, a vegetação e as características físicas do solo e, se este não estiver protegido, a erosão pode ocorrer inclusive para escoamentos de baixa intensidade. Além disso, a dispersão e migração das partículas de argila no perfil do solo podem obstruir os poros e reduzir a movimentação de ar e água, por promoverem redução na condutividade hidráulica (ABU-

SHARAR; BINGHAM; RHOADES., 1987). Apesar de haver outros fatores envolvidos como o próprio manejo, a ADA maior na

MBH1 reflete muito bem a possibilidade de processo erosivos maiores.

Figura 3 -Teores médios de argila dispersa em água (ADA) nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) das encostas, obtidos em duas profundidades, em duas microbacias de Itaipu, SP. Traços verticais indicam o desvio padrão



MBH1 = Microbacia Hidrográfica 1; MBH2 = Microbacia Hidrográfica 2
Fonte: Autores (2021)

A macroporosidade, cujo limite mínimo, definido por Grable e Siemer (1968) para que a difusão de oxigênio atenda à demanda do sistema radicular é de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Na MBH1, a macroporosidade varia de $0,02$ a $0,19 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, mas, na maior parte dos locais amostrados, a macroporosidade média ao longo da vertente é de $0,08 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, sendo o parâmetro com maior grau de heterogeneidade. Assim, em vários locais, a aeração pode estar comprometida por compactação do solo. Já a MBH2 atinge o limite mínimo em poucos pontos da vertente avaliada, sendo sua porosidade média de $0,12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (Figura 4). Entretanto, conforme relatado por Lanzasova et al. (2007), valores abaixo de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, como os obtidos neste trabalho, não interferiram na produção das culturas utilizadas nos sistemas produtivos. Assim, como proposto por Costa et al. (2015), para solos tropicais em cultivos irrigados, esse limite de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ pode não ser o real valor limitante à produção agrícola.

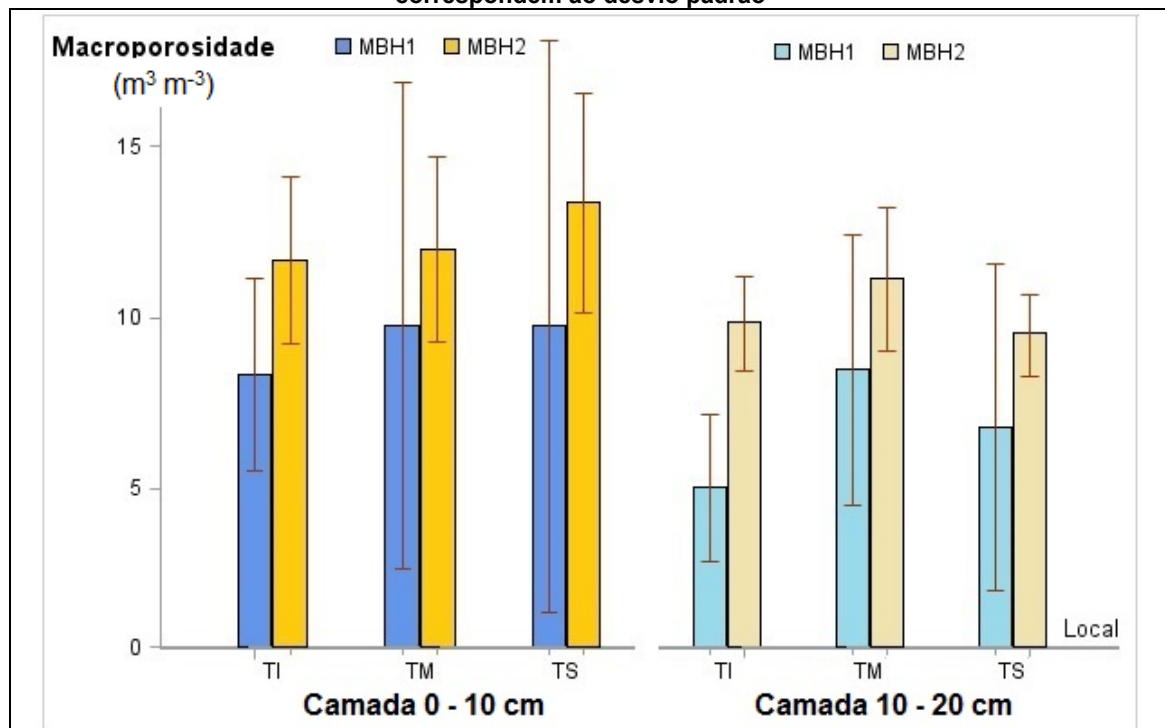
Observando-se a sobreposição entre os traços representativos do desvio padrão (Figura 4) percebe-se que não há diferença na macroporosidade entre as MBH para a camada 0-10 e sim apenas no TI para a camada 10-20 cm. Isso se deve provavelmente ao efeito da camada subjacente àquela.

A relação entre o DMP obtido no peneiramento a seco e o DMP obtido no peneiramento em água, é considerada como o índice de estabilidade dos agregados (IEA), que indica a capacidade que os agregados têm de resistir à energia de desagregação, sendo esta capacidade tanto maior, quanto mais o valor estiver próximo da unidade (SALTON et al., 2012). Como pode ser observado na Tabela 1, todos os locais avaliados apresentam IEA acima de 0,70. Interessante assinalar que apenas na camada 10-20 cm do terço inferior o IEA da MBH2, sob melhor manejo, foi levemente superior ao da MBH1, sob pior manejo. Isso

talvez se deva ao fato de o solo da MBH1 ter maior teor de argila em todas as camadas, aspecto fundamental na definição da estabilidade, especialmente de microagregados no Latossolo estudado. Embora os valores médios observados de IEA não apresentem diferenças significativas entre as MBH, a tendência observada é que o

valor médio foi maior na MBH1 na maior parte dos dados analisados. Além disso, os resultados de ADA obtidos na MBH1 foram muito superiores aos da MBH2, na camada de 0-10 cm, com base nestes resultados pode-se inferir que a MBH1 está potencialmente mais exposta a processo de erosivos do que a MBH2.

