

UFRRJ

**INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA CIÊNCIA DO SOLO**

TESE

**Acúmulo e Persistência de Carbono e Nitrogênio no
Solo em Experimentos com Diferentes Sistemas de
Manejo**

Stallone da Costa Soares

2024



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA –
CIÊNCIA DO SOLO

ACÚMULO E PERSISTÊNCIA DE CARBONO E NITROGÊNIO NO
SOLO EM EXPERIMENTOS COM DIFERENTES SISTEMAS DE
MANEJO

STALLONE DA COSTA SOARES

Sob a Orientação do Professor
Segundo Sacramento Urquiaga Caballero

e Coorientação dos Professores
Bruno José Rodrigues Alves e
Robert Michael Boddey

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de **Doutor**, no
Programa de Pós-Graduação em
Agronomia - Ciência do Solo, Área de
Concentração em Biologia do Solo.

Seropédica, RJ
Maio de 2024

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S676a	<p>Soares, Stallone da Costa, 1992- Acúmulo e persistência de carbono e nitrogênio no solo em experimentos com diferentes sistemas de manejo/Stallone da Costa Soares. – Seropédica, 2024. 115 f.: il.</p> <p>Orientador: Segundo Sacramento Urquiaga Caballero. Tese (Doutorado). – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, 2024.</p> <p>1. Mudanças climáticas. 2. Manejo do solo. 3. Fracionamento da matéria orgânica do solo. I. Caballero, Segundo Sacramento Urquiaga, 1967-, orient. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Agronomia - Ciência do Solo. III. Título.</p>
-------	--

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) – E_01/2023.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
(CIÊNCIAS DO SOLO)



HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO Nº 13 / 2024 - CPGACS (12.28.00.00.00.27)

Nº do Protocolo: 23083.025567/2024-05

Seropédica-RJ, 28 de maio de 2024.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO**

STALLONE DA COSTA SOARES

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, Área de Concentração em Biologia do Solo.

TESE APROVADA EM 23/05/2024.

Segundo Sacramento Urquiaga Caballero. Dr. Embrapa Agrobiologia
(Orientador)

Érika Flávia Machado Pinheiro. Dra. UFRRJ

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ

Fabiane Machado Vezzani. Dra. UFRGS

Stoecio Malta Ferreira Maia. Dr. IFAL

(Assinado digitalmente em 28/05/2024 17:39)

ERIKA FLAVIA MACHADO PINHEIRO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DATS (11.39.00.05)
Matrícula: 1740899

(Assinado digitalmente em 29/05/2024 08:22)

MARCOS GERVASIO PEREIRA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS: (12.28.01.00.00.33)
Matrícula: 1060711

(Assinado digitalmente em 29/05/2024 14:36)

STOECIO MALTA FERREIRA MAIA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 615.357.453-04

(Assinado digitalmente em 28/05/2024 16:13)

FABIANE MACHADO VEZZANI
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 504.251.960-20

(Assinado digitalmente em 29/05/2024 07:52)

SEGUNDO SACRAMENTO URQUIAGA CABALLERO
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 058.898.198-28

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **13**, ano: **2024**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO**, data de emissão: **28/05/2024** e o código de verificação: **3fc6a9350b**

DEDICATÓRIA

Aos meus familiares, ao meu pai Manuel David que zela por nós no céu desde 12/2023 e indistintamente a todos os meus amigos e orientadores.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por estar presente nas minhas conquistas, dando forças e mostrando o caminho.

Aos meus pais, em especial a minha mãe Antónia Rosa pelo carinho, amizade, companheirismo e incansável incentivo ao longo dessa jornada.

Aos meus irmãos (Sidney, Dylan e David), à tia Filipa Costa, Celeste Pina, Tia Oly, Bakissy e Benita Charles Man Pedroso pelo incentivo, cumplicidade, apoio psicológico nos momentos de desânimo.

Gostaria de expressar meu sincero agradecimento aos profissionais das instituições por onde passei (Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira e Universidade Federal do Paraná) pela inserção no mundo de ensino, pesquisa e extensão, dando bagagem para chegar no doutorado.

Aos amigos Tancio Gutier e Wesley Souza pelo companheirismo, amizade, carinho e todo o apoio dado quando cheguei em Seropédica em plena pandemia de COVID-19, sem vocês o percurso teria sido mais difícil.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), pela oportunidade de realização do curso, e a todos os profissionais do Departamento de Solos.

Ao meu orientador Dr. Segundo Urquiaga e Coorientadores Dr. Robert Boddey e Dr. Bruno Alves pela orientação, cumplicidade, disponibilidade, vivência e crescimento pessoal que me proporcionaram.

Aos laboratórios do Grupo de Pesquisa em Matéria Orgânica do solo da UFRRJ (GRUMOS) e Indicadores de Sustentabilidade Ambiental coordenados pelos professores Érika Pinheiro e Marcos Gervasio pelo acolhimento e todo o suporte na realização das análises.

Agradeço aos membros do grupo de estudo em Ciclagem de Nutriente da Embrapa (GECIN), por todo o carinho, pelas discussões semanais e oportunidade de trocar experiências.

À Jade pelo amor, carinho, companheirismo e ombro amigo ao longo dessa trajetória.

Aos colegas e amigos Wesley Souza, Bruno Grossi, João Borré e Israel Ramalho pela ajuda em algumas etapas do trabalho, pelo companheirismo e os momentos de diversões.

Aos meus companheiros de Maçonaria Santola 5.0 (Jeremias Castro, Valdécio Rodrigues, Edvaldo Cardoso, Vinuel Semedo e Ivanick Lopandza) pelo apoio.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e a FAPERJ pela concessão da bolsa.

Agradeço aos membros da banca, Érika Pinheiro, Marcos Gervasio Pereira, Fabiane Vezzani, Nivaldo Schultz, Claudia Jantália e Stoecio Maia, por aceitarem o convite e disponibilizarem tempo para contribuir com o presente trabalho.

Aos técnicos e analistas da Embrapa Agrobiologia, funcionários da Embrapa Soja e Embrapa Cerrados que ajudaram nas coletas das amostras de solo, condução das áreas experimentais e análise de amostras.

Aos amigos Carolina, Elderson, Luan, Camila, Belinazir, Cíntia, Leila Lima, Stéfanny Aparecida, Amanda Sales, Paula Fernanda, Klayton, Edevaldo, André Nogueira, Luana, Claudio, Vanessa, Rosemery, Clenya, Fernando, Matheus, Anastácia, Nivaldo Satiro, Vantuil, Socorro e demais pessoas que foram importantes nesse processo, contribuindo direta ou indiretamente para conclusão do curso.

Agradeço a todos as pessoas que não foram citadas aqui, mas que fizeram parte desse trajeto da minha vida.

RESUMO GERAL

SOARES, Stallone da Costa. **Acúmulo e persistência de carbono e nitrogênio no solo em experimentos com diferentes sistemas de manejo.** 2024. 115f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

A mudança de uso da terra ocasionada pela substituição de extensas áreas de cobertura original no território brasileiro em áreas produtivas, envolvendo desmatamento e queimadas, vem ocorrendo num ritmo acelerado nos últimos anos, contribuindo para o aumento da quantidade de CO₂ na atmosfera. As alternativas para este problema seria a adoção de sistema de manejo conservacionista com potencial de sequestrar carbono no solo. Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivos: I- avaliar o efeito de diferentes rotações de culturas no acúmulo de carbono e nitrogênio no solo e das frações da matéria orgânica (matéria orgânica particulada e associada aos minerais,) sob plantio direto e convencional, após 22 anos de condução de experimento; II - analisar o estoque de carbono e a estabilização da matéria orgânica do solo por meio das frações particuladas (MOP) e associadas aos minerais (MOAM), sob diferentes sistemas de uso da terra, após 32 anos de experimento no Cerrado brasileiro; III - analisar o efeito de diferentes sistemas de manejos de solo na estabilização e perda de carbono orgânico do solo após 32 anos de condução de experimento. Para atingir estes objetivos, o estudo foi realizado em dois experimentos, um em Londrina-PR e outro em Planaltina-DF. Em Londrina o experimento foi instalado em 1997, e consistiu em sistemas de rotação de culturas com espécies utilizadas na Região Sul, cultivados em plantio direto e convencional. Em Planaltina, o experimento foi estabelecido em 1991, tem como tratamento áreas de pastagens, cultivo mínimo, plantio direto, integração lavoura/pecuária e uma área de cerrado nativo. Em todos os sistemas foram coletadas amostras de solo para análise da densidade do solo, teores de carbono, nitrogênio total, abundância isotópica de ¹³C e fracionamento físico da matéria orgânica. Os resultados destes experimentos de longo prazo nos mostram que sistemas com maior perturbação do solo apresentam menor conteúdo de C e N no solo. Os resíduos das gramíneas em função da sua quantidade e maior relação C/N apresentam uma grande importância no acúmulo de C e N no solo, superando até em alguns casos, a adoção de sistemas de manejo mais conservacionistas. A adoção de sistemas que favorecem a diversidade de plantas proporciona aumento nos estoques de carbono, nitrogênio e nas frações da matéria orgânica do solo e se tornam uma alternativa no combate às mudanças climáticas, garantindo a produção de alimentos e a sustentabilidade dos ecossistemas. Os agregados do solo desempenham um papel importante na preservação do carbono no solo. A análise dos atributos do solo, como atividade enzimática e teor de carbono lábil nas diferentes classes de agregados, são índices muito sensíveis que podem ser utilizados para monitorar o uso da terra e mitigar as mudanças climáticas. No entanto, o uso e manejo do solo frequentemente podem potencializar ou retardar esses processos.

Palavras-chave: Mudanças climáticas. Manejo do solo. Fracionamento da matéria orgânica do solo.

GENERAL ABSTRACT

SOARES, Stallone da Costa. **Accumulation and persistence of carbon and nitrogen in soil in experiments with different soil management systems.** 2024. 115p. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

The change in land use resulting from the replacement of extensive areas of original forest cover in Brazilian territory with productive areas, involving deforestation and fires, has been occurring at an accelerated pace in recent years, contributing to the increase in the amount of CO₂ in the atmosphere. Alternatives to this problem would be the adoption of conservation management systems with the potential to sequester carbon in the soil. In this sense, the present work aims to: I- evaluate the effect of different crop rotations on the accumulation of C and N in the soil and organic matter fractions (POM and MAOM) under no-tillage and conventional tillage, after 22 years of conducting experiment; II - analyze the carbon stock and the stabilization of soil organic matter through particulate (POM) and mineral-associated (MAOM) fractions, under different land use systems, after 32 years of experiment in Brazilian Cerrado; III - analyze the effect of different soil management systems on the stabilization and loss of soil organic carbon after 32 years of conducting an experiment. To achieve these objectives, the study was carried out in two experiments, one in Londrina-PR and the other in Planaltina-DF. In Londrina, the experiment was installed in 1997, and consisted of crop rotation systems with species used in the South Region, cultivated in no-tillage and conventional tillage. In Planaltina, the experiment was established in 1991, its treatment areas are pastures, minimum cultivation, no-tillage, crop/livestock integration (CLI) and an area of native Cerrado. In all systems, soil samples were collected to analyze soil density, carbon content, total nitrogen, ¹³C isotopic abundance and physical fractionation of organic matter. The results of these long-term experiments demonstrate that management practices involving greater soil disturbance, as observed in this case, result in lower carbon and nitrogen content in the soil. However, crop residues, owing to their quantity and quality, play a significant role in the accumulation of carbon and nitrogen in the soil, sometimes surpassing the adoption of more conservationist management systems. The adoption of systems that promote plant diversity, such as CLI, enhances carbon and nitrogen stocks in the soil, primarily in the most stabilized form, offering an alternative in the fight against climate change while ensuring food production and ecosystem sustainability. The results of these long-term experiments demonstrate that systems with greater soil disturbance have lower soil C and N content. Grass residues, due to their quantity and higher C/N ratio, are of great importance in the accumulation of C and N in soil, sometimes surpassing the adoption of more conservationist management systems. The adoption of systems that promote plant diversity enhances soil carbon, nitrogen, organic matter fractions, offering an alternative in combating climate change while ensuring food production and ecosystem sustainability. Soil aggregates play an important role in soil carbon preservation. The analysis of soil attributes, such as enzymatic activity and labile carbon content in different aggregate classes, are highly sensitive indicators that can be used to monitor land use and mitigate climate change. However, soil use and management often enhance or delay these processes.

Key words: Climate change. Soil management. Fractionation of soil organic matter.

LISTA DE ABREVIACOES E SMBOLOS

C	Carbono
N	Nitrogênio
COS	Carbono Orgânico do Solo
MOS	Matéria Orgnica do Solo
FBN	Fixao Biológica de Nitrogênio
CO ₂	Dixido de Carbono
¹³ C	Isótopo de Carbono
$\delta^{13}\text{C}$	Variaco da razão ¹³ C/ ¹² C em ‰
GEE	Gases de Efeito de Estufa
MOP	Matéria Orgânica Particulada
MAOM	Matéria Orgânica Associada a Minerais
PD	Sistema Plantio Direto
PC	Plantio Convencional
ILP	Integrao Lavoura Pecuária
CN	Cerrado Nativo

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Precipitação e temperatura média anual no período de 1997 a 2019 em Londrina - PR. 15
- Figura 2.** Esquema da descrição da área experimental de Londrina. 16
- Figura 3.** Croqui da área experimental na Embrapa Soja. A numeração corresponde ao número da parcela; Manejo do solo sob sistema plantio direto (D) e plantio convencional (C); Rotações de culturas R1 (milho/aveia-soja/aveia - soja/ nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço - milho/tremoço - milho/nabo forrageiro); R3 (milho/trigo - milho/aveia - milho/trigo) em Londrina, PR..... 17
- Figura 4.** Estoque de carbono para a camada de solo de 0-20 cm quantificada para os anos de 1997, 2000, 2003, 2009, e 2019 para rotação R1 (A), R2 (B) e R3 (C), sob plantio direto (PD) e convencional preparo com arado (PC). Letra minúscula compara os estoques em função dos anos para o PD, e a letra maiúscula o PC. *Diferenças em estoques de C e N no solo entre PD e PC para o mesmo ano de amostragem ($P < 0,05$). ns significa que não houve diferença estatística no teste aplicado..... 33
- Figura 5.** Estoque de carbono para a camada de solo de 0-80 cm quantificada para os anos de 1997, 2000, 2003, 2009, e 2019 para rotação R1 (A), R2 (B) e R3 (C), sob plantio direto (PD) e convencional preparo com arado (PC). Letra minúscula compara os estoques em função dos anos para o PD, e a letra maiúscula o PC. *Diferenças em estoques de C e N no solo entre PD e PC para o mesmo ano de amostragem ($P < 0,05$). ns significa que não houve diferença estatística no teste aplicado..... 35
- Figura 6.** Precipitação e temperatura média anual do período de 2000 a 2023 no distrito federal. 48
- Figura 7.** Croqui da área experimental em Planaltina. *Os números se referem as parcelas experimentais. S1 – Pastagem contínua em monocultivo de gramínea; S3L – Integração lavoura-pecuária com rotação iniciada com lavoura; S4 – Lavoura contínua; S5 – Cerrado Nativo; T1 – Preparo convencional do solo (Cultivo mínimo); T2 – Sistema de plantio direto. 49
- Figura 8.** Densidade do solo no perfil (0-30 cm) para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN)..... 52
- Figura 9.** Estoque de C (A) e N (B) do solo para a camada de solo de 0-30 cm quantificada para os anos de 2001, 2009, 2013 e 2023 para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN). Médias nas colunas seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste t LSD de Student ($P < 0,05$). 54
- Figura 10.** Relação C/N do solo na camada de 0-30 cm calculada para os anos de 2001, 2009, 2013 e 2023 para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN). Médias nas colunas seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste t LSD de Student ($P < 0,05$). 55
- Figura 11.** ^{13}C abundância natural de carbono do solo na profundidade de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm, 32 anos após a condução do experimento nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN)..... 56

Figura 12. Estoques (Mg ha^{-1}) de carbono derivados da vegetação C_3 e C_4 , 32 anos após a condução do experimento nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).. 57

Figura 13. Análise de componentes principais entre os atributos dos solos como CT (carbono total), NT (nitrogênio total), C/N (relação C/N), SV (C- CO_2 agregados intacto por 24 horas), DV (C- CO_2 agregados destruídos por 24 horas), SQ (C- CO_2 agregados intacto por 48 horas), DQ (C- CO_2 agregados destruídos por 48 horas), Beta (β -glicosidase), Aril (Arilsulfatase), C13 (abundância natural de ^{13}C) e as classes do solo sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e Cerrado Nativo (CN). 78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Granulometria do solo, nas diferentes camadas, nos diferentes sistemas agrícolas, Londrina, PR.....	18
Tabela 2. Características químicas do solo da área experimental, no início do experimento, 1997.	18
Tabela 3. Média da densidade do solo submetido ao Plantio Direto (PD) e Plantio Convencional (PC) em 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019.	20
Tabela 4. Produtividade de grãos de soja, milho e trigo (Mg ha^{-1}) cultivada em plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) nas rotações de culturas, R1 (milho/aveia-soja/aveia-soja/ nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço – milho/tremoço - milho/nabo forrageiro) e R3 (milho/trigo – milho/aveia – milho/trigo) nas safras de 1997/98 a 2018/19 em Londrina, PR.	23
Tabela 5. Quantidade de resíduos de parte aérea e raízes depositados no solo após a colheita (Mg ha^{-1}) pelas culturas de soja, milho e trigo cultivadas em plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) nas rotações de culturas R1 (milho/aveia-soja/aveia-soja/ nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço – milho/tremoço - milho/nabo forrageiro) e R3 (milho/trigo – milho/aveia – milho/trigo) nas safras de 1997/98 a 2018/19 em Londrina, PR.	24
Tabela 6. Entrada acumulativa de C por meio dos resíduos das partes aéreas e raízes das culturas soja, milho e trigo em plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) nas rotações de culturas R1 (milho/aveia-soja/aveia-soja/ nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço – milho/tremoço - milho/nabo forrageiro) e R3 (milho/trigo – milho/aveia – milho/trigo) nas safras de 1997/98 a 2018/19 em Londrina, PR.....	25
Tabela 7. Teores de C do solo (g C kg^{-1} solo) em profundidade entre os sistemas plantio direto (PD) e convencional (PC) e entre as rotações de culturas nos anos de 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019.....	27
Tabela 8. Teores de N do solo (g N kg^{-1}) em profundidade nos sistemas plantio direto (PD) e convencional (PC) nas rotações de culturas nos anos de 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019.	30
Tabela 9. Relação C/N do solo em profundidade nos sistemas plantio direto (PD) e convencional (PC) nas rotações de culturas nos anos de 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019.	32
Tabela 10. Distribuição de carbono e nitrogênio (g kg^{-1} solo), e a relação C:N nas frações de matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MOAM), do solo em 2019 sob três rotações de culturas em plantio direto (PD) e convencional preparo com arado (PC).	36
Tabela 11. Teores de C do solo (g C kg^{-1}) em profundidade para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN) nos anos de 2001, 2009, 2013 e 2023.....	52
Tabela 12. Teores de N do solo (g N kg^{-1}) em profundidade para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN) nos anos de 2001, 2009, 2013 e 2023.....	53
Tabela 13. Distribuição de carbono, nitrogênio (g kg^{-1} solo) e a relação C:N das frações de matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MOAM) em 2023 nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).	57

Tabela 14. Caracterização química das classes dos agregados do solo sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e Cerrado Nativo (CE) em Planaltina, DF.....	71
Tabela 15. Diâmetro médio ponderado (DMP) (mm) dos agregados do solo sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN) na profundidade de 0-10 cm.....	73
Tabela 16. Taxas de emissão de CO ₂ em três classes de agregados do solo nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).	73
Tabela 17. Atividade de β -glicosidase, Arilsulfatase e conteúdo de Carbono total (CT) e Nitrogênio total (NT) influenciada por diferentes sistemas de manejo em três classes de agregados do solo nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).....	74
Tabela 18. Relação C/N e abundância isotópica em três de agregados do solo nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).	75
Tabela 19. Concentração do carbono, nitrogênio (g kg ⁻¹ solo), relação C:N e abundância isotópica das frações de matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MOAM), em três classes de agregados do solo nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).....	76

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL	3
2.1 Sequestro de Carbono e Mitigação de Mudanças Climáticas	3
2.2 Sistema Plantio Direto	3
2.3 Sistema Plantio Direto no Cerrado	4
2.4 Mecanismos de Estudo em Dinâmica de C no Solo	6
2.4.1 Agregados do solo	7
2.4.2 Enzimas do solo	7
2.4.3 C mineralizável em agregados do solo	8
2.4.4 Fracionamento físico da MOS	9
3. CAPÍTULO I INFLUÊNCIA DE SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO E ROTAÇÃO DE CULTURAS NO ACÚMULO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO	10
3.1 RESUMO	11
3.2 ABSTRACT	12
3.3 INTRODUÇÃO	13
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	15
3.4.1 Localização do experimento	15
3.4.2 Histórico da área experimental	15
3.4.3 Detalhes da condução da área experimental	17
3.4.4 Características físicas e químicas do solo da área experimental	18
3.4.5 Amostragem do solo	19
3.4.6 Cálculos	19
3.4.7 Determinação do rendimento de grãos e massa seca das culturas	21
3.4.8 Fracionamento granulométrico da MOS	21
3.4.9 Análise estatística	21
3.5 RESULTADOS	22
3.5.1 Produtividade de grãos e os resíduos das culturas	22
3.5.2 Teores de carbono, nitrogênio e a relação C/N do solo	26
3.5.3 Efeito dos anos e rotação de culturas no estoque de C e N do solo na profundidade 0-20 cm e de 0-80 cm	33
3.5.4 Fracionamento físico do solo	36
3.6 DISCUSSÃO	38
3.6.1 Carbono e nitrogênio do solo	38
3.6.2 Fracionamento físico do solo	40
3.7 CONCLUSÕES	42

