



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

VANESSA GONÇALVES AISAWA

**TERRAÇOS MANTÉM O ESTOQUE DE CARBONO NO
SOLO SOB SEMEADURA DIRETA NA ESCALA DE
ENCOSTA**

VANESSA GONÇALVES AISAWA

**TERRAÇOS MANTÉM O ESTOQUE DE CARBONO NO
SOLO SOB SEMEADURA DIRETA NA ESCALA DE
ENCOSTA**

Trabalho de Dissertação apresentado à Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina – UEL. Área de concentração em Ciência do Solo, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Dra. Graziela Moraes de Cesare Barbosa.

Coorientador: Dr. José Francirlei de Oliveira.

Londrina
2026

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

A299	Aisawa, Vanessa Gonçalves. TERRAÇOS MANTÉM O ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO SOB SEMEADURA DIRETA NA ESCALA DE ENCOSTA / Vanessa Gonçalves Aisawa. - Londrina, 2026. 70 f. : il. Orientador: Graziela Moraes de Cesare Barbosa. Coorientador: José Francirlei de Oliveira. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2026. Inclui bibliografia. 1. Alterações climáticas - mitigação dos GEEs - Tese. 2. Conservação do solo e da água - Tese. 3. Carbono orgânico no solo - Tese. 4. Terraços agrícolas - Tese. I. Moraes de Cesare Barbosa, Graziela . II. Francirlei de Oliveira, José . III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. IV. Título. CDU 63
------	---

VANESSA GONÇALVES AISAWA

TERRAÇOS MANTÉM O ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO SOB SEMEADURA DIRETA NA ESCALA DE ENCOSTA

Trabalho de Dissertação apresentado à Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina – UEL. Área de concentração em Ciência do Solo, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Agronomia.

BANCA EXAMINADORA

Graziela Moraes de Cesare Barbosa
Orientadora
Presidente da banca
Instituto de Desenvolvimento Rural do
Paraná - IDR/PR

Luciano Grillo Gil
Banca examinadora
Instituto de Desenvolvimento Rural do
Paraná - IDR/PR

Adônis Moreira
Banca examinadora
Empresa Brasileira de Pesquisa
Agropecuária - EMBRAPA Soja

Londrina, 27 de fevereiro de 2026.

DEDICO

Ao meu esposo Rodrigo R. Altero, ao meu filho Leonardo T., ao meu pai Iwao “*in memorian*”, a minha mãe Lourdes, a minha irmã Simone e ao Sr. José.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, pela lealdade, pela sabedoria, pela proteção concedida ao longo desta jornada e a Mãe da Divina Providência que conhece e intercede todos meus pedidos em orações a Jesus.

À minha família, pelo amor incondicional, incentivo, confiança, respeito, que tornou possível a realização deste sonho. Ao apoio dos meus familiares que enxergam os princípios que regem a minha vida, respeito, lealdade, comprometimento.

À Universidade Estadual de Londrina (UEL) e ao Programa de Pós-Graduação (PPG) da Agronomia ao apoio institucional oferecido ao longo de todo o curso. A infraestrutura, os recursos acadêmicos e ao ambiente científico que proporcionaram condições fundamentais para o meu desenvolvimento acadêmico e profissional.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, por meio da concessão de bolsa de estudos, sendo fundamental para a realização desta pesquisa e para a minha dedicação as atividades acadêmicas.

À orientadora Dra. Graziela Moraes de Cesare Barbosa, primeiramente pela oportunidade de desenvolver e executar o trabalho sob sua orientação e ao co-orientador Dr. José Francirlei Oliveira, pelas contribuições científicas e das análises realizadas no contexto deste estudo, desenvolvidos no âmbito do projeto, essenciais para o desenvolvimento da pesquisa.

Estendo meus agradecimentos ao Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-PR), bem como às dependências da instituição e ao laboratório pelo suporte técnico, infraestrutura e apoio nas análises laboratoriais.

À equipe do Laboratório de Solos do IDR-Paraná pela disponibilidade, profissionalismo e apoio técnico durante a realização das análises laboratoriais, tornando possível a condução deste trabalho.

A todos os professores que, de alguma forma, direta ou indiretamente contribuíram para o meu desenvolvimento acadêmico e científico compartilhando conhecimentos e experiências ao longo dessa trajetória.

Ao professor Dr. Leandro Simões Azeredo Gonçalves pelos ensinamentos em estatística, fundamentais para a minha formação e aprofundamento nessa área e para a condução das análises com maior rigor científico.

Aos colegas e profissionais que, de forma gentil e colaborativa, contribuíram por meio de esclarecimentos, troca de conhecimentos, alguns mesmo sem contato prévio, demonstraram inquestionável generosidade.

Aos amigos de mestrado, em especial Francielle, Amanda, Rayne e Steely, pelo companheirismo constante, compartilhamento de saberes, o apoio e carinho.

A grande amiga-irmã Keila e o seu esposo João Paulo que a vida me presenteou, com a sua colaboração incansável ao longo desses dois anos de muitas experiências, desafiadoras e divertidas. Contabilizar? Impossível. Estendendo ainda a Keila e ao Rosa por toda a colaboração na coleta de dados na área da mata nativa, real significado de parceria, muita gratidão.

Aos membros da banca de qualificação/defesa, Dr. Luciano Grillo Gil, Dr. Adônis Moreira, Dra. Andrea Scaramal da Silva Menoncin e Dra. Gabriela Machineski da Silva, pela disponibilidade e sugestões que elevou a qualidade desta pesquisa e o meu desenvolvimento acadêmico-científico.

“Não tenha medo, pois eu estou com você.
Não precisa olhar com desconfiança, pois eu
sou o seu Deus. Eu fortaleço você, eu o ajudo
e o sustento com minha direita vitoriosa”

Isaías 41:10

RESUMO

AISAWA, Vanessa Gonçalves. **TERRAÇOS MANTÉM O ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO SOB SEMEADURA DIRETA NA ESCALA DE ENCOSTA.** 70f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Pós-Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias, Universidade Estadual de Londrina (UEL), 2026.

O carbono é considerado um indicador de qualidade e saúde do solo, desse modo, a combinação das práticas conservacionistas integradas é um ponto-chave para recuperar, preservar e/ou melhorar a qualidade do solo e ampliar o sequestro e o armazenamento de carbono orgânico (CO) em escala temporal, visando proporcionar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Com a adoção de terraços, espera-se uma reconstrução ao longo do tempo da estrutura física, química e biológica do solo em escala de encostas, em razão do aumento da disponibilidade de água e do controle de processos erosivos, o que minimiza as perdas de água, solo, nutrientes e resíduos culturais, proporcionando condições favoráveis ao aumento de CO e estoque de carbono orgânico (EstCO) no solo. O objetivo deste estudo foi avaliar o CO e o EstCO em escala de encosta de uma encosta com e sem terraço. Para realizar essa avaliação foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-5 cm; 5-10 cm e 10-20 cm em duas encostas pareadas, sendo uma delas sem terraço (EST) e a outra com terraço (ECT) e uma área adjacente de mata nativa (MN) como referência, com a máxima similaridade topográfica entre elas. Foram analisados a densidade do solo (Ds), o teor de CO e o EstCO. Identificou-se que a Ds na EST em 2024 foi significativamente superior em relação a ECT e MN. Já o CO e EstCO manteve-se estatisticamente igual na ECT no período de 2022 a 2024, porém, ainda inferiores ao da MN. Apesar do manejo integrado da semeadura direta e adoção de terraços implementados há 6 anos contribuírem para inúmeros benefícios para o ecossistema solo, tais práticas ainda não foram suficientes para alcançar o acúmulo de CO de forma expressiva em relação ao ambiente de mata nativa, todavia pode-se verificar que a ECT demonstrou potencial para manter o CO na área.

Palavras-chave: conservação da água; erosão hídrica; matéria orgânica do solo; mudanças climáticas; saúde do solo.

ABSTRACT

AISAWA, Vanessa Gonçalves. **TERRACES MAINTAIN SOIL CARBON STOCKS UNDER NO-TILL FARMING AT THE HILLSLOPE SCALE.** 70p. Thesis (Master's in Agronomy) – Graduate Program in Agronomy of the Center for Agricultural Sciences, State University of Londrina (UEL), 2026.

Carbon is considered an indicator of soil quality and health; therefore, the combination of integrated conservation practices is key to recovering, preserving, and/or improving soil quality and increasing organic carbon (OC) sequestration and storage over time, aiming to ensure the sustainability of agricultural systems. With the adoption of terraces, a gradual reconstruction of the soil's physical, chemical, and biological structure is expected across the hillslope scale, due to increased water availability and the control of erosive processes. This minimizes the loss of water, soil, nutrients, and crop residues, providing favorable conditions for the increase of OC and soil organic carbon stocks (SOCS). The objective of this study was to evaluate OC and SOCS at a hillslope scale on slopes with and without terraces. To conduct this evaluation, soil samples were collected at depths of 0-5 cm, 5-10 cm, and 10-20 cm across two paired hillslopes one without terraces (EST) and the other with terraces (ECT) and an adjacent area of native forest (MN) as a reference, ensuring maximum topographical similarity between them. Soil bulk density (Bd), OC content, and SOCS were analyzed. It was identified that the Bd in the EST in 2024 was significantly higher compared to the ECT and MN. Meanwhile, OC and SOCS remained statistically equal in the ECT during the 2022–2024 period; however, they were still lower than those of the MN. Although the integrated management of no-till farming and the adoption of terraces implemented 6 years ago contribute to numerous benefits for the soil ecosystem, such practices have not yet been sufficient to achieve significant OC accumulation relative to the native forest environment. Nevertheless, it was observed that the ECT demonstrated the potential to maintain OC within the area.

Key-words: water conservation; water erosion; soil organic matter; climate change; soil health.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização geográfica da área do estudo (Seção 3.2.1)	33
Figura 2 – Encosta sem terraço (EST) e encosta com terraço (ECT) (Seção 3.2.1)	35
Figura 3 – Disposição dos pontos de amostragem ao longo dos transectos amostrais: mata nativa (A) e encosta sem terraço e encosta com terraço (B) (Seção 3.2.1)	36
Figura 4 – Variação temporal da densidade do solo (Ds) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.1)	41
Figura 5 – Variação temporal de carbono orgânico (CO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.1)	43
Figura 6 – Variação temporal do estoque de carbono orgânico (EstCO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.1)	45
Figura 7 – Distribuição da densidade do solo (Ds) nas profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.2)	48
Figura 8 – Distribuição de carbono orgânico (CO) nas profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.2)	49
Figura 9 – Distribuição do estoque de carbono orgânico (EstCO) nas profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.2)	52
Figura 10 – Variação temporal da densidade do solo (Ds) conforme a posição na paisagem (terço superior; médio; inferior) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.3)	53
Figura 11 – Variação temporal de carbono orgânico (CO) conforme a posição	

na paisagem (terço superior; médio; inferior) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.3) 55

Figura 12 – Variação temporal do estoque de carbono orgânico (EstCO) conforme a posição na paisagem (terço superior; médio; inferior) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa (Seção 3.3.3) 57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estatística descritiva e intervalo de confiança (IC) 95% da densidade do solo (Ds), carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO) (Seção 3.3.1)	39
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABC	Agricultura de baixo carbono
ACV	Avaliação de ciclo de vida
C	Carbono
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CH ₄	Metano
CM	Cultivo mínimo
CO	Carbono orgânico
CO ₂	Dióxido de carbono
Ds	Densidade do solo
ECT	Encosta com terraço
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EST	Encosta sem terraço
EstCO	Estoque de carbono orgânico
GEE	Gases de efeito estufa
IDR/PR	Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná
ILPF	Integração lavoura-pecuária-floresta
MO	Matéria orgânica
N ₂ O	Óxido nitroso
PC	Preparo convencional
PD	Plantio direto
UEL	Universidade Estadual de Londrina

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	19
2.1	CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA.....	19
2.2	EROSÃO HÍDRICA EM ENCOSTAS AGRÍCOLAS.....	20
2.3	PLANTIO DIRETO: PRÁTICAS CONSERVACIONISTA.....	21
2.4	TERRAÇOS AGRÍCOLAS EM ENCOSTAS SOB SEMEADURA DIRETA	22
2.5	CARBONO ORGÂNICO E ESTOQUE DE CARBONO ORGÂNICO NO SOLO	24
2.6	INTERAÇÃO DO MANEJO CONSERVACIONISTA E DINÂMICA DE CARBONO ORGÂNICO NO SOLO.....	27
3	ARTIGO A: DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO NO SOLO EM ENCOSTA COM E SEM TERRAÇOS.....	32
3.1	INTRODUÇÃO	32
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	33
3.2.1	Local de Estudo e Coleta de Amostras	33
3.2.2	Análises em Laboratório	36
3.2.3	Análise Estatística	38
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
3.3.1	Estatística Descritiva, IC 95% e Comparação Temporal da D _s , CO e EstCO no perfil do solo	39
3.3.2	Comparação Temporal da D _s , CO e EstCO por Profundidades	46
3.3.3	Comparação Temporal da D _s , CO e EstCO em Relação a Posição na Paisagem	53
4	CONCLUSÃO	60
	REFERÊNCIAS	61
	APÊNDICES	69
	APÊNDICE A – Tabela de comparação das médias de densidade do solo	

(Ds), carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas ao longo dos anos em relação a área de referência de mata nativa	70
APÊNDICE B – Tabela de comparação das médias de densidade do solo (Ds), carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas nas profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) ao longo dos anos em relação a área de referência de mata nativa	72
APÊNDICE C – Tabela de comparação das médias de densidade do solo (Ds), carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas conforme a posição na paisagem (terço superior; médio; inferior) ao longo dos anos em relação a área de referência de mata nativa	73

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas têm intensificado a urgência global por estratégias eficazes de mitigação dos gases de efeito estufa (GEE) como o metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e dióxido de carbono (CO_2). O CO_2 apresenta o maior volume de emissões e tempo de permanência na atmosfera, visto que, pode ser removido por diferentes processos naturais. O ciclo do carbono entre a atmosfera e o solo pode ser longo quando envolve processos geológicos ou curto quando se trata de tipo de manejo, comunidade microbiana entre outros fatores (Ciais et al., 2013).

Na remoção de CO_2 da atmosfera o solo se destaca como um componente essencial, sendo capaz de armazenar cerca de 2/3 do carbono, portanto reconhecido como um dos principais reservatórios desse elemento. O ciclo biogeoquímico do carbono no solo é dependente das condições edafoclimáticas de cada região que exerce influência sobre o carbono orgânico (CO) no solo.

A partir de um estudo de variação espaço-temporal sobre os estoques globais de carbono orgânico (EstCO) no solo Chen et al. (2024), observaram uma tendência de declínio no teor de CO nas camadas superficiais do solo em que o aquecimento e a seca serão os promotores de perdas significativas, onde a temperatura terá um efeito três vezes maior que a precipitação.

Conforme o manejo de solo adotado o mesmo poderá contribuir para um balanço positivo ou negativo de remoção de CO_2 atmosférico. Em áreas agrícolas sob práticas conservacionistas como o plantio direto (PD) a adoção isolada desse sistema não é suficiente para manter a qualidade do solo, principalmente em áreas de encostas que são mais suscetíveis a degradação do solo por erosão hídrica (Londero et al., 2018). Sendo assim, torna-se essencial o incremento de práticas conservacionistas, tais como a implantação de terraços. O terraceamento promove inúmeros benefícios como: redução nas perdas de solo, água, nutrientes e microorganismos presentes no sistema (Londero et al., 2018; Colozzi Filho et al., 2024), fatores esses que influenciam o sequestro e armazenamento de CO no solo, principalmente em áreas declivosas.

A gestão de práticas agrícolas conservacionistas a longo prazo orienta a adoção de modelos mais eficientes de produção e melhoria na qualidade do solo e da água nos diversos agroecossistemas, configurando-se como um direcionamento para fomentar o desenvolvimento de soluções voltadas à mitigação dos gases de efeito

estufa (GEE) para potencializar a recarbonização dos solos.

Portanto, com a adoção de terraços, espera-se uma reconstrução ao longo do tempo da estrutura física, química e biológica do solo em escala de encostas, em razão do aumento da disponibilidade de água e do controle de processos erosivos, o que minimiza as perdas de água, solo, nutrientes e resíduos culturais, proporcionando condições favoráveis ao aumento de CO e do EstCO no solo.

Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o CO e o EstCO no solo em escala de encosta de uma bacia hidrográfica com e sem terraço, tendo como referência uma área adjacente de mata nativa (MN).

2 REVISÃO DE LITERATURA

Impactos ambientais provenientes do aumento na emissão de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, com reflexos sobre as alterações climáticas representam uma ameaça à produção agrícola global. O dióxido de carbono (CO_2) é um gás de efeito estufa naturalmente presente na atmosfera, mas que vem apresentando maiores concentrações através de atividades antropogênicas.

O ciclo do carbono entre a atmosfera e o solo pode ser longo quando envolve processos geológicos ou curto quando se trata do uso do solo, portanto dependendo do manejo adotado, o solo pode atuar como fonte ou sumidouro de CO_2 na atmosfera.

2.1 CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

O solo é considerado o alicerce dos mais diversos sistemas de produção, o uso e o manejo do solo exercem influência sobre suas condições físicas, químicas e biológicas, sendo que a preservação desse recurso natural preconiza manter o seu potencial produtivo dentro de um equilíbrio no ecossistema (Pes; Giacomini, 2017). Tendo como princípios a conservação do solo: preconizar o uso conforme a sua capacidade e proteção de acordo com as respectivas necessidades (Bertoni, 2008).

O preparo do solo pode interferir na sua capacidade produtiva. No caso do preparo convencional (PC) que foi amplamente utilizado no Brasil, desencadeou sérios problemas relacionados aos processos erosivos uma vez que, o revolvimento do solo aumenta a suscetibilidade à erosão devido a desagregação de suas estruturas, além de promover a exposição da matéria orgânica (MO) e consequentemente taxa de decomposição desse material acarretando em problemas de compactação do solo e ausência de cobertura viva ou restos culturais durante parte ano (Pes; Giacomini, 2017).

Dessa forma, a adoção de sistemas alternativos de preparo do solo, como o cultivo mínimo (CM) e o plantio direto (PD), associada à implementação de práticas conservacionistas complementares de caráter mecânico, a exemplo dos terraços, favorece a mitigação dos processos de degradação do solo e contribui para a redução das perdas por erosão (Pes; Giacomini, 2017).

O manejo do solo interfere na dinâmica da água da chuva sobre os processos de infiltração e escoamento superficial. O terraceamento é uma prática que contribui

para a retenção da água que não é infiltrada durante os eventos de precipitação e consequentemente otimizando o armazenamento de água no solo (Freitas et al., 2021).

Nesse sentido, a maior disponibilidade de água (Reichert et al., 2011) favorece melhores condições estruturais no perfil do solo, aumentando a eficiência na absorção de água pelas espécies vegetais que propicia melhor desenvolvimento radicular, permitindo a exploração de um maior volume do solo, aspecto diretamente associado com a taxa de transpiração e, consequentemente, com a produtividade das plantas, pois a água que será retida no solo poderá ser disponibilizada nos períodos entre as precipitações (Piroli, 2022).

Apesar dos avanços da agricultura de conservação, sua adoção ainda enfrenta entraves associados à gestão sustentável do solo e da água com manejo inadequado de terraços, o baixo aporte de biomassa que proporcione uma adequada cobertura do solo, o manejo inadequado na rotação de culturas e o tráfego intensivo de máquinas agrícolas e implementos (Telles et al., 2022). A condução inadequada e/ou parcial das práticas conservacionistas pode estar atrelada as questões socioeconômicas (Melo et al., 2023) de variada magnitude.