Figura 4 - Médias de macroporosidade do solo, nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) de encostas, em duas profundidades, das microbacias (MBH) estudadas em Itaí, SP. Traços verticais correspondem ao desvio padrão



MBH1 = Microbacia Hidrográfica 1; MBH2 = Microbacia Hidrográfica 2
Fonte: Autores (2021)

Tabela 1 - Média do índice de estabilidade de agregados (IEA) nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) da vertente, em duas profundidades do solo, em duas microbacias com plantio direto, no município de Itaí, SP

Camada		Terço superior		Terço médio		Terço inferior	
		MBH1	MBH2	MBH1	MBH2	MBH1	MBH2
0 - 10 cm	Média	0,926	0,846	0,910	0,808	0,906	0,856
	Desvio padrão	0,065	0,077	0,056	0,095	0,047	0,021
10 - 20 cm	Média	0,890	0,754	0,906	0,878	0,756	0,776
	Desvio padrão	0,078	0,055	0,061	0,037	0,087	0,061

Fonte: Autores (2021)

Na MBH1, o DMP via seca (Figura 5) varia de 3,48 a 5,52 mm (média das 30 amostras: 4,64), enquanto o DMP via úmida (Figura 6) varia de 2,80 a 5,17 mm (média dos

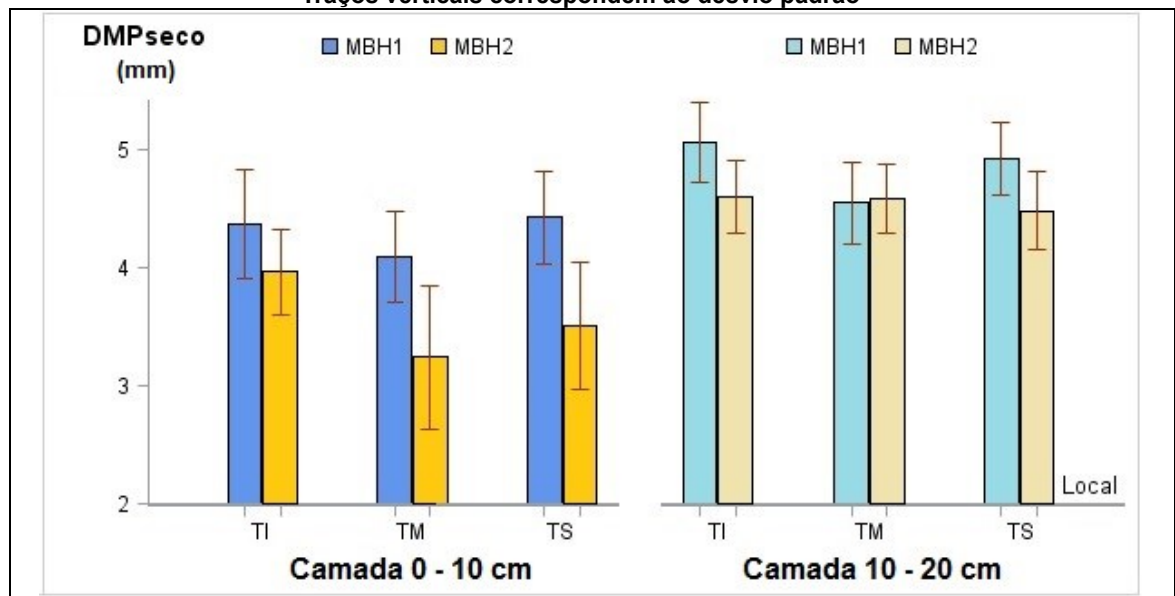
30 pontos: 4,09). De maneira geral os DMP via seca são maiores na profundidade de 10 a 20 cm. Já na MBH2, o DMP via seca varia de 2,32 a 5,10 mm (média de 30 pontos: 4,07

mm) e o DMP via úmida varia de 2,17 a 4,14 mm (média de 30 pontos: 3,36 mm).

Novamente, ao se observar a sobreposição dos traços que representam o desvio padrão, não se verificam diferenças significativas entre os resultados obtidos em ambas as camadas no TI e em nenhum dos terços para a camada 10-20 cm. Pode-se dizer que os resultados são diferentes e mais

elevados na MBH1 do que na MBH2 para o DMP via úmida da camada 0-10 cm nos terços TM e TS (Figura 6). Isso provavelmente ocorre devido ao teor de argila que é 25% maior na MBH1 do que na MBH2, compensando assim os efeitos da desagregação por perda da ADA na camada de 0-10 cm (Figura 3).

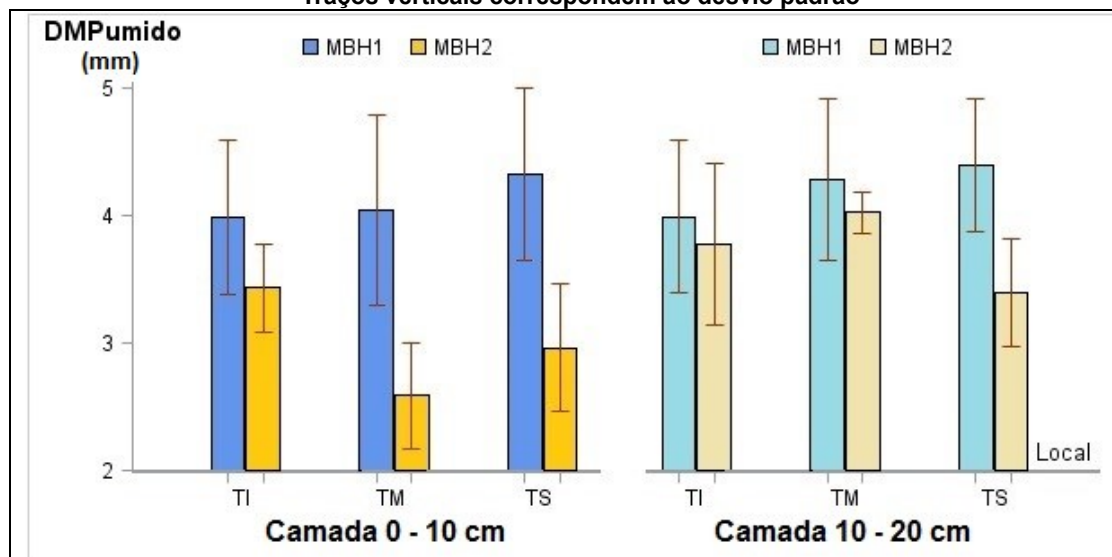
Figura 5 - Diâmetro médio ponderado (DMP) obtido por via seca nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) das vertentes, em duas profundidades, das microbacias (MBH) estudadas em Itaiá, SP. Traços verticais correspondem ao desvio padrão



MBH1 = Microbacia Hidrográfica 1; MBH2 = Microbacia Hidrográfica 2

Fonte: Autores (2021)

Figura 6 - Diâmetro médio ponderado (DMP) obtido por via úmida nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) da vertente, em duas profundidades, em duas microbacias, no município de Itaiá, SP. Traços verticais correspondem ao desvio padrão