4. CAPÍTULO II DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA EM LATOSSOLO VERMELHO DO CERRADO BRASILEIRO SUBMETIDO A DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO...	43
4.1 RESUMO.....	44
4.2 ABSTRACT.....	45
4.3 INTRODUÇÃO.....	46
4.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	48
4.4.1 Localização e caracterização das áreas experimentais.....	48
4.4.2 Detalhes da condução da área experimental.....	48
4.4.3 Coleta de amostras para a avaliação da densidade do solo (Ds).....	49
4.4.4 Cálculos.....	50
4.4.5 Fracionamento granulométrico da MOS.....	51
4.4.6 Análise estatística.....	51
4.5 RESULTADOS.....	52
4.5.1 Densidade e concentração de C e N do solo.....	52
4.5.2 Estoque de C e N e a relação C/N na camada de 0-30 cm.....	54
4.5.3 Fracionamento físico do solo.....	57
4.6 DISCUSSÃO.....	60
4.5.1 Carbono e nitrogênio do solo.....	60
4.5.2 Fracionamento físico do solo.....	62
4.7 CONCLUSÕES.....	64
5. CAPÍTULO III IMPACTO DE DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA PERSISTÊNCIA DE CARBONO EM LATOSSOLO VERMELHO DO CERRADO.....	65
5.1 RESUMO.....	66
5.2 ABSTRACT.....	67
5.3 INTRODUÇÃO.....	68
5.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	70
5.4.1 Localização, clima e solo da área de estudo.....	70
5.4.2 Detalhes da condução da área experimental.....	70
5.4.3 Amostragem de solo.....	70
5.4.4 Estabilidade de agregados.....	70
5.4.5 Atributos químicos e fracionamento da MOS.....	70
5.4.6 Carbono mineralizável.....	71
5.4.7 Atividade enzimática.....	72
5.4.8 Análise estatística.....	72
5.6 RESULTADOS.....	73
5.6.1 Índice de agregação do solo.....	73
5.6.2 Carbono mineralizável.....	73

5.6.3 Atividade enzimática e o conteúdo de carbono, nitrogênio, relação C:N e abundância isotópica dos agregados	74
5.6.4 Fracionamento físico da MOS nos agregados.....	76
5.6.5 Interação entre as classes dos agregados em diferentes usos da terra e os atributos químicos do solo	77
5.7 DISCUSSÃO	79
5.7.1 Índice de estabilidade de agregados.....	79
5.7.2 Carbono, nitrogênio e atividade enzimática dos agregados	79
5.7.3 Carbono mineralizável	81
5.7.4 Fracionamento físico dos agregados	82
5.7.5 Interação entre as classes dos agregados em diferentes usos da terra e os atributos químicos do solo	83
5.6 CONCLUSÕES	85
6. CONCLUSÕES GERAIS	86
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

1. INTRODUÇÃO GERAL

O aumento das concentrações de gases na atmosfera como dióxido de carbono, metano e óxido nítrico, também denominados de gases de efeito de estufa (GEEs) despertou interesse na busca por soluções para evitar uma condição mais extrema de clima no planeta. Globalmente, as emissões destes gases se distribuem entre os setores energético, transporte, agricultura e mudança de uso da terra, sendo os dois primeiros os que mais contribuem para a emissão de GEEs.

Uma das alternativas para este problema seria estocar o dióxido de carbono (ou gás carbônico) no solo, isto por que o solo é tido como o maior sumidouro de carbono terrestre, armazenando uma quantidade aproximadamente quatro vezes maior do que a biomassa vegetal, e três vezes maior do que a atmosfera. O carbono orgânico do solo está relacionado diretamente com quantidade de resíduos vegetais que é depositado no solo e sua taxa de decomposição, as características intrínsecas do solo (a exemplo da mineralogia e textura), condições edafoclimáticas e os mecanismos de estabilização do carbono no solo. A complexa interação entre esses processos que afetam a quantidade de carbono no solo é entendida como dinâmica de C no solo.

Em áreas com cobertura vegetal natural, o carbono do solo encontra-se em equilíbrio dinâmico, onde as perdas e ganhos de C tendem a se compensar ao longo do tempo. Essa condição é alterada com a mudança de uso da terra (MUT). A MUT ocasionada pela substituição de extensas áreas sob cobertura vegetal original em áreas produtivas, envolvendo desmatamento e queimadas, vem ocorrendo num ritmo acelerado nos últimos anos em muitos biomas do território brasileiro, contribuindo para o aumento da quantidade de CO₂ na atmosfera. Em muitas áreas convertidas predomina o uso do sistema de plantio convencional, que adota o revolvimento do solo, com menor entrada de resíduos vegetais e pouca diversidade de culturas, culminando na erosão do solo e também na intensificação das perdas de carbono para a atmosfera. Este cenário desencadeou a necessidade de utilização de práticas de manejo mais sustentáveis, a exemplo de sistema plantio direto, e de sistemas integrados com maior diversificação de espécies vegetais.

Determinar as variações de carbono no solo é essencial para aprimorar práticas agrícolas. Uma estratégia eficaz é comparar os estoques de carbono em solos de agroecossistemas com aqueles encontrados em áreas de cobertura original (vegetação nativa), o que permite avaliar a influência do manejo na perda ou no acúmulo do carbono para a atmosfera, e traçar estratégias mais conservativas. Para isso, têm sido empregados estudos que avaliam o estoque de carbono em cronosequências, locais pareados (*“paired-site”*), e experimentos de longo prazo. Além do estoque de C, o emprego de técnicas que permitam avaliar a estabilidade do C no solo contribui para uma análise mais completa. Por exemplo, a análise das frações da matéria orgânica do solo (MOS) permite caracterizar o carbono quanto à sua formação, a sua função, e as relações de seus efeitos nas propriedades do solo e no ambiente.

O fracionamento físico da matéria orgânica é realizado por densidade e/ou tamanho. A proposta é separar a MOS em formas particuladas (MOP), e associadas a minerais (MAOM), dois componentes da MOS que se diferem formação, persistência e função. Alguns estudos apontam por exemplo que a MOP é a fração mais sensível às mudanças de manejo e às variações nas condições ambientais do que o carbono orgânico total do solo, desempenhando assim um papel importante como indicador para monitoramento dos ecossistemas. É necessário, portanto, analisar os processos que afetam a dinâmica de C nos solos em sistemas agrícolas para uma melhor compreensão dos mesmos. Neste sentido, além de analisar os estoques de C e respectivas frações físicas ou mesmo químicas, é necessário levar em consideração a unidade

estrutural do solo que é extremamente importante para a proteção do carbono no solo, e a atividade da microbiota do solo que regula a entrada e a perda do C para a atmosfera.

Diante do exposto, o presente estudo foi dividido em três capítulos, a saber:

Capítulo I - Influência do sistema de preparo do solo e rotação de culturas no acúmulo de carbono e nitrogênio no solo.

Tem-se como hipótese que a inserção de espécies leguminosas cultivadas sob PD ao longo do tempo proporciona maior acúmulo de C e N no solo, sendo o acúmulo na matéria orgânica associada aos minerais, uma fração mais estável do C no solo. Para testar esta hipótese, este capítulo teve como objetivo avaliar o efeito de diferentes rotações de culturas no acúmulo de C e N no solo e das frações da matéria orgânica (MOP e MOAM) sob plantio direto e convencional, após 22 anos de condução de experimento. Procura-se compreender a influência do preparo do solo, da quantidade e qualidade dos resíduos no acúmulo de C no solo como forma de assegurar a produção de alimentos com menor impacto ambiental.

Capítulo II - Dinâmica da matéria orgânica de Latossolo Vermelho do Cerrado brasileiro submetido a diferentes sistemas de manejo.

A hipótese deste trabalho é que o ganho de C do solo proporcionado pelo sistema integrado pode estar associado com a maior produção de resíduos vegetais oriundo da diversidade de espécies presentes no sistema. O maior acúmulo estaria associado com um aumento da fração particulada, mais vulnerável a perdas, caso as condições de manejo sejam alteradas. Para contribuir com esse entendimento, o capítulo teve como objetivo analisar o estoque de carbono e a estabilização da matéria orgânica do solo por meio das frações particuladas (MOP) e associadas aos minerais (MOAM), sob diferentes sistemas de uso da terra, após 32 anos de experimento no Cerrado brasileiro.

Capítulo III - Impacto de diferentes sistemas de manejo na persistência de carbono em um Latossolo Vermelho do Cerrado brasileiro.

A hipótese deste trabalho é que sistemas agropecuários com baixa perturbação do solo, e que produzem mais resíduos favorecem uma agregação mais estável do solo, indicando maior persistência da matéria orgânica acumulada no solo em comparação com sistemas de produção mais intensos. O objetivo deste capítulo foi analisar o efeito de diferentes sistemas de manejos de solo na estabilização e perda de carbono orgânico do solo após 32 anos de condução de experimento. O que acontece quando se relaxa ou se altera a prática de manejo adotada no solo em experimentos de longo prazo, todo o carbono que estava armazenado é perdido?

2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1 Sequestro de Carbono e Mitigação de Mudanças Climáticas

As preocupações com o aquecimento global e o aumento dos níveis atmosféricos do gás carbono (CO₂) despertaram interesse em busca de alternativas para mitigar este efeito. No ciclo global do carbono, a dinâmica do carbono no solo desempenha um papel importante e tem efeitos significativos nas alterações climáticas (NATH et al., 2023). Isto porque os solos são o maior sumidouro de carbono terrestre contendo aproximadamente quatro vezes mais C do que a biomassa vegetal e três vezes mais do que a atmosfera (MORAES et al., 2019; LAL et al., 2021; NATH et al., 2023).

O carbono armazenado no solo abrange tanto o carbono orgânico quanto o inorgânico. O carbono orgânico presente no solo está diretamente relacionado ao processo de fixação por meio da fotossíntese das plantas e à subsequente decomposição da biomassa vegetal pela ação dos microrganismos (DOS SANTOS et al., 2019; MORAES et al., 2021; LAL et al., 2021). Já as perdas ocorrem principalmente pela liberação do CO₂ na respiração na biota do solo durante a decomposição da matéria orgânica do solo, dos resíduos animais e vegetais, pela lixiviação dos compostos orgânicos e pela erosão do solo (GOUGOULIAS et al., 2014; PRIMIERI et al., 2017). Além disso, a emissão de CO₂ pode ocorrer também mediante queimadas, desmatamento (ROSA et al., 2014). A magnitude desses processos depende direta ou indiretamente do manejo do solo que é adotado, de fatores como temperatura, umidade, dos mecanismos de estabilização do carbono no solo, e das características intrínsecas do solo como mineralogia e textura (MIELNICZUK, 1999; DON et al., 2011).

A mudança de uso da terra ocasionada pela substituição de extensas áreas de cobertura original em áreas produtivas, envolvendo desmatamento e queimadas, vem ocorrendo num ritmo acelerado nos últimos anos, contribuindo para o aumento da quantidade de CO₂ na atmosfera (PAIVA, REZENDE; PEREIRA, 2011; GMACH et al., 2018; SOUSA-NETO et al., 2018). Uma estimativa recente do impacto global das mudanças no uso da terra sugere que houve uma perda de 133 milhões de toneladas (Pg) de C dos solos para a atmosfera devido à atividade antrópica histórica, estando o Brasil entre os 10 maiores emissores do CO₂ no mundo (SANDERMAN et al., 2017). No Brasil, a maioria das emissões de CO₂ resulta do desmatamento, produção de gado, queima da vegetação natural e atividades agrícolas (BERNOUX et al., 2004; SOUSA-NETO et al., 2018).

Face a essa situação, uma alternativa para mitigar este cenário são as soluções baseadas na natureza (GIRARDIN et al., 2021, HORTON et al., 2021). Estas ações passam por restauração de florestas nativas, recuperação de pastagens degradadas, e adoção de práticas de gestão agrícola, com o objetivo de remover o CO₂ da atmosfera pela fotossíntese e armazenar C na biomassa das plantas e no solo, proporcionando benefícios ecológicos. Práticas como plantio direto, rotação de culturas e sistemas integrados lavoura-pecuária foram recomendadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas para reduzir as emissões de carbono associadas à mudança do uso da terra e atingir as metas propostas pelo Acordo de Paris (SMITH et al., 2014).

2.2 Sistema Plantio Direto

A prática de preparo intensivo de solo com aração e gradagem duas vezes por ano para plantar culturas de verão e de inverno no Sul do Brasil na década de 1970 ocasionou a erosão do solo em muitas regiões e a perda da matéria orgânica (MOS) (SISTI et al., 2004). Em função deste problema, o sistema plantio direto (SPD) foi introduzido por iniciativa de agricultores

pioneiros do estado do Paraná, como forma de controlar inicialmente o escoamento de água e a erosão do solo (DERPSCH et al., 1986; TELLES et al., 2013; CALEGARI et al., 2014).

Nesse modelo de sistema, as sementes e adubos são colocados diretamente no solo não revolvido, usando máquinas apropriadas (SILVEIRA et al., 2015). Uma das premissas básicas do SPD é a adoção de rotação de culturas, preferencialmente alternando culturas comerciais, como soja, milho, arroz, feijão e sorgo, com adubos verdes como crotalária, mucuna, feijão guandu e gramíneas como milheto e braquiárias, proporcionando recobrimento eficiente do solo, além de elevada ciclagem de nutrientes e aumento na produtividade das culturas (SILVA et al., 2006). Foi comprovado que a adoção desta prática para além de diminuir a erosão do solo, melhorou os atributos biológicos, físicos e químicos dos solos (SÁ et al., 2009; NUNES et al., 2015; BALOTA et al., 2014; DEMETRIO et al., 2019; RHEINHEIMER et al., 2019).

Em função do não revolvimento do solo e de manutenção de biomassa vegetal na superfície do solo, o SPD tornou-se uma estratégia importante para estocar carbono no solo e reduzir o impacto da agricultura na emissão de gases de efeito de estufa (BAYER et al., 2000; DIECKOW et al., 2005; BAYER et al., 2006, ZOTARELLI, 2012). A maior influência da biomassa vegetal na superfície do solo (0-20 cm) favorece ao acúmulo de C nesta camada em áreas de plantio direto, no Sul do Brasil (CASTRO FILHO et al., 1998; AMADO et al., 2001; BERTOL et al., 2004; COSTA et al., 2008; TIECHER et al., 2020).

O efeito do SPD no armazenamento do COS também depende da quantidade e diversidade das culturas cultivadas (BALESDENT et al., 2000; SIX et al., 2000; BAYER et al., 2001; SISTI et al., 2004; DIEKOW et al., 2005; MARTINS et al., 2012; RAPHAEL et al., 2016). A utilização de espécies leguminosas combinado com a maior diversidade de espécies em sucessão ou rotação de culturas aumenta de forma significativa a retenção de C e N no solo, seja por meio dos insumos da biomassa (parte aérea e raiz) associados a estas espécies de plantas ou mediante N fixado simbioticamente que se torna disponível e aumenta a produção de grãos e biomassa de culturas comerciais cultivadas em sucessão (AMADO et al., 2001; AMADO et al., 2006). Em experimento de longa duração (18 anos) conduzido no Rio Grande do Sul, Costa et al. (2008) verificaram que o plantio direto associado a sistemas de cultura com alta adição de resíduos vegetais ricos em C e N resultou no aumento do estoque de C orgânico no solo.

No entanto, anteriormente os estudos eram mais focados na camada superficial solo de 0-20, por isso a influência do SPD e das culturas eram associadas apenas a esta camada. Quando se analisou camadas mais profundas observou-se a contribuição do SPD e dos sistemas de rotação no acúmulo de C em profundidade (SISTI et al., 2004; DIEKOW et al., 2005; BODDEY et al., 2010; ALBURQUERQUE et al., 2015). Com o objetivo de avaliar o potencial do SPD, bem como a contribuição das leguminosas no acúmulo de C nas camadas superficiais e subterrâneas em um Argissolo do Sul do Brasil, Veloso et al. (2018) demonstraram que, cerca de metade do armazenamento do COS se deveu ao aumento de C na camada subterrânea (0,30-1,00 m) com a combinação destas práticas de manejo. A explicação para esses resultados se deve ao efeito direto de raízes profundas ou o transporte de resíduos orgânicos por organismos do solo para camadas mais profundas, favorecendo assim, ao maior acúmulo de C em profundidade.

2.3 Sistema Plantio Direto no Cerrado

O Cerrado brasileiro, também conhecido como bioma savana (JANTALIA et al., 2007) é tido como o segundo maior bioma do Brasil, ocupando uma área de aproximadamente 205 milhões de hectares e estende-se por entre os estados do Distrito Federal, Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, São Paulo e Tocantins (SANO et al., 2008). Esse bioma tem sido amplamente utilizado para a produção

agropecuária, embora concentre um terço da biodiversidade brasileira e 5% da flora e da fauna mundial (MAROUELLI, 2003). O processo de ocupação acelerada das áreas do Cerrado tem provocado impactos ambientais severos, levando ao aumento de áreas degradadas, ao declínio da diversidade biológica e da produtividade, além das alterações microclimáticas que afetam de forma desfavorável a qualidade de vida humana (REZENDE; PAPA, 2008).

Nas regiões do bioma Cerrado, o SPD se consolidou na década de 1990 com a chegada dos imigrantes da região Sul do Brasil com larga experiência como também devido à adaptação da soja nessas áreas (ARAÚJO et al., 2019). Em algumas regiões, uma parcela considerável da expansão da área de soja ocorreu com o uso do SPD em áreas onde a vegetação nativa foi derrubada para a criação de gado (GIBBS et al., 2015), em outras, o aumento da área de SPD ocorreu principalmente pela substituição de pastagens degradadas por sistemas de cultivo SPD envolvendo soja e culturas forrageiras (COHN et al., 2016).

Nessa região, o SPD é caracterizado pela baixa utilização de plantas de cobertura e rotação de culturas e, conseqüentemente, pouca palhada na superfície do solo, predominando a monocultura da soja e/ou o sistema contínuo de sucessão do tipo soja verão/milho safrinha (KAPPES; ZANCANARO, 2014). Neste sentido, culturas de cobertura, como ervilhaca, aveia preta, capim braquiária, espécies arbóreas e combinações de espécies, também foram integradas aos SPD para fornecer quantidade adequada de biomassa a ser retida na superfície do solo como cobertura morta, o que favoreceu as relações solo-planta-água (CASÃO et al., 2012; CARPINELLI et al., 2020).

Avaliando diferentes usos da terra comuns no Cerrado com potencial para restaurar os níveis de MOS, Gmach et al. (2018) observaram que a pastagem foi o uso da terra que apresentou melhores resultados em termos de manutenção dos reservatórios de C, podendo restaurar os estoques de C do solo. Roscoe et al. (2003) ressaltaram que, no bioma Cerrado, as pastagens implantadas em substituição à vegetação nativa promovem a manutenção dos estoques de MOS e aquelas submetidas a boas práticas de manejo, podem proporcionar maior estocagem de C no solo do que sob a vegetação original.

Em seu estudo Sant-Anna et al. (2017) chegaram à conclusão de que o manejo adotado tem grande influência sobre o carbono orgânico do solo (COS) quando analisaram o impacto de diferentes sistemas de uso da terra, pastagens contínuas, cultivo contínuo ou sistemas integrados de lavoura/pecuária sob dois níveis de fertilidade do solo sobre as mudanças nos estoques de C e N do solo, 22 anos após a conversão da vegetação nativa do Cerrado. Esses autores ressaltaram que, o cultivo contínuo sob arado convencional leva a maiores perdas do COS do que quando manejado sob plantio direto e que, a presença de uma leguminosa nas pastagens tem um efeito positivo no acúmulo ou conservação do C no solo.

Após quatro anos de conversão de pastagens degradadas em sistemas silvipastoris no Cerrado brasileiro, Almeida et al. (2021) observaram um aumento nos teores de C e N do solo em relação ao estrato regenerativo. No entanto, estes autores ressaltaram que é necessário o monitoramento de longo prazo para verificar se o armazenamento pode ser semelhante aos níveis encontrados na vegetação nativa ao longo do tempo.

Quando se avaliou as mudanças nos estoques de carbono em diferentes compartimentos da matéria orgânica do solo causadas pela conversão de vegetação nativa de *Cerrado sensu stricto* em agroecossistemas após 31 anos de cultivo, Ferreira et al. (2016) observaram que, a substituição do *Cerrado sensu stricto* pelo preparo do solo com rotação soja-milho causou uma redução de pelo menos 11% nos estoques de C do solo. O uso do plantio direto como alternativa ao preparo convencional com arado de aiveca reduziu as emissões de CO₂ em até 12 %.