2.2 EROÇÃO HÍDRICA EM ENCOSTAS AGRÍCOLAS

A degradação do solo exerce influência nas suas propriedades físicas, químicas, biológicas e ecológicas (Lal, 2015); sendo em muitos casos, decorrente da erosão hídrica, a qual é caracterizada por escoamento superficial e produção de sedimentos (Tiecher et al., 2017). A erosão hídrica compreende os processos de: desprendimento das partículas do solo pelo impacto das gotas de chuva, o transporte por escoamento superficial e a deposição de sedimentos em áreas mais baixas ou nos cursos de água (Giarola et al., 2023).

O controle da erosão hídrica está baseado na redução da energia cinética das gotas de chuva no momento que atingem a superfície do solo, essa redução é proporcional a porcentagem de cobertura do solo (Giarola et al., 2023) que também minimiza o efeito dessa energia durante o escoamento superficial (Back et al., 2021), portanto a cobertura do solo (baixa ou alta), características da precipitação (intensidade e duração), a topografia da área, a suscetibilidade do solo associado ao manejo (Nachtigall et al., 2020), são fatores que podem atuar ou não como

dissipadores desta energia.

A declividade é um fator natural preponderante que aumenta a suscetibilidade do solo à erosão hídrica (Oliveira Assis et al., 2017; Miguel et al., 2021), portanto a topografia da área é uma característica relevante dentro de um manejo conservacionista, em que áreas declivosas não terraceadas, com baixa cobertura vegetal e taxa de infiltração reduzida por compactação do solo promovem maior volume de escoamento superficial sob alto volume de chuva (Didoné; Minella; Merten, 2015).

Diante disso, práticas mecânicas, como os terraços tornam-se essenciais nessas áreas, uma vez que promovem o aumento da rugosidade do solo que diminui a intensidade do escoamento superficial em razão da redução do comprimento de rampa e de perdas de solo e água, portanto, contribuem na contenção de processos erosivos durante eventos de precipitação (Merten; Minella; Barbosa, 2023).

Para evitar a degradação do solo Lal (2015), considera três estratégias: redução de processos erosivos, maior aporte de carbono orgânico (CO) que favorece ao aumento da biodiversidade e melhorar a ciclagem de nutrientes e da água, nessa perspectiva a combinação do plantio direto (PD) com a adoção de terraços são ações promissoras para a agricultura de conservação.

2.3 PLANTIO DIRETO: PRÁTICA CONSERVACIONISTA

A adoção em larga escala de práticas conservacionistas vinculadas à Agricultura de Baixo Carbono (ABC) expressa grande potencial na remoção de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico, baseando-se na Avaliação de ciclo de vida (ACV) entre período de 2016 a 2050 somente na América do Sul estima-se que o plantio direto (PD) tem potencial de compensar 24,3% de emissão de CO₂ (Moraes Sá et al., 2017).

Após a introdução do PD, o sistema agrícola brasileiro transformou-se em uma agricultura de conservação, esse manejo de uso do solo promoveu um aumento na eficiência dos serviços ecossistêmicos (Lal, 2015) contribuindo principalmente na expansão de produção de grãos, sendo a soja a cultura de principal importância econômica para o Brasil (Fuentes-Llanillo et al., 2021).

Nesse contexto, o PD caracteriza-se como uma prática conservacionista baseada em princípios integrados de manejo que visam reduzir a degradação dos recursos naturais e promover a sustentabilidade da produção agrícola.

Apesar da concepção conservacionista, o PD ainda ocorre de forma parcial nos sistemas agrícolas no Brasil (Melo et al., 2023). Segundo os mesmos autores, ao avaliarem o nível de conhecimento e características socioeconômicas dos produtores em uma bacia hidrográfica do Rio Vermelho, localizada na região sul do país, observaram que tais pontos comprometem a eficácia na aplicação das práticas de conservação do solo e da água.

No contexto da conservação do solo, o PD exerce influência positiva na relação solo-água, quando bem conduzido os restos culturais protegem a superfície, melhora a infiltração e a atividade biológica, mantém o solo mais úmido tendo como consequência maior retenção de água (Peché Filho, 2026), que contribui diretamente para a melhoria das propriedades físicas do solo, portanto sendo considerado uma estratégia que promove a agregação do solo (Hamza et al., 2025). Portanto, as melhorias estruturais e hídricas promovidas pelo PD, conferem a esse manejo um papel estratégico capaz de influenciar a dinâmica e os fluxos de carbono orgânico (CO) no solo.

Outro fator relevante é o impacto positivo do PD na formação e estabilização de agregados do solo (Tivet et al., 2013), processo considerado um dos principais mecanismos de estabilização do CO, uma vez que a proteção física dos agregados contribui para a redução das taxas de decomposição do CO e favorece, adicionalmente, a estabilização do CO por meio de interações organo-minerais (Conceição et al., 2013; Bayer; Diekow, 2023).

Assim sendo, o PD é considerado um manejo conservacionista promissor para elevar os teores de carbono orgânico (CO) no solo, com potencial para minimizar os efeitos sobre as mudanças climáticas.

2.4 TERRAÇOS AGRÍCOLAS EM ENCOSTAS SOB SEMEADURA DIRETA

O terraceamento agrícola é considerado uma prática conservacionista mecânica complementar, trata-se da construção de barreiras perpendiculares a declividade com o intuito de reduzir o comprimento de rampa da encosta, promovendo uma diminuição na velocidade do escoamento superficial com isso minimizando os fluxos de água com alto potencial erosivo (Back et al., 2021).

O dimensionamento e tipo de terraço a ser construído deve levar em consideração o tipo de solo, o relevo (declividade), cobertura vegetal, tipo de cultura

(anuais, perenes, reflorestamento) e preparo do solo (convencional, mínimo ou plantio direto) (Bertoni, 2008; Merten; Minella; Barbosa, 2023).

Como prática de controle da erosão hídrica, o terraço tem a função de conter ou drenar a água durante os eventos de precipitação e consequentemente contribuindo para maior disponibilidade de água no solo. Freitas et al. (2021), notaram maior teor de água em uma área terraceada em relação a não terraceada, isso indica que os terraços favorecem a maior retenção e disponibilidade hídrica nos períodos de escassez de chuvas para os cultivos.

É de válida importância o maior aporte de resíduos gerados em áreas sob plantio direto (PD) para o controle de processos erosivos, mas ainda insuficiente para conter o escoamento superficial quando não há a combinação de outras práticas conservacionistas (Londero et al., 2018; Didoné et al., 2019). Esses estudos indicaram que áreas sem terraços apresentam maiores perdas de solo e água quando comparadas as áreas terraceadas com menores perdas de sedimentos nos escoamentos de pico em precipitações efetivas, inclusive a parte biológica com menores perdas de esporos de fungos (Colozzi Filho et al., 2024), esses resultados reforçam a importância sobre a adoção dos terraços principalmente em áreas declivosas.

Assim, a adoção de terraços agrícolas ao PD configura-se como uma prática complementar, cuja função é potencializar os efeitos conservacionistas do sistema. Essa interação propicia condições essenciais para minimizar as perdas de solo e água e refletir, consequentemente, na dinâmica e no estoque de carbono orgânico (EstCO) no solo, o que contribui para o aumento da disponibilidade de água às plantas e promove maior tolerância das culturas em períodos de estresse hídrico (Silva et al., 2023), com impactos favoráveis sobre o ciclo de desenvolvimento.

A entrada de carbono orgânico (CO) e a estabilidade no EstCO inicia-se basicamente através do carbono fotossintetizado (Bayer; Dieckow, 2023) por meio da produção de biomassa vegetal da parte aérea e radicular (Giarola et al., 2025) provenientes da diversidade de culturas e menores perdas pela erosão. Silva et al. (2005) observaram que o CO é um dos constituintes de maior concentração em sedimentos oriundos da erosão hídrica. Mediante esse processo é dada a importância de encostas terraceadas sobre a redução das perdas de CO que ocorrem por erosão (Bayer; Dieckow, 2023).

De acordo com Silva (2023), a disponibilidade água e CO no solo são fatores

cruciais para assegurar sistemas agrícolas com altas produtividades, geralmente a essa disponibilidade de água aumenta conforme o acréscimo dos teores de CO. Portanto, as combinações de práticas conservacionistas do solo e da água como no caso do PD com a adoção de terraços são ações com potencial para elevar os teores de água e CO no contexto agrícola e minimizar as alterações climáticas.

2.5 CARBONO ORGÂNICO E ESTOQUE DE CARBONO ORGÂNICO NO SOLO

A principal via de entrada de carbono orgânico (CO) no solo ocorre da remoção do dióxido de carbono (CO_2) atmosférico assimilado via fotossíntese. A taxa de absorção do CO_2 varia entre as espécies vegetais, nessa perspectiva a inclusão da rotação de culturas pode promover melhorias nas propriedades físicas e químicas do solo como a porosidade, teores de CO e absorção de nutrientes nas camadas mais profundas do solo (Fageria, 2012). Assim sendo, adotar a rotação de culturas tende a aumentar o estoque de carbono orgânico (EstCO), visto que o CO oriundo das raízes é 2,3 vezes maior em relação aos resíduos da parte aérea (Kätterer et al., 2011).

A dinâmica de CO no solo é determinada pelo aporte de matéria orgânica e mecanismos de proteção, que são modulados pelo manejo do solo e as condições ambientais. O conhecimento das peculiaridades de cada solo é imprescindível para o seu melhor aproveitamento (Bertoni, 2008), visto que o solo comporta cerca de 60% - 80% CO (Weil; Brady, 2008), que apresenta níveis de estabilidade: recalcitrância bioquímica; proteção física (agregados) e interação organo-mineral onde, solos que armazenam mais CO são mais produtivos, por serem mais eficientes no uso de água e nutrientes para as plantas (Silva, 2023).

A capacidade mineralógica de armazenamento de CO no solo é influenciada pelo seu material de origem e grau de intemperismo que estão atrelados a fatores não antrópicos, essa composição e seu estágio de desenvolvimento ao longo de milhares de anos modificam a dinâmica de CO. Os diferentes minerais oriundos das rochas são primários quando mantêm a forma e composições originais da rocha (ex: magnetita em basalto; quartzo em granito) e secundários quando originados após a formação das rochas normalmente por meio de outro (s) minerais, sendo eles minerais silicatados (montmorillonita, illita, caulinita, etc), hidróxidos (goethita, gibbsita, etc), e/ou óxidos (hematita, pirolusita, etc), ocorrendo do tamanho argila ($<0,002$ mm) ou até 1 mm no caso de cristais de caulinita, goethita, gibbsita, etc. (Zanardo; Marques

Junior, 2009).

O principal mineral na fração argila em solos desenvolvidos sob condições de clima quente e úmido é a caulinita (argilomineral 1:1) e sua formação é favorecida por ser derivada de muitos minerais quando há remoção parcial de cátions básicos e de Si (silício) (Melo; Castilhos; Pinto; Kampf; Curi; Marques, 2009). Portanto, a caulinita está presente em quase todas as classes de solos, com maior quantidade nos Cambissolos, Nitossolos, Latossolos, Argissolos e Plintossolos (Kampf; Marques, 2003).

Os óxidos de Fe exercem papel importante sobre o manejo do solo, pois participam na formação de agregados estáveis, sendo matrizes de adsorção de fosfatos e outros elementos de relevância ambiental (Melo; Perez, 2009). Esses minerais são encontrados em quase todos os tipos de solos, principalmente por hematita e goethita, com as respectivas colorações (avermelhadas e bruno-amareladas). A formação desses minerais necessita de condições distintas, onde, a hematita exige ambientes mais secos com baixa concentração de matéria orgânica (MO), já a goethita requer ambientes mais úmidos e ou teores elevados de MO (Kampf; Curi; Marques, 2009).

De acordo com Bayer e Dieckow (2023), a menor taxa de decomposição da MO em Latossolos argilosos e oxídicos confere maior estabilidade de carbono orgânico (CO). Esse mecanismo é impulsionado pela maior interação organo-mineral, a qual ocorre independente do sistema de manejo de solo. Embora a estabilização de CO no solo seja fortemente condicionada a mineralogia, os mesmos autores apontam que solos tropicais e subtropicais geralmente demonstram maior velocidade na redução do estoque de carbono orgânico (EstCO) e sendo agravado em áreas com manejos não conservacionistas (monocultura, revolvimento do solo, etc) gerando um efeito negativo sobre o fluxo de CO no solo.

Dado que o clima brasileiro é predominantemente tropical, a introdução do plantio direto (PD) com o não revolvimento do solo, contínuo aporte e diversidade de resíduos orgânicos tornou-se uma estratégia essencial para essas condições climáticas, que podem ser associados a uma maior estabilidade de CO no solo, com isso proporcionado um manejo que permita assegurar uma maior fertilidade e conservação do solo (Baldotto e Baldotto, 2023). Visto que, a temperatura é o fator climático que exerce maior influência negativa no estoque global de carbono orgânico (EstCO) no solo na camada superficial, com uma taxa de contribuição de 26,96%

(Chen et al., 2024).

Desse modo, os sistemas agrícolas conservacionistas são considerados como ferramenta de sequestro e armazenamento de CO no solo. Visto que, o manejo do solo e da água fundamentais para a construção de um equilíbrio no balanço (adição e perdas) de CO, práticas conservacionistas bem manejadas como o Plantio Direto (PD) e Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), tendem a aumentar os teores de CO (Weil; Brady, 2008; Silva et al., 2023) e favorecem ao longo do tempo o aumento do grau de fertilidade dos solos brasileiros (Silva, 2023).

É de válida importância para o controle de processos erosivos o maior aporte de resíduos gerados pelo PD, mas insuficiente para conter o escoamento superficial quando realizado de forma isolada em escala de encostas (Londero et al., 2018; Didoné et al., 2019). A combinação do plantio PD e a adoção de outras práticas conservacionistas complementares, como exemplo os terraços, ainda são adotados de forma parcial em sistemas agrícolas no Brasil, comprometendo a aplicação de manejos eficientes na conservação do solo (Melo et al., 2022). Portanto, áreas sem terraços apresentam maior degradação do solo quando comparadas as áreas com terraço e conseqüentemente gerando efeito negativo sobre as entradas e permanência de CO no solo.

Nessa perspectiva, é importante ressaltar a sinergia gerada na junção de práticas conservacionistas, em áreas agrícolas conduzidas sob PD e terraços que contribuem para uma proteção mais potente contra a degradação do solo ocasionado por erosão hídrica (Giarola et al., 2025), pois, encostas com terraços minimizam o escoamento por superfície da água promovendo uma redução nas taxas de pico do fluxo e produção de sedimentos (Londero et al., 2018).

Os processos erosivos comprometem o estoque de carbono (EstCO) do solo (Silva et al., 2023). O escoamento superficial é uma das principais causas na redução de CO no solo, através do arraste de partículas das camadas superficiais e esse processo erosivo também contribui para perdas de nutrientes, reduzindo a fertilidade e conseqüentemente o solo terá perdas na sua capacidade de sequestrar dióxido de carbono (CO₂) (Abbas et al., 2020).

Os processos relacionados à dinâmica de CO no solo diferem em distintas escalas, tanto espacialmente (como exemplo, ponto, parcela, paisagem e bacia hidrográfica) quanto temporalmente (anual/decenal ou milenar/geológica). Sendo assim, o balanço de CO no solo deve ser avaliado preferencialmente em escala de

bacia hidrográfica, de modo a integrar os estágios da erosão hídrica (desagregação, transporte, redistribuição e deposição), permitindo assim determinar se o efeito líquido do processo erosivo atua como fonte ou como sumidouro de gases de efeito estufa (Lal et al., 2019). Entretanto, parte de CO transportado pode ser redistribuído e depositado em posições da paisagem onde processos de proteção física, química e biológica passam a controlar sua permanência no solo.

Portanto, o CO redistribuído e acumulado em locais de deposição pode ser protegido por diferentes mecanismos de estabilização, como a reagregação, o soterramento profundo e a prevalência de condições anaeróbicas. A reagregação é fortemente dependente do teor de argila + silte fino e da natureza dos minerais argilosos, sendo que a proteção física de CO é ampliada conforme o aumento do conteúdo dessas frações. Além disso, a presença de minerais argilosos com estrutura 2:1 contribui para maior eficiência da reagregação (Lal et al., 2019).

Sendo assim, as concentrações e distribuição de CO no solo são controlados pelas condições edafoclimáticas, vegetação, topografia e as interações entre esses fatores, a conversão do ecossistema natural e intensificação do uso do solo afetam a dinâmica de CO. De um modo geral, o acúmulo de CO a partir de práticas conservacionistas promove melhorias no perfil do solo e conseqüentemente refletir no aumento da produtividade dos cultivos (Tormena et al., 2023) a longo prazo.

2.6 INTERAÇÃO DO MANEJO CONSERVACIONISTA E A DINÂMICA DE CARBONO ORGÂNICO NO SOLO

As condições climáticas, especialmente a temperatura e a pluviosidade, são determinantes na concentração e distribuição de carbono orgânico (CO) no solo. Em regiões de clima quente e seco, as taxas de decomposição são aceleradas, resultando em menores teores de CO (Hristov; Filcheva, 2017). Nesse cenário, o manejo do solo assume um papel regulador das trocas energéticas e do fluxo de calor no perfil edáfico (Martorano et al., 2009).

As práticas conservacionistas, com destaque para o plantio direto (PD), apresentam elevado potencial para mitigar os efeitos térmicos e preservar a umidade do solo. A manutenção de resíduos culturais e plantas de cobertura na superfície cria uma barreira protetora que intercepta a energia cinética das gotas de chuva, minimizando a desagregação estrutural e reduzindo as perdas por evaporação (Belan

et al., 2013; Oliveira; Soares, 2025). Tais alterações nas propriedades hidráulicas, como o aumento da porosidade e da condutividade, são fundamentais para o balanço hídrico e a atividade biológica (Reichert et al., 2011).

A adoção de terraços complementa o PD ao controlar o escoamento superficial em áreas declivosas, protegendo a estrutura do solo. Embora a construção dessas estruturas possa causar uma perturbação inicial nos estoques de carbono orgânico (EstCO) devido à ruptura de agregados, a literatura indica uma recuperação robusta ao longo do tempo. Estudos de Chen et al. (2020) e Qiang et al. (2021) demonstram que, após um período de 3 a 5 anos, as áreas terraceadas passam a apresentar maior eficiência no sequestro de CO, com acúmulos significativos que se estendem às camadas mais profundas e persistem por décadas.

A eficiência no uso de carbono orgânico (CO) no solo é diretamente influenciada pela diversidade microbiana e pela temperatura. A estabilização de CO é favorecida em ambientes de média diversidade biológica, onde a atividade microbiana promove o armazenamento de CO em vez de sua rápida mineralização (Liang et al., 2025; Azevedo et al., 2024). Além disso, fatores físicos como a textura do solo exercem influência direta: solos argilosos possuem maior capacidade de proteção física da matéria orgânica em comparação aos solos de textura média (Tivet et al., 2013; Ozório et al., 2024).

Portanto, o equilíbrio no balanço de CO edáfico é determinante para a mitigação das emissões de CO₂ para a atmosfera. No setor agrícola, esse balanço é favorecido pelo PD, fundamentado no não revolvimento, na rotação de culturas e na cobertura permanente do solo. Todavia, a literatura demonstra que, isoladamente, as premissas do PD podem ser insuficientes para conter a erosão hídrica em escala de encostas. Surge, então, a necessidade da adoção de práticas complementares, como o terraceamento. A interação do PD com a implementação de terraços possibilita o estabelecimento de um novo patamar de estabilidade para o CO, uma vez que a maior retenção hídrica e a redução do arraste de sedimentos favorecem a reestruturação física do solo. Esse processo amplia o tempo de residência de CO no solo.

RESUMO

AISAWA, Vanessa Gonçalves. **DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO NO SOLO EM ENCOSTAS COM E SEM TERRAÇOS AGRÍCOLAS**. 2026. 29f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Pós-Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias, Universidade Estadual de Londrina (UEL), 2026.