MBH1 = Microbacia Hidrográfica 1; MBH2 = Microbacia Hidrográfica 2

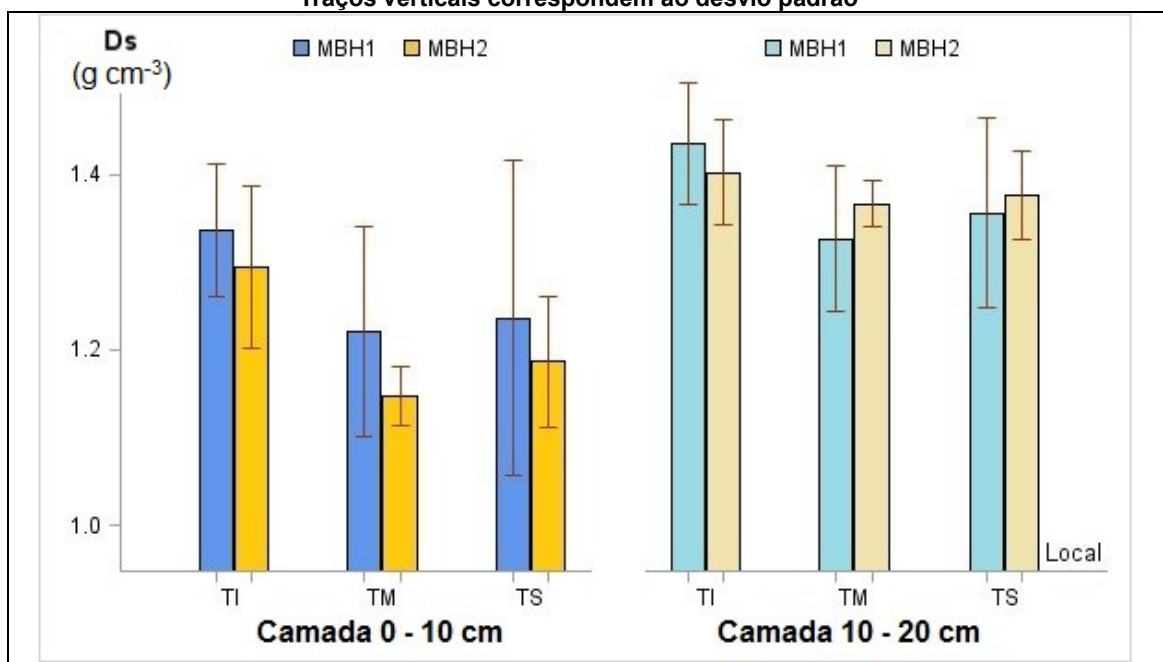
Fonte: Autores (2021)

A presença de agregados grandes, como encontrados neste estudo, pode refletir a resistência do solo à erosão ou pode indicar efeitos da compactação. Segundo Angulo, Roloff e Souza (1984), a agregação do solo, avaliada por meio da estabilidade dos agregados em água proporciona boa correlação com a média do índice DMP e dos agregados com diâmetro > 1 mm. Isso acontece porque, quanto maior for o agregado, maiores serão o DMP e os espaços

porosos entre agregados, aumentando a infiltração e diminuindo a erosão.

Na MBH1 a D_s variou de 1,03 a 1,54 g cm^{-3} e na MBH2 de 1,04 a 1,45 g cm^{-3} (Figura 7). Esses valores estariam abaixo do limite crítico de 1,70 a 1,75 g cm^{-3} , que seria restritivo ao desenvolvimento radicular em solo dessa classe textural, conforme proposição de Arshad, Lowery e Grossman (1996). As maiores D_s , em especial nos terços superior e médios são encontradas na camada 10-20 cm.

Figura 7 - Médias de densidade do solo (D_s) nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) da vertente, em duas profundidades, em duas microbacias com plantio direto, no município de Itaí, SP. Traços verticais correspondem ao desvio padrão



MBH1 = Microbacia Hidrográfica 1; MBH2 = Microbacia Hidrográfica 2

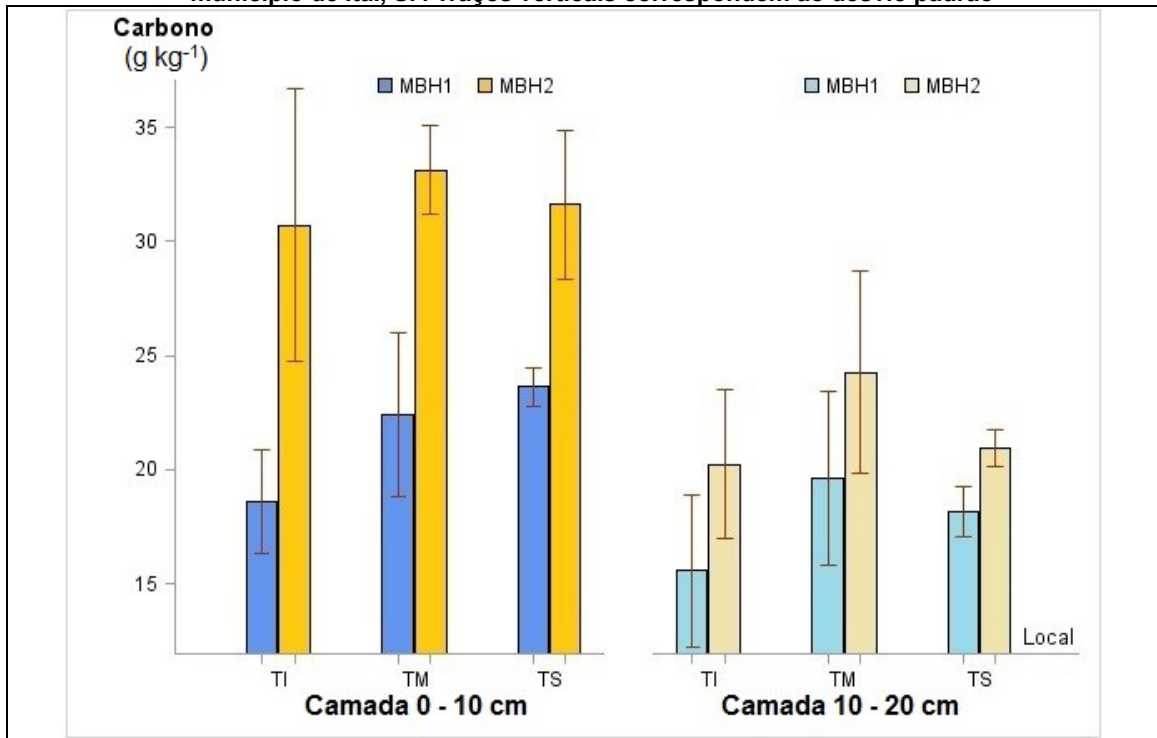
Fonte: Autores (2021)

O teor médio de carbono total no solo (Figura 8) é de 19,68 g kg^{-1} na MBH1 e de 26,82 g kg^{-1} na MBH2, na camada de 0 a 10 cm, nos três terços da vertente. A MBH2 tem, em média, 25% a mais de carbono que a MBH1. Como observado nos resultados da ADA na camada de 0-10 cm na MBH2, o acúmulo da matéria orgânica no solo pode ter condicionado menores teores de argila dispersa em água (Figura 3).