Além de analisar o estoque do carbono e da dinâmica da MOS, alguns estudos na literatura têm destacado os valores de relação C/N nos solos do Cerrado. Em diversas regiões do país, comumente os solos apresentam relação C/N que varia entre 11 e 13 (BAYER et al. 2000; TARRÉ et al., 2001; DIEKOW et al., 2005; ZOTARELLI et al., 2012). Porém, nos solos

do Cerrado, alguns estudos têm evidenciado valores bem maiores, fruto de queimadas naturais históricas e de queimadas mais frequentes da vegetação por parte dos fazendeiros de forma acidental ou intencional pela utilização do fogo como prática de manejo (EITEN, 1992). Avaliando as mudanças que ocorreram na dinâmica de C e N no perfil do solo de 0-100 cm após 23 anos da substituição do Cerrado por pastagem Roscoe et al. (2001) relataram valores de relação C/N superiores a 16 em todas as áreas dos sistemas agrícolas estudados.

Em estudo de longo prazo desenvolvido no Cerrado com diferentes sistemas de uso da terra: pastagens contínuas, cultivo contínuo ou sistemas integrados de lavoura/pecuária Sant'Anna et al. (2017) encontraram relação C/N que variou de 16,6 na camada superficial e entre 21,9 e 23,1 nos intervalos de profundidade abaixo de 30 cm. Corbeels et al. (2006), trabalhando em 49 sítios ao redor de Montivideo e Rio Verde em Goiás, encontrou relação C/N entre 18 e 23 nos solos da região. Jantália et al. (2007), avaliaram as mudanças dos estoques de C e N em diferentes sistemas de produção de grãos no Cerrado brasileiro e encontraram relação C/N de 20.

Os elevados valores da relação C/N encontrados nos solos do Cerrado foram atribuídos pela Jantalia et al. (2007) à alta proporção de carvão/carbono pirogênico presente nesses solos em função do histórico de incêndios regulares ou por ação de derrubada e queimada que são práticas de manejo utilizados nesta região. De acordo com o Eckmeier et al. (2007) as amostras de carvão que ficam retidas no solo após a passagem de fogo acumulam um percentual médio de 77% de carbono, a massa restante é material biológico não carbonizado.

O termo carbono pirogênico foi utilizado pelo Smernik et al. (2000) para descrever o mais inerte componente da matéria orgânica e o termo carvão é usado para descrever uma grande variedade de materiais orgânicos de coloração preta e altamente aromáticos formados durante a combustão, mas que não precisam ter a estrutura grafítica. De acordo com Maia (2010), a fração sólida da carbonização é o carvão e suas propriedades físico-químicas dependem do processo de pirólise e da biomassa original, sendo a biomassa uma mistura complexa de polímeros naturais.

2.4 Mecanismos de Estudo em Dinâmica de C no Solo

A mudança de uso da terra e o manejo do solo aumentam a quantidade de CO₂ emitida para a atmosfera, e pode ser medida diretamente. No entanto, a relação entre os sistemas de uso e manejo do solo com as emissões de CO₂ pode ser determinada também por meio da avaliação dos estoques de carbono do solo, ou seja, a quantidade de carbono armazenada por massa de terra. Para isso, é essencial estabelecer uma linha de base, para representar os estoques de carbono iniciais antes da conversão. Assim, estoques menores em relação à linha de base indicam perdas de carbono, enquanto o aumento dos estoques representa a remoção do CO₂ da atmosfera.

Para a melhor compreensão da dinâmica de C nos solos para além dos estoques de C faz-se necessário analisar a fração em que este carbono se encontra, levar em consideração a unidade estrutural do solo (os agregados) e a atividade da microbiota que regula a decomposição e também a emissão do C para a atmosfera. A estabilidade do C orgânico do solo depende da proteção física dos agregados (isolamento físico), e a dinâmica do C orgânico do solo é impulsionada por microrganismos (decomposição mineralizada e acumulação assimilativa), que muitas vezes ocorrem simultaneamente e têm uma relação complexa (LUO et al., 2021; WANG et al., 2021). Neste sentido, associar a estrutura do solo, fracionamento da MOS e da atividade microbiana permite elucidar a influência do uso e manejo do solo na dinâmica de C e traçar estratégias de manejo para mitigação de mudanças climáticas.

2.4.1 Agregados do solo

Os agregados são unidades básicas da estrutura do solo em que as frações areia, silte e argila são mantidas juntas por agentes orgânicos e inorgânicos (ZHANG et al., 2015). Estas unidades podem ser classificadas quanto ao tamanho em macroagregados (> 250 µm) e microagregados (<250 µm) de acordo com a teoria da hierarquização de agregados (TISDALL; OADES, 1982). A ideia central é que os agregados maiores são formados pela união de agregados menores, seguindo ordem hierárquica mediante ação dos agentes ligantes orgânicos derivados de resíduos vegetais, hifas de fungos ou insumos frescos de COS e/ou de agentes inorgânicos (SIX et al., 2000; DENEFF et al., 2006; LIU et al., 2014; CHENG et al., 2015).

A estrutura do solo é uma propriedade importante que medeia muitos processos químicos e biológicos do solo (MIKHA; RICE, 2004). A agregação regula fortemente a aeração, retenção de nutrientes, a erosão (BLANKINSHIP et al., 2016) e controla o sequestro de carbono derivado de plantas por oclusão em macro e microagregados (LAGOMARSINO et al., 2012; TIAN et al., 2015). Estudos apontam este componente do solo como fator chave para a sustentabilidade dos ecossistemas, pois protegem o COS contra decomposição pelos microrganismos do solo e armazena cerca de 90% do COS na superfície do solo (JIANG et al., 2018; WANG et al., 2018).

As diferentes frações de tamanho de agregado apresentam distinta composição mineralógica, conteúdos diferentes de C, N e origem de C, além de diferente retenção de água, estrutura e atividade da comunidade microbiana (ALLISON; JASTROW, 2006; CHRISTENSEN, 2001; LAGOMARSINO et al., 2012; BACH; HOFMOCKEL., 2014). Neste sentido, a divisão dos solos em agregados de diversos tamanhos permite analisar as interações entre o uso e manejo do solo e as características biológicas, físicas e químicas (MILLER; DICK, 1995).

De acordo com Six et al. (2004), o conteúdo de C aumenta com o aumento das classes de tamanho do agregado de micro para macroagregados e que os microagregados apresentam o C relativamente mais antigo e recalcitrante do que os macroagregados. Estudando a distribuição da MO do solo entre os agregados em campos de rotação de longo prazo de arroz e trigo na China, os autores Liu et al. (2018) mostraram que o C nos microagregados era maior do que o dos macroagregados. Quando feito o fracionamento físico da MOS e atividade microbiana dentro das classes dos agregados observou-se maiores frações de C da MO, de C e N da biomassa microbiana nos macroagregados do que nos microagregados (WANG et al., 2022). Esses resultados foram associados ao maior conteúdo de C e N encontrados nesses agregados, reflexo da maior rizodeposição causada pela maior densidade de raízes das culturas.

2.4.2 Enzimas do solo

Outro indicador que está intimamente relacionado com as transformações de compostos orgânicos ocorridas por intermédio dos microrganismos são as enzimas do solo (AJWA et al., 1999). As enzimas do solo são produzidas por plantas, animais e microrganismos e desempenham um papel crucial na ciclagem de nutrientes do solo, regulando vários processos bioquímicos, e agregação do solo (YANG et al., 2008; DICK, 2011; BALEZENTIENE, 2012; GIANFREDA, 2015).

Essas enzimas catalisam a mineralização de C, N, P e S da MO do solo e fornecem nutrientes para as culturas (WARING et al., 2014). Por exemplo, a β-glicosidase são sintetizadas por bactérias e fungos na degradação das cadeias de celulose e está relacionada com a mineralização do COS (DENG; TABATABAI 1996; TURNER et al., 2002). A urease promove a hidrólise do carbono orgânico contendo nitrogênio em amônio (LIANG et al., 2003). A fosfatase é um grupo de enzima que catalisa a hidrólise do éster e anidridos de fosfato e está

associada com a mineralização do P de compostos orgânicos (BALOTA et al., 2013). A arilsulfatase é a enzima envolvida na mineralização do éster sulfato nos solos, sendo a sua atividade dependente do teor de sulfato do solo e do teor de nutrientes (TABATABAI, 1994; DICK, 1997).

As atividades enzimáticas estão fortemente correlacionadas com a qualidade dos resíduos culturais, conteúdo de MOS, condições edafoclimáticas e por práticas de manejo do solo (ADETUNJI et al., 2017; TIWARI et al., 2019; WANG et al., 2022). Os sistemas conservacionistas que adotam a redução na frequência de preparo do solo, resultam em um aumento nas atividades de algumas enzimas do solo em comparação com sistema convencional (BALOTA et al., 2004; PANDEY et al., 2014; CHEN et al., 2019). Este fato está relacionado com maior MOS, C e N nessas áreas que serve de substrato para os microrganismos do solo, promovendo a atividade enzimática.

Quando se analisou a atividade enzimática nas classes de agregados do solo observou-se que, elas diferem entre as frações de tamanho de agregados e são influenciadas pelo manejo da área, disponibilidade e qualidade do substrato dentro dessas frações (KANDELER et al., 1999; LAGOMARSINO et al., 2009; LIANG et al., 2014; CHEN et al., 2019). Os autores Chen et al. (2019) constataram que as atividades da β -glicosidase e da fosfatase ácida diminuíram de agregados maiores para agregados menores, semelhante a distribuição das concentrações de COS e nitrogênio nessas frações de tamanho. Em contraste, também foi encontrado aumento das enzimas degradadoras de C, N e P com a diminuição do tamanho do agregado no solo (NIE et al., 2014; KUMAR et al., 2017). Neste sentido, o estudo da atividade enzimática nos agregados do solo auxilia a entender como os sistemas de preparo e a rotação de cultura afetam o acúmulo de matéria orgânica do solo e a imobilização de nutrientes.

2.4.3 C mineralizável em agregados do solo

A perda de C do solo como CO₂ emitido por meio da mineralização do C e/ou da respiração do solo, é induzida por microrganismos do solo, cujo crescimento e reprodução são influenciados pelo conteúdo de C e N do solo (PIAZZA et al., 2020). Foi apontado que esta atividade é responsável por perdas de aproximadamente dois terços de C do solo em ecossistemas terrestres (SILVER et al., 2005). Neste sentido, alteração da atividade microbiana pode representar liberação de CO₂ do ecossistema e influenciar no ciclo de C.

A maior parte do C do solo é encontrada como MOS (LAL, 2021). A MOS é representada por todo material orgânico depositado no solo na forma de resíduos vegetais e animais, em vários estágios de decomposição, complexidade, e de diversidade estrutural (SILVA; RESCK, 1997; BATJES, 1999). Embora os microrganismos possam decompor a MOS, e conseqüentemente ocasionar a perda do C, eles também podem promover o seu acúmulo (LIANG et al., 2017). Estes autores relataram que os resíduos vegetais podem ser depositados como MOS por meio de enzimas extracelulares microbianas, absorção microbiana, biossíntese, crescimento e morte destes indivíduos.

Estudos de incubação permitem quantificar as taxas de decomposição do C no solo (AHN et al., 2009). Este tipo de pesquisa tem recebido mais atenção recentemente para avaliar a taxa de decomposição de C em função de diferentes práticas de manejo do solo e para prever variações futuras por meio de modelagem (DENG et al., 2021). A decomposição de acúmulo de C no solo depende da quantidade, qualidade dos resíduos vegetais e sua disponibilidade para os organismos do solo (SIX; JASTROW, 2002; RAKESH S et al., 2021). Quanto mais acessível é o material vegetal para os microrganismos, mais ativamente ocorre sua decomposição e mineralização, e mais C mineralizável é produzido (MEENA; RAO, 2021). Em trabalho desenvolvido por RAKESH S et al. (2021), o máximo de carbono mineralizável foi observado no resíduo de arroz devido à sua menor relação C:N. Estes autores ainda destacaram que solos

com baixa disponibilidade de C e N, pH mais elevado afetaram as taxas de mineralização de C, mostrando que as características do solo também modificam essa dinâmica.

Do ponto de vista da estrutura do solo, a atividade microbiana no ciclo do carbono e a sua relação com alterações climáticas depende do tamanho do agregado do solo (SIX et al., 2001). Foi relatado por Six et al. (1998) que sistemas de manejo do solo que promovem a destruição de agregados, principalmente de macroagregados, aumentam as taxas de decomposição da MOS pela exposição à degradação do material que antes estava protegida nos agregados. A maioria das teorias de agregação associam a formação e estabilização de agregados maiores com maiores teores de carbono orgânico total, especialmente as frações mais lábeis que consequentemente seriam facilmente perdidos em CO₂ do que o C mais resistente associado aos microagregados (ELLIOTT, 1986; SIX et al., 2001; MENDES et al., 2003; BARRETO et al., 2009; CHENG et al., 2015; LIU et al., 2014). Logo, a avaliação da atividade de mineralização nos agregados do solo fornece uma compreensão do papel dos microrganismos na estabilização do COS e do grau de sua proteção física (VASILCHENKO et al., 2023).

2.4.4 Fracionamento físico da MOS

A matéria orgânica do solo (MOS) é representada por todo material orgânico depositado no solo na forma de resíduos vegetais e animais. Este compartimento é tido como o maior reservatório de carbono na superfície terrestre, porém a sua permanência no solo varia de acordo com as práticas de manejo.

Os primeiros esforços para separar a MOS em componentes significativos se concentraram em métodos de separação química e resultaram no estudo de substâncias húmicas isoladas (LAVALLEE et al., 2019). Contudo, o uso da separação química e a origem da formação das substâncias húmicas têm gerado diversas discussões entre os pesquisadores, a exemplo do Lehmann; Kleber (2015) e Dou et al. (2020). Neste sentido, no lugar de separações químicas severas, os métodos físicos de separação com base no tamanho e/ou densidade ganharam preferência (LAVALLEE et al., 2019).

O fracionamento físico da MOS é uma ferramenta poderosa em estudos de mudanças no uso da terra (CHRISTENSEN, 2000), podendo fornecer informações importantes sobre a sustentabilidade ambiental e sobre a qualidade do solo em agroecossistemas, permitindo correções nas estratégias de uso e de manejo adotadas (SANTOS et al., 2013). Este tipo de técnica permite a separação da MOS de tamanhos diferentes e densidade caracterizadas por diferentes composições e estabilidade a exemplo da fração leve livre presente dentro e entre os agregados do solo e fração pesada ou fração associada a mineral (CHRISTENSEN, 2000).

A fração leve livre, definida como a fração com densidade <1,7 g cm⁻³ e separada do solo antes da desagregação (GREGORICH; ELLERT, 1993) e tem, em geral, taxa de decomposição rápida (GOLCHIN et al., 1997). A proteção física da fração leve desempenha um importante papel na formação e estabilização de agregados que podem ser cruciais na regulação da proporção de nova MOS (PINHEIRO et al., 2014).

A fração pesada, com densidade > 1,7 g cm⁻³, é composta principalmente por material altamente decomposto, com uma taxa de decomposição muito lenta (GOLCHIN et al., 1997). A matéria orgânica associada aos minerais do solo consiste principalmente em tecidos ou metabólitos microbianos que são estabilizados por interação organo-mineral via processos de adsorção (KLEBER et al., 2011). Mudanças nessas diferentes frações de MOS, com atenção nas frações de baixa densidade, podem ser mais sensíveis aos impactos induzidos pelo manejo no solo (ROSCOE; BUURMAN, 2003).

3. CAPÍTULO I

INFLUÊNCIA DE SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO E ROTAÇÃO DE CULTURAS NO ACÚMULO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO

3.1 RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de diferentes rotações de culturas no acúmulo de C e N no solo e das frações da matéria orgânica (MOP e MOAM) sob plantio direto (PD) e convencional (PC), após 22 anos de condução de experimento. A pesquisa foi realizada em Londrina, num Latossolo Vermelho de textura argilosa seguindo o esquema fatorial 2x3, com dois sistemas de manejo (PD e PC) e três rotações: R1 - (milho/aveia-soja/aveia - soja/ nabo forrageiro; R2 - milho/tremoço - milho/tremoço - milho/nabo forrageiro caracterizada pela maior ocorrência do tremoço para adubação verde e R3 milho/trigo - milho/aveia. Foram avaliados os estoques de C e N nos anos 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019 nas camadas de 0-20 e 0-80 cm e o fracionamento físico da matéria orgânica do solo utilizando as amostras coletadas em 2019. O milho e o trigo foram as culturas que proporcionaram a maior entrada de resíduos e maior quantidade de C depositado no solo, com médias de 45 e 12 Mg C ha⁻¹, respectivamente. As áreas sob sistema de plantio direto, independentemente do sistema de rotação de cultura, apresentaram maiores estoques tanto de carbono, como de nitrogênio em comparação ao plantio convencional, com exceção da R3 (cultivada apenas com gramíneas). A maior redução do C foi registrada sob PD no sistema com maior entrada de leguminosa ao longo do tempo (menos 33 Mg C ha⁻¹ entre 1997 e 2019). A inserção de espécies leguminosas cultivadas sob plantio direto traz vantagens para o agroecossistema, como maior produtividade de grãos, aumento na quantidade de resíduos vegetais na superfície do solo, acúmulo de carbono e nitrogênio no solo, e se configura como uma alternativa na mitigação do aquecimento global. No entanto, a adoção destas espécies com mais frequência no sistema diminui o estoque de carbono ao longo dos anos pelo fornecimento de resíduos facilmente degradáveis para a biota do solo que estimula a sua atividade. Os resíduos das gramíneas em função da sua quantidade e a alta relação C/N desempenham um papel crucial no acúmulo de C e N no solo, superando até em alguns casos, a adoção de sistemas de manejo mais conservacionista como plantio direto conforme foi observado na rotação milho/trigo – milho/aveia – milho/trigo. No entanto, em função dos benefícios que o plantio direto favorece para os ecossistemas recomenda-se a utilização dos mesmos para a sustentabilidade dos ecossistemas.

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo. Acumulação de C no solo. Plantio direto. Espécies vegetais.

3.2 ABSTRACT

This study aimed to evaluate the effect of different crop rotations on the accumulation of C and N in the soil and organic matter fractions (POM and MAOM) under no-tillage (NT) and conventional tillage (CT), after 22 years of conducting experiment. The research was carried out in Londrina, in a Red Oxisol with a clayey texture, following a 2x3 factorial scheme, with two management systems (NT and CT) and three rotations: R1 maize/oats-soybean/oats - soybean/forage turnip; R2 - maize/lupine - maize/lupine - maize/forage turnip characterized by the greater occurrence of lupins for green manure and R3 - maize/wheat - maize/oats. The C and N stocks were evaluated in the years 1997, 2000, 2003, 2009 and 2019 in the 0-20 and 0-80 cm layers and the physical fractionation of soil organic matter using samples collected in 2019. Maize and wheat were the crops that provided the highest input of residues and the greatest amount of C deposited in the soil, with averages of 45 and 12 Mg C ha⁻¹, respectively. The areas under no-tillage system, regardless of the crop rotation system, presented higher stocks of both carbon and nitrogen compared to conventional tillage, with the exception of R3 (cultivated only with grasses). The greatest reduction in C was recorded under NT in the system with the highest legume input over time (less 33 Mg C ha⁻¹ between 1997 and 2019). The inclusion of leguminous species cultivated under direct planting brings advantages to the agroecosystem, such as greater grain productivity, an increase in the amount of plant residues on the soil surface, accumulation of carbon and nitrogen in the soil, and is an alternative for mitigating warming. global. However, the adoption of these species more frequently in the system reduces the carbon stock over the years by providing easily degradable residues to the soil biota that stimulates their activity. Grass residues, due to their quantity and high C/N ratio, play a crucial role in the accumulation of C and N in the soil, even surpassing in some cases the adoption of more conservationist management systems such as direct planting, as observed in rotation corn/wheat – corn/oats – corn/wheat. However, due to the benefits that direct planting provides for ecosystems, it is recommended that they be used for the sustainability of ecosystems.

Key words: Soil organic matter. Soil C accumulation. No-Tillage. Plant species.

3.3 INTRODUÇÃO

O sequestro de carbono no solo é visto como a chave para regulação dos serviços ecossistêmicos (RAIESI, 2021). Isto porque o carbono orgânico do solo (COS) proporciona melhorias na produtividade (na estrutura do solo, retenção de água e fornecimento de nutrientes) e sustentabilidade dos sistemas agrícolas (AMELUNG et al., 2020; COOK - PATTON et al., 2021; MCCLELLAND et al., 2021), além de aumentar a resiliência às mudanças climáticas (AMELUNG et al., 2020; BOSSIO et al., 2020). No entanto, a má gestão e a mudança no uso da terra são apontadas como os principais fatores associados à perda de C do solo em todo o mundo, contribuindo para uma depleção global dos estoques de C de cerca de 133 Pg (1 m de profundidade do solo) nos últimos 12.000 anos (SANDERMAN et al., 2017).

A adoção de sistemas agrícolas convencionais (PC) ao longo dos anos com práticas de aração e gradagem para o preparo de solo tem tido um impacto no estoque de carbono do solo, gerando preocupações ambientais e uma crescente necessidade de reavaliar estas práticas agrícolas (GENTIL et al., 1993). O sistema de plantio direto (PD) é uma medida eficaz para armazenamento do COS e potencial mitigação do aquecimento global em condições tropicais e subtropicais (VELOSO et al., 2018). As práticas de manejo adotadas como redução da intensidade de preparo do solo e eliminação ou diminuição no número de operações de preparo tem demonstrado potencial em recuperar o COS (BAYER et al., 2000; DIECKOW et al., 2005; BAYER et al., 2006, ZOTARELLI, 2012). Uma das premissas básicas deste sistema é a adoção de rotação de culturas, preferencialmente alternando culturas, proporcionando recobrimento eficiente do solo, além de elevada ciclagem de nutrientes e aumento na produtividade das culturas (SILVA et al., 2006).