A erosão hídrica é um fator relevante que compromete a distribuição de carbono orgânico (CO) no solo em diversos sistemas agrícolas, a qual promove a remoção do solo e resíduos orgânicos, afetando sua dinâmica espacial. Áreas sob plantio direto (PD) em decorrência do maior aporte de resíduos vegetais e da maior atividade biológica favorecem o aumento na concentração de CO nas camadas superficiais. Além da erosão hídrica, a dinâmica de distribuição de carbono pode ser influenciada pela declividade ao longo do perfil na paisagem, que atua sobre a velocidade do escoamento superficial e a intensidade de arraste de CO até as áreas de deposição. A adoção de terraços é capaz de minimizar os efeitos de perdas e deslocamento de CO, protegendo a estrutura do solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar os teores de CO e o estoque de carbono orgânico (EstCO) em escala de encosta de uma bacia hidrográfica com e sem a presença de terraços, tendo como referência uma área adjacente sob mata nativa. Para a realização dessa avaliação foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-5 cm; 5-10 cm e 10-20 cm em duas encostas pareadas, sendo uma delas sem terraço (EST) e a outra com terraço (ECT) e uma área adjacente de mata nativa (MN) como referência, com a máxima similaridade topográfica entre elas. Foram analisados a densidade do solo (Ds), o teor de CO e o EstCO. Observou-se que houve o aumento significativo da Ds ao longo dos anos em todas as profundidades. A ECT e a EST apresentaram menor Ds na profundidade 0-5 cm em comparação às camadas mais profundas. Em relação ao CO foi verificado um gradiente decrescente significativo com o aumento da profundidade indicando maior acúmulo de CO nas camadas superficiais com exceção da ECT em 2022 que não houve diferença significativa entre as profundidades 0-5 cm e 5-10 cm. Todas as posições analisadas em 2022 e 2024 apresentaram aumento significativo da Ds na EST quando comparado a ECT. O CO e EstCO mostraram maiores valores no terço superior, com aumento significativo na ECT de 2022 para 2024 e significativamente igual na ECT em relação a EST em 2024. O CO apresentou reduções mais expressivas nas áreas de maior declividade (terço médio e inferior), portanto a

ausência de terraços pode potencializar esse efeito.

Palavras-chave: compactação do solo; conservação do solo e da água; controle de erosão; declividade; plantio direto.

ABSTRACT

AISAWA, Vanessa Gonçalves. **DISTRIBUTION OF SOIL CARBON ON HILLSLOPES WITH AND WITHOUT AGRICULTURAL TERRACES**. 2026. 29p. Thesis (Master's in Agronomy) – Graduate Program in Agronomy of the Center for Agricultural Sciences, State University of Londrina (UEL), 2026.

Water erosion is a significant factor that compromises the distribution of soil organic carbon (OC) across various agricultural systems, promoting the removal of soil and organic residues and affecting their spatial dynamics. Due to a higher input of plant residues and increased biological activity, areas under no-till (NT) systems favor an increase in OC concentration in the surface layers. In addition to water erosion, the dynamics of carbon distribution can be influenced by the slope gradient along the landscape profile, which affects the velocity of surface runoff and the intensity of OC transport to depositional areas. The adoption of terraces is capable of minimizing the effects of OC loss and displacement, thereby protecting the soil structure. The objective of this study was to evaluate OC levels and soil organic carbon stocks (SOCS) at the hillslope scale of a watershed with and without the presence of terraces, using an adjacent area under native forest (NF) as a reference. To perform this evaluation, soil samples were collected at depths of 0–5 cm, 5–10 cm, and 10–20 cm across two paired hillslopes one without terraces (WOT) and the other with terraces (WT) and an adjacent native forest (NF) area as a reference, ensuring maximum topographical similarity between them. Soil bulk density (Bd), OC content, and SOCS were analyzed. It was observed that there was a significant increase in Bd over the years at all depths. Both WT and WOT showed lower Bd at the 0–5 cm depth compared to deeper layers. Regarding OC, a significant decreasing gradient was observed as depth increased, indicating a higher accumulation of OC in the surface layers, with the exception of the WT in 2022, where there was no significant difference between the 0–5 cm and 5–10 cm depths. All positions analyzed in 2022 and 2024 showed a significant increase in Bd in the WOT compared to the WT. OC and SOCS showed higher values in the upper third of the slope, with a significant increase in the WT from 2022 to 2024, and were significantly equal in the WT compared to the WOT in 2024. OC showed more significant reductions in areas with steeper slopes (middle and lower thirds); therefore, the absence of terraces may intensify this effect.

Keywords: soil compaction; soil and water conservation; erosion control; slope gradient; no-tillage.

3 ARTIGO A: DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO NO SOLO EM ENCOSTA COM E SEM TERRAÇOS AGRÍCOLAS

3.1 INTRODUÇÃO

O ciclo de carbono orgânico (CO) no solo é influenciado por modificações ambientais e antrópicas, as quais promovem alterações nas propriedades do solo e nas entradas de CO e influênciam as atividades microbianas e consequentemente a dinâmica de estabilidade de CO no solo (Gross; Harrison, 2019).

A pluviosidade e as características topográficas em escala de encosta são fatores relevantes sobre a distribuição e o estoque de carbono orgânico (EstCO) no solo devido à direção dos fluxos de água, o acúmulo ou escoamento superficial que exerce influência sobre os processos erosivos, especialmente em locais com curvatura convexa e declives acentuados que favorecem a predominância de escoamento superficial durante os eventos de precipitação (Hancock et al., 2019; Wiesmeier et al., 2019). Portanto, os processos de erosão-deposição promovem a redistribuição lateral de CO ao longo da encosta.

Dessa forma, áreas conduzidas sob plantio direto (PD) aliado à adoção de terraços que são práticas conservacionistas complementares implicam na redução da exportação lateral de CO nessas áreas.

Assim, a implantação de terraços tende a promover, ao longo do tempo, a reestruturação física, química e biológica do solo em escala de encosta, decorrente do aumento da disponibilidade hídrica e do controle dos processos erosivos, favorecendo o incremento nos teores de CO e EstCO no solo e atenuando os efeitos negativos da erosão sobre a redistribuição de CO ao longo da encosta.

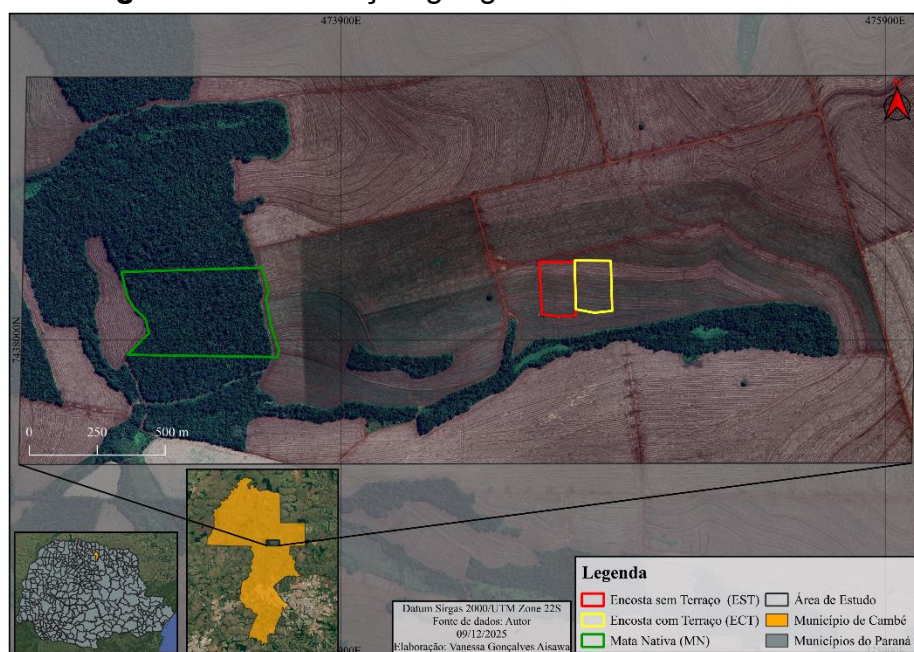
O objetivo da pesquisa foi avaliar o efeito dos terraços em semeadura direta sobre a distribuição dos teores de carbono orgânico (CO) e o estoque de carbono orgânico (EstCO) numa perspectiva temporal.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Local de Estudo e Coleta de Amostras

O presente estudo foi realizado em uma área localizada no município de Cambé, Paraná-PR sob as coordenadas geográficas 23°09'56''S e 51°14'30'' W (Figura 1), com altitude média de 530 m e precipitação média anual de 1.500mm (Nitsche et al., 2019). Nessa área (Figura 1) existem duas megaparcelsas que foram instaladas para o monitoramento hidrossedimentológico em uma bacia hidrográfica de primeira ordem desde 2017, conduzido pelo Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná) e a área de mata nativa.

Figura 1 – Localização geográfica da área do estudo.



Fonte: o próprio autor (2025).

De acordo com a classificação de Köppen (1900), o clima da área de estudo é o Subtropical úmido (Cfa), caracterizado por verões quentes e sempre úmido. A temperatura média anual é de 21°C, sendo a média mínima de 16°C e a média máxima de 29°C.

A origem do solo nessa área é a rocha de basalto, com o solo classificado como Latossolo Vermelho Distrófico no terço superior. No terço médio há a predominância do Nitossolo Vermelho Distrófico latossólico que se estende até o terço inferior

(Calegari et al., 2023; Santos et al., 2018). O solo apresenta textura muito argilosa, com teores médios de (730 g kg^{-1}) de argila, (120 g kg^{-1}) de silte e (150 g kg^{-1}) de areia em toda a área. A declividade média das encostas é de 10%, com mínima de 2% e máxima de 18%, apresentando um relevo levemente ondulado e perfil linear-convexo.

Na área do estudo em escala de encosta, foram delimitadas duas parcelas experimentais de 2,56 ha cada, com a máxima semelhança topográfica entre elas. Desde o ano de 2000 a área é conduzida sob plantio direto (PD) com sucessão de culturas, soja (*Glycine max*, L.) no verão e milho (*Zea mays*, L.) no inverno. Utilizaram-se grades de discos nos terraços pre-existentes na encosta. Em uma das parcelas da encosta (Figura 2), foram redimensionados em 2018 os cinco terraços de base larga (terço superior e terzo médio) e construídos com trator utilizando arado de 3 discos e uma lâmina traseira e o único terraço de base estreita (terço inferior) com carregadeira frontal. O distanciamento entre os terraços, foi calculado a partir de informações sobre a precipitação, declividade, classe de solo, uso da terra e o manejo do solo. O cálculo da precipitação baseou-se em uma duração de 24 horas um período de retorno de 10 anos e a taxa de infiltração foi determinada pelo método do infiltrômetro de anéis concêntricos. O projeto dos terraços considerou uma área de contribuição e declividade de 5% (terço superior e terzo médio) e de 12% (terço inferior). Geralmente em intervalos trienais são realizados escarificação e gradagem leve nas parcelas para o preparo do solo, no entanto a última escarificação foi realizada em agosto de 2019.

A avaliação de carbono orgânico (CO) e o estoque de carbono orgânico (EstCO) nessas encostas foram feitas em amostras coletadas em 2017 (antes da instalação dos terraços), em 2022 (quatro anos após a instalação dos terraços). Em 2024 (seis anos após a instalação dos terraços) foram coletadas novamente amostras de solos para comparar com as realizadas anteriormente. As amostras de 2017, 2022 e 2024 foram coletadas no campo no mês de agosto logo após a colheita do milho segunda safra.

Figura 2 – Encosta sem terraço (EST) e encosta com terraço (ECT).

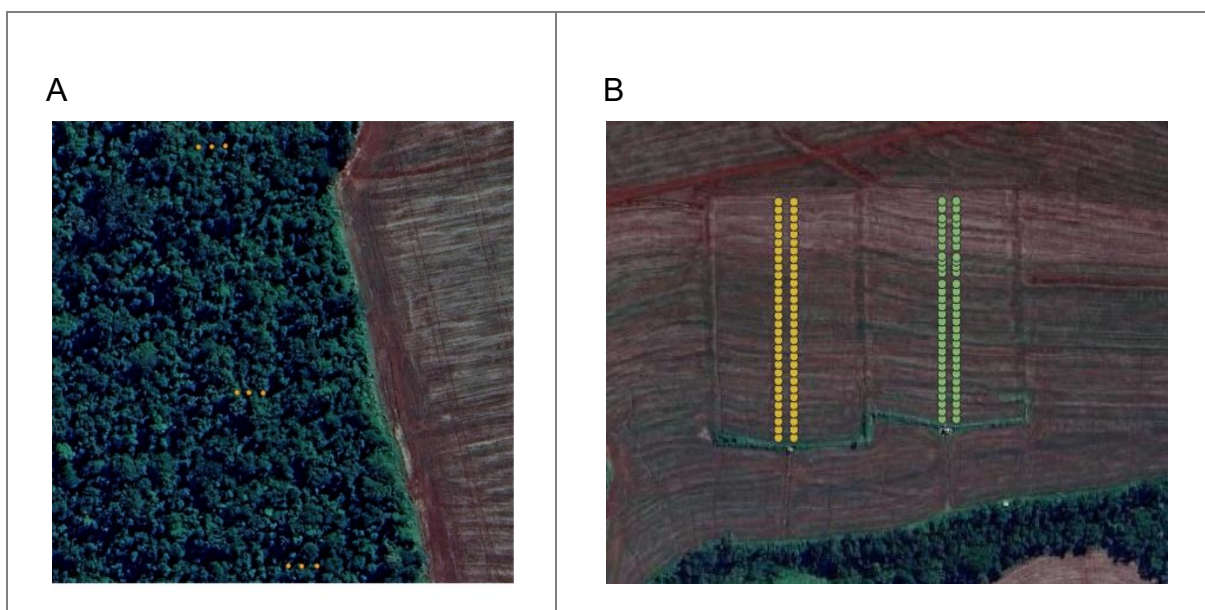


Fonte: Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR/PR).

Foram delimitados dois transectos no sentido perpendicular ao declive na EST e na ECT com uma malha amostral de seis metros de distância entre os pontos de coleta. Assim como nos anos anteriores, em 2024 foram coletados sessenta pontos por parcela em três profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) de amostras deformadas para determinação de CO e vinte pontos por parcela em três profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) de amostras indeformadas, através de cilindros com volume interno de 100 cm³ para determinação da densidade do solo (Ds).

Em setembro de 2025 foram realizadas coletas de solo na área de mata nativa (MN) sob as coordenadas geográficas 23°09'56''S e 51°15'29'' W, com altitude média de 530 m, com uma distância em linha reta de aproximadamente 1.080 metros da ECT e EST mantendo a máxima semelhança topográfica. A distância da borda da mata até o primeiro ponto da amostragem foi de 50 metros com a seguinte distribuição das posições na paisagem: três pontos no terço superior; três pontos no terço médio e três pontos no terço inferior espaçados entre si por seis metros dentro de cada posição. Em cada ponto as amostras deformadas para a determinação de CO foram coletadas em três profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) totalizando 27 amostras e repetindo a mesma malha amostral de amostras indeformadas, através de cilindros com volume interno de 100 cm³ para determinação da (Ds).

Figura 3 – Disposição dos pontos de amostragem ao longo dos transectos amostrais: mata nativa (A) e encosta sem terraço e encosta com terraço (B).



Fonte: Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR/PR).

Pontos amostrais referente a EST estão representados por círculos amarelos ao passo que os pontos amostrais da ECT são indicados por círculos verdes.

As posições de amostragem do solo na área de mata nativa (MN) acompanharam a máxima similaridade topográfica em relação a ECT e EST.

3.2.2 Análises em Laboratório

I - Determinação da densidade do solo

A densidade do solo foi determinada pelo método do cilindro volumétrico (EMBRAPA, 1997). As amostras de solo indeformadas foram niveladas na altura do cilindro tanto na parte superior quanto na inferior, logo em seguida foi realizada a pesagem de cada amostra sendo denominada como peso de campo e logo após acondicionadas em estufa por 48 horas à 105°C. Após a secagem, aguardou-se o resfriamento das amostras até atingir uma temperatura em torno de 25°C e realizou-se uma nova pesagem conhecida como peso seco. Os cilindros já haviam sido identificados e pesados antes da coleta das amostras no campo.

O volume do cilindro volumétrico foi determinado através da seguinte equação:

$$V = \pi r^2 * h$$

Onde:

V= volume

π = Pi 3,14

r^2 = raio ao quadrado

h= altura

A densidade do solo foi determinada pela equação logo abaixo:

$$Ds = \frac{a}{b}$$

Onde:

Ds= densidade do solo da profundidade (g cm³)

a = massa seca da amostra seca à 105°C (g)

b = volume do cilindro (cm³)

II - Determinação de carbono orgânico (CO)

As amostras de solo deformadas foram acondicionadas em estufa com ventilação forçada por 48 horas a 45°C, após a secagem as amostras de terra fina seca ao ar (TFSA) foram peneiradas em malha de 2 mm. Utilizou-se o método de Walkley e Black (1934), que consiste na oxidação da matéria orgânica (MO) via úmida pelo dicromato de potássio (K₂CR₂O₇) 1N e adição de ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado tendo como finalidade acelerar a reação devido ao aquecimento gerado, onde, o excesso de K₂CR₂O₇ é titulado com F₂SO₄ (Yeomans & Bremner, 1988) e o cálculo do teor de MO é determinado pela quantidade de K₂CR₂O₇ reduzido.

Pesou-se uma fração de 1,0 g de solo de cada amostra e transferiu-se para erlenmeyer de 250 ml, em cada amostra adicionaram-se 10 mL de dicromato de potássio (K₂CR₂O₇) 1N e 10 ml de ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado. Após o resfriamento das amostras adicionaram-se em cada amostra 3 mL de ácido ortofosfórico concentrado (H₃PO₄), em seguida foi adicionado em cada amostra 0,5 ml do indicador difinilamina 1% e realizou-se a titulação com a solução de sulfato ferroso F₂SO₄ 1N até a amostra apresentar coloração verde. A cada 30 amostras foram feitas 2 amostras em branco (somente com K₂CR₂O₇ e H₂SO₄, difinilamina 1%) e tituladas e 1 amostra com um solo padrão, ambos com volumes já conhecidos de sulfato ferroso F₂SO₄ 1N utilizados na titulação.

Para obter o teor de CO de cada amostra calculou-se o percentual de CO a

partir da equação:

$$\%CO = \frac{(V2 - V1)}{g} \times f \times 0,3896$$

Onde:

%CO = percentual de C orgânico (%)

V₁ = volume de F₂SO₄ 1N utilizados na titulação (ml/L)

V₂ = volume de F₂SO₄ 1N utilizados na titulação (ml/L)

f = valor 1 (fator da correção da solução de F₂SO₄ 1N)

0,3896 = valor obtido da relação $\frac{0,30}{0,77}$, sendo: 0,30 (equivalente g de CO em 100g) e 0,77 (indica a eficiência do método 77%)

Para fazer a conversão de %CO para g kg⁻¹ de CO, multiplicou-se por 10 a % de CO conforme equação:

$$CO(gkg^{-1}) = \%CO \times 10$$

O estoque de carbono orgânico (EstCO) de cada amostra foi calculado pelo método da massa de solo equivalente (MSE) recomendado por Carvalho et al. (2009), baseado em Moraes et al. (1996) utilizando a mata nativa (MN) como área de referência, conforme a equação:

$$EstCO = \frac{CO * D_{strat} * (\frac{D_{sref}}{D_{strat}} * e)}{10}$$

Onde:

EstCO= estoque de carbono orgânico (Mg.ha⁻¹)

CO= carbono orgânico na profundidade avaliada (g kg⁻¹)

D_{sref}= densidade do solo da área de referência (g cm⁻³)

D_{strat}= densidade do solo do tratamento avaliado (g cm⁻³)

e = espessura da camada considerada (cm)

3.2.3 Análise Estatística

Todas as análises foram realizadas no software R (versão 4.4.2). O banco de dados foi previamente submetido aos testes de normalidade e homogeneidade de variâncias, entretanto, não atenderam aos pressupostos para análises paramétricas.