Em praticamente todas as posições dos locais de coleta na vertente, o ECS da MBH2 ultrapassa em média 23% o da MBH1, podendo em vários pontos, em especial na camada de 0-10 cm, ocorrer um ECS que corresponde ao dobro do ECS do observado na MBH1 (Figura 9). Uma das razões para

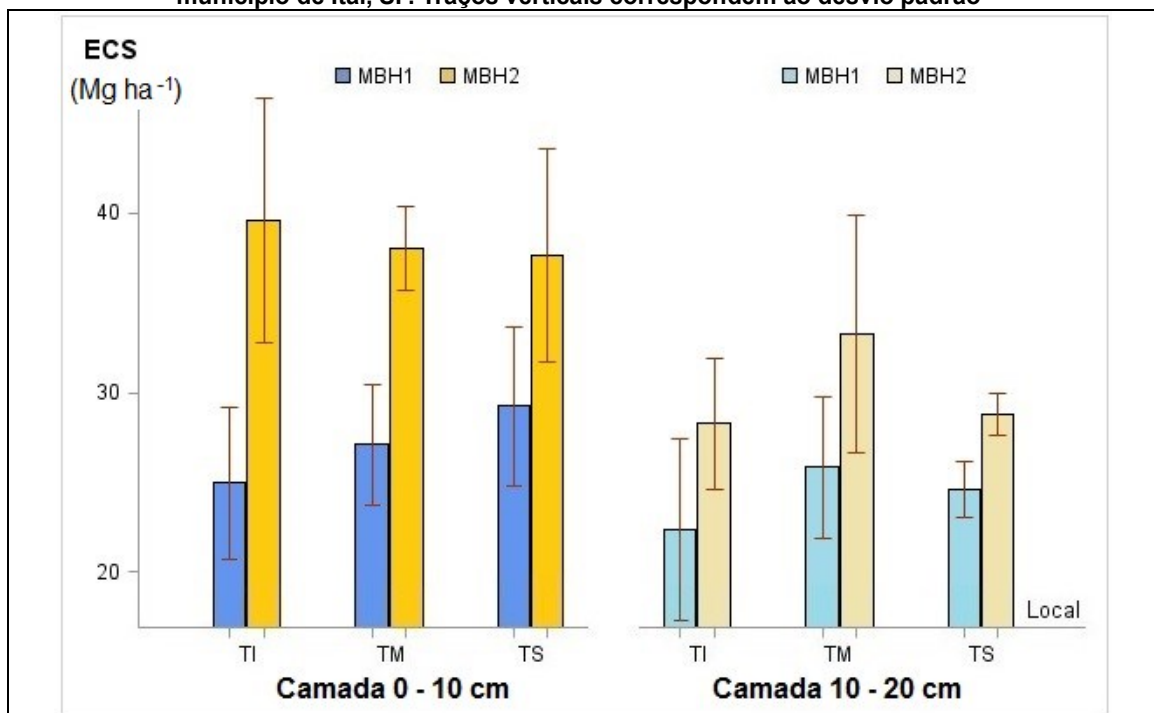
isso é que embora a qualidade do manejo entre as MBH se diferencie minimamente, havendo inclusive a adoção de práticas que fogem aos princípios fundamentais do SPD, como o preparo superficial de solo (antes da semeadura do feijão) em ambas as MBH, conforme Martins et al. (2018), entre 2012 e 2015, na MBH2, diferentemente do que ocorreu na MBH1, o plantio em nível foi aplicado anualmente e o sistema de produção envolveu o cultivo de gramíneas (milho) com elevada relação carbono/nitrogênio (C/N), resultando sempre em mais cobertura, maior densidade de raízes e, enfim, houve mais cuidado com o solo na MBH2 do que na MBH1. Esse maior sequestro de carbono contribuiu para mitigar as mudanças climáticas.

Figura 8 - Teores médios de carbono no solo (C), em g kg^{-1} , nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) da vertente, em duas profundidades, em duas microbacias com plantio direto, no município de Itaí, SP. Traços verticais correspondem ao desvio padrão



MBH1 = Microbacia Hidrográfica 1; MBH2 = Microbacia Hidrográfica 2
Fonte: Autores (2021)

Figura 9 - Médias de estoque de carbono no solo (ECS), em Mg ha^{-1} , nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) da vertente, em duas profundidades, em microbacias com plantio direto, no município de Itaí, SP. Traços verticais correspondem ao desvio padrão



MBH1 = Microbacia Hidrográfica 1; MBH2 = Microbacia Hidrográfica 2
Fonte: Autores (2021)

Ambas as microbacias avaliadas têm uma relação C/N muito próximas (Tabela 2), mesmo o teor de carbono na MBH2 sendo superior, como visto acima. A relação C/N do solo determina se há predominância dos processos de mineralização ou imobilização de nitrogênio. Uma relação C/N acima de 30:1 resulta na imobilização do nitrogênio mineral pela biomassa microbiana; à medida que estes compostos são metabolizados a relação C/N diminui e, por conseguinte, a imobilização do N, finalizando apenas quando o valor da relação no mineral em decomposição estiver próximo a 20:1 (OLIVEIRA; FERREIRA, 2019).

A predominância do processo de imobilização sobre o processo de

mineralização, ou vice-versa, depende assim da relação C/N dos constituintes orgânicos do solo. Razões C/N abaixo de 20, frequentemente, levam a um aumento nos níveis de N mineral no solo. Tais valores servem como regra quando o C e o N estão com taxas similares de degradação (VIEIRA, 2017). Assim, quanto mais baixa a relação C/N, mais fácil será a decomposição da matéria orgânica do solo. Nesta relação baixa, o nitrogênio é liberado. Ao contrário, quanto mais elevada a relação C/N, mais fácil a liberação de energia, devido à maior presença de carbono. Neste caso, o nitrogênio é imobilizado pelos micro-organismos e a velocidade de decomposição será lenta (VIEIRA, 2017).