Apenas a redução ou eliminação do preparo do solo não é garantia de acúmulo de C no solo (SISTI et al., 2004). Entende-se que esse acúmulo depende das características intrínsecas do material vegetal pela quantidade e a qualidade dos resíduos deixados abaixo e na superfície do solo e de outros fatores que estão diretamente influenciando as características do solo, que vão dar condições para que parte COS acumule pelos mecanismos de estabilização da matéria orgânica (BAYER et al., 2001; SISTI et al., 2004; DIEKOW et al., 2005; GHIMIRE et al., 2017; ADHIKARI et al., 2024). O fracionamento físico da matéria orgânica do solo apresenta um meio útil de simplificar a sua complexa composição molecular em componentes funcionalmente distintos, auxiliando a compreender a sua função biogeoquímica e a dinâmica do C do solo (COTRUFO; LAVALLEE, 2022).

Comparando os estoques de C do solo em rotações de culturas à base de soja sob PD e PC de três diferentes experimentos Boddey et al. (2010) observaram aumento nos estoques de C nos solos manejados em PD onde foram utilizados leguminosas-adubos verdes nas rotações de culturas. Após 6 anos de condução do experimento, Silveira e Stone (2001) não encontraram diferenças significativas entre os teores de C do solo sob PD e PC no Planalto Central. Esse resultado foi atribuído a não introdução de plantas de cobertura para produção de palhada, uma vez que o clima compromete o fornecimento de água durante o inverno. Avaliando os balanços de N de sequências de cultivo contendo diferentes proporções de leguminosas fixadoras de N₂ sob CT e PD e seu impacto no acúmulo de carbono no solo no Sul do Brasil, Zotarelli et al. (2012) observaram aumento da fixação biológica de nitrogênio na cultura da soja e tremoço no PD, tendo este último contribuído para elevados rendimentos de milho. No entanto, o C depositado como resíduos não foi o principal impulsionador do acúmulo de C no solo e foi encontrado perdas significativas de C e N do solo na rotação onde o tremoço foi plantado com maior frequência e a aplicação de fertilizante N ao milho foi suspensa.

Em função do que foi exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes rotações de culturas no acúmulo de C e N no solo e das frações da matéria orgânica (MOP e

MOAM) sob plantio direto e convencional, após 22 anos de condução de experimento. Procura-se compreender a influência do preparo do solo, da quantidade e qualidade dos resíduos no acúmulo de C no solo como forma de assegurar a produção de alimentos com menor impacto ambiental. Tem-se como hipótese que a inserção de espécies leguminosas cultivadas sob PD ao longo do tempo proporciona maior acúmulo de C e N no solo, sendo o acúmulo na matéria orgânica associada aos minerais, uma fração mais estável do C no solo.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Localização do experimento

O experimento foi instalado na Estação de Campo do Centro de Pesquisa da Embrapa Soja, no município de Londrina – PR, localizado nas coordenadas geográficas de 23° 23'S e 51° 11'W e 600 m de altitude. O solo é classificado como Latossolo Vermelho Eutroférrico.

O clima da região é classificado como subtropical, tipo Cfb (classificação climática de Köppen), temperatura média anual de 20,7°C e precipitação média anual de 1622 mm. Os eventos de precipitação e as oscilações de temperatura e umidade atmosférica foram registrados anualmente por uma estação meteorológica automática instalada próxima à área experimental (Figura 1), onde foram observadas variações no regime de chuvas durante os anos de experimentação.

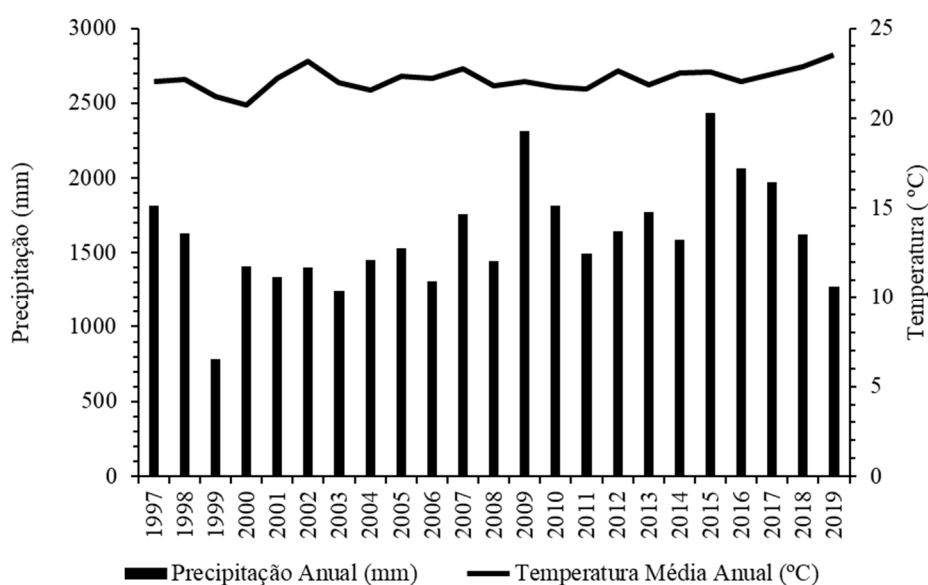


Figura 1. Precipitação e temperatura média anual no período de 1997 a 2019 em Londrina - PR.

3.4.2 Histórico da área experimental

A vegetação nativa da região é constituída por floresta semidecídua tropical, mas não há registro de quando a área foi convertida para a agricultura. Antes do experimento, a área havia sido cultivada com café (*Coffea arabica* L.) durante cerca de 40 anos, e toda a área havia recebido um manejo e quantidade de insumos semelhantes (FRANCHINI et al., 2012). O experimento foi instalado em 1989 e a partir de 1991, a soja e o trigo foram cultivados de forma contínua no verão e no inverno, respectivamente, sob com o preparo do solo envolvendo aração e gradagem.

A partir da safra de inverno de 1995, as áreas foram divididas em duas faixas para instalação dos sistemas de preparo do solo: 1) Plantio direto (PD), 2) Plantio convencional (PC) (Figura 1). No PC, o solo é preparado no verão, com arado e grade niveladora e, no inverno, com grade aradora e grade niveladora. No PD não houve revolvimento do solo além do realizado pelos discos de corte nas linhas de semeadura.

Neste momento, foram adicionadas às culturas do milho, no verão, e aveia preta ou tremoço branco para o inverno, junto com as rotações de culturas que já existiam, soja (verão) e trigo (inverno).

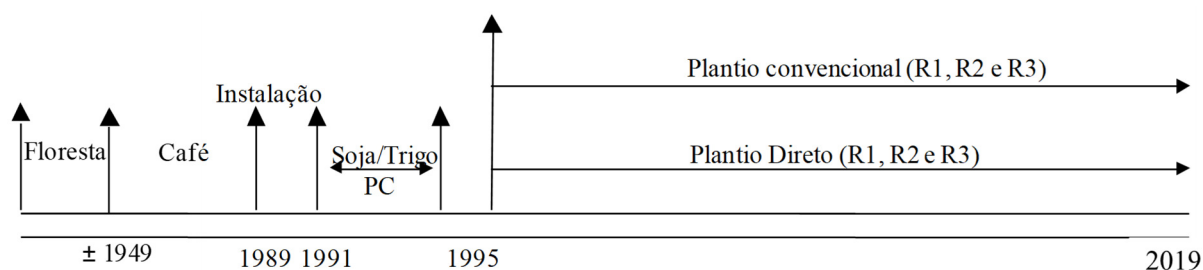


Figura 2. Esquema da descrição da área experimental de Londrina.

A área experimental foi subdividida em diferentes sistemas de rotação de cultura constituídos das seguintes culturas de grãos: trigo (*Triticum aestivum* L.), soja (*Glycine max* L.), milho (*Zea mays*); e plantas de cobertura: aveia preta (*Avena strigosa*), tremoço branco (*Lupinus albus*) e no ano de 2009 foi plantado nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) devido à falta de disponibilidade de sementes das culturas de aveia preta e tremoço.

Nas safras de verão, a R1 foi explorada principalmente com soja e milho a cada dois ou três anos. As culturas de inverno foram trigo e aveia preta, com tremoço branco a cada 3 ou 4 anos. Para a rotação R2, a soja e o milho foram alternados com mais frequência no verão, embora o milho tenha sido mais frequente, especialmente na última metade do período experimental. O tremoço branco foi cultivado com mais frequência no inverno, sempre precedendo os cultivos de milho. A terceira rotação de culturas R3 teve apenas um plantio de soja, seguido exclusivamente por espécies de gramíneas, desde 2000, sendo a cultura do milho utilizada apenas no verão. A intensa seca que ocorreu no inverno de 2006 provocou a germinação e crescimento irregulares das plantas, e a área permaneceu em pousio com algumas plantas espontâneas. Em resumo, as rotações utilizadas nas áreas foram: R1 (milho/aveia-soja/aveia- soja/ nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço - milho/tremoço - milho/nabo forrageiro) e R3 (milho/trigo - milho/aveia - milho/trigo).

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, em esquema fatorial 3x2, envolvendo três rotações de culturas e dois tipos de preparo do solo, com quatro repetições, totalizando 24 parcelas experimentais. A área útil de cada parcela experimental compreendeu 76,8 m², conforme ilustrado pela Figura 3.

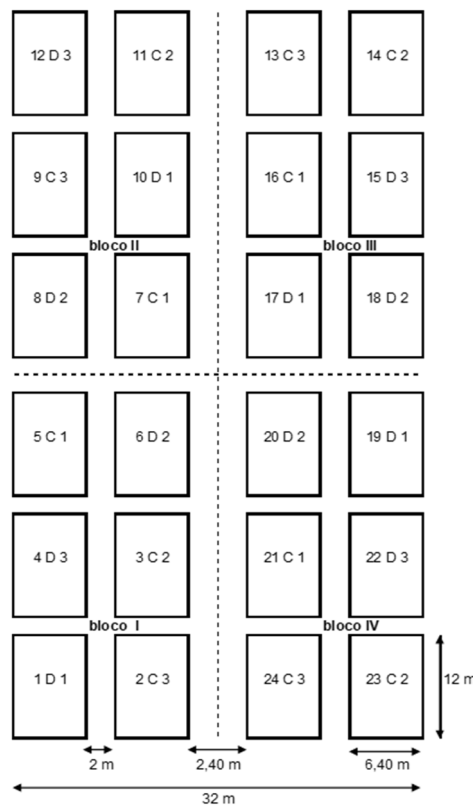


Figura 3. Croqui da área experimental na Embrapa Soja. A numeração corresponde ao número da parcela; Manejo do solo sob sistema plantio direto (D) e plantio convencional (C); Rotações de culturas R1 (milho/aveia-soja/aveia - soja/ nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço - milho/tremoço - milho/nabo forrageiro); R3 (milho/trigo - milho/aveia - milho/trigo) em Londrina, PR.

3.4.3 Detalhes da condução da área experimental

Independente da rotação de culturas em todas as parcelas, o plantio de soja e milho foram adubadas com uma média de 20 kg de P_2O_5 e 37 kg de K_2O ha^{-1} na forma de superfosfato simples e cloreto de potássio, respectivamente, e as sementes de soja foram inoculadas com *Bradyrhizobium* spp. Parcelas cultivadas com milho em R3 receberam 40 kg N ha^{-1} de na forma de uréia no plantio e 40 kg N ha^{-1} em cobertura aos 45 dias após o plantio. Quando o milho foi semeado após o tremoço, não foi realizada a adubação. As exceções foram para R2 quando a cultura do milho foi semeada após o tremoço, adubado com 80 kg N ha^{-1} , em 1998/99 e 2001/02. O mesmo ocorreu em 2000/01 para R1. O trigo foi a única cultura de inverno adubada com N, P e K (60 kg N ha^{-1} , 14 kg P_2O_5 ha^{-1} e 23 kg K_2O ha^{-1}). Inseticidas e fungicidas foram aplicados às sementes, tais como recomendados na região.

As culturas de inverno foram semeadas a partir do final de abril até maio e foram colhidas em agosto/setembro. Os adubos verdes foram plantados sempre no inverno e geralmente cortados em meados do estágio de floração. A densidade de plantio de soja foi de 18 plantas por metro linear (18 pl m^{-1}), com um espaçamento de 0,45 m entre linhas. A densidade do milho foi de 5 pl m^{-1} linear com 0,90 m de espaço entre linhas; a densidade do trigo e aveia preta foi de 60 pl m^{-1} com 0,18 m de espaço entre linhas; tremoço, 14 pl m^{-1} com 0,45 m de espaçamento entre linhas.

As colheitas dos grãos de soja e trigo foram realizadas mecanicamente, enquanto o milho foi colhido manualmente. Um cortador de silagem foi utilizado para fragmentar os

resíduos da parte aérea do milho na área após a colheita. Os rendimentos foram calculados a partir dos 40 m² de área interna de cada parcela. No caso dos adubos verdes, um rolo de faca foi usado para cortar a biomassa da aveia preta no estágio de grão leitoso e o tremoço branco em fase de pleno florescimento.

3.4.4 Características físicas e químicas do solo da área experimental

Na Tabela 1 estão apresentadas a granulometria dos solos obtidos por Zotarelli (2000) nas diferentes profundidades (0-100 cm). Os teores de argila e areia total variaram de 868 a 783 g kg⁻¹ e de 43 a 22 g kg⁻¹, respectivamente, sendo que não existe alteração em profundidade e entre os tratamentos. Os teores de areia total e argila total permitiram caracterizar a textura da camada superficial como de textura argilosa, segundo a classificação da EMBRAPA (2006).

Tabela 1. Granulometria do solo, nas diferentes camadas, nos diferentes sistemas agrícolas, Londrina, PR.

Prof. (cm) ¹	Argila		Silte		Areia	
	PD	PC	PD	PC	PD	PC
g kg ⁻¹						
0-5	783	798	179	168	34	38
5-10	797	798	164	180	22	40
10-20	844	793	123	177	30	33
20-30	845	818	126	147	35	29
30-40	851	844	108	117	39	40
40-50	850	824	118	142	35	33
50-60	868	844	106	113	43	27
60-80	783	798	179	168	34	38
80-100	797	798	164	180	22	40

Valor representa a média das três rotações de cultura, R1, R2 e R3, para cada sistema de manejo, plantio direto e convencional (PD e PC, respectivamente). Fonte: Zotarelli (2000).

A caracterização química da área foi realizada no início do experimento e os dados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Características químicas do solo da área experimental, no início do experimento, 1997.

	Prof. (cm)	PD1	PC1	PD2	PC2	PD3	PC3
pH (H ₂ O)	0-10	4,72	5,07	5,32	5,20	4,48	5,08
	10-20	4,99	4,95	5,58	5,15	4,53	4,89
	20-30	5,01	4,99	5,46	5,38	4,84	5,00
P (mg.dm ⁻³)	0-10	9,43	4,73	7,58	10,59	12,94	6,56
	10-20	3,15	4,74	5,00	11,97	5,04	5,39
	20-30	3,27	3,48	3,16	4,65	3,37	2,94
K (cmolc.dm ⁻³)	0-10	0,22	0,24	0,58	0,53	0,25	0,51
	10-20	0,14	0,21	0,62	0,53	0,31	0,40
	20-30	0,13	0,16	0,35	0,21	0,20	0,31

Continua...

Continuação da **Tabela 2.**

	Prof. (cm)	PD1	PC1	PD2	PC2	PD3	PC3
Ca (cmol _c .dm ⁻³)	0-10	2,25	2,95	2,34	3,50	1,68	2,60
	10-20	2,88	2,95	4,24	3,39	2,03	2,76
	20-30	3,06	2,79	3,44	3,57	3,00	3,09
Mg (cmol _c .dm ⁻³)	0-10	0,68	0,78	0,94	0,95	0,47	0,75
	10-20	0,75	0,75	1,17	0,97	0,65	0,75
	20-30	0,72	0,76	1,06	1,06	0,78	0,80

1 - Rotação 1 (milho/aveia - soja/aveia - soja/ nabo forrageiro); 2 - Rotação 2 (milho/tremoço - milho/tremoço - milho/nabo forrageiro) e 3 - Rotação 3 (milho/trigo - milho/aveia - milho/trigo). PD e PC representa plantio direto e convencional, respectivamente.

3.4.5 Amostragem do solo

Em 2019 coletou-se amostras indeformadas utilizando anéis com volume conhecidos para calcular a densidade do solo nas seguintes profundidades: 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-60 e 60-80 cm. Abriu-se uma trincheira em cada parcela totalizando 24 trincheiras. Inicialmente foram coletadas 2 amostras em 2 duas paredes com auxílio de anéis de metal com volume interno de 99,8 cm³ (anel de Kopeck). O anel foi cuidadosamente inserido, sem compactação, em cada profundidade do solo amostrada e, após a retirada do excesso de solo externamente aos anéis, o conteúdo foi transferido para sacos plásticos. No laboratório, as amostras foram colocadas para secar em estufa a 105°C, por 48 horas, para determinação do peso seco.

Nas mesmas profundidades coletaram-se amostras deformadas com auxílio de faca e espátula para análise de carbono e nitrogênio. Foram coletadas 5 amostras/parcela nas 7 profundidades, totalizando 840 amostras (5x24x7). Todas as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas por uma peneira de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA) e subamostras retiradas para posterior moagem conforme Arnold e Schepers (2004). Posteriormente, subamostras foram utilizadas para determinar a concentração de C e N total com o auxílio de um analisador automático de carbono e nitrogênio Costech EA 4010 – Finnigan MAT, no “Laboratório de Isótopos Estáveis John Day” na Embrapa Agrobiologia.

3.4.6 Cálculos

Para determinar o estoque de C e N nas diferentes camadas de solo é essencial determinar a densidade do solo que foi determinada pelo método do anel volumétrico. Com as informações da massa obtida e do volume do anel volumétrico, foi realizado o cálculo para encontrar a densidade do solo pela seguinte fórmula:

$$D_s = \frac{M_{SS}}{V_s}$$

Em que:

D_s – é a densidade do solo (Mg m⁻³);

M_{SS} – é a massa do solo seco (Mg);

V_s – é o volume do anel volumétrico (m⁻³).

A fim de quantificar o estoque de carbono e nitrogênio do solo foi utilizado o procedimento descrito por Sisti et al. (2004), que se baseia na massa equivalente do solo, corrigindo o efeito de compactação pelos tratamentos induzidos por maquinário e pisoteio de animais. Os estoques corrigidos pela compactação foram calculados subtraindo os teores totais de C e N do peso extra do solo no intervalo de 20 a 30 cm para o estoque de 0-30 cm e de 60-80 para o estoque de 0-80 cm de profundidade.

A correção foi expressa matematicamente da seguinte forma (SISTI et al., 2004):

$$C_s = \sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti} + \left[M_{Tn} - \left(\sum_{i=1}^n M_{Ti} - \sum_{i=1}^n M_{Si} \right) \right] C_{Tn}$$

Em que:

C_s – é o estoque total de C (Mg ha^{-1} C) no solo até uma profundidade equivalente à mesma massa de solo que a do perfil de referência;

$\sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti}$ – é a soma do teor total de carbono (Mg ha^{-1}) na primeira camada (superfície) até a penúltima camada no tratamento;

$\sum_{i=1}^n M_{Ti}$ – é a soma da massa do solo (Mg ha^{-1}) na primeira camada (superfície) a última camada (maior profundidade) no perfil de tratamento;

$\sum_{i=1}^n M_{Si}$ – é a soma da massa do solo (Mg ha^{-1}) nas camadas superficiais a última camada no perfil de referência do solo;

M_{Tn} – é a massa de solo na última camada do perfil no tratamento avaliado (Mg ha^{-1});

C_{Tn} – é a concentração de carbono (Mg C Mg^{-1} de solo) na última camada do perfil do tratamento avaliado.

Na equação acima foram utilizados os valores médios de densidade aparente nas coletas realizadas em 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019 para cada profundidade (Tabela 3). Os dados das amostras de 1997, 2000, 2003 e 2009 foram obtidos do banco de dados do grupo de pesquisa em Ciclagem de Nutrientes da Embrapa Agrobiologia.

Tabela 3. Média da densidade do solo submetido ao Plantio Direto (PD) e Plantio Convencional (PC) em 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019.

Prof. (cm)	Rotação 1		Rotação 2		Rotação 3	
	PD	PC	PD	PC	PD	PC
0-20	1,22	1,32	1,21	1,19	1,21	1,23
20-40	1,19	1,21	1,16	1,16	1,16	1,20
40-60	1,13	1,13	1,11	1,10	1,15	1,16
60-80	1,14	1,11	1,09	1,09	1,13	1,12

Para os anos 2003, 2009 e 2019, os valores de 0-20 cm são médias ponderadas calculadas a partir de valores de densidade das profundidades 0-5, 5-10, 10-20 cm nas diferentes rotações.

3.4.7 Determinação do rendimento de grãos e massa seca das culturas

O rendimento de grãos foi determinado a partir da colheita de toda a parcela, sendo corrigido para 13% de umidade. Todas as colheitas e quantificações dos rendimentos em cada safra foram realizadas pela equipe da Embrapa Soja.