Dessa forma, as comparações entre médias foram realizadas por meio dos testes não paramétricos de Wilcoxon e Kruskal-Wallis e, quando observada significância estatística, procedeu-se à comparação múltipla das medianas pelo teste de Dunn à 5% de significância ($p \leq 0,05$).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Estatística Descritiva, IC 95% e Comparação Temporal da Ds, CO e EstCO Sob Diferentes Usos e Práticas Conservacionistas do Solo.

Os resultados obtidos da análise descritiva da densidade do solo (Ds), carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO) do perfil do solo (0-20 cm) estão apresentados na Tabela 1 e representados nas Figuras 4, 5 e 6 evidenciando variações desses atributos ao longo do tempo em função das diferentes condições de uso do solo: condição inicial (INICIAL), encosta com terraço (ECT), encosta sem terraço (EST) avaliadas nos anos de 2017, 2022, 2024, além da área de referência de mata nativa (MN), amostrada em 2025.

Tabela 1. Estatística descritiva e intervalo de confiança (IC) 95% da densidade do solo (Ds), teor de carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO).

Ano	Uso do solo	Mp	Md	$\delta\bar{x}$	Min	Max	IC 95% inferior	IC 95% superior	CV%
Densidade do solo (Ds) g cm⁻³									
2017	INICIAL	1,31	1,24	0,006	1,21	1,48	1,30	1,32	9,16
2022	ECT	1,30	1,31	0,008	1,06	1,53	1,28	1,31	8,46
	EST	1,34	1,34	0,006	1,02	1,49	1,33	1,35	6,72
2024	ECT	1,40	1,42	0,007	1,06	1,63	1,39	1,41	7,14
	EST	1,43	1,44	0,007	1,11	1,61	1,42	1,44	6,99
2025	MN	1,00	0,99	0,026	0,58	1,20	0,94	1,05	14,00
Carbono orgânico (CO) g kg⁻¹									
2017	INICIAL	18,98	20,37	0,22	7,59	30,5	18,55	19,41	22,44
2022	ECT	15,25	15,72	0,30	5,43	32,88	14,66	15,84	26,62
	EST	17,48	17,98	0,31	5,71	31,42	17,48	18,09	23,68
2024	ECT	14,53	14,92	0,34	4,95	29,04	13,86	15,20	31,25

	EST	15,18	15,30	0,34	7,21	28,89	14,51	15,85	29,97
2025	MN	29,30	30,16	1,34	18,47	40,32	26,67	31,93	23,79

Estoque de carbono orgânico (EstCO) Mg ha ⁻¹									
2017	INICIAL	13,28	11,62	0,18	5,46	24,09	12,93	13,63	36,75
2022	ECT	10,78	9,02	0,26	3,31	19,5	10,27	11,29	44,99
	EST	12,33	10,54	0,27	5,6	28,66	11,80	12,86	42,74
2024	ECT	10,08	8,77	0,22	2,98	18,42	9,65	10,51	43,35
	EST	10,43	9,9	0,18	5,31	17,51	10,08	10,78	35,19
2025	MN	21,50	16,97	1,52	8,72	43,0	18,52	24,48	36,65

Fonte: o próprio autor (2025).

Mp= média ponderada; Md= mediana; $\delta\bar{x}$ = erro padrão; Min = mínimo, Max = máximo; CV= coeficiente de variação.

Valores do EstCO referente a (INICIAL, ECT e EST) ajustados pelo método da massa de solo equivalente (MSE) recomendado por Carvalho et al. (2009), baseado em Moraes et al. (1996) utilizando a mata nativa (MN) como área de referência.

O coeficiente de variação (CV%) foi utilizado para caracterizar a variabilidade dos dados. De acordo com Warrick e Nielsen (1980), a classificação do CV% é de (<12% - baixa; 12%< CV <60% - média e >60% - alta), sendo assim (tabela 1) o CV% na Ds demonstrou baixo (6,72% a 9,16%), exceto para o tratamento MN que foi médio (14,00%) e para o teor de CO houve uma variação entre (22,44% a 31,25%) e no EstCO de (35,19% a 44,99%) ambos classificados com CV% médio. Isso demonstra que os dados apresentaram baixa variabilidade, indicando que um CV% médio é reflexo da variabilidade espacial inerente em condições de campo sob os usos do solo.

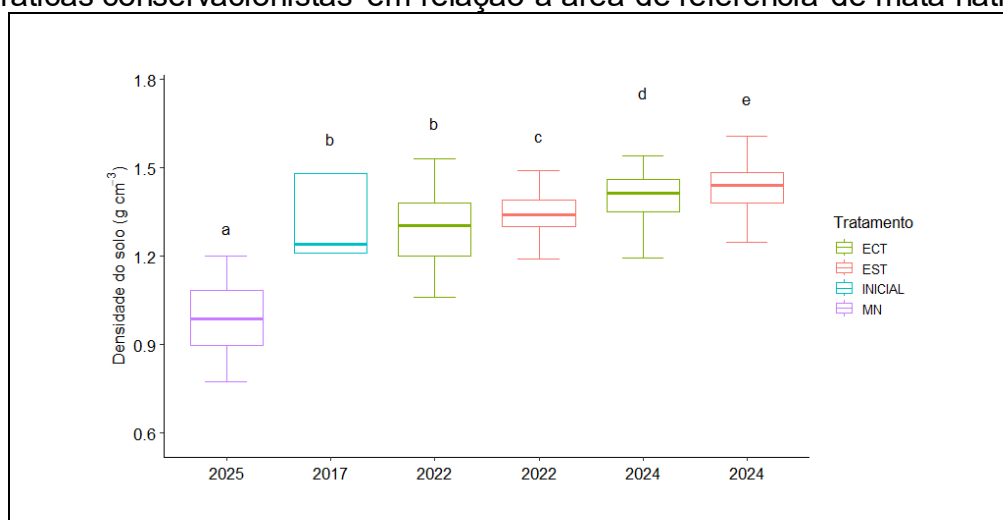
Em relação ao intervalo de confiança (IC) à 95%, foi empregado para avaliar a precisão das estimativas da média. Considerando que todos os resultados do (IC) (tabela 1) indicaram uma baixa amplitude entre o IC superior e IC inferior, sendo assim, apontando uma boa precisão das estimativas da média.

Com base nos resultados da densidade do solo (Ds), permitiu-se verificar mudanças significativas sobre esse atributo entre os diferentes usos do solo e na presença ou ausência dos terraços ao longo dos anos (Figura 4). Ao comparar a Ds da área de referência mata nativa (MN), com valor de 1,0 g cm⁻³ com a condição INICIAL em 2017 de 1,31 g cm⁻³, constatou-se uma diferença significativa, com um aumento de 31%. Em relação ao ano de 2022, também foram observados aumentos significativos quando comparados à MN, sendo de 30% na ECT (1,30 g cm⁻³) e de 34% na EST (1,34 g cm⁻³). No ano de 2024 a ECT e a EST apresentaram valores ainda mais elevados -- 1,40 g cm⁻³ na ECT e 1,43 g cm⁻³ na EST -- os quais, em

relação à MN ($1,0 \text{ g cm}^{-3}$) corresponderam a aumentos significativos de 40% na e 43%, respectivamente.

Em contraste com áreas sob uso agrícola, a MN apresenta maior estabilidade estrutural e reduzida compactação, refletindo-se em valores de Ds significativamente mais baixos (Balin et al., 2017; Ramos et al., 2019). Tal comportamento é intrínseco aos ambientes naturais, onde a intensa atividade biológica e a proteção permanente da superfície asseguram uma arquitetura edáfica mais porosa e menos adensada.

Figura 4. Variação temporal da densidade do solo (Ds) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa.



Fonte: o próprio autor (2025).

Tratamento: encosta com terraço (ECT); encosta sem terraço (EST); condição inicial (INICIAL); mata nativa (MN). Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância. Na análise estatística dos dados, o rol da Ds foi organizado em ordem crescente, iniciando pelos menores valores (menor compactação) e avançando para os maiores em relação a MN.

A condição INICIAL (2017) não diferiu significativamente da ECT (2022). Contudo, quando comparada à EST (2022), apresentou aumento significativo de 2,3%, passando de $1,31 \text{ g cm}^{-3}$ em 2017 para $1,34 \text{ g cm}^{-3}$ em 2022.

Ao comparar a condição INICIAL (2017) com o ano de 2024 foram observados aumentos significativos da Ds tanto na ECT quanto na EST. Em 2017, a Ds foi de $1,31 \text{ g cm}^{-3}$, enquanto em 2024 apresentou valores de $1,40 \text{ g cm}^{-3}$ na ECT e de $1,43 \text{ g cm}^{-3}$ na EST, indicando elevação de 6,9% e 9,2%, respectivamente. Esses resultados apontam um incremento na Ds ao longo dos anos na EST de $0,12 \text{ g cm}^{-3}$ em relação ao ano de 2017.

Considerando especificamente o período de 2022 a 2024, com o objetivo de avaliar o efeito dos terraços sobre a Ds, observou-se um incremento tanto na ECT

quanto na EST. Na ECT a D_s foi de $1,30 \text{ g cm}^{-3}$ em 2022, aumentando para $1,40 \text{ g cm}^{-3}$ em 2024, correspondendo a uma diferença de 7,7%. Forma semelhante, na EST a D_s passou de $1,34 \text{ g cm}^{-3}$ em 2022 para $1,43 \text{ g cm}^{-3}$ em 2024, representando uma diferença de 6,7%. Ao comparar a ECT e EST dentro do mesmo ano, verificou-se que, tanto em 2022 quanto em 2024, a EST demonstrou valores significativamente maiores de D_s em relação à ECT.

Os resultados mostraram o maior aumento na D_s de $0,43 \text{ g cm}^{-3}$ na EST no ano de 2024 em relação a área de mata nativa (MN), isso ratifica a vulnerabilidade física deste sistema, evidenciando maior compactação do solo na área, esse efeito pode estar relacionado a maiores perdas de água por erosão hídrica (Londero et al., 2018), o que promove impactos negativos afetando a dinâmica da água na área (Gubiani et al., 2015).

Mesmo em áreas terraceadas, essa tendência de elevação na compactação corrobora com pesquisas anteriores em condições edafoclimáticas e sistemas de uso semelhantes. Tavares Filho et al. (2012) também constataram o incremento da D_s em áreas de PD com terraços sob ausência de intervenção mecanizada (como a escarificação). Tal fenômeno é atribuído à acomodação natural das partículas e ao tráfego de maquinário, fatores cujo monitoramento é crítico, especialmente em solos argilosos. O controle da umidade durante as operações agrícolas é, portanto, indispensável para mitigar a redução das taxas de infiltração e evitar o escoamento superficial, os quais prejudicam o desenvolvimento radicular e a produtividade das culturas (Giarola et al., 2025).

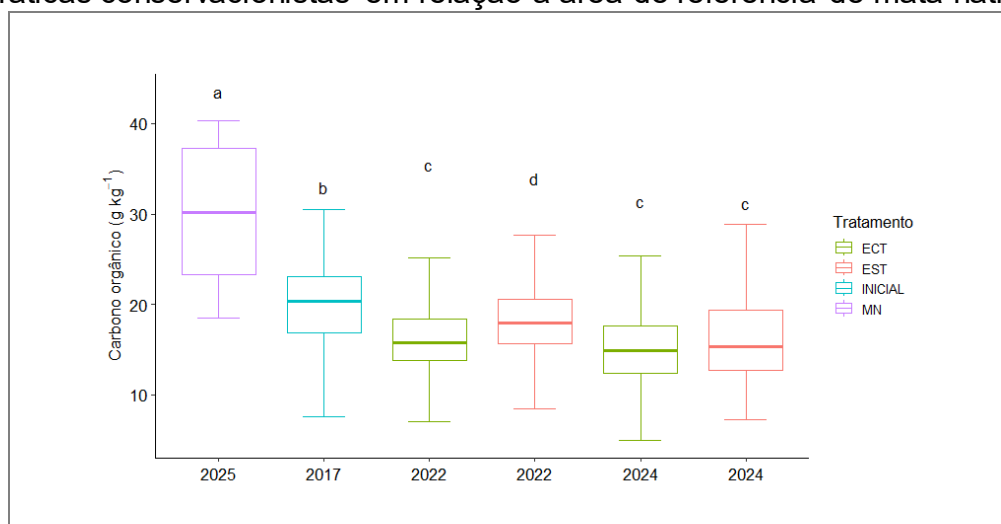
Em relação ao carbono orgânico (CO) os resultados apresentados na Figura 5 indicam que a mata nativa (MN) apresentou diferença significativa em comparação aos demais usos do solo nos anos de 2017, 2022 e 2024. O teor do CO da MN de $29,30 \text{ g kg}^{-1}$, enquanto na condição INICIAL, em 2017, foi de $18,98 \text{ g kg}^{-1}$, resultando em redução significativa de 35,2% antes da adoção dos terraços.

Ao comparar a MN com a ECT e EST no ano de 2022, verificou-se que os teores de CO foram de $15,25 \text{ g kg}^{-1}$ na ECT e $17,48 \text{ g kg}^{-1}$ na EST, correspondendo a perdas significativas de 48% e 40,34% respectivamente. No ano de 2024 as perdas de CO em relação à MN foram ainda maiores, sendo observados valores de $14,53 \text{ g kg}^{-1}$ CO e a EST $15,18 \text{ g kg}^{-1}$, o que representou diferenças significativas, com reduções de 50,4% e 48,2%, respectivamente.

A conversão da vegetação nativa em sistemas agrícolas promove a reduções

acentuadas de CO, em função da ruptura do equilíbrio dinâmico do solo. Esse processo de degradação altera o fluxo de CO, intensificando a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e desestabilizando o ciclo global do carbono (Lal et al., 2019).

Figura 5. Variação temporal de carbono orgânico (CO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa.



Fonte: o próprio autor (2025).

Tratamento: encosta com terraço (ECT); encosta sem terraço (EST); condição inicial (INICIAL); mata nativa (MN). Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância. Na análise estatística dos dados, o rol do CO foi organizado em ordem decrescente, iniciando pelos maiores valores e avançando para os menores em relação a MN.

A condição INICIAL em 2017, apresentou teor de CO de 18,98 g kg⁻¹. Ao comparar esse valor com a ECT e EST em 2022, é possível observar que tanto a ECT quanto a EST apresentaram diferenças significativas nos teores de CO no solo. Na ECT o teor foi de 15,25 g kg⁻¹, enquanto na EST foi de 17,48 g kg⁻¹, representando uma redução de 19,7% na área com terraço e de 7,9% na área sem terraços. A maior perda de CO na ECT pode ser atribuída à maior mobilização da área, uma vez que, na condição INICIAL, os terraços encontravam-se irregulares, sendo necessário sua remoção e posterior implantação de forma adequada, conforme descrito na seção de material e métodos. Em 2024 as perdas de CO foram ainda mais expressivas com valores de 14,53 g kg⁻¹ na ECT e de 15,18 g kg⁻¹ na EST, correspondendo a reduções significativas de 23,4 e 20%, respectivamente, em comparação ao teor de CO da condição INICIAL em 2017.

Considerando a comparação temporal dentro da presença ou ausência da prática conservacionista (ECT × ECT e EST × EST), no intervalo de 2022 a 2024, verificou-se que a ECT não apresentou diferença significativa no teor de CO entre os

anos avaliados. Por outro lado, a EST apresentou diferença significativa, com teor de $17,48 \text{ g kg}^{-1}$ em 2022 e $15,18 \text{ g kg}^{-1}$ em 2024, correspondendo a uma redução de 13,2% no teor de CO.

Ao analisar as diferenças entre as práticas conservacionistas dentro de cada ano, verificou-se que, em 2022, o teor de CO de $15,25 \text{ g kg}^{-1}$ na ECT diferiu significativamente do observado na EST, com $17,48 \text{ g kg}^{-1}$. Por outro lado, em 2024, os teores de $14,53 \text{ g kg}^{-1}$ na ECT e $15,18 \text{ g kg}^{-1}$ na EST não apresentaram diferença significativa entre si.

No período de dois anos a EST apontou resultados que comprometem a conservação do solo, pois, promoveu uma perda de $2,3 \text{ g kg}^{-1}$ de CO. Essa redução de CO ao longo do tempo em encosta sem terraços também foi observada por Giarola et al. (2025) na região de Ponta Grossa- PR, na qual os teores de CO foram avaliados ao longo de um período de 3 anos. Conforme preconizado por Lal (2019), áreas propensas a processos erosivos exibem taxas elevadas de perda de CO. A desagregação do solo remove a proteção física dos compartimentos de CO, facilitando o acesso de microrganismos, o que catalisa a decomposição de CO anteriormente protegida no interior dos agregados.

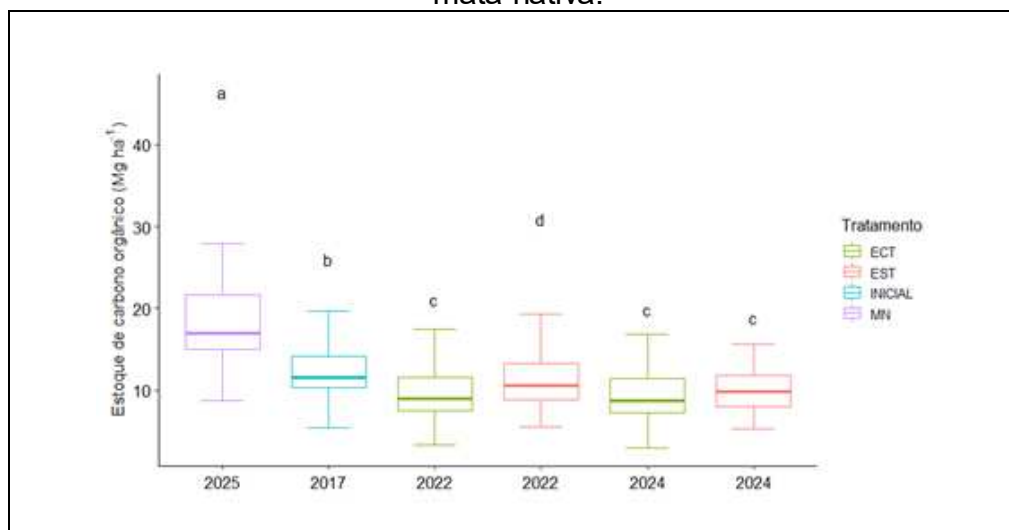
Embora os fluxos de CO sejam influenciados pelas particularidades climáticas locais, estudos conduzidos na China corroboram o potencial temporal do terraceamento. Chen et al. (2020) observaram que a eficiência no sequestro de CO torna-se evidente a partir do quinto ano de implementação de terraços. De forma análoga, Qiang et al. (2021) verificaram incrementos significativos de CO na camada superficial (0-20 cm) entre 3 e 10 anos de adoção, com manutenção nos teores do CO em profundidade por até três décadas. Essas publicações internacionais, mesmo sob distintos regimes pedoclimáticos, reforçam a hipótese de que o terraceamento favorece a estabilização de CO a longo prazo em relação a áreas sem práticas conservacionistas complementares.

Os teores de CO observados nesta pesquisa podem ser futuramente potencializados mediante a adoção de sistemas de rotação de culturas. Tavares Filho et al. (2012) ressaltam que a combinação de terraços com a diversidade de espécies vegetais favorece o aporte de CO no solo, uma vez que a variabilidade radicular e de biomassa aérea complementa a proteção física dos terraços. Portanto, a rotação de culturas configura-se como um manejo complementar estratégico para elevar o armazenamento de CO em escala de encosta.