Tabela 2 - Média da relação carbono/nitrogênio (C/N) nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) da encosta, em duas profundidades, em microbacias com plantio direto, no município de Itai, SP

Camada		Terço superior		Terço médio		Terço inferior	
		MBH1	MBH2	MBH1	MBH2	MBH1	MBH2
0 – 10 cm	Média	13,264	14,49	12,626	14,336	12,196	14,166
	Desvio padrão	0,259	0,227	0,332	0,355	0,616	0,240
10 – 20 cm	Média	13,514	14,536	12,684	14,178	11,862	13,812
	Desvio padrão	0,433	0,678	0,721	0,165	0,741	0,495

Fonte: Autores (2021)

Curvas de retenção de água no solo constituem uma informação essencial para manejo eficiente da água em agricultura irrigada e para simulações da dinâmica da água e sua influência na produtividade das culturas. São representadas por modelos não lineares que relacionam o potencial matricial com a umidade volumétrica e a partir dos resultados obtidos em laboratório pode-se construir as curvas, calcular o Índice S

(Tabela 6) e a capacidade de água disponível às plantas (CAD) (Tabela 3).

A análise da Tabela 3 mostra que em ambas as camadas e em todos os terços a quantidade média da CAD na MBH2 fica em torno de 50%, em números absolutos; relativizando com o desvio padrão, fica em torno de 30%, o que já mostra que há mais água disponível no solo desta microbacia em relação à MBH1.

Tabela 3 - Médias de capacidade de água disponível às plantas (CAD), nos terços inferior (TI), médio (TM) e superior (TS) da vertente, em duas profundidades, em duas microbacias com plantio direto, no município de Itai, SP

Camada		Terço superior		Terço médio		Terço inferior	
		MBH1	MBH2	MBH1	MBH2	MBH1	MBH2
0-10	Média	0,996	1,821	0,872	1,688	0,822	1,874
	Desvio padrão	0,159	0,377	0,243	0,179	0,169	0,215
10-20	Média	0,720	1,722	0,696	1,616	0,682	1,782
	Desvio padrão	0,109	0,176	0,218	0,365	0,097	0,214

Fonte: Autores (2021)

Analisando a Tabela 4, observa-se que a MBH1 apresenta capacidade de retenção de água significativamente superior

à MBH2 em ambas as camadas. Isso provavelmente se relaciona com o teor de argila que é maior na MBH1 em relação à

MBH2. Nas duas camadas do solo, θ_{cc} é superior no solo da MBH1 (Tabela 4). Na camada sub superficial, θ_s e θ_r tem valores menores no solo da MBH2 (Tabela 4), mas a

redução em θ_r ($0,1484 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) é superior à observada em θ_s , ($0,0230 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) o que resulta em maior CAD na MBH2 (Tabela 3).

Tabela 4 - Estimativas da umidade no ponto de saturação (θ_s), na capacidade de campo (θ_{cc}) e no ponto de murcha permanente (θ_r) com respectivos erros-padrão e limites do intervalo de confiança (IC) de 95%. Amostras coletadas nas camadas superficiais (0–10 cm) e sub superficiais (10–20 cm), em áreas cultivadas, na época da coleta, com milho (MBH1) e algodão (MBH2)

Umidade ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	Camada do solo	MBH	Média*	Erro-padrão	Limites do IC 95%	
					Superior	Inferior
(θ_s)	0 – 10 cm	1	0,5235 a	0,0090	0,5049	0,5422
		2	0,5091 a	0,0090	0,4905	0,5278
	10 – 20 cm	1	0,4884 a	0,0063	0,4754	0,5013
		2	0,4654 b	0,0063	0,4524	0,4783
(θ_{cc})	0 – 10 cm	1	0,3918 a	0,0093	0,3727	0,4109
		2	0,3283 b	0,0093	0,3092	0,3474
	10 – 20 cm	1	0,3955 a	0,0060	0,3831	0,4079
		2	0,3434 b	0,0060	0,3310	0,3558
(θ_r)	0 – 10 cm	1	0,3025 a	0,0081	0,2857	0,3194
		2	0,1467 b	0,0081	0,1299	0,1635
	10 – 20 cm	1	0,3249 a	0,0057	0,3131	0,3367
		2	0,1765 b	0,0057	0,1647	0,1883

* Médias seguidas pelas mesmas letras, para cada variável e camada, não diferem entre si pelo teste t para contrastes, ao nível de 0,05 de probabilidade.

Fonte: Autores (2021)

Na Tabela 5 observa-se que na camada superficial, a umidade do solo saturado (θ_s) não é influenciada pelo manejo de solo adotado nas MBH nem pela posição na encosta (teste F, $p = 0,2712$), enquanto as umidades correspondentes à capacidade de

campo (θ_{cc}) e ao ponto de murcha permanente (θ_r) são muito afetadas pelo manejo de solo das MBH ($p < 0,0001$). Nas duas camadas do solo, θ_{cc} é superior na MBH1 (Tabela 4).

Tabela 5 - Análise de variância para avaliar os efeitos de tipo de manejo (pior ou melhor, segundo a microbacia) e posição na encosta (terços inferior, médio e superior) sobre a umidade do solo saturado (θ_s), umidade na capacidade de campo (θ_{cc}) e no ponto de murcha permanente (θ_r)

Fonte de Variação	Camada	Umidade de Saturação		Umidade na capacidade de campo		Umidade no ponto de murcha permanente	
		$(\theta_s) (\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3})$		$(\theta_{cc}) (\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3})$		$(\theta_r) (\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3})$	
		F	Valor p	F	Valor p	F	Valor p
MBH	0 – 10 cm	1,27	0,2712ns	23,57	<0,0001***	182,83	<0,0001***
	10 – 20 cm	6,73	0,0159**	37,49	<0,0001***	337,44	<0,0001***
Terço	0 – 10 cm	1,36	0,2767ns	0,02	0,9750ns	0,22	0,8069ns
	10 – 20 cm	4,43	0,0230**	0,08	0,9921ns	0,9	0,4183ns
MBH x Terço	0 – 10 cm	<0,01	0,9997ns	0,16	0,8485ns	0,07	0,9323ns
	10 – 20 cm	0,41	0,6697ns	0,55	0,5822ns	3,06	0,0657*

ns – não significativo ao nível $p > 0,10$; * significativo ao nível de 0,10; ** significativo ao nível de 0,05; *** significativo ao nível de 0,01.