O cálculo da estimativa da biomassa da matéria seca da parte aérea das plantas (resíduos) foi realizado utilizando o índice de colheita (IC) de cada cultura e a respectiva produtividade de grãos. Para a cultura da soja o valor de IC estimado foi de 0,43 e 0,41 para o milho e trigo. Para estimar a matéria seca total dos resíduos, que representa a soma dos resíduos da parte aérea e das raízes, foi considerada uma fração de 15%, 20% e 26% da matéria seca da parte aérea para milho, soja e trigo, respectivamente como resíduos derivados das raízes. Essa relação foi obtida por Zotarelli et al. (2001) na safra 2000/01 pela metodologia tradicional de tamisamento até a profundidade de 60 cm, e dos trabalhos realizados por Jantália (2005) e por Anderson et al. (1998).

A entrada acumulativa de C por meio dos resíduos das culturas foi calculada com base na quantidade de resíduos adicionados ao solo pela parte aérea e pelas raízes, considerando uma concentração de C no tecido vegetal de 40% para este cálculo.

3.4.8 Fracionamento granulométrico da MOS

Aproximadamente 10 g de TFSA e 30 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹) foram agitados durante 15 horas em agitador horizontal (CAMPARDELLA; ELLIOT, 1992). A seguir, a suspensão foi passada em peneira de 53 µm com auxílio de água deionizada. O material orgânico retido na peneira, que consiste na matéria particulada (MOP) associada à fração areia, foi seco em estufa a 50°C, quantificado em relação a sua massa, moído em gral de porcelana e analisado e com o auxílio de um analisador automático de carbono e nitrogênio Costech EA 4010 - Finnigan MAT, no “Laboratório de Isótopos Estáveis John Day” na Embrapa Agrobiologia. O material que passou pela peneira de 53 µm consiste na matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) das frações silte e argila, e foi obtido por diferença entre o COT e MOP.

3.4.9 Análise estatística

Para análise estatística, os dados foram processados no software Sisvar (versão 4.5 - FERREIRA, 2011) da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, com análise de variância pelo teste F em $\alpha = 0,05$. Para todos os dados de C e N do solo, o procedimento Shapiro-Wilk foi utilizado para testar a distribuição normal dos dados. Posteriormente, para os testes de diferenças significativas entre médias, foi aplicado o teste de diferença mínima significativa (LSD) de Fisher ao nível de significância de 5%, utilizando o mesmo software. Os Gráficos para demonstrar os resultados encontrados foram gerados com a média de cada tratamento e respectivo erro padrão da média utilizando o SigmaPlot.

Basicamente, para os teores de C, N e a relação C/N do solo foi feita uma ANOVA de dois fatores para testar a interação do sistema de manejo e a rotação de cultura. Posteriormente, foi testado o efeito dos anos para cada sistema de manejo separadamente dentro de cada rotação de cultura nos estoques de carbono e nitrogênio de 0-20 cm e 0-80 cm.

Os dados do fracionamento físico da matéria orgânica foram submetidos à verificação da homogeneidade das variâncias dos erros e da normalidade dos dados, de acordo com o teste Shapiro-Wilk. Posteriormente, realizou-se a análise de variância com aplicação do teste Tukey ($P < 0,05$), utilizando o programa estatístico Rstudio (R CORE TEAM, 2023).

3.5 RESULTADOS

3.5.1 Produtividade de grãos e os resíduos das culturas

Durante 22 anos de cultivo, o rendimento médio de grãos de soja, milho e trigo foram, 2,5 Mg ha⁻¹, 6,8 Mg ha⁻¹ e 2,5 Mg ha⁻¹, respectivamente. A produtividade das culturas foi maior sob PD ultrapassando as de PC nas R1 e R2, enquanto o oposto foi observado na R3, tendo o PC maiores rendimentos que o PD (Tabela 4).

Tal como aconteceu com a produtividade das culturas, a quantidade de resíduos de parte aérea e raízes depositados no solo após a colheita foi maior sob PD comparando com PC nas R1 e R2, enquanto o oposto foi observado na R3 (Tabela 5).

A quantidade média de resíduos de parte aérea e raízes depositados no solo após a colheita da soja, milho e trigo foi 4,5 Mg ha⁻¹, 12,3 Mg ha⁻¹ e 5,4 Mg ha⁻¹, respectivamente. A soja e o trigo apresentaram menores quantidades de resíduos em relação ao milho. As rotações de culturas R1 e R2 com entradas de espécies leguminosas em PD favoreceram maior produtividade de grãos e de quantidades de resíduos quando comparado com PC. Observa-se que a contribuição das culturas para o somatório da quantidade de resíduos para cada tratamento de rotação depende do número de vezes que essa cultura foi incluída na rotação durante o período avaliado. Neste sentido, a cultura da soja apresentou maior entrada de resíduos na R1, o milho e trigo teve maiores quantidades na R3.

A quantidade total de resíduos de parte aérea e raízes depositados no solo foi convertida em entradas de C por meio dos resíduos de culturas (Tabela 6). O acúmulo médio de C ao longo dos anos pela deposição dos resíduos de soja, milho e trigo foi de cerca de 10, 45 e 12 Mg C ha⁻¹, respectivamente, sendo a soja a que apresentou o menor valor.

Tabela 4. Produtividade de grãos de soja, milho e trigo (Mg ha^{-1}) cultivada em plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) nas rotações de culturas, R1 (milho/aveia-soja/aveia-soja/nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço – milho/tremoço - milho/nabo forrageiro) e R3 (milho/trigo – milho/aveia – milho/trigo) nas safras de 1997/98 a 2018/19 em Londrina, PR.

Cultura	Soja						Milho						Trigo						
	R1		R2		R3		R1		R2		R3		R1		R2		R3		
Manejo	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	
Ano																			
97/98	-	-	2,9	2,6	2,6	2,7	4,3	4,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
98/99	2,6	2,9	-	-	2,9	2,9	-	-	7,5	8,2	-	-	-	-	-	-	2,7	3,1	-
99/00	2,0	1,7	2,4	2	-	-	-	-	-	-	6,33	6,41	2,5	2,7	-	-	-	-	-
00/01	-	-	2,1	2,4	-	-	7,3	8,0	-	-	6	7,5	-	-	2,1	2,1	-	-	-
01/02	1,8	2,1	-	-	-	-	-	-	6,7	7,2	3,7	3,7	-	-	-	-	2,4	2,9	-
02/03	2,6	1,8	-	-	-	-	-	-	7,8	7,5	4,3	6,2	-	-	-	-	-	-	-
03/04	1,8	1,4	1,9	1,8	-	-	-	-	-	-	5,1	5,8	3,4	3,3	2,9	2,7	2,6	2,5	-
04/05	-	-	2,4	1,6	-	-	8,7	8,4	-	-	4,9	6,9	-	-	-	-	-	-	-
05/06	2,6	2,5	-	-	-	-	-	-	5,1	5,2	5,2	4,5	-	-	2,4	2,4	2,4	2,4	-
06/07	-	-	-	-	-	-	7,7	7,5	6,6	6,5	7,8	7,7	-	-	-	-	-	-	-
07/08	3,6	3,2	-	-	-	-	-	-	9,1	9,9	8	9,4	-	-	-	-	3,1	3,1	-
08/09	2,0	2,0	-	-	-	-	-	-	7,9	7,7	5,3	4,9	-	-	-	-	-	-	-
09/10	-	-	-	-	-	-	8,6	6,6	7,6	5,0	6,9	5,9	-	-	-	-	3,7	3,4	-
10/11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12/13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13/14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14/15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15/16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16/17	3,1	2,6	-	-	-	-	-	-	9,8	9,1	4,3	7,4	3,8	3,6	-	-	2,9	2,9	-
17/18	4,4	3,7	-	-	-	-	-	-	7,7	5,6	4,3	4,5	-	-	-	-	-	-	-
18/19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5	0,7	1,8	1,1	1,4	0,9	-
Média	2,7	2,4	2,3	2,1	2,8	2,8	7,3	7,1	7,6	7,2	5,5	6,2	2,8	2,6	2,3	2,1	2,6	2,7	2,7

(-) Corresponde aos anos sem dados.

Tabela 5. Quantidade de resíduos de parte aérea e raízes depositados no solo após a colheita ($Mg\ ha^{-1}$) pelas culturas de soja, milho e trigo cultivadas em plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) nas rotações de culturas R1 (milho/aveia-soja/aveia- soja/ nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço – milho/tremoço - milho/nabo forrageiro) e R3 (milho/trigo – milho/aveia – milho/trigo) nas safras de 1997/98 a 2018/19 em Londrina, PR.

Cultura	Soja						Milho						Trigo					
	R1		R2		R3		R1		R2		R3		R1		R2		R3	
Manejo	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC
Ano																		
97/98	-	-	5,2	4,7	4,7	4,8	7,8	8,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
98/99	4,7	5,2	-	-	5,2	5,2	-	-	13,5	14,8	-	-	-	-	-	-	5,8	6,7
99/00	3,6	3,0	4,3	3,6	-	-	-	-	-	-	11,4	11,6	5,4	5,8	-	-	-	-
00/01	-	-	3,8	4,3	-	-	13,2	14,4	-	-	10,8	13,5	-	-	4,5	4,5	-	-
01/02	3,2	3,8	-	-	-	-	-	-	12,1	13,0	6,7	6,7	-	-	-	-	5,2	6,2
02/03	4,7	3,2	-	-	-	-	-	-	14,1	13,5	7,8	11,2	-	-	-	-	-	-
03/04	3,2	2,5	3,4	3,2	-	-	-	-	-	-	9,2	10,5	7,3	7,1	6,2	5,8	5,6	5,4
04/05	-	-	4,3	2,9	-	-	15,7	15,2	-	-	8,8	12,5	-	-	-	-	-	-
05/06	4,7	4,5	-	-	-	-	-	-	9,2	9,4	9,4	8,1	-	-	5,2	5,2	5,2	5,2
06/07	-	-	-	-	-	-	13,9	13,5	11,9	11,7	14,1	13,9	-	-	-	-	-	-
07/08	6,4	5,7	-	-	-	-	-	-	16,4	17,9	14,4	17,0	-	-	-	-	6,7	6,7
08/09	3,6	3,6	-	-	-	-	-	-	14,3	13,9	9,6	8,8	-	-	-	-	-	-
09/10	-	-	-	-	-	-	15,5	11,9	13,7	9,0	12,5	10,6	-	-	-	-	8,0	7,3
10/11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12/13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13/14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Continua...

Continuação da Tabela 5.

Cultura	Soja						Milho						Trigo						
	R1		R2		R3		R1		R2		R3		R1		R2		R3		
Rotação	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	
Ano																			
14/15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15/16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16/17	5,5	4,6	-	-	-	-	-	-	17,8	16,4	7,7	13,4	8,1	7,8	-	-	6,1	6,3	
17/18	7,9	6,5	-	-	-	-	-	-	13,9	10,0	7,7	8,1	-	-	-	-	-	-	
18/19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,2	1,5	3,8	2,3	3,1	1,9	
Média	4,7	4,3	4,2	3,7	4,9	5,0	13,2	12,8	13,7	13,0	10,0	11,2	6,0	5,5	4,9	4,4	5,7	5,7	
Soma	47,5	42,6	21,0	18,6	9,8	10,0	66,1	63,9	136,9	129,7	130,1	145,9	23,9	22,1	19,7	17,8	45,5	45,6	

(-) Corresponde aos anos sem dados.

Tabela 6. Entrada acumulativa de C por meio dos resíduos das partes aéreas e raízes das culturas soja, milho e trigo em plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) nas rotações de culturas R1 (milho/aveia-soja/aveia-soja/nabo forrageiro); R2 (milho/tremoço – milho/tremoço - milho/nabo forrageiro) e R3 (milho/trigo – milho/aveia – milho/trigo) nas safras de 1997/98 a 2018/19 em Londrina, PR.

Rotação	R1				R2				R3			
	PD		PC		PD		PC		PD		PC	
	Mg C ha⁻¹											
Soja	19	(35%) ¹	17	(33%)	8	(12%)	7	(11%)	4	(5%)	4	(5%)
Milho	26	(48%)	26	(50%)	55	(77%)	52	(78%)	52	(70%)	58	(72%)
Trigo	10	(17%)	9	(17%)	8	(11%)	7	(11%)	18	(25%)	18	(23%)
Soma	55	(100%)	51	(100%)	71	(100%)	66	(100%)	74	(100%)	81	(100%)
Total das rotações	106				137				155			

¹ entre parênteses a contribuição percentual de cada cultura para o total de resíduos depositados.

A quantidade de C depositado no solo por meio de resíduos foi maior sob PD em comparação com PC nas R1 e R2, enquanto o oposto foi observado na R3. Na R3, a maior produção de resíduos de milho no PC contribuiu para um acréscimo de 6 Mg C ha⁻¹ em relação ao PD, devido que possivelmente o enterrado dos resíduos ajudou na proteção contra rápida decomposição que pode ocorrer quando os resíduos são deixados na superfície do solo no PD. O somatório da entrada de C pelos resíduos das culturas nas rotações foi de cerca de 106, 137 e 155 Mg C ha⁻¹, respectivamente para R1, R2 e R3. Entre todas as rotações, a cultura do milho contribuiu com mais de 50% do total de C depositado, sendo que na R3 essa contribuição foi de cerca de 72%.

3.5.2 Teores de carbono, nitrogênio e a relação C/N do solo

Os conteúdos de carbono do solo responderam de maneira diferente ao sistema de manejo do solo em função dos anos. Não foi observada diferença significativa entre PD e PC nos anos 1997, 2000 e 2003 na camada de 0-20 cm (Tabela 7). Nesta camada, o PD acumulou mais carbono que o PC no ano 2009 na R1 e R3 e na R2 em 2019, este maior acúmulo de C variou de 1,5 a 3,5 g C kg⁻¹ em comparação ao PC. Quando se analisa o conteúdo de C em função das rotações de cultura na camada de 0-20 cm observa-se que, a R1 sob PD em 2009 apresentou maior conteúdo de C do que os demais tratamentos.

Na camada de 20-40 cm de profundidade, só foi observado efeito do sistema de manejo do solo nos anos de 1997 e 2000, onde em PC foram quantificados maiores teores de C do que PD. A diferença média de C entre o PC e PD ficou em torno de 2,6 e 3,05 g C kg⁻¹, respectivamente, entre os demais anos, as médias dos tratamentos permaneceram similares.

O efeito do manejo do solo e da rotação de cultura na quantidade de C no solo apresentaram efeitos distintos entre os anos na camada de 40-60 cm. De forma geral, nesta camada de solo, o PC apresentou maior acúmulo de C do que o PD, tendo a R3 em 2003 apresentando 5,1 g C kg⁻¹ a mais do que a R2 em 2019.

Na camada de 60-80 cm o maior conteúdo de C foi observado no PD em 1997, tendo apresentado diferença significativa em relação ao PC. No mesmo ano, o sistema PC se diferiu estatisticamente do PD na R1, tendo este último apresentado menor conteúdo de C. Nos anos 1997 e 2000, a R1 no sistema PC foram quantificados maiores teores de C em comparação as rotações R2 e R3.

Quando se observa as médias dos teores do C nas profundidades de 20-40 e 40-60 cm, verifica-se que o PC apresentou um maior conteúdo de C do em comparação com PD, tendo a maior entrada de C sido observada na R3, enquanto que a R2 teve menor entrada de C no solo durante os 22 anos do experimento. Um fato interessante a se destacar, é o efeito do PD no acúmulo de C nos solos em função do tempo de manejo. Até o ano de 2003 observa-se maior conteúdo de C no PC em comparação ao PD, porém, a partir de 2003 os sistemas PD superam o PC. No ano de 2019 observou-se a menor entrada de C nos solos em todos os tratamentos em comparação aos anos anteriores.

Tabela 7. Teores de C do solo (g C kg⁻¹ solo) em profundidade entre os sistemas plantio direto (PD) e convencional (PC) e entre as rotações de culturas nos anos de 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019.

Ano	1997		2000		2003		2009		2019				
Manejo	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	Média PD	Média PC	Média dos Sistemas
Rotação	0-20 cm												
R1	18,7	17,5	19,2	19,4	19,6	18,3	20,4 a A	16,9 B	15,6	12,9	18,7	17,0	17,8
R2	18,4	18,7	17,4	19	18,1	18,6	18,5 b ¹	17,0	15,5 A	12,9 B	17,6	17,2	17,4
R3	19,1	19	18,2	19,5	19,4	18,9	18,3 b A	16,5 B	14,9	14,5	17,9	17,7	17,8
Média	18,7	18,4	18,3	19,3	19	18,6	19,0 A	17 B	15,2 A	13,7 B			
C.V. (%)	3,3		8,5		6,6		8,4		7,1				
	20-40 cm												
R1	12,9	14,4	12,2	14,8	13,5	12	12	11,9	10,5	9,6	12,2	12,5	12,3
R2	12,8	13,3	13,4	13,8	12,6	13,2	9,8	11,5	9,1	9,2	11,5	12,2	11,8
R3	11,7 B	14,3 A	11,25 B	14,3 A	12,1	12	12,7	12,1	8,9	10,3	11,3	12,6	11,9
Média	12,8	13,8	12,8	14,3	12,7	12,4	11,5	11,8	9,5	9,7			
C.V. (%)	14		18,9		12,9		17,3		14,4				
	40-60 cm												
R1	9,9 B ab	11,4 A	8,35 b	9,3	9,9	8,9 b	8,7 a	8,3	7,2	7,7	8,8	9,1	8,9
R2	10,7 a	10,3	8,5 b B	9,9 A	8,9	9,8 b	7,3 b	8	7,1	6,9	8,5	8,9	8,7
R3	9,13 b	10,5	9,8 a	10,3	10,0 B	12,0 a A	8,4 a	7,5	7,4	7,5	8,9	9,5	9,2
Média	9,93	10,36		9,8		9,4	8,1	7,9	7,2	7,4			
C.V. (%)	8,4		12,9		13,7		11		6,4				

Continuação da **Tabela 7.**

Ano	1997		2000		2003		2009		2019				
Manejo	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	Média PD	Média PC	Média dos Sistemas
60-80 cm													
R1	8,6 b B	10,8 a A	8,7	9,9 a	8,5	8,6	8,0	7,6	7,4	7,5	8,2	8,9	8,6
R2	12,6 a A	8,8 b B	7,7	8,6 ab	7,9	8,8	7,6	7,4	7,5	7	8,7	8,1	8,4
R3	8,7 b	8,6 b	8,9	8,4 b	8,8	8,7	9,5 A	7,5 B	7,3	7,1	8,6	8,0	8,3
Média	10,6	9,8	8,5	9	8,4	8,7	7,8	7,5	7,4	7,2			
C.V. (%)	27,7		16,8		11,5		13,4		8				

Colunas e linhas que não constam de letras indicam que as comparações não foram significativas.

¹As médias de rotação de culturas seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas não diferem entre si dentro de manejo e ano pelo teste LSD de Student (P<0,05).

²As médias do manejo seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si dentro de cada ano pelo teste LSD de Student (P<0,05).

Nos três primeiros anos da instalação do experimento não houve influência dos tratamentos no conteúdo de N no solo na camada de 0-20 cm (Tabela 8). Em 2003, seis anos de condução do experimento observou-se maior conteúdo de N na R1 sob PD em comparação as demais tratamentos.

Em 2009, a R1 apresentou maior conteúdo de N do que R2 e R3. Neste ano houve diferença entre os sistemas de manejo do solo tendo o PC apresentando 0,3 g N kg⁻¹ a mais em comparação ao PD. Já no ano de 2019 a R3 apresentou cerca de 0,2 e 0,4 g N kg⁻¹ a mais N do que a R2 e R1, respectivamente.

O efeito do manejo do solo foi mais marcante na camada de 20-40 cm em 2000, onde o PC apresentou maior conteúdo de N em relação ao PD. Os efeitos das rotações foram observados em 2009 e 2019 com maior quantidade no PC na R1 em 2009 e na R3 em 2019. Na camada de 40-60 cm, o PC também apresentou mais N do que PD observados na R1 em 2000 e R3 nos anos 2009 e 2019.

Na camada de 60-80 cm, o efeito de rotação de cultura foi observado apenas no PC em 1997, onde a R1 apresentou maior conteúdo de N, seguido de R2 e R3. Neste mesmo ano, o sistema PC na R1 apresentou 0,2 g N kg⁻¹ a mais de N do que o PD (P<0,05). Resultado similar foi encontrado na R3 no ano de 2009, tendo o PC mais N do que PD. Observa-se também que 2019 foi o ano onde ocorreu uma menor entrada de N nos solos em todos os tratamentos em comparação aos anos anteriores.

Os valores da relação C/N variaram de 8,7 a 17,6 (Tabela 9). Em 2009 na camada de 0-20 cm, o sistema de manejo do solo PD apresentou maior relação C/N do que PC na R1 e R3. No mesmo ano no PC, observou-se maior relação C/N na R2, seguido da R3 e depois da R1. Este último resultado, também foi encontrado na camada de 20-40 cm.

Tabela 8. Teores de N do solo (g N kg⁻¹) em profundidade nos sistemas plantio direto (PD) e convencional (PC) nas rotações de culturas nos anos de 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019.