Em relação ao estoque de carbono orgânico (EstCO), a área de referência de mata nativa (MN) apresentou um valor de 21,5 Mg ha⁻¹. Em comparação a esse referencial, a condição INICIAL em 2017 com valor de 13,28 Mg ha⁻¹ apresentou um estoque inferior de 38,2%. Ao analisar o EstCO na presença de práticas conservacionistas ECT 10,78 Mg ha⁻¹ e ausência de práticas conservacionistas EST 12,33 Mg ha⁻¹ em 2022, verificaram-se reduções significativas de 49,9% e 42,7%, respectivamente, em relação à MN. No ano de 2024, os estoques foram de 10,08 Mg ha⁻¹ na ECT e 10,43 Mg ha⁻¹ na EST, indicando perdas significativas de 53,1% e 51,5% quando comparados à referência MN (Figura 6).

Solos sob vegetação nativa tendem a manter estoques de carbono (EstCO) estáveis ao longo do tempo (Bayer; Diekow, 2023). Contudo, a conversão para outros usos frequentemente resulta em declínio desse estoque; em áreas sob plantio direto (PD), essa redução está associada aos processos erosivos e mineralização, cujas taxas de perda superam o aporte de carbono no sistema (Thomaz; Kurasz, 2023).

Figura 6. Variação temporal do estoque de carbono orgânico (EstCO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa.



Fonte: o próprio autor (2025).

Tratamento: encosta com terraço (ECT); encosta sem terraço (EST); condição inicial (INICIAL); mata nativa (MN). Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância. Na análise estatística dos dados, o rol do EstCO foi organizado em ordem decrescente, iniciando pelos maiores valores e avançando para os menores em relação a MN.

A comparação do EstCO entre os anos de 2017, 2022 e 2024 e as diferentes condições de uso do solo revelou diferenças significativas, com exceção da variação entre as ECT de 2022 e 2024. Tomando o valor do EstCO em 2017 (13,28 Mg ha⁻¹),

a ECT apresentou reduções significativas de 18,8% em 2022 (10,78 Mg ha⁻¹) e de 24,1% em 2024 (10,08 Mg ha⁻¹). Para a EST, as reduções em relação a 2017 foram de 7,2% em 2022 (12,33 Mg ha⁻¹) e de 21,2% em 2024 (10,43 Mg ha⁻¹), evidenciando perdas progressivas no EstCO ao longo do período analisado.

A EST apresentou redução do EstCO equivalente a 1,9 Mg ha⁻¹ no período de 2022 a 2024, aproximadamente 0,95 Mg ha⁻¹ de perda anual. Sendo assim, evidenciando menor capacidade de retenção de CO na área. Em 2022, o EstCO foi de 12,33 Mg ha⁻¹, enquanto em 2024 foi de 10,43 Mg ha⁻¹, correspondendo a perdas significativas de 15,4%. Embora o PD apresente potencial para o incremento de CO no solo, por si só não garante o aumento do EstCO, atuando principalmente na sua manutenção. Assim, o incremento efetivo depende da adoção de práticas conservacionistas complementares e deve ser analisado sob uma perspectiva temporal.

Já o EstCO da ECT, em 2024, apresentou valor absoluto de 10,08 Mg ha⁻¹, superando o montante de 7,33 Mg ha⁻¹ relatado por Thomaz e Kurasz (2023) em área manejada sob PD com quatro décadas de condução. Esses dados corroboram a premissa de que o PD, sem a combinação de práticas conservacionistas complementares apresenta limitações na elevação do EstCO. Portanto, a interação de terraços atua como um catalisador na preservação de CO, superando o desempenho de áreas manejadas apenas com o não revolvimento.

3.3.2 Comparação Temporal da Ds, CO e EstCO Sob Diferentes Usos e Práticas Conservacionistas do Solo nas Profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm).

A análise vertical do perfil do solo evidenciou a variação da densidade do solo (Ds) ao longo das camadas e sua evolução temporal nos diferentes sistemas de manejo.

Na MN, a Ds apresentou diferença significativa apenas entre as profundidades de 0–5 cm e 10–20 cm, com valores de 0,86 g cm⁻³ e 1,08 g cm⁻³, respectivamente, indicando aumento da densidade com a profundidade.

Em 2017, a Ds foi de 1,31 g cm⁻³ em todas as profundidades, não havendo diferença significativa entre as camadas, o que demonstra um perfil mais homogêneo nesse período.

Nos anos de 2022 e 2024, observou-se diferença significativa entre a camada

superficial (0–5 cm) e as camadas subsuperficiais (5–10 cm e 10–20 cm), tanto na ECT quanto na EST, evidenciando incremento da Ds em profundidade. Na ECT, em 2022, a Ds foi de 1,25 g cm⁻³ na camada de 0–5 cm e de 1,32 g cm⁻³ nas demais profundidades. Na EST, os valores foram de 1,28 g cm⁻³, 1,35 g cm⁻³ e 1,37 g cm⁻³, respectivamente.

Em 2024, verificou-se aumento adicional da Ds tanto na ECT quanto na EST. A ECT apresentou valores de 1,34 g cm⁻³, 1,42 g cm⁻³ e 1,42 g cm⁻³ nas camadas de 0–5 cm, 5–10 cm e 10–20 cm, respectivamente, enquanto a EST registrou 1,38 g cm⁻³, 1,43 g cm⁻³ e 1,46 g cm⁻³. Esses resultados indicam não apenas maior densidade nas camadas mais profundas, mas também tendência de incremento da Ds ao longo dos anos, especialmente nas camadas subsuperficiais.

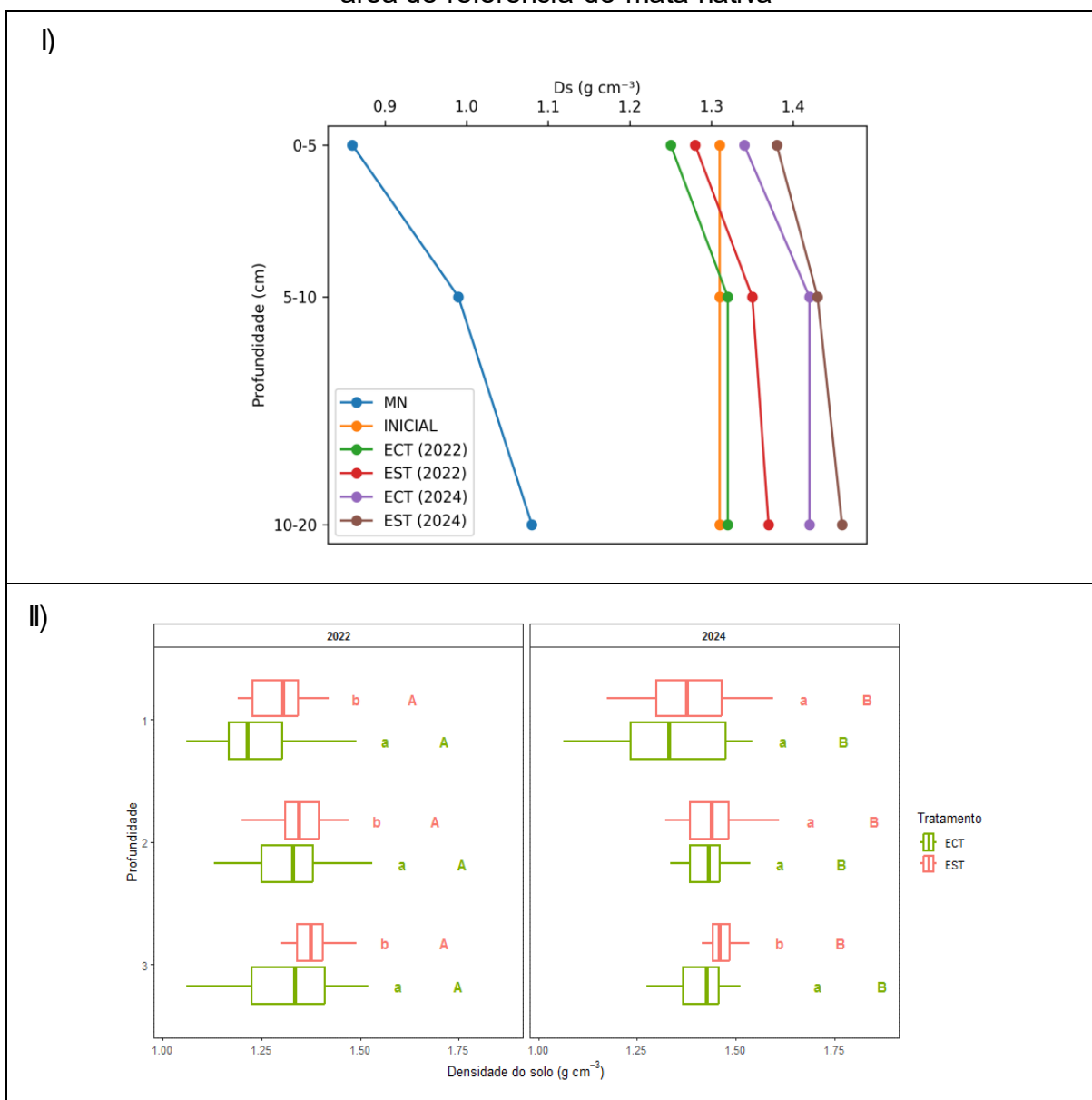
A Ds da MN assim como esperado mostrou-se menor em todas as profundidades em relação as áreas analisadas ao longo dos anos (2017, 2022 e 2024).

Sob uma perspectiva comparativa entre manejos, analisando a ECT e a EST dentro de cada profundidade e ano de avaliação, observa-se que a encosta manejada sob PD com adoção de terraços desde 2018 ainda não foi suficiente para recuperar a Ds aos níveis de referência observados na mata nativa (MN).

Em 2022, a EST apresentou valores de Ds superiores aos da ECT em todas as profundidades avaliadas. Já em 2024, verificou-se que a EST manteve maior valor de Ds apenas na camada de 10–20 cm, enquanto nas demais profundidades os valores foram semelhantes entre os manejos.

Evidenciou-se que o manejo com terraços em PD, apesar de seus benefícios, não impede o aumento da Ds devido ao tráfego mecanizado. Esse adensamento compromete a qualidade estrutural do solo, promovendo uma transição na gênese dos agregados: há uma supressão das formas biogênicas e um incremento das fisiogênicas (Reis Ferreira et al., 2020), o que reflete a predominância de forças físicas de compactação sobre os processos biológicos de estruturação no solo.

Figura 7. Distribuição da densidade do solo (D_s) nas profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa



Fonte: o próprio autor (2025).

(7.II) Profundidade 1 (0-5 cm), 2 (5-10 cm) e 3 (10-20 cm). Letras minúsculas indicam diferença significativa entre tratamentos (mesmo ano e profundidade), enquanto letras maiúsculas comparam os anos (mesmo tratamento e profundidade) pelo teste de Kruskal-Wallis à 5% de significância.

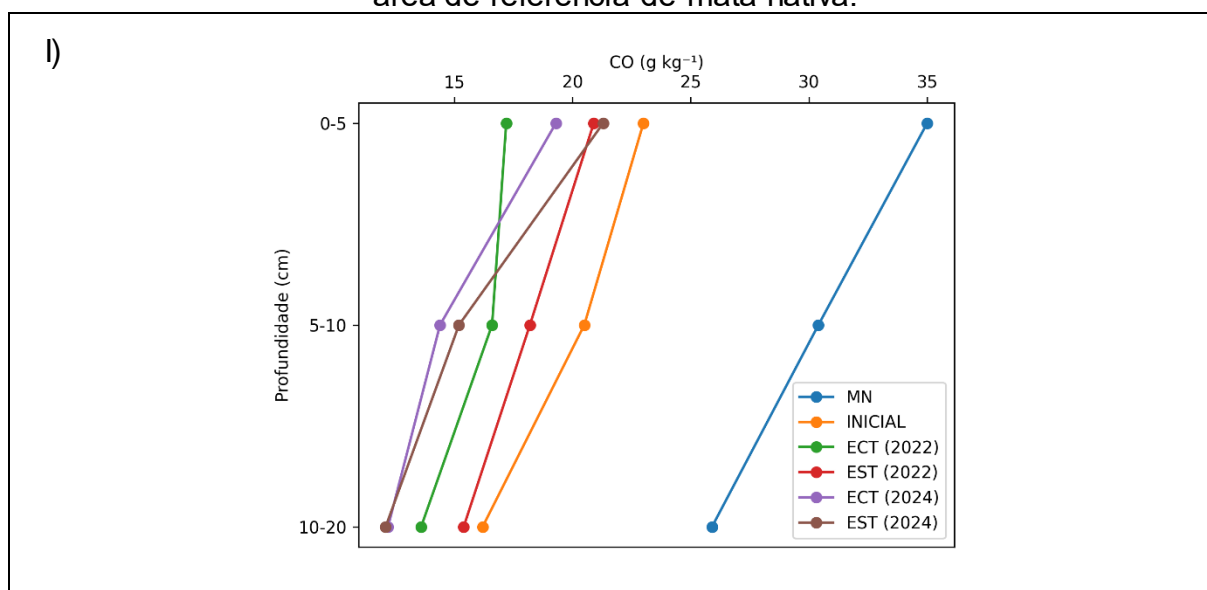
A menor D_s observada na camada de 0–5 cm, tanto na ECT quanto na EST, pode ser atribuída ao maior aporte de matéria orgânica (MO) na superfície do solo, que favorece a agregação e reduz a densidade, além do revolvimento superficial promovido pela semeadura, que contribui para maior desagregação e aumento da porosidade nessa camada.

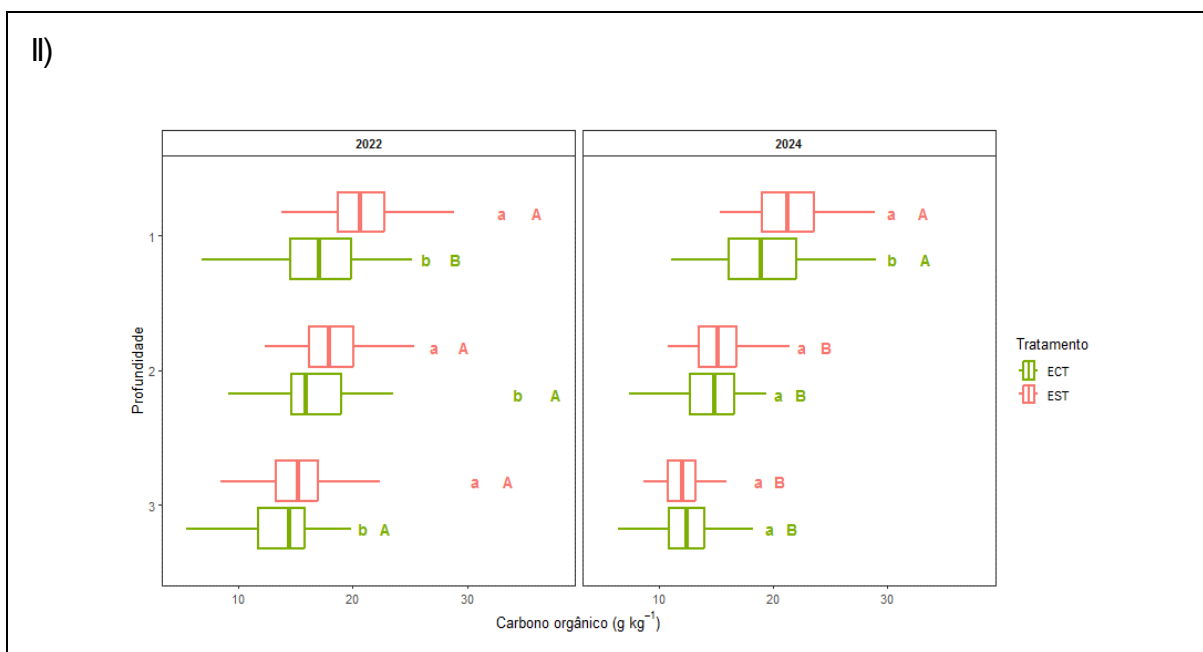
A distribuição de carbono orgânico (CO) na área de referência sob mata nativa

(MN) e na condição (INICIAL) e de presença ou ausência de práticas conservacionistas (ECT e EST) evidenciaram diferenças significativas entre as profundidades avaliadas, representadas na Figura 8. Na MN, observou-se redução dos teores de CO com o aumento da profundidade, com valores de 35 g kg^{-1} na camada de 0-5 cm, $30,4 \text{ g kg}^{-1}$ em 5-10 cm e $25,9 \text{ g kg}^{-1}$ em 10-20 cm, sendo a diferença estatisticamente significativa apenas entre as profundidades de 0-5 cm e 10-20 cm.

Em consonância com o estudo de Matias et al. (2012), a MN apresentou maiores teores de CO em todo o perfil quando comparada à área sob PD. O acúmulo preferencial de carbono na camada superficial deve-se ao aporte de resíduos vegetais. Conforme aponta Silva (2023), adicionalmente, a baixa solubilidade do material orgânico reduz a translocação, o que limita a lixiviação de carbono para camadas mais profundas.

Figura 8. Distribuição de carbono orgânico (CO) nas profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa.





Fonte: o próprio autor (2025).

(8.II) Profundidade 1 (0-5 cm), 2 (5-10 cm) e 3 (10-20 cm). Letras minúsculas indicam diferença significativa entre tratamentos (mesmo ano e profundidade), enquanto letras maiúsculas comparam os anos (mesmo tratamento e profundidade) pelo teste de Kruskal-Wallis à 5% de significância.

Na condição INICIAL, em 2017, o CO apresentou diferença significativa entre as profundidades, demonstrando decréscimo progressivo ao longo do perfil do solo, com valores de 23,0 g kg⁻¹ em 0–5 cm, 20,5 g kg⁻¹ em 5–10 cm e 16,2 g kg⁻¹ em 10–20 cm.

Em 2022, os teores de CO na ECT foram de 17,2 g kg⁻¹, 16,6 g kg⁻¹ e 13,6 g kg⁻¹, enquanto na EST foram de 20,9 g kg⁻¹, 18,2 g kg⁻¹ e 15,4 g kg⁻¹, nas respectivas profundidades de 0–5 cm, 5–10 cm e 10–20 cm. Em 2024, a ECT apresentou valores de 19,3 g kg⁻¹, 14,4 g kg⁻¹ e 12,2 g kg⁻¹, e a EST de 21,3 g kg⁻¹, 15,2 g kg⁻¹ e 12,1 g kg⁻¹, seguindo a mesma ordem de profundidade (0–5 cm, 5–10 cm e 10–20 cm).

Em ambos os anos, observa-se um gradiente vertical de redução de CO ao longo do perfil do solo, com maiores teores na camada superficial e decréscimo progressivo nas camadas subsuperficiais. Esse padrão foi estatisticamente significativo tanto na ECT quanto na EST, exceto entre as profundidades de 0–5 cm e 5–10 cm na EST em 2022.

Na análise de 2022 (Figura 8.II) entre a presença e ausência de práticas conservacionistas (ECT e EST) foi observada diferença significativa em todas as profundidades analisadas. Em todas elas, os valores de CO na ECT foram inferiores aos da EST. No ano de 2024, a diferença significativa restringiu-se apenas à camada superficial 0-5 cm, mantendo a tendência de menores valores para a ECT. Nas

camadas mais profundas, a disparidade não foi estatisticamente relevante.