Fonte: Autores (2021)

O índice de qualidade física do solo (S) está fortemente e positivamente correlacionado com valores medidos de friabilidade do solo (DEXTER, 2004a). A razão é que ambos dependem da microestrutura do solo e que S é uma medida da microestrutura do solo que controla muitas propriedades físicas importantes do solo. Segundo Dexter (2004b), quanto maior for o valor absoluto de S melhor é a qualidade física do solo, sendo

o valor de 0,035 estabelecido como o limite entre solos com pobre ou boa qualidade física. Valores de $S < 0,020$ são associados com solos muito pobres fisicamente. Observa-se que, em ambas as camadas, somente a MBH2 apresentou S bem superior a 0,035 (Tabela 6), enquanto que a MBH1, em vários pontos, tem índice S abaixo ou muito próximo ao preconizado, em especial na camada de 10-20 cm.

Tabela 6 - Estimativas dos parâmetros dos modelos de Van Genuchten-Mualem (VGM) usados para representar a retenção de água, e índice S de qualidade física, na MBH1 (milho) e na MBH2 (algodão), em duas camadas do solo, coletado nos terços inferior, médio e superior da vertente

MBH	Camada do solo	Terço da encosta	Umidade de saturação* (θ_s) (cm^3/cm^3)	Umidade residual* (θ_r) (cm^3/cm^3)	α^{**}	n^{**}	Índice S
MBH1	0 – 10 cm	Inferior	0,5090	0,3038	0,4661	1,3952	0,0412
		Médio	0,5341	0,3084	0,5365	1,4000	0,0457
		Superior	0,5276	0,2954	0,5149	1,3836	0,0457
			0,5235	0,3025	0,5084	0,3922	0,0441
	10 – 20 cm	Inferior	0,4792	0,3381	0,3559	1,3930	0,0282
		Médio	0,5011	0,3199	0,7135	1,3697	0,0347
Superior		0,4848	0,3168	0,4751	1,3725	0,0324	
		0,4884	0,3249	0,5224	1,3748	0,0317	
MBH2	0 – 10 cm	Inferior	0,4949	0,1505	0,2791	1,3813	0,0674
		Médio	0,5196	0,1465	0,2763	1,4176	0,0778
		Superior	0,5128	0,1431	0,3619	1,3763	0,0717
			0,5091	0,1467	0,3053	1,3909	0,0722
	10 – 20 cm	Inferior	0,4505	0,1639	0,2804	1,3461	0,0525
		Médio	0,4894	0,1945	0,4063	1,3522	0,0546
Superior		0,4562	0,1710	0,2648	1,3559	0,0532	
		0,4654	0,1765	0,3191	1,3487	0,0532	

*As estimativas de θ_s e θ_r foram obtidas a partir dos valores observados de umidade correspondentes às tensões 0 e 15 kPa, anteriormente ao ajuste do modelo de Van Genuchten. Os valores em negrito correspondem às respectivas médias de umidade, em cada camada e tipo de plantio, independentemente da posição na encosta (terço). Os valores de α e n em negrito correspondem às estimativas dos parâmetros do modelo VGM obtidas sem considerar a posição na encosta (terço). Os valores em negrito do índice S foram calculados usando os valores médios de θ_s e θ_r e os valores de α e n estimados sem considerar a posição na encosta.

Fonte: Autores (2021)

A análise da Tabela 7 indica que os parâmetros com maior correlação – S e CAD (0,74681***), S e θ_r (-0,87695***), assim como argila e CAD (-0,75358***), argila e θ_r (0,85982***), argila e S (0,70), θ_r e CAD (0,82) e macroporosidade e densidade (-0,70001***) - são aqueles que condicionam os processos hídricos do solo propiciando a qualidade do solo expressa pelo índice S (Tabela 6), assim como o θ_r sendo aquele que possibilita maior

ou menor quantidade de água disponível às plantas.

Observa-se ainda que, apesar de as Ds na MBH1 e MBH2 serem bem próximas (Figura 7), quando é feita a correlação entre esse parâmetro e a macroporosidade há uma correlação alta e negativa (-0,70) entre os dois atributos (Tabela 7), mostrando que a Ds poderá influenciar também a retenção, a infiltração e o aproveitamento da água no solo.

Tabela 7 - Correlação linear entre parâmetros escolhidos (N=60)

	Silte	Argila	Macropor	PorTotal	Ds	DMP umido	CAD	Carbono	θ_r
Índice S	-0,53***	-0,70***	0,42***	-0,03ns	-0,40**	-0,52***	0,75***	0,65***	-0,88***
Silte		0,73***	-0,31*	0,32*	0,10ns	0,47***	-0,59***	-0,45***	0,72***
Argila			-0,28*	0,37**	-0,01ns	0,52***	-0,75***	-0,56***	0,86***
Macropor				0,49***	-0,70***	-0,48***	0,38**	0,44***	-0,39**
Por. Total					-0,69***	0,01ns	-0,05ns	0,21ns	0,32*
Ds						0,47***	-0,36**	-0,56***	0,18ns
DMPumido							-0,52***	-0,47***	0,56***
CAD								0,68***	-0,82***
Carbono									-0,58***

ns – não significativo ao nível > 0,05; * significativo ao nível de 0,05; ** significativo ao nível de 0,01; ***significativo ao nível <0,01.

Fonte: Autores (2021)

4 Conclusões

O sistema com melhor manejo (MBH2) e o sob manejo menos adequado de solo (MBH1), segundo o IQP (MARTINS et al., 2018), apresentaram condições físico-hídricas similares, embora na camada sub superficial (de 10 a 20 cm) da MBH1 o índice S tenha atingido níveis inferiores ao limite mínimo de boa qualidade física do solo (< 0,035).

As microbacias avaliadas não apresentaram restrições ao desenvolvimento radicular em termos de densidade do solo.

Os atributos físicos do solo, com exceção da macroporosidade, não foram afetados desfavoravelmente pelos diferentes sistemas de cultivo e apresentaram valores muito próximos entre si. Na área sob melhor

manejo, na MBH2, o solo apresentou maior macroporosidade.

A dispersão de argila é 50% menor na propriedade com melhor sistema de manejo (MBH2).

A retenção de água no solo sob melhor manejo (MBH2) é maior que no solo da MBH1 nas duas camadas avaliadas, sendo a disponibilidade de água às plantas no solo da MBH2 maior que no solo da MBH1.

De todos os benefícios produzidos pelo uso de melhores práticas agrícolas, talvez o mais importante seja que o solo da MBH2, sob melhor manejo, tem maiores estoque de carbono (ECS), contribuindo mais, por consequência, com a mitigação das mudanças climáticas, já que retém mais carbono no solo, impedindo sua liberação para a atmosfera, com consequente aumento de gases de efeito estufa.