Ano	1997		2000		2003		2009		2019		Média PD	Média PC	Média dos Sistemas
Manejo	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC			
0-20 cm													
R1	1,6	1,5	1,6	1,6	1,9 a A	1,62 B	1,7 a	1,8 a ¹	1,4 A	1,1 b B	1,64	1,52	1,58
R2	1,5	1,6	1,6	1,7	1,6 b	1,6	1,5 b	1,4 b	1,4	1,3 b	1,52	1,52	1,52
R3	1,6	1,6	1,6	1,7	1,6 b	1,6	1,4 a B	1,7 a A	1,3	1,5 a	1,50	1,62	1,56
Média	1,6	1,6	1,6	1,6	1,7	1,6	1,5	1,6	1,3	1,3			
C.V. (%)	2,8		5,8		7,7		14,5		14,8				
20-40 cm													
R1	1,1	1,2	1,1 B	1,3 A ²	1,1	1,1	1,1 a	1,3 a	1,0	0,9 b	1,08	1,16	1,12
R2	1,0	1,2	1,1 B	1,3 A	1,2	1,2	0,8 b	0,8 b	0,9	0,9 ab	1,00	1,08	1,04
R3	1,0	1,2	1,0 B	1,3 A	1,0	1,1	1,1 a	1,1 a	1,0	1,2 a	1,02	1,18	1,10
Média	1,0 B	1,2 A	1,1	1,3	1,1	1,1	1	1,1	1	1			
C.V. (%)	8,7		8,9		15,2		21,8		14,7				
40-60 cm													
R1	0,9	0,9	0,8 B	0,9 A	0,9	0,8 b	0,9 a	0,9 a	0,8	0,8	0,86	0,86	0,86
R2	0,9	0,9	0,8	0,9	0,8	0,8 b	0,6 b	0,7 b	0,7	0,7	0,76	0,80	0,78
R3	0,8	0,9	0,8	0,9	0,83 B	0,9 a A	0,7 b	0,9 a	0,7 B	0,8 A	0,77	0,88	0,82
Média	0,8 B	0,9 A	0,8 B	0,9 A	0,9	0,9	0,7	0,8	0,8	0,8			
C.V. (%)	7,7		10,6		11,3		21,3		15				

Continua...

Continuação da **Tabela 8.**

Ano	1997		2000		2003		2009		2019		Média PD	Média PC	Média dos Sistemas
Manejo	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC			
Rotação	60-80 cm												
R1	0,7 B	0,9 a A	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8	0,7	0,72	0,78	0,75
R2	0,7	0,8 ab	0,7	0,8	0,8	0,7	0,8	0,5	0,7	0,7	0,74	0,70	0,72
R3	0,7	0,7 b	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6 B	0,7 A	0,7	0,7	0,68	0,70	0,69
Média	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7			
C.V. (%)	19,0		10,9		6,7		38,1		8,4				

As colunas e as linhas que não constam de letras indicam que as comparações não foram significativas.

¹As médias de rotação de culturas seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas não diferem entre si dentro de manejo e ano pelo teste LSD de Student (P<0,05).

²As médias do manejo seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si dentro de cada ano pelo teste LSD de Student (P<0,05).

Tabela 9. Relação C/N do solo em profundidade nos sistemas plantio direto (PD) e convencional (PC) nas rotações de culturas nos anos de 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019.

Ano	1997		2000		2003		2009		2019	
Manejo	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC
Rotação	0-20 cm									
R1	11,6	11,4	12,2	11,8	10,5	11,3	12,2 A	9,5 b B	11,2	11,4
R2	12,1	11,9	11,2	11,4	11,4	11,8	12,5	12,1 a	11,2	10,3
R3	12,0	12,1	11,5	11,8	12,0	11,7	13,1 A	9,8 ab B	11,5	9,9
Média	11,9	11,8	11,6	11,7	11,3	11,6	12,5 A	10,5 B	11,3	10,5
C.V. (%)	2,8		10,3		9,6		13,7		12,5	
	20-40 cm									
R1	11,4	12,4	11,6	11,4	12,5	11,2	10,6	9,4 b	10,4	10,0
R2	12,7	11,1	12,5	10,7	10,8	11,2	12,1	14,5 a	9,9	9,4
R3	11,2	12,0	10,9	11,1	11,8	10,6	12,1	10,7 b	9,2	8,7
Média	11,8	11,8	11,6	11,1	11,7	11,0	11,6	11,6	9,8	9,4
C.V. (%)	13,0		18,1		15,5		27,8		9,7	
	40-60 cm									
R1	11,6	12,3	10,8	9,5	10,8	11,2	10,2	9,7 b	8,7	9,6
R2	12,5	11,4	10,7	11,1	10,7	12,0	9,8 B	11,9 a A	9,9	9,5
R3	11,2	11,7	11,9	11,5	12,1	12,2	12,1 A	8,7 b B	9,4	9,1
Média	11,8	11,8	11,1	10,7	11,2	11,8	10,2	10,1	9,3	9,4
C.V. (%)	8,7		15,4		11,6		28,7		14,8	
	60-80 cm									
R1	11,9 b	11,9	12,4	12,7	11,6	12,1	10,9	10,0	9,8	11,3
R2	17,6 aA	11,8 B	11,8	11,3	10,5	13,1	10,2	15,6	11,1	10,1
R3	12,3 b	12,2	12,3	12,0	12,2	12,8	16,2 A	10,3 B	10,6	10,2
Média	14,0	12,1	12,2	12,0	11,4 B	12,6 A	10,6	12,8	10,5	10,5
C.V. (%)	27,1		18,9		11,0		27,1		11,6	

As colunas e as linhas que não constam de letras indicam que as comparações não foram significativas. ¹As médias de rotação de culturas seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas não diferem entre si dentro de manejo e ano pelo teste LSD de Student ($P < 0,05$). ²As médias do manejo seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si dentro de cada ano pelo teste LSD de Student ($P < 0,05$).

Na camada de 40-60 cm, o efeito do manejo do solo e das rotações foi observado apenas no ano de 2009. Na R2, o PC apresentou maior relação C/N que o PD, padrão oposto observado na R3. Já na camada de 60-80 cm, a maior relação C/N (~17) foi encontrada em 1997 na R2. Nesta camada, para o sistema PD foi observada maior relação C/N em comparação a PC nos anos 1997 e 2009. Não foi observada diferença significativa entre os demais anos.

3.5.3 Efeito dos anos e rotação de culturas no estoque de C e N do solo na profundidade 0-20 cm e de 0-80 cm

O estoque de C e de N no solo foi calculado para os intervalos de profundidades de 0-20 e 0-80 cm nas três rotações de culturas (Figura 4 e Figura 5). O estoque de C na profundidade de 0-20 cm variou de 31 a 50 Mg C ha⁻¹, sendo o maior valor encontrado no sistema PD na R1 em 2009 e o menor no PC na R2 em 2019 (Figura 4).

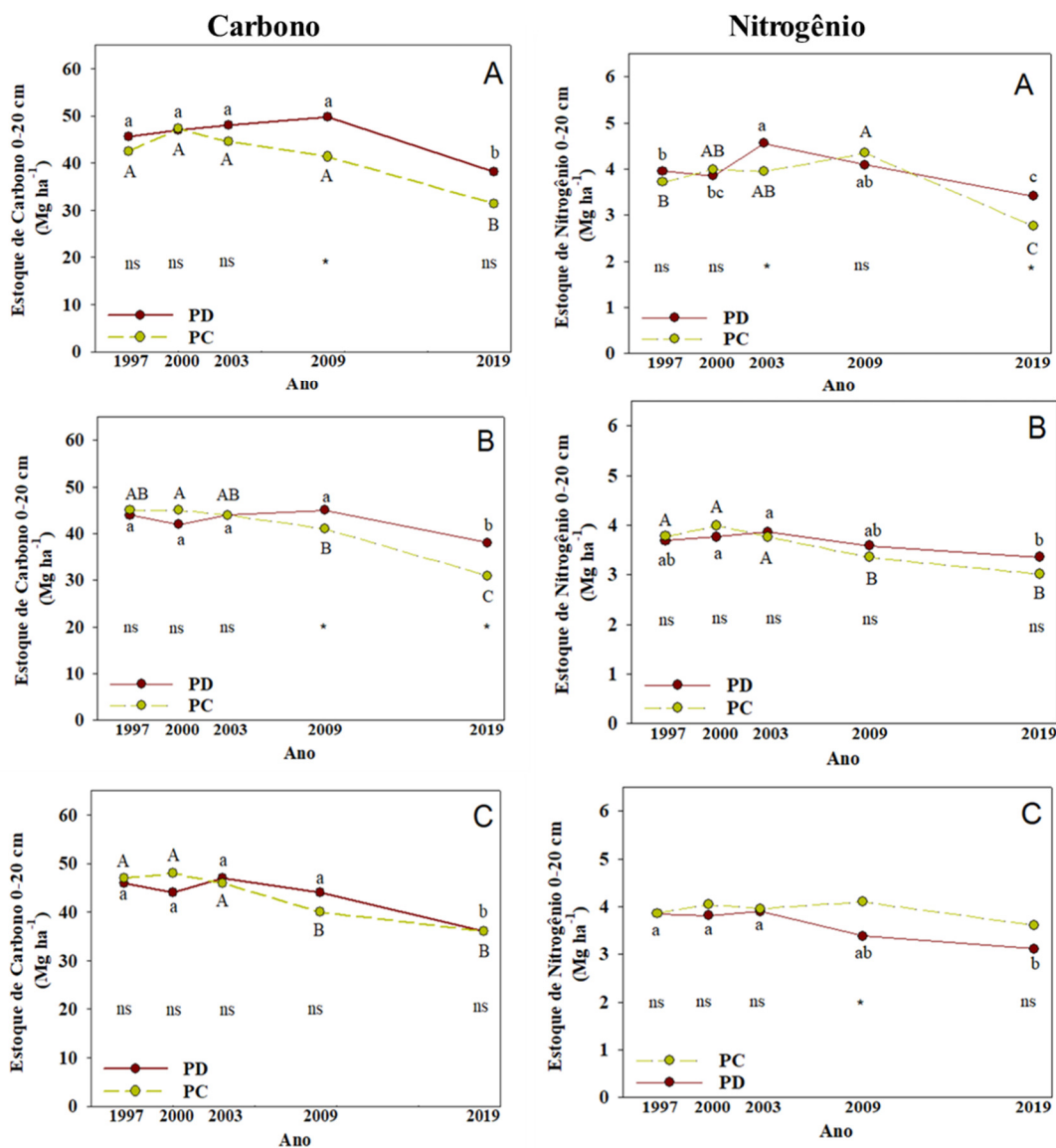


Figura 4. Estoque de carbono para a camada de solo de 0-20 cm quantificada para os anos de 1997, 2000, 2003, 2009, e 2019 para rotação R1 (A), R2 (B) e R3 (C), sob plantio direto (PD) e convencional preparo com arado (PC). Letra minúscula compara os estoques em função dos anos para o PD, e a letra maiúscula o PC. *Diferenças em estoques de C e N no solo entre PD e PC para o mesmo ano de amostragem ($P < 0,05$). ns significa que não houve diferença estatística no teste aplicado.

Observa-se comportamento distinto entre os sistemas de manejo do solo ao longo do tempo. O sistema PD na R1 e R2 (Figura 4, carbono A e B) apresenta um ligeiro aumento nos estoques de carbono até o ano 2009, 10 anos após (ano 2019) há uma diminuição nos estoques de C que culminou em uma redução de 11,7 Mg C ha⁻¹ na R1 e de 7 Mg C ha⁻¹ na R2. Em comparação com os valores de estoques iniciais (1997) esta redução foi de 7,6 e 6 Mg C ha⁻¹, respectivamente para a R1 e R2.

Na R3, o PD apresenta um aumento no estoque de C até o ano de 2003 e depois ocorre uma diminuição, sendo observado no ano de 2019 os menores estoques. A redução de C entre 2003 e 2019 foi de 11 Mg C ha⁻¹, quando comparado aos estoques iniciais, o valor foi de 10 Mg C ha⁻¹. Já para PC observa-se um ligeiro aumento no estoque de C até o ano de 2000 em todas as rotações, a partir do ano 2000 ocorreu uma acentuada diminuição dos estoques de C, e os menores estoques foram encontrados em 201. A diminuição de C no PC entre os estoques iniciais e o último ano de coleta foi de 11, 14 e 11 Mg C ha⁻¹ rotações R1, R2 e R3, respectivamente.

Quanto ao estoque de N no solo destaca-se o valor encontrado em 2003 no sistema PD com cerca de 4,5 Mg N ha⁻¹. No sistema PD nas três rotações (Figura 4, Nitrogênio A, B e C) foi verificado um ligeiro aumento nos estoques até 2003 e depois há uma diminuição até 2019. No PC, houve aumento do N na R1 e R3 até o ano 2009 e depois o estoque diminuiu em 2019. A diminuição do estoque de N no PD entre os estoques iniciais e o último ano de coleta foi de 0,6, 0,32 e 0,76 Mg N ha⁻¹ nas R1, R2 e R3, respectivamente e no PC foi de 0,95, 0,76 e 0,25 Mg N ha⁻¹ nas R1, R2 e R3, respectivamente. Observa-se que a maior redução de N foi registrada no PC nas R1 e R2, fato que não ocorreu na R3, onde o PC preservou mais N do que PD.

De forma geral, os menores estoques de C e N foram encontrados em 2019, 22 anos após o início do experimento. Quando se observa o efeito dos sistemas de manejo do solo nos estoques de C em PC verifica-se menores estoques quando comparado com o PD, resultados encontrados na R1 em 2009, na R2 nos anos de 2009 e 2019. Na R3 não foi verificada diferença entre os sistemas de manejo. Já para os estoques de N, o efeito de manejo foi observado na R1 em 2003 e 2019, onde PD apresentou maiores estoques em comparação ao PC, porém em 2009 o sistema PC em R3 registrou o maior estoque de N no PC em comparação ao PD. Na R2 não houve diferença entre os sistemas de manejo.

O estoque de C e N na camada de 0-80 cm foi comparado corrigindo a massa de solo, e o resultado é apresentado na Figura 5. Nessa camada do solo, o estoque de C variou de 82 a 123 Mg C ha⁻¹ entre os anos. Analisando o estoque de C de 0-80 cm, observa-se um comportamento similar da camada de 0-20 cm. O sistema PD nas rotações 1 e 3 apresentou aumento nos estoques de C até 2003 e posteriormente diminuiu até 2019. No PC em todas as rotações, o comportamento foi similar, tendo o ano de 2019 os menores estoques de C nas três rotações.

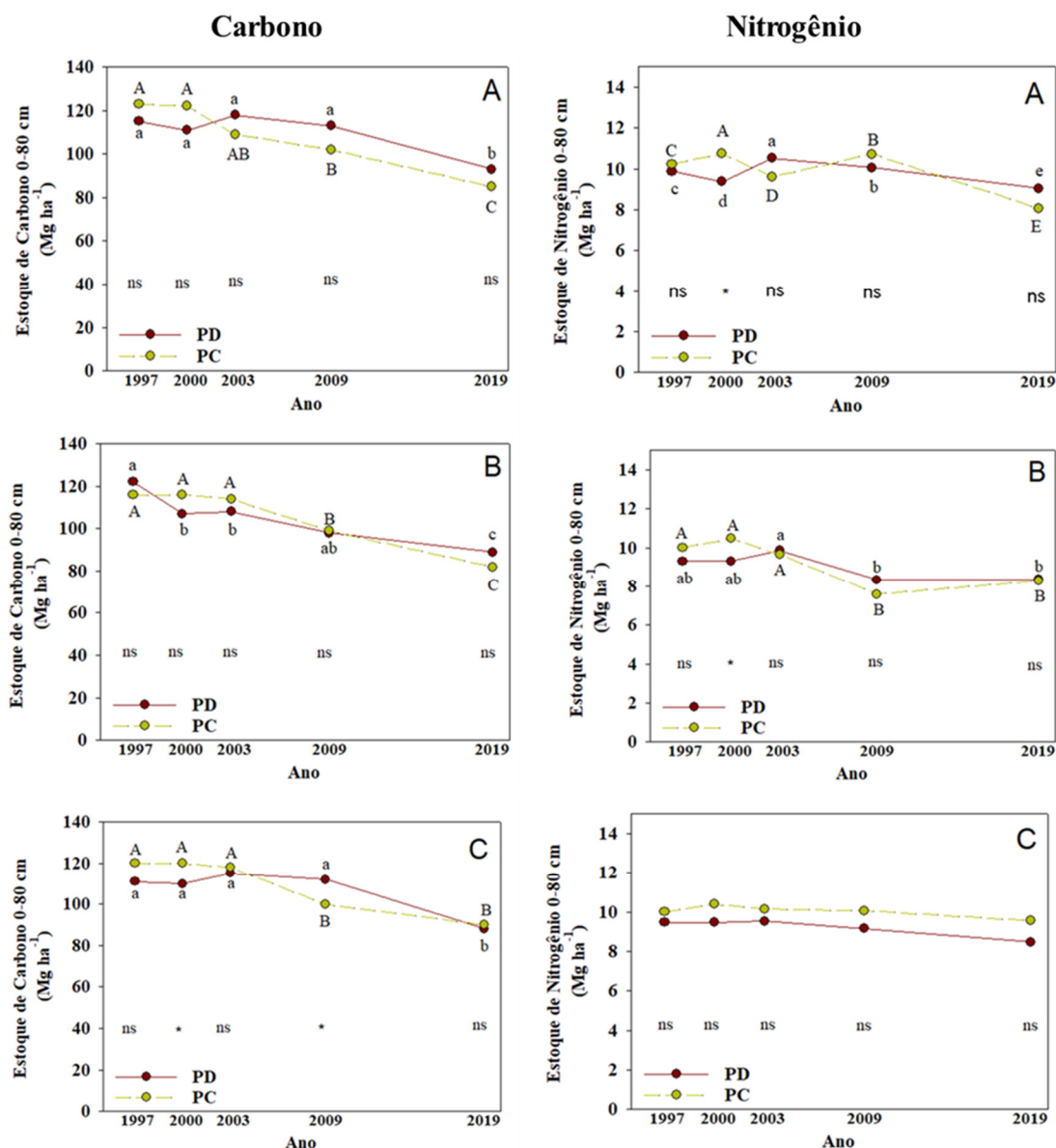


Figura 5. Estoque de carbono para a camada de solo de 0-80 cm quantificada para os anos de 1997, 2000, 2003, 2009, e 2019 para rotação R1 (A), R2 (B) e R3 (C), sob plantio direto (PD) e convencional preparo com arado (PC). Letra minúscula compara os estoques em função dos anos para o PD, e a letra maiúscula o PC. *Diferenças em estoques de C e N no solo entre PD e PC para o mesmo ano de amostragem ($P < 0,05$). ns significa que não houve diferença estatística no teste aplicado.

Os efeitos do manejo do solo só foram observados nos estoques de C na camada de 0-80 ($P < 0,05$) cm na R3 nos anos 2000 em que em PC foram verificados os maiores estoques que o PD e em 2009 os maiores estoques foram quantificados em PD. A diminuição de C no PD entre os estoques iniciais e o último ano de coleta foi de 22, 33 e 23 Mg C ha⁻¹ nas R1, R2 e R3, respectivamente e no PC foi de 38, 34 e 30 Mg C ha⁻¹ nas R1, R2 e R3, respectivamente. A partir do exposto verifica-se que as maiores reduções de C aconteceram no PC em todas as rotações.

O estoque de N na profundidade de 0-80 cm variou de 7,5 a 10,3 Mg N ha⁻¹ entre os anos. Foi observado o mesmo comportamento apresentado pelo estoque de C. Houve aumento do estoque de N no sistema PD nas rotações R1 e R2 em 2003 e depois há uma diminuição até

2019. No PC o estoque de N foi diminuindo com o passar dos anos, tendo o ano de 2019 apresentando menores estoques de N na R1 e R2 ($P < 0,05$) e os estoques permaneceram semelhantes na R3 ($P > 0,05$).

Houve diminuição no estoque de N no PD quando se compara os estoques iniciais e o último ano de coleta de 0,83, 0,93 e 0,99 Mg N ha⁻¹ na R1, R2 e R3, respectivamente e no PC de 2,16, 1,74 e 0,43 Mg N ha⁻¹ na R1, R2 e R3, respectivamente. Observa-se que a maior redução de N foi registrada no PC nas R1 e R2, enquanto na R3, o PC preservou mais N do que PD.

A média do estoque de C e N do solo na camada de 0-80 foi no sistema PD 110, 105, 107 Mg C ha⁻¹ e 9,7, 9,0, 9,2 Mg N ha⁻¹, entre as rotações R1, R2 e R3 respectivamente. No PC a média foi de 108, 105, 109,6 Mg C ha⁻¹ e 9,8, 9,2, 10 Mg N ha⁻¹, entre as rotações R1, R2 e R3 respectivamente. Um fato interessante que se observa é que na camada 0-20 cm se verifica uma maior diferença entre os sistemas nos últimos anos em comparação com a camada de 0-80 cm, onde os sistemas apresentaram teores de C mais próximos.

3.5.4 Fracionamento físico do solo

Com as amostras coletadas em 2019 realizou-se o fracionamento físico da MOS para observar em qual compartimento o carbono do solo estava localizado após 22 anos de condução de experimento. Nas camadas mais superficiais do solo, nos teores de carbono na fração da matéria orgânica particulada (MOP) só foi observada diferença estatística na R2 (Tabela 10). Maiores valores de MOP foram observadas no PD em comparação ao PC nas camadas de 0-5 e 5-10 cm. Nas camadas mais profundas (20-30 cm e 30-40 cm) foi verificada diferença entre os tratamentos na R3, onde os maiores teores de C-MOP e N-MOP foram encontradas no PC em relação ao PD.

Tabela 10. Distribuição de carbono e nitrogênio (g kg⁻¹ solo), e a relação C:N nas frações de matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MOAM), do solo em 2019 sob três rotações de culturas em plantio direto (PD) e convencional preparo com arado (PC).