A principal hipótese para os menores teores de CO encontrados na ECT reside no histórico operacional da área. Em 2018, houve um redimensionamento dos terraços, o que causou uma maior mobilização do solo. Esse revolvimento intenso eleva sua vulnerabilidade erosiva devido à desagregação estrutural, além de promover a oxidação da matéria orgânica e expor frações de CO que antes estavam protegidas (Pes; Giacomini, 2017). A exposição desse material orgânico intensifica os processos de decomposição, resultando em perdas de carbono para a atmosfera.

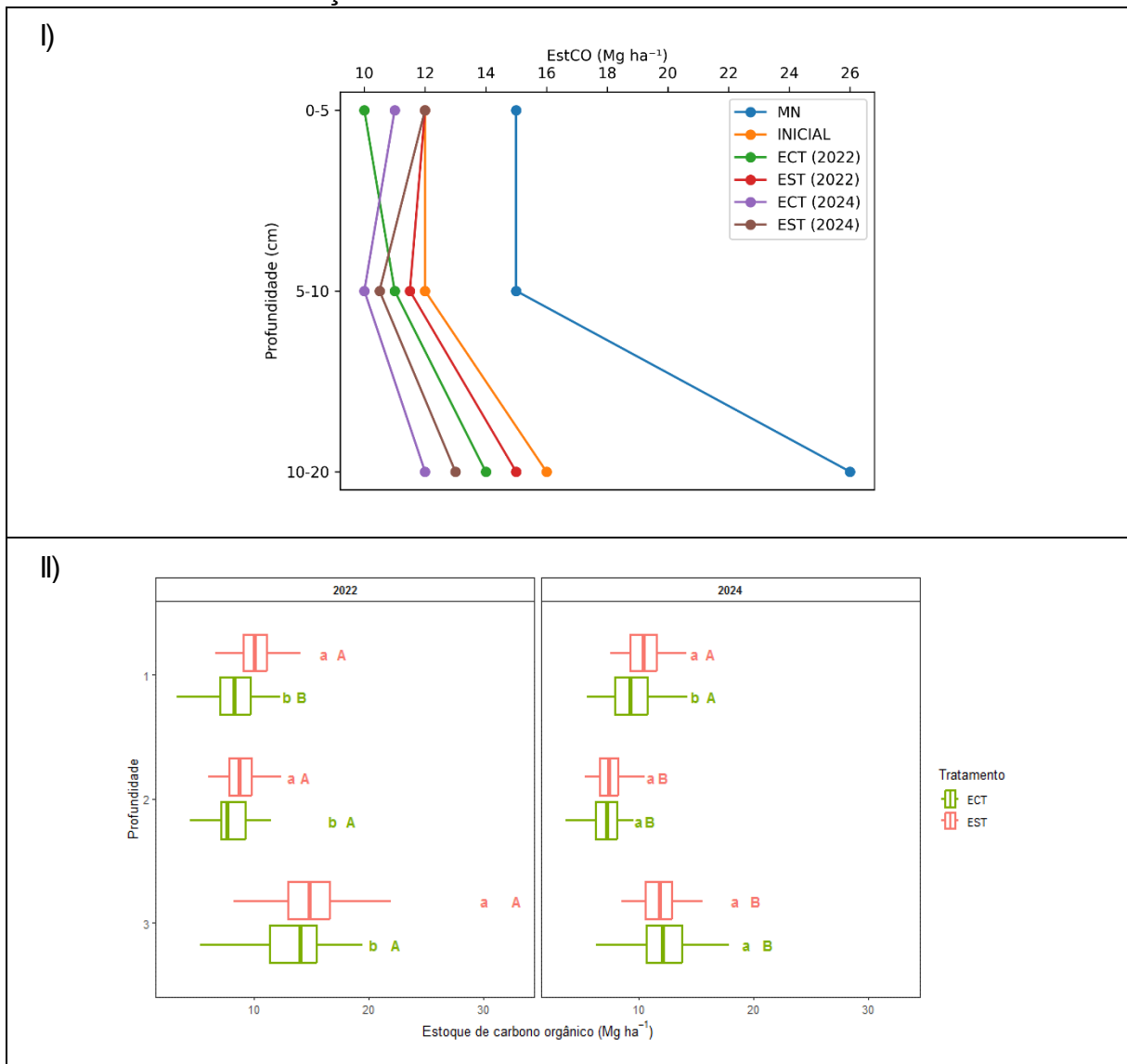
Quanto à evolução temporal (2022-2024), a ECT apresentou incremento significativo de CO na profundidade de 0-5 cm e redução nas demais camadas 5-10 e 10-20 cm. Já na EST, não houve alteração significativa na camada superficial, embora as profundidades de 5-10 e 10-20 cm tenham seguido o mesmo comportamento de redução nos teores de CO observada na ECT.

Portanto, os resultados indicam que solos sob PD favorecem o acúmulo de CO nas camadas superficiais. Essa dinâmica promove benefícios como a mitigação da erosão, maior retenção de água e incremento da biodiversidade e atividade biológica. Tais fatores elevam a fertilidade dos solos brasileiros (Silva, 2023), efeito que pode ser potencializado ao longo do tempo pela integração de terraços.

Quanto ao estoque de carbono orgânico (EstCO) na MN (Figura 9.II), observou-se semelhança estatística apenas entre as camadas de 0-5 cm e 5-10 cm (ambas com $15,1 \text{ Mg ha}^{-1}$). Os estoques para as profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm foram, respectivamente, 15,1, 15,1 e $27,9 \text{ Mg ha}^{-1}$, evidenciando diferença significativa na camada mais profunda em relação às superficiais, entretanto, essa diferença deve estar atribuída a maior espessura da camada (10-20 cm).

Ao avaliar o (EstCO) na condição (INICIAL) em 2017, os valores foram de 11,3, 10,0 e $15,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ para as camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente, com diferenças significativas entre todas as profundidades. Em 2022, tanto a ECT quanto a EST manteve variações significativas entre as camadas, com exceção da profundidade de 0-5 cm na ECT. Naquele ano, a ECT registrou 8,4, 8,1 e $13,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, enquanto a EST apresentou 10,2, 8,9 e $15,1 \text{ Mg ha}^{-1}$. Já em 2024, tanto na ECT quanto na EST, houve diferença significativa entre todas as profundidades; os estoques da camada superficial para a mais profunda foram de 9,5, 7,0 e $11,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ na ECT e de 10,4, 7,5 e $11,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ na EST.

Figura 9. Distribuição do estoque de carbono orgânico (EstCO) nas profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa.



(9.II) Profundidade 1 (0-5 cm), 2 (5-10 cm) e 3 (10-20 cm). Letras minúsculas indicam diferença significativa entre tratamentos (mesmo ano e profundidade), enquanto letras maiúsculas comparam os anos (mesmo tratamento e profundidade) pelo teste de Kruskal-Wallis à 5% de significância. Valores do EstCO ajustados pelo método da massa de solo equivalente (MSE) recomendado por Carvalho et al. (2009), baseado em Moraes et al. (1996) utilizando a mata nativa (MN) como área de referência.

A análise da variação temporal do EstCO entre 2022 e 2024 evidenciou comportamentos distintos entre a ECT e EST. Em áreas com maior perturbação física, observa-se uma tendência de redução nos estoques de carbono, corroborando o estudo de (Oliveira Ferreira et al., 2024). Nesse contexto, a ECT apresentou valores inferiores de EstCO, o que reflete a alteração na dinâmica de carbono causada pelo maior revolvimento do solo durante o redimensionamento dos terraços.

Como estratégia de mitigação e recuperação, o estabelecimento de condições

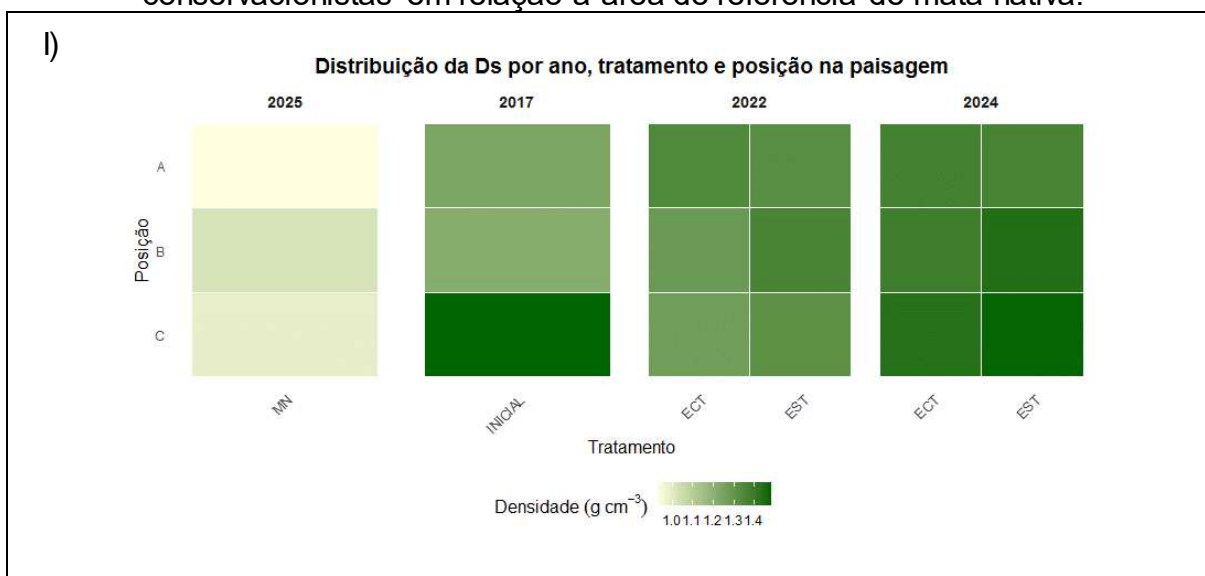
físicas e químicas adequadas ao desenvolvimento do sistema radicular torna-se fundamental, pois representa o principal mecanismo para incrementar os teores de CO nas camadas mais profundas do perfil (Silva et al., 2023).

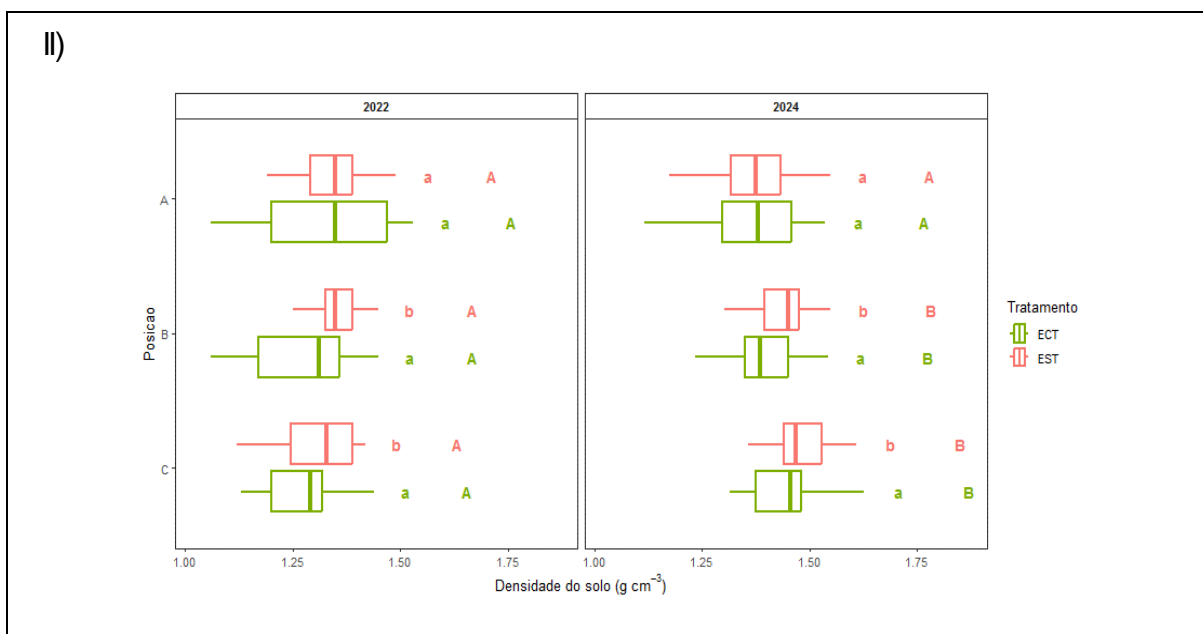
3.3.3 Comparação Temporal da Ds, CO e EstCO Sob Diferentes Usos e Práticas Conservacionistas do Solo em Relação a Posição na Paisagem (terço superior, médio, inferior).

A densidade do solo (Ds) sob mata nativa (MN) foi consistentemente inferior a todos os demais usos do solo, independentemente da presença de terraços ou da posição na paisagem (Figura 10). Notavelmente, a MN não apresentou variações significativas entre as diferentes posições, evidenciando a homogeneidade estrutural do ambiente natural. Quanto à condição INICIAL em 2017, os menores valores de Ds foram registrados no terço médio ($1,21 \text{ g cm}^{-3}$), enquanto o terço inferior apresentou o maior adensamento ($1,48 \text{ g cm}^{-3}$).

Em relação a Ds entre a encosta com terraço (ECT) e a encosta sem terraço (EST) não houve diferença significativa no terço superior nos anos de 2022 e 2024. Todavia, no terço médio e inferior, os tratamentos apresentaram variações estatisticamente significativas em ambos os períodos avaliados.

Figura 10. Variação temporal da densidade do solo (Ds) conforme a posição na paisagem (terço superior; médio; inferior) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa.





Fonte: o próprio autor (2025).

(10.II) Posição A (terço superior), B (terço médio) e C (terço inferior). Letras minúsculas indicam diferença significativa entre tratamentos (mesmo ano e profundidade), enquanto letras maiúsculas comparam os anos (mesmo tratamento e profundidade) pelo teste de Kruskal-Wallis à 5% de significância.

Em 2022, a Ds no terço médio foi de $1,28 \text{ g cm}^{-3}$ para a ECT e $1,36 \text{ g cm}^{-3}$ para a EST. Ao analisar as posições da paisagem dentro de cada tratamento nesse mesmo ano, observou-se que a ECT apresentou diferença significativa no terço superior ($1,34 \text{ g cm}^{-3}$) em relação ao terço médio ($1,28 \text{ g cm}^{-3}$) e ao terço inferior ($1,26 \text{ g cm}^{-3}$).

Dessa forma, nota-se que a ECT concentrou a maior Ds no terço superior. Em contrapartida, no tratamento EST, não foram detectadas variações estatisticamente significativas entre as posições da paisagem.

Em 2024, as diferenças da Ds entre os tratamentos foram significativas tanto no terço médio quanto no inferior. No terço médio, a variação foi de 6%, com valores de $1,38 \text{ g cm}^{-3}$ (ECT) e $1,44 \text{ g cm}^{-3}$ (EST). No terço inferior, a diferença foi de 4%, com registros de $1,43 \text{ g cm}^{-3}$ e $1,47 \text{ g cm}^{-3}$, respectivamente.

Quanto à análise das posições na paisagem dentro de cada tratamento:

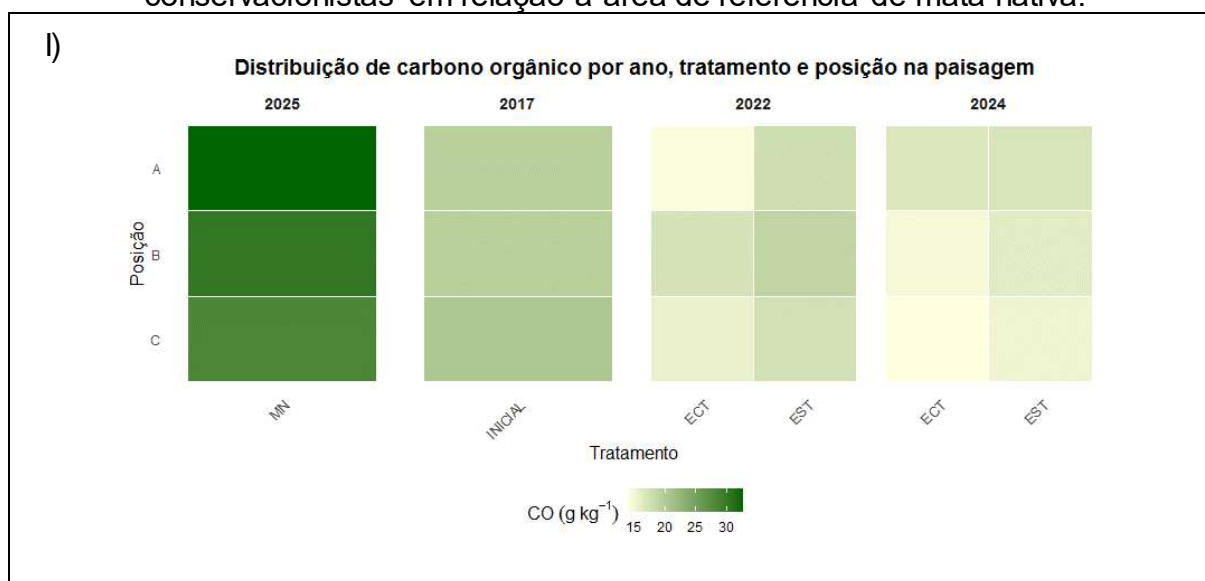
- ECT: apresentou efeito significativo apenas no terço inferior em relação ao terço superior e médio;
- EST: o efeito significativo ocorreu no terço superior em comparação ao terço médio e inferior.

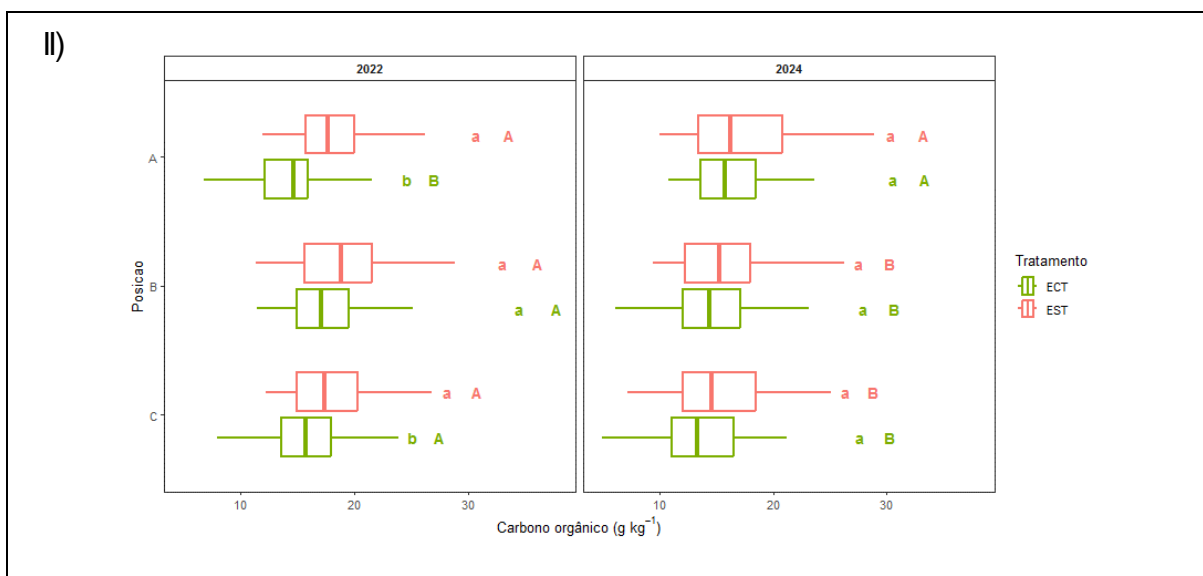
Ao confrontar os períodos avaliados (2022 com 2024), observa-se que a dinâmica da Ds evoluiu de forma distinta entre a ECT e EST. Enquanto em 2022 a ECT concentrava sua maior Ds no terço superior ($1,34 \text{ g cm}^{-3}$), em 2024 o efeito

significativo deslocou-se para o terço inferior, sugerindo uma possível reorganização física do solo ao longo do tempo. Já na EST, o padrão manteve-se mais crítico nas posições do terço médio e inferior, superando os valores da ECT em ambos os anos, com diferenças de até 6% em 2024. Esses resultados indicam que, embora o terço superior apresente estabilidade entre a presença e ausência de práticas conservacionistas, a ECT mostrou menores níveis de adensamento nas porções inferiores da paisagem em comparação à EST.