5 Physical-hydric attributes and carbon stock of soils from areas under irrigation in Itai, SP

Abstract: *The increased demand for food, associated with the scarcity of areas for agricultural expansion, makes research related to soil conservation and the increase in atmospheric carbon increasingly necessary. Thus, the search for sustainable and balanced farming systems has grown in recent decades. The aim of this study was, then, to evaluate and compare physical-hydric attributes of soils from two first-order basins cultivated under central pivot irrigation, in Itai, SP, to estimate the condition of the crop areas. The results indicate concentration of the granulometric distribution in the clay band, but with a difference between them. The evaluated soils also have other characteristics in common, such as the weighted average diameter, the high aggregate stability index and the density. The most striking differences between the two areas were the content of clay dispersed in water, the macroporosity, as well as the carbon stock in the soil.*

Keywords: No-tillage; Soil water; Aggregate stability; Clay dispersed in water; Macroporosity.

6 Referências

- ABU-SHARAR, T. M.; BINGHAM F. T.; RHOADES, J. D. Reduction in hydraulic conductivity in relation to clay dispersion and disaggregation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 2, p. 342-346, 1987.
- AMPARO, A. Farinha de rocha e biomassa. **Revista Agroecologia Hoje**, v.20, n.1, p.11, 2003.
- ANGULO, R. J.; ROLOFF, G.; SOUZA, M. L. P. Relações entre a erodibilidade e agregação, granulometria e características químicas de solos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, n. 1, p. 133-138, 1984.
- ARSHAD, M. A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America. p. 123-141, 1996. (SSSA Special Publication, 49).
- BLANCO-CANQUI, H.; RUIS, S. J. No-tillage and soil physical environment. **Geoderma**, v. 326, p. 164–200, 2018.
- BUYSSE, P.; FLECHARD, C. R.; HAMON, Y.; VIAUD, V. Impacts of water regime and land-use on soil CO₂ efflux in a small temperate agricultural catchment. **Biogeochemistry**, v. 130, n. 3, p. 267-288, 2016.
- CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. **Boletim técnico**, 106. Instituto Agronômico, Campinas, SP, 2009. 77p.
- CASSEL, D. K.; NIELSEN, D. R. Field capacity and available water capacity. In: KLUTE, A., ed. **Methods of soil analysis**. 2 ed. Madison: American Society of Agronomy. p. 902-926, 1986.
- CHAPLOT, V.; MCHUNU, C. N.; MANSON, A.; LORENTZ, S.; JEWITT, G. Water erosion-induced CO₂ emissions from tilled and no-tilled soils and sediments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 159, n. 15, p. 62-69, 2012.
- CLIMATE-DATA ORG. **Dados climáticos para cidades mundiais**. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/itai-34911/>. Acesso em: 18 out. 2019.
- COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 2, p. 693-700, 2006.
- COSTA, N. R.; ANDREOTTI, M.; LOPES, K. S. M.; YOKOBATAKE, K. L.; FERREIRA, J. P.; PARIZ, C. M.; BONINI, C. DOS S. B.; LONGHINI, V. Z. Atributos do solo e acúmulo de carbono na integração lavoura-pecuária em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 852-863, 2015.
- DAVIDSON, E. A.; ACKERMAN, I. L. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. **Biogeochemistry**, v. 20, n. 3, p. 161-193, 1993.
- DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3-4, p. 201-214, 2004a.
- DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part II. Friability, tillage, tillth and hard-setting. **Geoderma**, v. 120, n. 3-4, p. 215-225, 2004b.
- FARHATE, C. V. V.; SOUZA, Z. M., LA SCALA JR, N.; SOUSA, A. C. M.; SANTOS, A. P. G.; CARVALHO, J. L. N. Soil tillage and cover crop on soil CO₂ emissions from sugarcane fields. **Soil Use and Management**, v.35, n. 2, p. 273-282, 2019.
- FITZSIMMONS, M. J.; PENNOCK, D. J.; THORPE, J. Effects of deforestation on ecosystem carbon densities in central Saskatchewan, Canada. **Forest Ecology and Management**, v. 188, n. 1-3, p. 349-361, 2003.
- GOOGLE. Google Earth Programa. Acesso em: 28 out. 2020. Data das imagens: 19/06/2019.
- GRABLE, A. R.; SIEMER, E. G. Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potential and elongation of corn roots. **Soil Science Society of America Journal**, v. 32, n. 2, p. 180-186, 1968.
- IBGE (2020). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/cartas-e-mapas/mapas-municipais/15983-mapas-municipais-por-estado.html?=&t=sobre>. Acesso em: 27 maio 2020.
- IPCC. **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, J.T.Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2001. 881 p.
- JACOBS, A.; RAUBER, R.; LUDWIG, B. Impact of reduced tillage on carbon and nitrogen storage of two Haplic Luvisols after 40 years. **Soil and Tillage Research**, v. 102, n. 1, p. 158-164, 2009.
- JORGE, L. A. B. Soil erosion fragility assessment using an impact model and geographic information system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 5, p. 658-666, 2009.