Prof. (cm)	Rotação 1		Rotação 2		Rotação 3	
	PD	PC	PD	PC	PD	PC
C-MOP						
0-5	0,52	0,44	0,49 a	0,39 b	0,56	0,52
5-10	0,49	0,83	0,54 a	0,38 b	0,57	0,44
10-20	0,37	0,37	0,36	0,33	0,39	0,40
20-30	0,27	0,89	0,28	0,26	0,25 b	0,37 a
30-40	0,38	0,32	0,19	0,21	0,17 b	0,28 a
N-MOP						
0-5	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
5-10	0,01	0,04	0,02	0,01	0,02	0,02
10-20	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
20-30	0,01	0,03	0,01	0,01	0,006 b	0,01 a
30-40	0,01	0,01	0,01	0,01	0,005 b	0,009 a

Continua...

Continuação da Tabela 10.

Prof. (cm)	Rotação 1		Rotação 2		Rotação 3	
	PC	PD	PC	PC	PD	PC
C:N - MOP						
0-5	26 a	22 b	25	20	28	26
5-10	49 a	21 b	27 b	38 a	29 a	22 b
10-20	37	37	36	33	39	40
20-30	27	29	28	26	41	37
30-40	38 a	32 b	19	21	34	31
C-MOAM						
0-5	20,51 a	13,34 b	18,70 a	13,40 b	18,15 a	15,57 b
5-10	13,64	12,75	15,05 a	12,82 b	13,71	14,27
10-20	13,33 a	11,67 b	12,67	12,29	12,21 b	13,49 a
20-30	10,92	10,09	10,16	10,18	9,03 b	12,13 a
30-40	9,26 a	7,65 b	7,67 b	8,03 a	7,87 b	8,44 a
N-MOAM						
0-5	1,78 a	1,17 b	1,68 a	1,30 b	1,66 a	1,42 b
5-10	1,35 a	1,17 b	1,35	1,27	1,34	1,46
10-20	1,20	1,05	1,20	1,22	1,22	1,42
20-30	1,01	1,08	1,00	1,06	0,97 b	1,32 a
30-40	0,97 a	0,82 b	0,81 b	0,90 a	0,89 b	0,97 a
C:N - MOAM						
0-5	12	11	11 a	10 b	11	11
5-10	10	11	11 a	10 b	10	10
10-20	11	11	11	10	10	10
20-30	11 a	9 b	10	10	9	9
30-40	10	9	10	9	9	9

*Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem estatisticamente entre si entre o sistema de manejo de solo (Tukey a 5%).

Na R1 e R3, na área manejada do solo sob PD apresentou maior relação C/N da MOP em algumas profundidades, tendo sido verificada diferença significativa em PC nas profundidades de 0-5, 5-10 e 30-40 cm e na R3 na profundidade de 5-10 cm. Na R2, as diferenças ocorreram em 5-10 cm com maior valor sob PC em comparação ao PD ($P < 0,05$).

Em todos os tratamentos foram observadas maiores concentrações de C e N da MOAM na camada mais superficial do solo e diminui em função da profundidade. Na camada de 0-5 cm, as áreas manejadas sob PD em todas as rotações apresentaram maiores concentrações de C e N da MOAM do que PC ($P < 0,05$), enquanto nas camadas mais profundas (20-40 cm) da R2 e R3, maiores concentrações de C e N da MOAM foram encontradas no PC.

Destaca-se ainda o aparecimento de maiores teores de C e N das frações particuladas e associadas aos minerais na profundidade de 20-40 cm da R3, exatamente nesta rotação foi que apresentou maiores estoques de C e N no PC em comparação com PD. De forma geral, a MOAM foi mais sensível as mudanças impostas pelos sistemas de manejos do solo e das rotações de culturas.

3.6 DISCUSSÃO

3.6.1 Carbono e nitrogênio do solo

O milho e o trigo foram as culturas que proporcionaram a maior entrada de resíduos e maior quantidade de C depositado no solo, com médias de 45 e 12 Mg C ha⁻¹, respectivamente. No entanto, a contribuição destas culturas no somatório de resíduos para cada tratamento dependeu do número de vezes em que elas foram incluídas na rotação durante o período avaliado. A importância das plantas para os ecossistemas e a sua interferência nos estoques de C e N do solo foi relatada em vários trabalhos (BALESDENT et al., 2000; SIX et al., 2000; BAYER et al., 2001; SISTI et al., 2004; DIEKOW et al., 2005). Outro fato importante a ser destacado é a influência da qualidade dos resíduos vegetais depositados no solo por meio da rotação de culturas nos estoques de nutrientes do solo. Os autores Cadish e Giller (2001) classificam como de baixa qualidade, os resíduos caracterizados pela lenta decomposição (alta relação C:N, ex. trigo, milho, aveia) e de alta qualidade os de decomposição rápida (baixa relação C:N, ex. tremoço e soja). A intercalação de resíduos com diferentes relações C:N têm potencial para aumentar e estabilizar o C no solo (COTRUFO et al., 2013; COTRUFO; LAVALLEE, 2022).

Os resultados mostram o padrão de C e N do solo manejado em PD e PC sob diferentes rotações de culturas 22 anos após o início da condução do experimento e com avaliação nos anos de 1997, 2000, 2003, 2009 e 2019. Observou-se que independentemente da rotação de culturas, do manejo utilizado e dos anos de avaliação que, os teores de C e N foram maiores na superfície do solo (camada de 0-20 cm) e diminuíram em profundidade. As médias dos teores de C entre os sistemas de manejo de solo na camada de 0-20 cm mostra maiores valores de C no sistema PD em comparação ao PC, fato que corrobora muitos trabalhos encontrados na literatura (SISTI et al., 2004; BODDEY et al., 2010; SÁ et al., 2015; NICOLOSO et al., 2018; RIGON; CALONEGO, 2020; BRIEDES et al., 2023). Essa condição é atribuída ao grande acúmulo de resíduos de biomassa vegetal na camada superficial do solo neste sistema, aliado ao não revolvimento do solo e menor decomposição da biomassa pela microbiota do solo.

Em sentido oposto, ocorreu maior acúmulo de C na profundidade de 20-60 cm no PC rotação R3 que é utilizada apenas com gramíneas (rotação que apresentou maior quantidade de resíduos). Os autores Urquiaga et al. (2010) já haviam destacado que, em sistemas sob PC os resíduos derivados das colheitas são incorporados em camadas mais profundas do solo (20 a 30 cm) pela aração, favorecendo maior conteúdo de C em PC no perfil em comparação com PD. A presença de culturas com sistema radicular fasciculado como é o caso das gramíneas na R3 e de alta relação C/N por vários anos mais o preparo convencional do solo, pode ter contribuído para esse aumento da quantidade de C em profundidade do perfil (TAVARES FILHO et al., 1999; KAY; VANDENBYGAARD, 2002; WINK et al., 2014).

As rotações de culturas R1 e R2 com entradas de espécies leguminosas em PD favoreceram maior produtividade de grãos, quantidades de resíduos e maior estoque de C e N quando comparado com PC. Quando não houve entrada de leguminosas no sistema (R3), o PD apresentou menores valores quando comparado com o PC para produtividade, resíduos depositados e estoque de carbono. Já havia sido relatado que leguminosas desempenham um papel essencial no armazenamento de COS sob PD em função das entradas de biomassa associadas a essas espécies de plantas ou por meio do N fixado simbioticamente que se torna disponível e aumenta a produção de grãos e biomassa de culturas comerciais cultivadas em sucessão (LOVATO et al., 2004; AMADO et al., 2006). Os autores Veloso et al. (2018) avaliando o potencial que PD oferece para armazenamento de COS, bem como a contribuição das culturas de cobertura de leguminosas concluíram que, o plantio direto com altas e diversificadas entradas de resíduos de culturas de cobertura de leguminosas é uma medida

eficaz de longo prazo para armazenamento de COS. Analisando o efeito do preparo do solo e a rotação de culturas (11 anos de cultivo) em um Gleissolo de textura argilosa em Canadá, Congreves et al. (2017) relataram que a rotação de culturas (milho-soja) proporcionou maiores estoques de COS com trigo de inverno do que sem a presença da cobertura.

O tratamento com maior participação de leguminosa (soja e trevo) no sistema (Rotação 2) na profundidade de 0-80 cm apresentou menor estoque de C e N no solo após 22 anos de condução do experimento (para C ~ 105 Mg C ha⁻¹ e para N $\sim 9,1$ Mg N ha⁻¹), mesmo tendo apresentando uma grande quantidade de resíduo da colheita e o respectivo C depositado (cerca de 72 Mg C ha⁻¹). Os resíduos de leguminosas são ricos em açúcares e proteínas, o que estimula a ciclagem de nutrientes do solo pelo aumento da atividade microbiana do solo que acelera a sua decomposição e mineralização (KUZYAKOV, 2002; LAVALLEE et al., 2019). O aumento da atividade da microbiota no sistema pode levar a taxas de mineralização mais elevadas e a diminuição do C armazenado no solo (ORWIN et al., 2010).

Em uma meta-análise realizada por Rodríguez et al. (2022) foi observada que a utilização de proporções baixas de leguminosas no sistema (0-17%), teve efeito positivo no acúmulo de COS, no entanto, altas proporções de leguminosas diminuíram este indicador. Os autores Laamrani et al. (2020) relataram que a frequência da soja nas rotações de culturas diminui o carbono do solo em comparação com as demais rotações. Além da rápida degradação que estes resíduos têm e do estímulo a biota do solo, eles produzem baixas quantidades de resíduos em comparação com as gramíneas. Estes resultados confirmam que o estoque de C depende das espécies cultivadas na rotação e a sua frequência. A R1 apresentou um percentual de 45% e 35% de contribuição de C depositado para a cultura do milho e da leguminosa, respectivamente. Apesar de ter recebido uma menor entrada de C depositado pelos resíduos das culturas, foi observado maior acúmulo de C nesta rotação. Neste sentido, é recomendado escolher de forma adequada a frequência e as espécies de rotação de culturas especialmente pela quantidade e qualidade dos resíduos culturais deixados abaixo e na superfície do solo, o que determina o maior ou menor acúmulo de C e N no solo (GHIMIRE et al., 2017; ADHIKARI et al., 2024).

Destaca-se também a disponibilidade de N no sistema no acúmulo do C no solo, isto por que o fornecimento de N ao solo pode acelerar ou retardar a ciclagem de MOS, dependendo do estímulo que é dado à biomassa microbiana (KUZYAKOV et al., 2000; URQUIAGA et al., 2010; ZAK et al., 2016; HERZFELD et al., 2021). Em trabalho realizado na mesma área por Zotarelli et al. (2012) avaliando os balanços de N de sequências de cultivo contendo diferentes proporções de leguminosas fixadoras de N₂ sob PD e PC e seu impacto no acúmulo de carbono no solo, foi observado um balanço de N altamente negativo na R2. Estes autores ressaltaram que apesar da elevada frequência de trevos com sistema eficiente de FBN na rotação, a suspensão da aplicação de fertilizante nitrogenado para a cultura de milho seguinte levou a uma entrada insuficiente de N por meio da FBN para compensar as saídas de N com os elevados rendimentos do milho, o que influenciou no acúmulo de C no solo.

Os autores Boddey et al. (1997) discutiram o efeito do resíduo vegetal no PD sobre a limitação da disponibilidade de N em decorrência da imobilização do N proveniente do solo e do fertilizante aplicado às culturas de cereais como o milho. A R3 por exemplo, apresentou maiores estoques de C e N no PC em comparação ao PD (cerca de 108 e 9,6 Mg ha⁻¹ de C e N, respectivamente). A alta quantidade de resíduos produzidos pelo milho (cerca de 130 Mg ha⁻¹ de milho) nesta rotação com alta relação C:N e a menor disponibilidade de N pode ter sido a causa de menor estoque de C no PD, por outro lado, esse problema não foi tão expressivo no PC devido a incorporação dos resíduos ao solo que disponibilizou o N no sistema, e consequentemente aumentou o estoque de C (ZOTARELLI et al., 2012).

De forma geral, observou-se diminuição dos estoques de C e N ao longo dos anos. Entende-se que os estoques destes nutrientes nos solos são atribuídos ao equilíbrio entre a

entrada e a decomposição da biomassa vegetal no sistema e de vários fatores ambientais, incluindo clima, textura do solo, disponibilidade de nutrientes, e manejo da terra (MIELNICZUK, 1999; ALVES et al., 2003; DON et al., 2011; JACKSON et al., 2017). Ao passo que, anos com temperaturas médias anuais mais elevadas levam a uma maior mineralização e menores estoques de carbono. Na região deste experimento observa-se na Figura 1 aumento da temperatura média e diminuição da precipitação nos últimos entre 2014 e 2019, o que deve ter favorecido a mineralização do C. Foi destacado por Kroschewski et al. (2023) que o conteúdo COS raramente é estável ao longo dos anos, podendo acumular-se, mas também diminuir, tendo a temperatura e a precipitação uma forte influência nesse mecanismo.

Destaca-se também a importância de analisar o estoque de C no perfil do solo, tal como apontou os autores Boddey et al. (2010) e Albuquerque et al. (2015). Neste estudo, na camada 0-20 cm se observou maior diferença entre os sistemas nos últimos anos do que na camada de 0-80 cm, onde os sistemas apresentaram níveis de C mais próximos. Em experimentos manejados sob PD em longo prazo faz-se necessário realizar análise no perfil do solo, uma vez que pode superestimar o potencial de acúmulo de C no solo em relação ao PC quando analisado apenas na camada superficial.

3.6.2 Fracionamento físico do solo

Os efeitos dos tratamentos nas concentrações de carbono da fração matéria orgânica particulada (C-MOP) apareceram na R2 com maiores concentrações no PD em comparação ao PC. Na R3 foram verificadas maiores concentrações de C-MOP e nitrogênio da MOP (N-MOP) no PC em comparação ao PD (Tabela 8). Essas diferenças foram observadas justamente nos tratamentos que também apresentaram diferença significativa para o conteúdo de C e N do solo (Tabelas 5 e 6). O PD em outras rotações não acumulou C-MOP na superfície do solo e não se mostrou sensível ao manejo do solo em experimento de longo prazo nas condições deste estudo. Vários estudos apontaram que a MOP se caracteriza por sua rápida rotatividade, sendo mais sensível às mudanças de manejo ou variações nas condições ambientais do que COS, desempenhando assim um papel importante no monitoramento dos ecossistemas (BAYER et al., 2004; FRAZÃO et al., 2010; LUGATO et al., 2021; AYARZA et al., 2022). E sabe-se que os resíduos da cultura do milho apresentam baixa qualidade na facilidade de decomposição e alta relação C:N que pode favorecer seu acúmulo principalmente na fração MOP (LOCATELLI, et al., 2022), porém não foi o que se observou no presente estudo. Em trabalho publicado recentemente, Leuthold et al. (2024) destacaram que em solos agrícolas a quantidade total de MOP é baixa isto por que é uma fração que carece de mecanismos de proteção ou estabilização e conseqüentemente, se transforma de forma relativamente rápida, levando a perda desta fração e a formação de MOAM.

O carbono e o nitrogênio da matéria orgânica associada aos minerais (C-MAOM e N-MOAM) representaram mais de 90% do total dos estoques de C e N. Na maioria dos tratamentos foram encontrados maiores conteúdos de C e N destas frações na superfície do solo diminuindo em profundidade. No sistema PD este resultado se deve a maior adição de resíduos na superfície do solo observada na tabela 5 e que não são incorporados, fato que também foi relatado por Rodrigues et al. (2022). Já na R3 a incorporação de resíduos e as ações das raízes das gramíneas fizeram com que houvesse maiores quantidades de C e N nas camadas mais profundas (10-40 cm) superando até os conteúdos do sistema plantio direto.

Foi observado maior acúmulo do C e N da MOAM na R2 assim como nos estoques destes nutrientes no solo. Este fato sugere que tanto os resíduos particulados da biomassa vegetal recente (MOP) quanto os subprodutos microbianos associados do material vegetal solúvel (MAOM) contribuíram para o acúmulo total de C e N no solo. Os autores Van Der Pol

et al. (2022) observaram que a incorporação de leguminosas em uma rotação contínua de grãos aumenta o COS por meio do aumento da MAOM.

De forma geral, os resultados do fracionamento físico da matéria orgânica do solo mostram que a MOAM responde a mudança de uso e manejo do solo em experimento de longo prazo diferente do que acontece com MOP. A diferença encontrada nesta fração sugere uma maior resiliência destes solos a mudanças no uso da terra e ressalta a grande importância que as plantas e os solos de textura argilosa têm na dinâmica do C e N nos solos.

3.7 CONCLUSÕES

O milho foi a cultura que mais contribuiu com o C depositado no solo por meio de resíduos vegetais de parte aérea e das raízes. A inserção de espécies leguminosas cultivadas sob plantio direto traz vantagens para o agroecossistema, como maior produtividade de grãos, aumento na quantidade de resíduos vegetais na superfície do solo, acúmulo de carbono e nitrogênio no solo, e se configura como uma alternativa na mitigação do aquecimento global. No entanto, a adoção destas espécies com mais frequência no sistema diminui o estoque de COS ao longo dos anos pelo fornecimento de resíduos facilmente degradáveis para a biota do solo, o que estimula a sua atividade.

Os resíduos das gramíneas em função da sua quantidade e alta relação C/N desempenham um papel crucial no acúmulo de C e N no solo, superando até em alguns casos, a adoção de sistemas de manejo mais conservacionista como plantio direto conforme foi observado na rotação milho/trigo – milho/aveia – milho/trigo. No entanto, em função dos benefícios que o plantio direto favorece para os ecossistemas recomenda-se a utilização dos mesmos para a sustentabilidade dos ecossistemas.

A maior entrada de resíduos vegetais sob plantio direto favoreceu o aumento do carbono no solo nas formas particuladas e associadas aos minerais. Apesar da quase totalidade do C e N no solo estar associada aos minerais, compondo a fração estável da matéria orgânica do solo, isso não garante estabilidade em longo prazo, haja vista a queda dos estoques de C em todos os sistemas analisados após 22 anos de monitoramento. Não é claro o motivo da redução dos estoques de C e N, possivelmente um efeito de menor deposição de resíduos, ou de maior aceleração da decomposição, por efeitos climáticos.

4. CAPÍTULO II

DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA EM LATOSSOLO VERMELHO DO CERRADO BRASILEIRO SUBMETIDO A DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO

4.1 RESUMO

A matéria orgânica do solo é um componente importante para a manutenção dos ecossistemas. A qualidade dos solos em ambiente tropical está em função do conteúdo de MOS. Este capítulo teve como principal objetivo analisar o estoque de carbono e a estabilização da matéria orgânica do solo por meio das frações particuladas (MOP) e associadas aos minerais (MOAM), sob diferentes sistemas de uso da terra, após 32 anos de experimento no Cerrado brasileiro. O experimento implantado em 1991 está localizado no município de Planaltina-DF e os tratamentos avaliados foram: pastagem contínua em monocultivo de gramíneas; integração lavoura-pecuária (ILP), lavoura contínua sob plantio direto (PD), lavoura contínua sob cultivo mínimo (CM), e uma área de referência (Cerrado Nativo). A amostragem do solo se deu em 5 tratamentos com 4 repetições, nas seguintes profundidades de: 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm. Foi quantificado o estoque de carbono e nitrogênio na camada de 0-30 cm para os anos 2001, 2009, 2013 e 2023 e o fracionamento físico da matéria orgânica do solo utilizando as amostras coletadas em 2023. Os resultados deste estudo com mais de 30 anos de avaliação confirmam que, a mudança do uso da terra leva a maiores perdas de C e N do solo em áreas manejadas com práticas convencionais de preparo de solo. Maiores estoques de carbono e nitrogênio do solo foram encontrados na integração lavoura-pecuária (72,8 e 5,5 Mg ha⁻¹ de C e N, respectivamente). A adoção de sistemas que favorecem a diversidade de plantas como ILP, aumentam os estoques de C e N no solo e incrementam tanto a matéria orgânica particulada como a associada aos minerais, sendo a sua maioria na forma mais estabilizada, logo é uma prática de manejo que se configura como uma alternativa no combate às mudanças climáticas, garantindo a produção de alimentos e a sustentabilidade dos ecossistemas.

Palavras-chave: Fracionamento Físico. Fração leve. Manejo do solo. Pastagens.

4.2 ABSTRACT

Soil organic matter (SOM) is an important component for maintaining ecosystems. The quality of soils in tropical environments relies heavily on the content of SOM. This chapter's main objective was to analyze the carbon stock and the stabilization of soil organic matter through particulate (POM) and mineral-associated (MAOM) fractions, under different land use systems, after 32 years of experiment in Brazilian Cerrado. The experiment implemented in 1991 is located in the municipality of Planaltina-DF and the treatments evaluated were: continuous pasture in grass monoculture; crop-livestock integration (CLI), continuous farming under direct planting (NT), continuous farming under minimum cultivation (CT), and a reference area (Native Cerrado). Soil sampling took place in 5 treatments with 4 replications, at the following depths: 0-5, 5-10, 10-20 and 20-30 cm. The carbon and nitrogen stock in the 0-30 cm layer for 2001, 2009, 2013 and 2023 was quantified, as well as the physical fractionation of soil organic matter using samples collected in 2023. The results of this study with more than 30 years of evaluation confirm that land use change leads to greater losses of C and N from the soil in areas managed with conventional soil preparation practices. Crop-livestock integration showed higher soil carbon and nitrogen stocks (72.8 and 5.5 Mg ha⁻¹ of C and N, respectively). The adoption of systems that promote plant diversity, such as CLI, increases soil C and N stocks, enhances both particulate organic matter and mineral-associated organic matter, primarily in the most stabilized form, is therefore a management practice represents an alternative in combating climate change while ensuring food production and ecosystem sustainability.