Quanto aos teores de CO (Figura 11), não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as posições na paisagem dentro de cada uso do solo, tanto na condição (INICIAL) em 2017 quanto na área de referência de mata nativa (MN). Esse comportamento indica uma homogeneidade na distribuição do carbono nas encostas avaliadas, independentemente da adoção de práticas conservacionistas complementares.

Figura 11. Variação temporal de carbono orgânico (CO) conforme a posição na paisagem (terço superior; médio; inferior) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa.





Fonte: o próprio autor (2025).

(11.II) Posição A (terço superior), B (terço médio) e C (terço inferior). Letras minúsculas indicam diferença significativa entre tratamentos (mesmo ano e profundidade), enquanto letras maiúsculas comparam os anos (mesmo tratamento e profundidade) pelo teste de Kruskal-Wallis à 5% de significância.

No ano de 2022 (Figura 11.II), os teores de CO apresentaram diferenças significativas entre a presença ou ausência de práticas conservacionistas (ECT e EST) apenas no terço superior e inferior. No terço superior, os valores foram de 14,3 g kg⁻¹ (ECT) e 17,9 g kg⁻¹ (EST), enquanto no inferior registraram-se 15,7 g kg⁻¹ e 17,6 g kg⁻¹, respectivamente.

Na análise das posições da paisagem dentro da ECT, observou-se efeito significativo sobre os teores de CO. O terço médio apresentou o maior acúmulo de CO (17,2 g kg⁻¹), superando estatisticamente o superior (14,3 g kg⁻¹), que registrou o menor valor. O terço inferior apresentou um teor intermediário (15,7 g kg⁻¹), não diferindo significativamente nem do terço médio, nem do superior. Em contrapartida, na EST, o CO não apresentou efeito significativo entre as diferentes posições da paisagem.

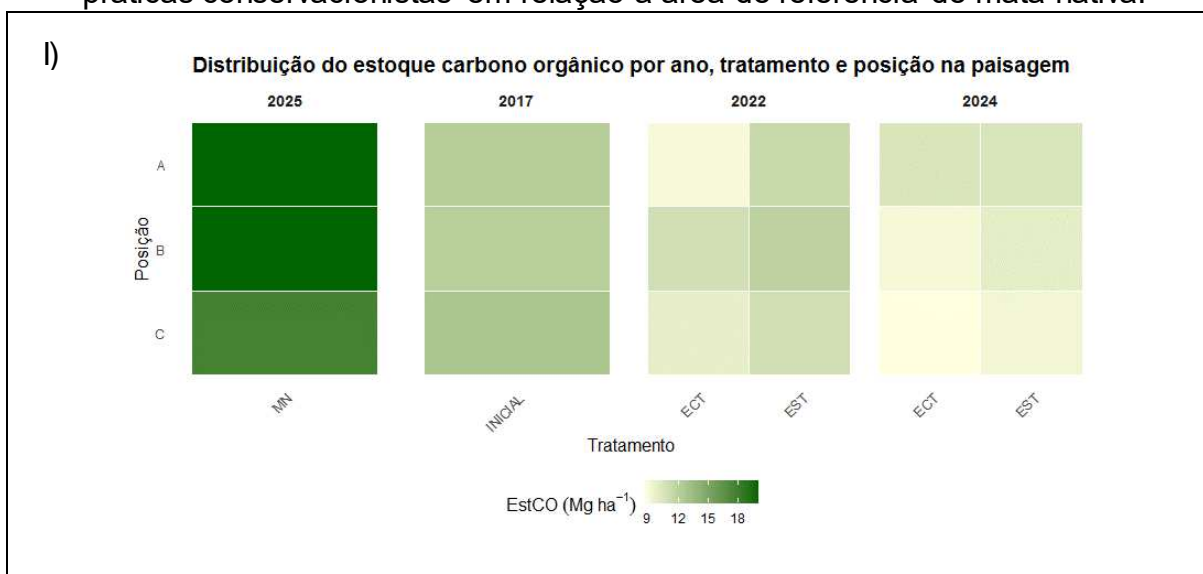
No ano de 2024, ao comparar a ECT com a EST, não foram observadas diferenças significativas entre ambas em nenhuma das posições analisadas. No entanto, na análise interna de cada área, a ECT indicou efeito significativo no terço superior (16,9 g kg⁻¹) em relação ao médio (14,7 g kg⁻¹) e ao inferior (14,1 g kg⁻¹). Assim como observado em 2022, a EST manteve a ausência de variações significativas entre as posições da encosta para os teores de CO em 2024.

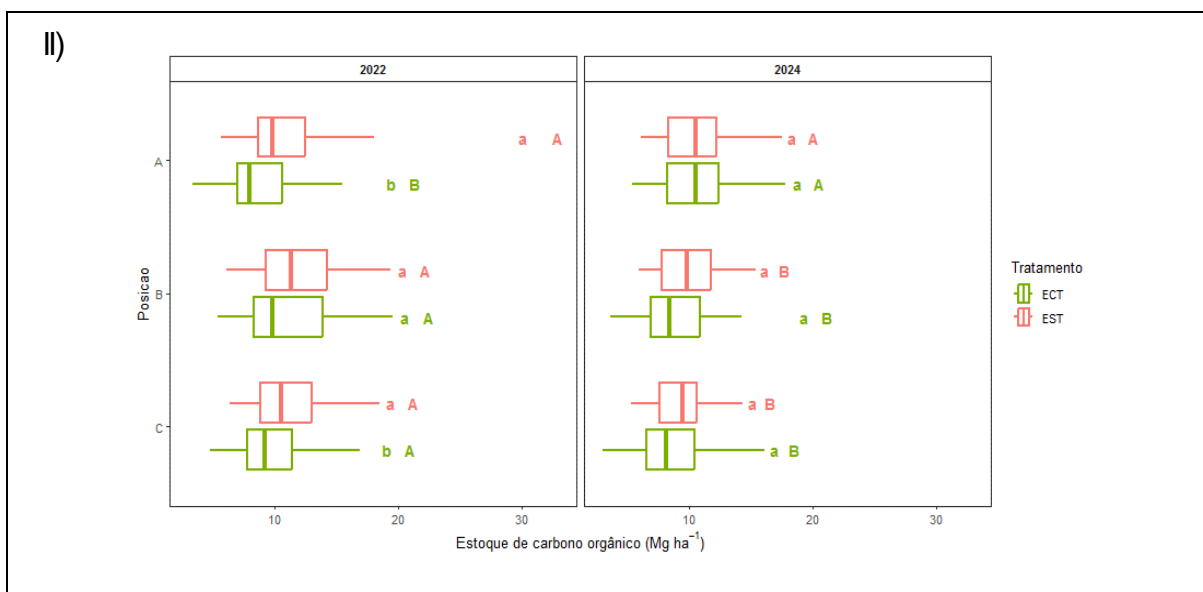
Essa variação pode estar associada à dinâmica de transporte e deposição de sedimentos promovida pelo terraceamento. No entanto, como aponta Lal (2019),

ainda há muitas lacunas sobre a redistribuição de CO no solo provocada pela erosão, visto que esse processo depende do tipo e estágio erosivo, bem como das frações de carbono que foram efetivamente transportadas ao longo da encosta.

Quanto aos estoques de carbono (EstCO) na Figura 12.I, observou-se uma acentuada redução de carbono na condição INICIAL (2017) quando comparada ao a área de referência de mata nativa (MN). Enquanto na MN, os estoques atingiram valores de 20,1 Mg ha⁻¹ no terço superior e médio, e de 17,8 Mg ha⁻¹ no inferior. Em contraste, a condição INICIAL apresentou estoques significativamente inferiores, com 12,2 Mg ha⁻¹ (terço superior e médio) e 12,8 Mg ha⁻¹ (inferior). Essa diferença representa uma perda média de 38% do EstCO na encosta. Apesar dessa redução drástica no montante, não foram observadas diferenças estatísticas entre as posições na paisagem em nenhum dos períodos, indicando que a perda de CO ocorreu de forma homogênea. Esses resultados evidenciam o impacto negativo no EstCO sobre as mudanças no uso do solo.

Figura 12. Variação temporal do estoque de carbono orgânico (EstCO) conforme a posição na paisagem (terço superior; médio; inferior) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas em relação a área de referência de mata nativa.





Fonte: o próprio autor (2025).

(12.II) Posição A (terço superior), B (terço médio) e C (terço inferior). Letras minúsculas indicam diferença significativa entre tratamentos (mesmo ano e profundidade), enquanto letras maiúsculas comparam os anos (mesmo tratamento e profundidade) pelo teste de Kruskal-Wallis à 5% de significância. Valores do EstCO ajustados pelo método da massa de solo equivalente (MSE) recomendado por Carvalho et al. (2009), baseado em Moraes et al. (1996) utilizando a mata nativa (MN) como área de referência.

De acordo com os dados apresentados na Figura 12.II, observou-se efeito significativo na presença ou ausência de terraços sobre o EstCO na maioria das posições e anos avaliados.

No ano de 2022 o EstCO entre a ECT e EST diferiu significativamente no terzo superior e inferior, mas manteve-se estatisticamente semelhante no terzo médio. Os valores registrados foram de 9,04 e 11,4 Mg ha⁻¹ (terço superior), 10,9 e 11,9 Mg ha⁻¹ (terço médio) e 9,9 e 11,0 Mg ha⁻¹ (terço inferior).

No entanto, ao analisar as posições dentro de cada tratamento individualmente nesse ano, a ECT apresentou variações significativas: o terzo médio obteve o maior estoque (10,9 Mg ha⁻¹), superando estatisticamente o terzo superior (9,04 Mg ha⁻¹), enquanto o terzo inferior exibiu um comportamento intermediário (9,9 Mg ha⁻¹), não diferindo das demais posições. Em contrapartida, na EST, o EstCO foi homogêneo, sem diferenças significativas entre as posições na paisagem.

No ano de 2024, o EstCO não apresentou diferença significativa entre a ECT e a EST em nenhuma das posições avaliadas. Os valores observados no terzo superior foram de 10,5 Mg ha⁻¹ para ambos, enquanto no terzo médio registraram-se 9,1 e 9,9 Mg ha⁻¹, e no terzo inferior, 8,7 e 9,3 Mg ha⁻¹ (para ECT e EST, respectivamente).

Quanto à análise interna dos tratamentos em 2024, a ECT exibiu

comportamento distinto, com o EstCO no terço superior ($10,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) sendo estatisticamente superior ao terço médio ($9,1 \text{ Mg ha}^{-1}$) e ao inferior ($8,7 \text{ Mg ha}^{-1}$). Já na EST, o terço superior ($10,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) apresentou estoque significativamente superior ao do terço inferior ($9,3 \text{ Mg ha}^{-1}$). O terço médio ($9,9 \text{ Mg ha}^{-1}$), por sua vez, assemelhou-se a ambas as posições, sem apresentar variações estatísticas.

A declividade exerce influência sobre o EstCO no solo, uma vez que encostas acentuadas potencializam a remoção de CO via processos erosivos. Nesse cenário, os resultados aqui apresentados reiteram a premência de práticas conservacionistas complementares, como o terraceamento, que atuam como barreiras físicas fundamentais para a mitigação das perdas de solo e a consequente preservação de CO no sistema (Assefa, 2025).

4 CONCLUSÃO

A comparação direta dos estoques de carbono orgânico (EstCO) exige cautela, uma vez que o carbono orgânico (CO) é um constituinte altamente sensível ao contexto pedoclimático. A interação entre a mineralogia do solo, o manejo adotado e fatores abióticos define patamares de referência específicos para cada ecossistema, dificultando generalizações.

Embora os resultados deste estudo tenham demonstrado que a semeadura direta em escala de encosta mesmo quando associado a práticas conservacionistas complementares como o terraceamento, apresentou um incremento na densidade do solo (Ds) ao longo do tempo, a encosta com terraços (ECT) conferiu estabilidade aos teores de carbono (CO e EstCO) entre os anos de 2022 e 2024. Em contrapartida, a encosta sem (EST) revelou-se susceptível à perda de CO. Portanto, o terraceamento atua como um mecanismo regulador na escala de encosta, promovendo a conservação edáfica e hídrica e reforçando a resiliência do sistema frente às mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, F.; HAMMAD, H. M.; ISHAQ, W.; FAROOQUE, A. A.; BAKHAT, H. F.; ZIA, Z.; CERDÀ, A. A review of soil carbon dynamics resulting from agricultural practices. **Journal of environmental management**, v. 268, p. 110319, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110319>.
- ASSEFA, G. The Effect of Slope Gradient on Soil Organic Carbon Concentration in the Jira Watershed, Tigray, Northern Ethiopia. **Environmental Reports; an International Journal**, 2025. <https://doi.org/10.51470/ER.2025.7.2.230>.
- AZEVEDO, L. C. B.; BERTINI, S. C. B.; FERREIRA, A. S.; RODOVALHO, N. S.; FERREIRA, L. F. R.; KUMAR, A. Microbial contribution to the carbon flux in the soil: A literature review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 48, p. e0230065, 2024. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20230065>.
- BACK, Á. J.; GARCEZ, J. G.; DO PRADO WILDNER, L.; BASSANI, M. H.; GOLIN, A. S. Recognition of terracing as a conservation agriculture practice in Santa Catarina, Brazil. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 12, p. 119048-119066, 2021.
- BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Substâncias húmicas: modo de ação e uso na agricultura. In: BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN NETO, L.; ANDRADE, C. A. de (ed.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2023. Cap. 13, p. 383-425.
- BALIN, N. M.; ZIECH, A. R. D.; DE OLIVEIRA, J. P. M.; GIRARDELLO, V. C.; STUMPF, L.; CONCEIÇÃO, P. C. Frações da matéria orgânica, índice de manejo do carbono e atributos físicos de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso. **Scientia agraria**, v. 18, n. 3, p. 85-94, 2017. <https://doi.org/10.5380/rsa.v18i3.53114>.
- BAYER, C.; DIECKOW, J. A matéria orgânica em solos tropicais e subtropicais sob agricultura conservacionista. In: BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN NETO, L.; ANDRADE, C. A. de (ed.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2023. Cap. 19, p. 551-568.
- BELAN, L. L.; XAVIER, T. M. T.; TORRES, H.; TOLEDO, J. V.; PEZZOPANE, J. E. M. Dynamic between air and soil temperature under two conditions of coverage. **Revista Acadêmica Ciência Animal**, v. 11, p. 147-154, 2013. <https://doi.org/10.7213/academica.10.S01.AO17>.
- BERTONI, J. **Conservação do solo**. Ícone editora, 2008.
- BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN-NETO, L.; DE ANDRADE, C. A. **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. CEP, v. 13918, p. 110, 2023.
- CALEGARI, M. R.; GENÚ, A. M.; PELLEGRINI, A.; BARBOSA, E. A. A.; HAYAKAWA, E. H.; CONCEIÇÃO, F. G. da; GIAROLA, N. F. B.; OLIVEIRA, J. F. de; LIMBERGER, L.; TEIXEIRA, T. M. Caracterização fisiográfica das áreas experimentais da rede agropesquisa e mesorregiões geográficas. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C.

(Ed.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. Cap. 3, p. 97-99.

CIAIS, P.; SABINE, C.; BALA, G.; BOPP, L.; BROVKIN, V.; CANADELL, J.; CHHABRA, A.; DEFRIES, R.; GALLOWAY, J.; HEIMANN, M.; JONES, C.; LE QUÉRÉ, C.; MYNENI, R. B.; PIAO, S.; THORNTON, P. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (eds.). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Cambridge; New York: Cambridge University Press, 2013. pp. 465–570.

COLOZZI, Filho, A.; BERTAGNOLI, B. G. P.; MENONCIN, A. S. D. S.; OLIVEIRA, J. F. D.; CAMPANA, I. O.; MACHINESKI, G. S.; BARBOSA, G. M. D. C. Terracing Reduces Arbuscular Mycorrhizal fungi Spore Loss through Surface Runoff. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 67, n. spe1, p. e24230801, 2024. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-PSSM-2024230801>.

CONCEIÇÃO, P. C. Estoque e proteção da matéria orgânica do solo. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2013. p. 69-90.

CHEN, D.; WEI, W.; DARYANTO, S.; TAROLLI, P. Does terracing enhance soil organic carbon sequestration? A national-scale data analysis in China. **Science of the Total Environment**, v. 721, p. 137751, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137751>.

CHEN, D.; WEI, W.; LIDING, C.; BOJUN, M.; HAO, L. Response of soil nutrients to terracing and environmental factors in the Loess Plateau of China. **Geography and Sustainability**, Volume 5, Issue 2, 2024. Pages 230-240, ISSN 2666-6839. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2024.01.006>.

CHEN, B.; LU, Q.; WEI, L.; FU, W.; WEI, Z.; TIAN, S. Global predictions of topsoil organic carbon stocks under changing climate in the 21st century. **Science of the Total Environment**, v. 908, p. 168448, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168448>.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in southern Brazil and implications for land conservation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, n. 11, p. 2334-2346, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1160-0>.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; SCHNEIDER, F. J. A.; LONDERO, A. L.; LEFEVRE, I.; EVRARD, O. Quantifying the impact of no-tillage on soil redistribution in a cultivated catchment of Southern Brazil (1964–2016) with ¹³⁷Cs inventory measurements. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 284, p. 106588, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106588>.

FAGERIA, N. K. Papel da matéria orgânica do solo na manutenção da sustentabilidade dos sistemas de cultivo. **Comunicações em ciência do solo e**

análise de plantas, v. 43, n. 16, p. 2063-2113, 2012. <http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2012.697234>.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.

FREITAS, L. D. R.; GUBIANI, P. I.; MULAZZANI, R. P.; MINELLA, J. P. G.; LONDERO, A. L. Terracing increases soil available water to plants in no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, p. e0210046, 2021. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210046>.

FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; JUNIOR, D. S.; DE MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, p. 104877, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877>.

GIAROLA, N. F. B.; BARBOSA, E. A. A.; BARBOSA, F. T.; PAULA, A. L. de; FONSECA, A. F. da; GALVÃO, C. W.; MELO, H. F. de; SCHIEBELBEIN, L. M.; ETTO, R. M.; SANTOS, É. L. dos; SIQUEIRA, I. F. de; SILVA, R. R. da; STETS, S.; BECKER, R. K.; SILVA, R. K. da; JUNG, A. T.; HYEDA, D.; SZEMOCOWIAKI, K. V. In: BARBOSA, G. M. de C.; PELLEGRINI, A.; POTT, C. A.; BARBOSA, E. A. A. (Orgs.). **Manejo e conservação de solo e água: volume 2 – Qualidade do solo e dinâmica hidrossedimentológica na mesorregião centro- oriental do Paraná**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR/PR, 2025. Cap. 1, p. 69.

GIAROLA, N. F. B.; BECKER, R. K.; SCHIEBELBEIN, L. M.; PAULA, A. L. de; BARBOSA, F. T.; BARBOSA, E. A. A.; POTT, C. A.; RAMPIM, L.; OLIVEIRA, J. F. de; PELLEGRINI, A. In: BARBOSA, G. M. de C.; PELLEGRINI, A.; POTT, C. A.; BARBOSA, E. A. A. (Orgs.). **Manejo e conservação de solo e água: volume 2 – Resultados da hidrossedimentometria e atributos do solo**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR/PR, 2025. Cap. 9, p. 525.