- KAY, B.D. Rates of changes of soil structure under different cropping systems. **Advances in Soil Science**, v.12, n.1, p. 1-51, 1990.
- KARGAS, G.; KERKIDES, P.; POULOVASSILIS, A. Infiltration of rainwater in semi-arid areas under three land surface treatments. **Soil and Tillage Research**, v. 120, p. 15–24. 2012.
- KRAVCHENKO, A. N.; WANG, A. N. W.; SMUCKER, A. J. M.; RIVERS, M. L. Long-term differences in tillage and land use affect intra-aggregate pore heterogeneity. **Soil Science Society of America Journal**, v. 75, n. 5, p. 1658-1666, 2011.
- LAL, R. Soil processes and greenhouse effect. In: LAL, R.; BLUM, W. H.; VALENTINE, C.; STEWART, B. A. (Ed.). **Methods for assessment of soil degradation**. Boca Raton: CRC Press, p. 199-212. (Advances in Soil Science, 9).1997.
- LAL, R.; REICOSKY, D. C.; HANSON, J. D. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. **Soil and Tillage Research**, v. 93, n. 1, p. 1–12, 2007.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, v. 304, n. 5677, p.1623-1626, 2004.
- LAL, R. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. **Food Policy**, v.36, n.1, p. S33-S39, 2011.
- LANZANOVA, M. E.; NICOLOSO, R. S.; LOVATO, T.; ELTZ, F. L. F.; AMADO, T. J. C.; REINERT, D. J. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 1131-1140, 2007.
- LEE, B. J.; SCHLAUTMAN, M. A.; TOORMAN, E.; FETTWEIS, M. Competition between kaolinite flocculation and stabilization in divalent cation solutions with anionic polyacrylamides. **Water Research**, v. 46, n. 17, p. 5696-5706, 2012.
- MAIA, A. de H. N.; RODRIGUES, L. N.; PASSO, D. P. Programa SAS® para ajuste de curvas de retenção. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 32. Fortaleza, 2009. 5p. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/270565659_Programa_SASR_para_ajuste_de_curvas_de_retencao. Acesso em: 20 maio 2020.
- MARTINS, A. L. S.; CONTE, O. OLIVEIRA, P.; DOSSA, A. A.; DEBIASI, H.; SANTOS, J. C. F.; HERNANI, L. C.; RALISCH, R.; LEONARDO, H. C. L.; LUNARDI, L.; SALTON, J. C.; TOMAZI, M.; PITOL, C.; BONA, F. D. DE; BOEIRA, R. C. Avaliação ex ante do Índice de Qualidade Participativo do Plantio Direto (IQP) com Produtores do Centro-Sul do Brasil. Documentos, 203. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ, 2018. 52 p.
- MUALEM, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. **Water Resource Research**, Washington, v. 12, n.3, p. 513-522, 1976.
- NWACHUKWU, O. I.; ONWUKA, M. I. Land degradation and the food crisis, causes, impact and soil conservation efforts in Nigeria. In: **Globalization and Rural Development in Nigeria**. Micheal Okpara University of Agriculture, Umudike, Nigeria. Extension publications. Ike Nwachukwu and Ken C. Ekwe (eds.), p. 231-258, 2011.
- OLIVEIRA, E. S.; REATT, A.; ROIG, H. L. Estoques de carbono do solo segundo os componentes da paisagem. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 32, n.1-2, p. 71-93. 2015.
- OLIVEIRA, M. F.; FERREIRA, W. P. M. Modificações no desenvolvimento de plantas de milho cultivadas sob palhada dessecada. **Documentos**, 238. Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas, MG, 2019. 22 p.
- PALM, C.; BLANCO-CANQUI, H.; DECLERCK, F.; GATERE, L.; GRACE, P. Conservation agriculture and ecosystem services: an overview. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 187, n. 1, p. 87-105, 2014.
- PENNOCK, D. J.; ANDERSON, D. W.; DE JONG, E. Landscape-scale changes in indicators of soil quality due to cultivation in Saskatchewan, Canada. **Geoderma**, v. 64, n. 1–2, p. 1-19, 1994.
- PIRES, L. F.; BORGES, J. A. R.; ROSA, J. A.; COOPER, M.; HECK, R. J.; PASSONI, S.; ROQUE, W. L. Soil structure changes induced by tillage systems. **Soil and Tillage Research**, v. 165, p. 66-79, 2017.
- PLAZA, I.; ONTIVEROS-ORTEGA, A.; CALERO, J.; ARANDA, V. Implication of zeta potential and surface free energy in the description of agricultural soil quality: Effect of different cations and humic acids on degraded soils. **Soil and Tillage Research**, v.146, p. 148-158, 2015.
- PORTELLA, C. M. R.; GUIMARÃES, M., F.; FELLER, C.; FONSECA, I. C. B.; TAVARES FILHO, J. Soil aggregation under different management systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1868-1877, 2012.
- REICOSKY, D. C., KEMPER, W. D., LANGDALE, G. W., DOUGLAS, C. L., RASMUSSEN, P. E. Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 50, n. 3, p. 253–261, 1995.
- RIBEIRO, B. T.; LIMA, J. M.; CURI, N.; OLIVEIRA, G. C. Aggregate breakdown and dispersion of soil samples amended with sugarcane vinasse. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, n. 6, p. 435-

441, 2013.

RIVERS, E. D.; SHIPP, R. F. Available water capacity of sandy and gravelly North Dakota soils. **Soil Science**, v. 113, n. 1, p. 74-80, 1972.

ROLOFF, G., LUTZ, R. A. T., MELLO, I. Índice de Qualidade Participativo do Plantio Direto. Boletim Técnico. FEBRAPDP. Ponta Grossa, PR. Abril, 2011. 27 p. Disponível em: http://febrapdp.org.br/download/publicacoes/BOLETIM_TCINICO_02.pdf. Acesso em: 04 jun. 2020.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo. Laboratório de Geomorfologia, Departamento de Geografia-FFLCHUSP/ Laboratório de Cartografia Geotécnica-Geologia Aplicada-IPT/FAPESP Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. 1997.

SALTON, J. C.; SILVA, W. M.; TOMAZI, M.; HERNANI, L. C. Determinação da agregação do solo - Metodologia em uso na Embrapa Agropecuária Oeste. Comunicado Técnico, 184. Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, MS, 2012. 8 p.

SAS Institute Inc. SAS/STAT® 9.3 User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc., 2011.

SCHJØNNING, P.; RASMUSSEN, K. J. Soil strength and soil pore characteristics for direct drilled and ploughed soils. **Soil and Tillage Research**, v. 57, n. 1-2, p. 69-82, 2000.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: Novais, R. F. de, Alvarez V. V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. (eds.). Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 275-374, 2007.

SILVA, E. A. DA; CASSIOLATO, A. M. R.; MALTON, KÁTIA L.; SCABORA, M. H. Efeitos da rochagem e de resíduos orgânicos sobre aspectos químicos e microbiológicos de um subsolo exposto e sobre o crescimento de *Astronium fraxinifolium* Schott. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 323-333, 2008.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 63-76, 2011.

SLEUTEL, S.; DE NEVE, S.; SINGIER, B.;

HOFMAN, G. Organic C levels in intensively managed arable soils – long-term regional trends and characterization of fractions. **Soil Use and Management**, v. 22, n. 2, p. 188-196, 2006.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, n. 2, p. 395-401, 2001.

TAVARES FILHO, J.; TESSIER, D. Characterization of soil structure and porosity under long-term conventional tillage and no-tillage systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1837-1844, 2009.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (eds.). **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017. 576p.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Brasília: Embrapa, 2017. 163p.

WEI, S.; ZHANG, X.; MCLAUGHLIN, N. B.; YANG, X.; LIANG, A.; JIA, S.; CHEN, X. Effect of breakdown and dispersion of soil aggregates by erosion on soil CO₂ emission. **Geoderma**, v. 264, part A, p. 238-243, 2016.

WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L. Carbono orgânico e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho sob diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 5, p. 487-494, 2005.

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soil and a study of the physical nature of erosion losses. **Journal of the American Society of Agronomy**, v. 28, n. 5, p. 337-357, 1936.

7 Agradecimentos

Aos proprietários rurais por cederem suas propriedades e pelo apoio logístico à Itaipu Binacional que, por meio do Projeto SoloVivo-Itaipu, financiou parcialmente este estudo.