GIAROLA, N. F. B.; POTT, C. A.; BARBOSA, E. A. A.; BARBOSA, F. T.; RAMPIM, L.; OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, M. F.; CECCATTO, S. E. K.; GUIMARÃES, M. F.; FRANCHIN, J. C. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. de C. **Manejo e conservação de solo e água: volume 1 – Atributos físicos do solo e erosão hídrica em solos cultivados**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR/PR, 2023. Cap. 7, p. 234.

GROSS, C. D.; HARRISON, R. B. The case for digging deeper: soil organic carbon storage, dynamics, and controls in our changing world. **Soil Systems**, v. 3, n. 2, p. 28, 2019. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020028>.

GUBIANI, P. I.; DE JONG VAN LIER, Q.; DRESCHER, M. S.; MEZZOMO, H. C.; VEIGA, C. M. C. Relationship between bulk density and water content of an Oxisol subjected to repeated cycles of expansion and contraction. **Revista Brasileira de**

Ciência do Solo, 39(1), 100–108, 2015.
<https://doi.org/10.1590/01000683rbc20150317>.

HAMZA, A.; KARČAUSKIENĖ, D.; MOCKEVIČIENĖ, I.; REPŠIENĖ, R.; TAHIR, M. A.; MANZOOR, M. Z.; ULLAH, I. Soil Aggregate Dynamics and Stability: Natural and Anthropogenic Drivers. **Agriculture**, v. 15, n. 23, p. 2500, 2025. <https://doi.org/10.3390/agriculture15232500>.

HANCOCK, G. R.; KUNKEL, V.; WELLS, T.; MARTINEZ, C. Soil organic carbon and soil erosion—understanding change at the large catchment scale. **Geoderma**, v. 343, p. 60-71, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.012>.

HRISTOV, B.; FILCHEVA, E. Soil organic matter content and composition in different pedoclimatic zones of Bulgaria. **Eurasian Journal of Soil Science**, v. 6, n. 1, p. 65-74, 2017. <https://doi.org/10.18393/ejss.2017.1.065-074>.

KÄMPF, N.; CURI, N. Argilominerais em solos brasileiros. In: CURI, N. et al. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, p. 1–54.

KÄMPF, N.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (org.). **Química e mineralogia do solo** – Parte I: conceitos básicos. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 207-302.

KÄMPF, N.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Óxidos de alumínio, silício, manganês e titânio. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (org.). **Química e mineralogia do solo** – Parte I: conceitos básicos. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 573-630.

KÄTTERER, T.; BOLINDER, M. A.; ANDRÉN, O.; KIRCHMANN, H.; MENICHETTI, L. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 141, n. 1-2, p. 184-192, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>.

KÖPPEN, W. Versuch Einer Klassifikation der Klimate, Vorzugsweise Nach Ihren Beziehungen Zur Pflanzenwelt. **Geographische Zeitschrift**, 6, 657-679, 1900.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015. <https://doi.org/10.3390/su7055875>.

LAL, R. Accelerated soil erosion as a source of atmospheric CO₂. **Soil and Tillage Research**, v. 188, p. 35-40, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.001>.

LIANG, Y.; LEIFHEIT, E. F.; LEHMANN, A.; RILLIG, M. C. Soil organic carbon stabilization is influenced by microbial diversity and temperature. **Scientific Reports**, v. 15, n. 1, p. 13990, 2025. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-98009-9>.

LONDERO, A. L.; MINELLA, J. P.; DEUSCHLE, D.; SCHNEIDER, F. J.; BOENI, M.; MERTEN, G. H. Impact of broad-based terraces on water and sediment losses in no-till (paired zero-order) catchments in southern Brazil. **Journal of Soils and**

Sediments, v. 18, n. 3, p. 1159-1175, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1894-y>.

MATIAS, S. S.; CORREIA, M. A.; CAMARGO, L. A.; DE FARIAS, M. T.; CENTURION, J. F.; NÓBREGA, J. C. Influence of different management systems on soil physical attributes and organic carbon. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 3, p. 414-420, 2012. <https://doi.org/10.5039/agraria.v7i3a1462>.

MARTORANO, L. G.; BERGAMASCHI, H.; DALMAGO, G. A.; FARIA, R. T. D.; MIELNICZUK, J.; COMIRAN, F. Indicators of soil water condition for soy bean under no-tillage and conventional tillage. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 397-405, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000400005>.

MELO, V. F.; CASTILHOS, R. M. V.; PINTO, L. F. S. Reserva mineral do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (org.). **Química e mineralogia do solo – Parte I: conceitos básicos**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 151-206.

MELO, T. R. D.; ASAI, G. A.; HIGASHI, G. E.; LONDERO, A. L.; BARBOSA, G. M. D. C.; TELLES, T. S. Perception and level of soil and water conservation practices adoption by farmers in a watershed. **Revista Ciência Agronômica**, v. 54, p. e20218307, 2022. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20230004>.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G.; BARBOSA, G. M. de C. Uso de terraços para o controle do escoamento superficial. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. (Ed.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. Cap. 2, p. 55-57.

MIGUEL, P.; DALMOLIN, R. S. D.; MOURA-BUENO, J. M.; SOARES, M. F.; CUNHA, H. N. D.; ALBERT, R. P.; LEIDEMER, J. D. Mapping of erodibility and potential soil erosion in a hillside watershed. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, n. 1, p. 01-09, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190235>.

MORAES SÁ, J. C. de; LAL, R.; CERRI, C. C.; LORENZ, K.; HUNGRIA, M.; DE FACCIO CARVALHO, P. C. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. **Environment international**, v. 98, p. 102-112, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>.

NACHTIGALL, S. D.; NUNES, M. C. M.; MOURA-BUENO, J. M.; LIMA, C. L. R. D.; MIGUEL, P.; BESKOW, S.; SILVA, T. P. Spatial modeling of soil water erosion associated with agroclimatic seasonality in the southern region of Rio Grande do Sul, Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 933-946, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020190136>.

NITSCHKE, P. R.; CARAMORI, P. H.; RICCE, W. S.; PINTO, L. F. D. **Atlas Climático do Estado do Paraná**. Londrina, PR: IAPAR, 2019. Disponível em: <<https://www.idrparana.pr.gov.br/Pagina/Atlas-Climatico>>. Acesso em: 27 ago. 2024.

OLIVEIRA, A. F. de; MORAES SÁ, J. C. de; LAL, R.; BARTH, G.; INAGAKI, T. M.; GONÇALVES, D. P.; DA SILVA, W. R. Why no-till system sequesters more carbon

and is more resilient and productive with contrasting fertilization regimes in a highly weathered soil?. **Soil and Tillage Research**, v. 244, p. 106179, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106179>.

OLIVEIRA, A. F.; SOARES, L. H. Soil moisture and temperature under crop residues. **Perquirere**, v. 22, n. 2, p. 100-110, 2025.

OLIVEIRA ASSIS, A. P.; GIONGO, P. R.; DA SILVA, J. H. T.; PESQUERO, M. A.; GOMES, L. F. Erosive susceptibility of the watershed of Córrego of Formiga, Quirinópolis / GO. **Revista Espacios**, v. 38, p. 2, 2017.

OZÓRIO, J. M. B.; ROSSET, J. S.; DE CARVALHO, L. A.; DE SOUZA OLIVEIRA, N.; DAS NEVES MONTEIRO, F.; PANACHUKI, E.; SCHIAVO, J. A. Carbon storage and physical and chemical properties of a medium-textured soil in agricultural systems in Brazil. **REVISTA DE AGRICULTURA NEOTROPICAL**, v. 11, n. 3, p. e8465-e8465, 2024. <https://doi.org/10.32404/rean.v11i3.8465>.

PECHE FILHO, Afonso. Estrutura Ecológica da Agregação no Sistema Plantio Direto. **Federação Brasileira do Sistema Plantio Direto - FEBRAPDP**, 15 jan. 2026. Disponível em: < <https://plantiodireto.org.br/estrutura-ecologica-da-agregacao-no-sistema-plantio-direto> >. Acesso em: 06 fev. 2026.

PES, Z. L.; GIACOMINI, A. D. **Conservação do Solo** – Santa Maria : Universidade Federal de Santa Maria, Colégio Politécnico ; Rede e-Tec Brasil, 2017. 69 p. : il. ; ISBN: 978-85-9450-024-3.

PIROLI, E. L. **Água e bacias hidrográficas: planejamento, gestão e manejo para enfrentamento das crises hídricas**. São Paulo: Editora UNESP, 2022.

QIANG, M.; HAN, J. Conversion of Slope Cropland to Terrace Influences Soil Organic Carbon and Nitrogen Stocks on the Chinese Loess Plateau. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 30, n. 1, 2021. <https://doi.org/10.15244/pjoes/122166>.

RAMOS, B. Z., PAIS, P. S. M., FREITAS, W. A., & JUNIOR, M. D. S. Evaluation of physical water attributes in a Oxisol under different tillage systems-Lavras/Minas Gerais/Brazil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 36, n. 3, 2019. <https://doi.org/10.19084/rca.16318>.

REICHERT, J. M.; ALBUQUERQUE, J. A.; GUBIANI, P. I.; KAISER, D. R.; MINELLA, J. P. G.; REINERT, D. J. Hidrologia do solo, disponibilidade de água às plantas e zoneamento agroclimático. **Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 1-54, 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/287200121_Hidrologia_do_solo_disponibilidade_de_agua_as_plantas_e_zoneamento_agroclimatico>. Acesso em: 18 nov. 2025.

REIS FERREIRA, C. dos; DA SILVA NETO, E. C.; PEREIRA, M. G.; DO NASCIMENTO GUEDES, J.; ROSSET, J. S.; DOS ANJOS, L. H. C. Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. **Soil and Tillage Research**, v. 198, p. 104533, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104533>.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: EMBRAPA. 2018.

SILVA, A. M. D.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M. D.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Soil, water, nutrients and organic carbon losses from Inceptisol and Oxisol under natural rainfall. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 1223-1230, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2005001200010>.

SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; ANDRADE, C. A. de; MARTIN-NETO, L.; BETTIOL, W. Matéria orgânica do solo: ciclo, compartimentos e funções. In: BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN-NETO, L.; ANDRADE, C. A. de (ed.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2023. p. 17-47.

SILVA, C. A. Matéria orgânica e a fertilidade do solo. In: BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN-NETO, L.; ANDRADE, C. A. de (ed.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2023. p. 76-77.

TAVARES FILHO, J.; GUIMARÃES, MDF; CURMI, P.; TESSIER, D. Propriedades físicas da produtividade de um Argissolo Vermelho e soja em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 253-260, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000500001>.

TELLES, T. S.; MELO, T. R. D.; RIGHETTO, A. J.; DIDONÉ, E. J.; BARBOSA, G. M. D. C. Soil management practices adopted by farmers and how they perceive conservation agriculture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, p. e0210151, 2022. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210151>.

THOMAZ, E. L.; KURASZ, J. P. Long term of soil carbon stock in no-till system affected by a rolling landscape in southern Brazil. **Soil Systems**, v. 7, n. 2, p. 60, 2023.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; CANER, L.; EVRARD, O.; ZAFAR, M.; CAPOANE, V.; DOS SANTOS, D. R. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 237, p. 95-108, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.004>.

TIVET, F.; DE MORAES SA, J. C.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; BORSZOWSKI, P. R.; DOS SANTOS, J. B.; SEGUY, L. Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Soil and tillage research**, v. 126, p. 203-218, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.09.004>.

TORMENA, C. A.; SÁ, J. C. de M.; FIGUEIREDO, G. C.; SEVERIANO, E. C. Relações da matéria orgânica com atributos físicos de solos de regiões subtropicais e tropicais brasileiras. In: BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN NETO, L.; ANDRADE, C. A. de (ed.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2023. Cap. 3, p. 85-119.

ZANARDO, A.; MARQUES JÚNIOR, J. Capítulo II. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R.

F. (org.). **Química e mineralogia do solo – Parte I: conceitos básicos**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 73-150.

WALKLEY, Aldous; BLACK, I. Armstrong. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil science**, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>.

WARRICK, A. W; NIELSEN, D. R. Spatial variability of soil physical properties in the field. **Applications of soil physics**, p. 319-344, 1980.

WEIL, R. R.; BRADY, N. C. Soil organic matter. In: WEIL, R.R.; BRADY, N. (ed.). **The Nature and Properties of Soils**. 14th edition. Upper Saddle River: Pearson Press, 2008. 1086 p.

WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; MARIN-SPIOTTA, E.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, v. 333, p. 149-162, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1988. <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela de comparação das médias de densidade do solo (Ds), carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas ao longo dos anos em relação a área de referência de mata nativa.

Ds (g cm ⁻³)					
Ano	Tratamento		Ano	Tratamento	
2017	INICIAL	1,31 A	2022	ECT	1,30 A
		1,31 A		EST	1,34 B
		1,31 A	2024	ECT	1,40 B
		1,31 A		EST	1,43 B
2022	ECT	1,30 aA	2024	ECT	1,40 aB
	EST	1,34 bA		EST	1,43 bB
2025	MN	1,0 A	2017	INICIAL	1.31 B
		1,0 A	2022	ECT	1,30 B
		1,0 A		EST	1,34 B
		1,0 A	2024	ECT	1,40 B
		1,0 A		EST	1,43 B
CO (g kg ⁻¹)					
Ano	Tratamento		Ano	Tratamento	
2017	INICIAL	18,98 A	2022	ECT	15,25 B
		18,98 A		EST	17,48 B
		18,98 A	2024	ECT	14,53 B
		18,98 A		EST	15,18 B
2022	ECT	15,25 bA	2024	ECT	14,53 aA
	EST	17,48 aA		EST	15,18 aB
2025	MN	29,3 A	2017	INICIAL	18,98 B
		29,3 A	2022	ECT	15,25 B
		29,3 A		EST	17,48 B
		29,3 A	2024	ECT	14,53 B
		29,3 A		EST	15,18 B
EstCO (Mg ha ⁻¹)					
Ano	Tratamento		Ano	Tratamento	

2017	INICIAL	13,28 A	2022	ECT	10,78 B
		13,28 A		EST	12,33 B
		13,28 A	2024	ECT	10,08 B
		13,28 A		EST	10,43 B
2022	ECT	10,78 bA	2024	ECT	10,08 aA
	EST	12,33 aA		EST	10,43 aB
2025	MN	21,5 A	2017	INICIAL	13,28 B
		21,5 A	2022	ECT	10,78 B
		21,5 A		EST	12,33 B
		21,5 A	2024	ECT	10,08 B
		21,5 A		EST	10,43 B

Fonte: o próprio autor (2025).

Médias seguidas por letras minúsculas distintas (vertical) entre as condições de uso do solo dentro do mesmo ano diferem entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância ($p \leq 0,05$). Médias seguidas por letras maiúsculas distintas (horizontal) entre as condições de uso do solo ao longo dos anos diferem entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância ($p \leq 0,05$).

APÊNDICE B

Tabela de comparação das médias de densidade do solo (Ds), carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas nas profundidades (0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm) ao longo dos anos em relação a área de referência de mata nativa

Ds (g cm ⁻³)						
Profundidade (cm)	2025 MN	2017 INICIAL	2022		2024	
			ECT	EST	ECT	EST
0-5	0,86 a	1,31 a	1,25 aA ¹	1,28 aB ¹	1,34 aA ²	1,38 aA ²
5-10	0,99 ab	1,31 a	1,32 bA ¹	1,35 bB ¹	1,42 bA ²	1,43 bA ²
10-20	1,08 b	1,31 a	1,32 bA ¹	1,37 bB ¹	1,42 bA ²	1,46 bB ²
CO (g kg ⁻¹)						
Profundidade (cm)	2025 MN	2017 INICIAL	2022		2024	
			ECT	EST	ECT	EST
0-5	35,0 a	23,0 a	17,2 aB ²	20,9 aA ¹	19,3 aB ¹	21,3 aA ¹
5-10	30,4 ab	20,5 b	16,6 aB ¹	18,2 bA ¹	14,4 bA ²	15,2 bA ²
10-20	25,9 b	16,2 c	13,6 bB ¹	15,4 cA ¹	12,2 cA ²	12,1 cA ²
EstCO (Mg ha ⁻¹)						
Profundidade (cm)	2025 MN	2017 INICIAL	2022		2024	
			ECT	EST	ECT	EST
0-5	15,1 b	11,3 b	8,4 bB ²	10,2 bA ¹	9,5 bB ¹	10,4 bA ¹
5-10	15,1 b	10,0 c	8,1 bB ¹	8,9 cA ¹	7,0 cA ²	7,5 cA ²
10-20	27,9 a	15,9 a	13,3 aB ¹	15,1 aA ¹	11,9 aA ²	11,9 aA ²

Fonte: o próprio autor (2025),

Médias seguidas por letras minúsculas distintas (vertical) diferem entre si pelo teste de Kruskal- Wallis, seguido do teste de Dunn a 5% de significância ($p \leq 0,05$), Médias seguidas por letras maiúsculas distintas (horizontal) entre condições de uso do solo no mesmo ano, dentro de cada profundidade diferem entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância ($p \leq 0,05$), Médias seguidas por números distintos (horizontal) na mesma condição de uso do solo entre os anos dentro de cada profundidade diferem entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância ($p \leq 0,05$),

APÊNDICE C

Tabela de comparação das médias de densidade do solo (Ds), carbono orgânico (CO) e estoque de carbono orgânico (EstCO) sob os diferentes usos e práticas conservacionistas conforme a posição na paisagem (terço superior; médio; inferior) ao longo dos anos em relação a área de referência de mata nativa,

Ds (g cm ⁻³)						
Posição	2025 MN	2017 INICIAL	2022		2024	
			ECT	EST	ECT	EST
TS	0,93 a	1,24 b	1,34 cA ¹	1,32 aA ¹	1,37 aA ¹	1,36 aA ¹
TM	1,02 a	1,21 a	1,28 abA ¹	1,36 aB ¹	1,38 abA ²	1,44 bB ²
TI	0,98 a	1,48 c	1,26 aA ¹	1,32 aB ¹	1,43 cA ²	1,47 bB ²
CO (g kg ⁻¹)						
Posição	2025 MN	2017 INICIAL	2022		2024	
			ECT	EST	ECT	EST
TS	32,7 a	19,6 a	14,3 bB ²	17,9 aA ¹	16,9 aA ¹	17,1 aA ¹
TM	30,2 a	19,6 a	17,2 aA ¹	19,0 aA ¹	14,7 bA ²	16,3 aA ²
TI	28,4 a	20,5 a	15,7 abB ¹	17,6 aA ¹	14,1 bA ²	15,2 aA ²
EstCO (Mg ha ⁻¹)						
Posição	2025 MN	2017 INICIAL	2022		2024	
			ECT	EST	ECT	EST
TS	20,1 a	12,2 a	9,04 bB ²	11,4 aA ¹	10,5 aA ¹	10,5 aA ¹
TM	20,1 a	12,2 a	10,9 aA ¹	11,9 aA ¹	9,1 bA ²	9,9 abA ²
TI	17,8 a	12,8 a	9,9 abB ¹	11,0 aA ¹	8,7 bA ²	9,3 bA ²

Fonte: o próprio autor (2025),

Posição: TS (terço superior), TM (terço médio), TI (terço inferior), Médias seguidas por letras minúsculas distintas (vertical) diferem entre si pelo teste de Kruskal- Wallis, seguido do teste de Dunn a 5% de significância ($p \leq 0,05$), Médias seguidas por letras maiúsculas distintas (horizontal) entre condições de uso do solo no mesmo ano, dentro de cada posição diferem entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância ($p \leq 0,05$), Médias seguidas por números distintos (horizontal) na mesma condição de uso do solo entre os anos dentro de cada posição diferem entre si pelo teste de Wilcoxon a 5% de significância ($p \leq 0,05$),