Key words: Physical Fractionation. Light Fraction. Soil Management. Grassland.

4.3 INTRODUÇÃO

A mudança do uso da terra, ocasionada pela conversão de extensas áreas de cobertura original do Cerrado brasileiro em áreas produtivas, envolvendo desmatamento e queimadas, resultou na redução de cerca de 48% da mata nativa e na perda de uma grande quantidade de carbono para a atmosfera (SOUZA et al., 2020; FERNANDES et al., 2021). A maior parte do carbono do solo encontra-se na forma de matéria orgânica do solo (MOS) (LAL, 2020). Este carbono é um componente dinâmico do solo, com trocas entre o solo e a atmosfera, tendo a parte vegetal como um intermediário entre esses dois compartimentos, em que o carbono presente na atmosfera na forma de CO₂ é capturado e estocado na biomassa vegetal a partir da fotossíntese. Com a decomposição da biomassa vegetal no solo pela atividade da biológica, parte do carbono retorna para a atmosfera pelo processo conhecido como mineralização da MOS. Para uma determinada condição de uso das terras, esses processos de deposição e decomposição da MOS alcançam um equilíbrio dinâmico após algumas décadas (IPCC, 2006), o que explica estoques de MOS relativamente estáveis em áreas de vegetação nativa.

Assim, cada forma de uso do solo proporciona uma condição de produção vegetal, que aporta matéria orgânica ao solo, e que condiciona uma maior ou menor mineralização da MOS. Logo, a mudança de uso das terras pode resultar em acumulação de MOS, ou redução, ou simplesmente não alterar as quantidades existentes. O quanto se perde com a mudança de uso das terras depende das características intrínsecas do material de entrada, que resulta em maior ou menor recalcitrância da matéria orgânica em decomposição, e de outros fatores relacionados à mecanismos de estabilização da matéria orgânica pela interação com o solo conhecidos como oclusão em agregados e associação organomineral, sendo a última tida como a mais estável, ou duradoura (LÜTZOW et al., 2006).

A forma mais direta de avaliar os efeitos da mudança de uso das terras é a quantificação dos estoques de carbono, antes e após a mudança, principalmente tendo como referência uma área de vegetação nativa (nas mesmas condições de clima, solo, etc), que representaria os estoques iniciais. No entanto, ficam dúvidas quanto a estabilidade da matéria orgânica, ou seja, sua vulnerabilidade a alterações climáticas ou mesmo no manejo do sistema (BALESDENT et al., 2000; GRANDY; ROBERTSON, 2006).

Uma técnica que traz importantes informações sobre a estabilidade do C no solo é a o fracionamento da MOS, com a qual é possível estudar a qualidade e a quantidade da matéria orgânica nos diversos compartimentos, e relacionar os seus efeitos com a alteração das propriedades do solo e ambiente (DENEFF et al., 2010). Para fins de estudo da dinâmica da MOS, e em função das múltiplas funções ecológicas que desempenha no solo, a matéria orgânica particulada (MOP) e a matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) quantificadas por meio de fracionamento físico, são utilizadas para entender o grau de estabilidade do C no solo em função do manejo empregado (HADDIX et al., 2020; LAVALLEE et al., 2020).

De modo geral, a MOP é composta em grande parte por fragmentos resíduos de plantas, raízes e hifas em vários estágios de decomposição que ainda representam estruturas celulares reconhecíveis, enquanto a MOAM pode se formar de várias maneiras, mas as principais vias implicam na adsorção mineral de compostos de baixo peso molecular (LEHMANN; KLEBER, 2015; LAVALLEE et al., 2020). Como a MOP é uma fração mais suscetível à decomposição, comparada com a MOAM, as proporções entre essas frações podem indicar maior ou menor vulnerabilidade de sistemas de produção a perdas de C em função de eventuais mudanças no manejo do sistema.

A fim de avaliar os efeitos de diferentes usos da terra comuns no Cerrado nos estoques de C do solo, bem como nas frações físicas e químicas da MOS em um Latossolo Amarelo com baixa fertilidade natural e textura franco-arenosa, Gmach et al. (2018) observaram que a

vegetação nativa e pastagem de 6 anos plantada com *U. brizantha* em pastejo contínuo de gado de corte (1 UA ha⁻¹) apresentaram maiores valores de MOP na camada superficial (0,1 m). Provavelmente, devido à deposição dos resíduos de gramíneas combinada com a renovação do sistema radicular. Analisando o COS e frações granulométricas da MOS em um Latossolo Vermelho distrófico com textura argilosa de áreas manejadas sob PD e ILP, Loss et al. (2012) observaram maiores valores de MOP nas áreas de Cerradão e nas de ILP até 10 cm de profundidade. Nas profundidades de 10-20 e 20-40 cm, no Cerradão foram verificados teores de MOP menores em comparação com as áreas cultivadas. Como explicação para estes resultados, os autores ressaltam maior aporte de material vegetal (palha + sistema radicular). Vários estudos apontaram que a MOP se caracteriza por sua rápida rotatividade, sendo mais sensível às mudanças de manejo ou variações nas condições ambientais do que COS, desempenhando assim um papel importante no monitoramento dos ecossistemas fração MAOM é a mais estável, contudo estes atributos são influenciados pela qualidade do resíduo, relação C/N, clima, e da terra (BAYER et al., 2004; FRAZÃO et al., 2010; LUGATO et al., 2021; AYARZA et al., 2022).

Avaliando o padrão dos estoques de C do solo após 22 anos da conversão do Cerrado para usos como pastagem contínua, lavouras e sistemas integrados lavoura-pecuária, os autores Sant' Anna et al. (2017) demonstram o potencial do sistema integrado em acumular C no decorrer do tempo. No entanto, não se sabe como os sistemas de produção responderiam a possíveis mudanças. Tem-se como hipótese deste trabalho que o ganho de C do solo proporcionado pelo sistema integrado pode estar associado com a maior produção de resíduos vegetais oriundo da diversidade de espécies presentes no sistema. O maior acúmulo estaria associado com um aumento da fração particulada, mais vulnerável a perdas, caso as condições de manejo sejam alteradas. Para contribuir com esse entendimento, o presente trabalho tem como objetivo analisar o estoque de carbono e a estabilização da matéria orgânica do solo por meio das frações particuladas (MOP) e associadas aos minerais (MOAM), sob diferentes sistemas de uso da terra, após 32 anos de experimento no Cerrado brasileiro.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Localização e caracterização das áreas experimentais

O estudo foi realizado no campo experimental da Embrapa Cerrados, localizada a 15° 35''S e 47° 42''30''W e 1200 m acima do nível do mar, no município de Planaltina – DF. O período chuvoso estende-se de outubro a abril, com precipitação média anual de 1400 a 1600 mm, sendo 80% da ocorrência distribuída entre os meses de novembro a abril. A temperatura média é de 21°C, mantendo-se constante na maior parte do ano. Na Figura 6 são apresentados os dados de precipitação e temperatura média anual entre os anos 2000 e 2023 no Distrito Federal.

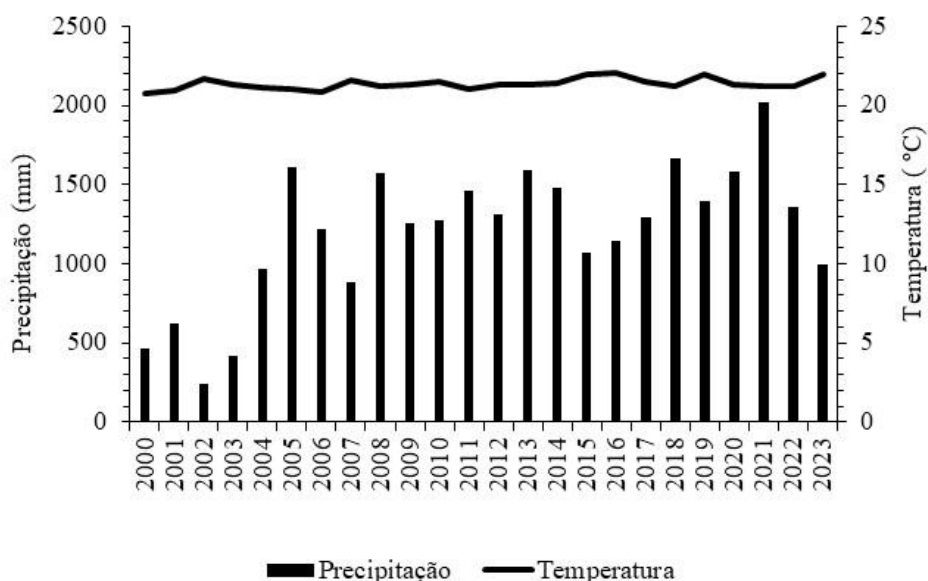


Figura 6. Precipitação e temperatura média anual do período de 2000 a 2023 no distrito federal.

O solo é classificado como Latossolo Vermelho (EMBRAPA, 2006). A composição mineralógica é constituída de gibbsita 50%, goethita 18%, caulinita 14%, hematita 7%, quartzo e outros 10%, sendo responsável pelo comportamento em termos de troca iônica, capacidade de retenção de água e das características de adsorção de fosfato (CHAPUIS-LARDY, 1997).

4.4.2 Detalhes da condução da área experimental

A área constitui-se de um experimento iniciado em 1991 quando uma grande área de Cerrado nativo caracterizada como uma típica savana (CHAPUISLARDY et al., 2002) foi desmatada para converter-se em diferentes usos da terra. Para avaliação dos tratamentos, uma área de cerrado nativo (CN) foi mantida como referência para comparação com as áreas cultivadas ao longo do tempo.

Os sistemas de uso da terra avaliados foram: pastagem contínua em monocultivo de gramíneas (PAST); integração lavoura-pecuária (ILP), lavoura contínua em plantio direto (PD); lavoura contínua sob preparo convencional depois mudou para cultivo mínimo (CM); cerrado nativo mantido nas condições originais (CN).

No estabelecimento do experimento foi aplicado calcário dolomítico na dose de 5,8 Mg ha⁻¹, as pastagens e os cultivos receberam quantidades de fertilizantes com P, K e micronutrientes. A fertilização de manutenção da pastagem foi realizada com correção da saturação por bases a 50% + 20 kg de P₂O₅ + 50 kg de K₂O + 60 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹. No

tratamento de integração lavoura-pecuária no ano de rotação da lavoura para o pasto, não foi realizada adubação, a pastagem implantada utilizou o adubo residual da cultura de grãos. Nas parcelas exploradas com culturas anuais, procedeu-se à adubação corretiva gradual. O croqui de distribuição dos tratamentos no campo experimental é apresentado na Figura 7.

← Curral				BR 020 →					
S5	Reserva			58	Reserva	57			S5
			F2						
S1			3	4	44	43			S1
S3L	F2				F2T2	38			S4
	8	7			F2T1	37			
S4	F2T1	9			F2				S3L
	F2T2	10			29	30			
S5	Reserva			59	Reserva			60	S5

Figura 7. Croqui da área experimental em Planaltina. *Os números se referem as parcelas experimentais. S1 – Pastagem contínua em monocultivo de gramínea; S3L – Integração lavoura-pecuária com rotação iniciada com lavoura; S4 – Lavoura contínua; S5 – Cerrado Nativo; T1 – Preparo convencional do solo (Cultivo mínimo); T2 – Sistema de plantio direto.

Na área de pastagem, a gramínea introduzida entre os anos de 1991 e 1999 foi *Andropogon gayanus* cv. Planaltina, sendo substituída então por *Brachiaria decumbens*. Na ILP a pastagem de *Andropogon* foi substituída pela gramínea *Urochloa brizantha* cv. Marandú na rotação lavoura-pasto. Nas áreas sob pastagem foi utilizado o sistema de pastejo rotacionado, com período de ocupação e descanso de 14 dias. A oferta de forragem (8 a 10 kg de matéria verde por 100 kg de peso vivo) foi constante e ajustada a cada 28 dias. Na ILP a rotação pasto-lavoura, e vice-versa, foi realizada a cada 4 anos.

4.4.3 Coleta de amostras para a avaliação da densidade do solo (Ds)

Em abril de 2023 coletaram-se amostras indeformadas utilizando anéis com volumes conhecidos para a avaliação da densidade do solo (Ds) nas seguintes profundidades: 0-5; 5-10; 10-20; 20-30 cm. Abriu-se uma trincheira em cada parcela totalizando 5 trincheiras e foram coletadas 2 amostras em duas das paredes da trincheira. Foram coletadas amostras deformadas nas mesmas profundidades utilizando um trado do tipo holandês, para análises posteriores. Foram coletadas 4 amostras/parcela nas 4 profundidades, totalizando 80 amostras (5x4x4).

Todas as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas por uma peneira de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA) e subamostras retiradas para posterior moagem conforme Arnold e Schepers (2004). Posteriormente, subamostras foram utilizadas para determinar a concentração de C, N totais e a abundância natural de ¹³C usando um espectrômetro de massa Finnigan DeltaV de fluxo contínuo automatizado acoplado à saída de um analisador de C e N total da Costech (modelo ECS4010 Finnigan MAT, Bremen, Alemanha) no “John Day Stable Isotope Laboratory” da Embrapa Agrobiologia.

4.4.4 Cálculos

Para determinar o estoque de C e N nas diferentes camadas de solo, a D_s foi determinada pelo método do anel volumétrico. Foi utilizado os valores médios de D_s das coletas realizadas nos anos de 2001, 2009, 2013 e 2023. Os dados das amostras de 2001, 2009 e 2013 foram obtidos do banco de dados do grupo de pesquisa em Ciclagem de Nutrientes da Embrapa Agrobiologia.

Com as informações da massa obtida e do volume do anel volumétrico, foi realizado o cálculo para a determinação da densidade do solo pela Equação 1:

$$D_s = \frac{M_{SS}}{V_s} \quad (1)$$

Em que:

D_s – é a densidade do solo (Mg m^{-3});

M_{SS} – é a massa do solo seco (Mg);

V_s – é o volume do anel volumétrico (m^{-3}).

A fim de quantificar o estoque de carbono e nitrogênio do solo foi utilizado o procedimento descrito por Sisti et al. (2004), que se baseia na massa equivalente do solo, corrigindo o efeito que os diferentes tratamentos podem ter em relação ao tratamento controle, sobre a D_s em cada camada amostrada. Os estoques corrigidos pela compactação foram calculados subtraindo os teores totais de C e N do peso extra do solo no intervalo de 20 a 30 cm para o estoque de 0-30 cm. A correção foi expressa matematicamente da seguinte forma (SISTI et al., 2004):

$$C_s = \sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti} + \left[M_{Tn} - \left(\sum_{i=1}^n M_{Ti} - \sum_{i=1}^n M_{Si} \right) \right] C_{Tn}$$

Em que:

C_s – é o estoque total de C (Mg ha^{-1} C) no solo até uma profundidade equivalente à mesma massa de solo que a do perfil de referência;

$\sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti}$ – é a soma do teor total de carbono (Mg ha^{-1}) na primeira camada (superfície) até a penúltima camada no tratamento;

$\sum_{i=1}^n M_{Ti}$ – é a soma da massa do solo (Mg ha^{-1}) na primeira camada (superfície) a última camada (maior profundidade) no perfil de tratamento;

$\sum_{i=1}^n M_{Si}$ – é a soma da massa do solo (Mg ha^{-1}) nas camadas superficiais a última camada no perfil de referência do solo;

M_{Tn} – é a massa de solo na última camada do perfil no tratamento avaliado (Mg ha^{-1});

C_{Tn} – é a concentração de carbono (Mg C Mg^{-1} de solo) na última camada do perfil do tratamento avaliado.

Para calcular a proporção (%) de solo C-C₃ derivado da vegetação florestal original (%CdrF) a Equação desenvolvida por Cerri et al. (1985) foi aplicada (Equação 2):

$$\%C_{drF} = 100 * (\delta^{13}CCP - \delta^{13}C-C_4) / (\delta^{13}C-C_3 - \delta^{13}C-C_4) \quad (2)$$

Onde $\delta^{13}CCP$ é a abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}C$ ‰PDB) do solo em cada intervalo de profundidade sob a pastagem, e $\delta^{13}C-C_4$ e $\delta^{13}C-C_3$ são os valores de $\delta^{13}C$ do C das raízes das gramíneas da pastagem (-12,50 ‰, para raízes de *U. brizantha*). A contribuição das plantas C_4 foi obtido subtraindo o valor da $C-C_3$ por 100.

4.4.5 Fracionamento granulométrico da MOS

Aproximadamente 10 g de TFSA (amostras coletadas em 2023) e 30 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L^{-1}) foram agitados durante 15 horas em agitador horizontal (CAMBARDELLA; ELLIOT, 1992). Em seguida, a suspensão foi passada em peneira de 53 μm com auxílio de água deionizada. O material retido na peneira, que consiste na matéria particulada (MOP) associada à fração areia, foi seco em estufa a 50°C, quantificado em relação a sua massa, moído em gral de porcelana e analisado com o auxílio de um analisador automático de carbono e nitrogênio Costech EA 4010 – Finnigan MAT, no “Laboratório de Isótopos Estáveis John Day” na Embrapa Agrobiologia. O material que passou pela peneira de 53 μm consiste na matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) das frações silte e argila, e foi obtido por diferença entre o COT e MOP.

4.4.6 Análise estatística

Para análise estatística, os dados foram processados no software Sisvar (versão 4.5 - FERREIRA, 2011) da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, com análise de variância pelo teste F em $\alpha = 0,05$. Para todos os dados de C e N do solo, o procedimento Shapiro-Wilk foi utilizado para testar a distribuição normal dos dados. Posteriormente, para os testes de diferenças significativas entre médias, foi aplicado o teste de diferença mínima significativa (LSD) de Fisher ao nível de significância de 5%, utilizando o mesmo software. Os gráficos para demonstrar os resultados encontrados foram gerados utilizando a média de cada tratamento e respectivo erro padrão da média, utilizando o SigmaPlot.

Os dados do fracionamento físico da matéria orgânica foram submetidos à verificação da homogeneidade das variâncias dos erros e da normalidade dos dados, de acordo com o teste Shapiro-Wilk. Posteriormente, realizou-se a análise de variância com aplicação do teste Tukey ($P < 0,05$), utilizando o programa estatístico Rstudio (R CORE TEAM, 2023).

4.5 RESULTADOS

4.5.1 Densidade e concentração de C e N do solo

Os valores de D_s determinados na área de Cerrado nativo (CN) nas profundidades avaliadas dentro do perfil de 0 a 30 cm variaram de 0,76 a 1,11 $Mg\ m^{-3}$ (Figura 8). Observa-se que a densidade do solo foi superior no manejo do solo sob o cultivo mínimo (CM) na camada mais superficial (0 a 5 cm).

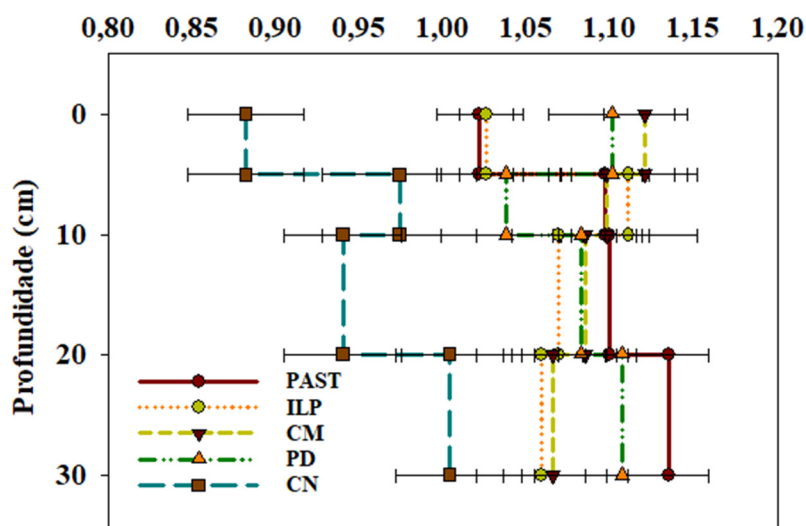


Figura 8. Densidade do solo no perfil (0-30 cm) para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).

Nos sistemas de manejos ILP, PAST e PD foram verificados os maiores valores de D_s na camada mais profunda (20-30 cm) em comparação ao sistema de cultivo mínimo e Cerrado nativo. Os teores de N e C do solo conforme o esperado, foram maiores nas camadas superficiais e diminuíram com a profundidade até 30 cm em todos os anos avaliados (Tabela 11 e 12).

Tabela 11. Teores de C do solo ($g\ C\ kg^{-1}$) em profundidade para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN) nos anos de 2001, 2009, 2013 e 2023.

Prof. (cm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
2001					
0-5	24,09	28,13	27,56	25,47	29,67
5-10	22,61	24,89	24,89	22,39	26,62
10-20	20,30	22,00	22,00	21,84	20,41
20-30	14,44	18,67	18,67	20,41	17,68
2009					
0-5	30,48	36,88	33,15	36,88	29,01
5-10	24,25	25,53	25,53	25,53	25,18

Continua...

Continuação da **Tabela 11.**

Prof. (cm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
2009					
10-20	21,31	21,90	21,90	21,13	21,43
20-30	17,10	20,45	20,45	21,20	16,47
2013					
0-5	28,05	37,78	34,89	31,15	37,58
5-10	23,86	26,17	26,17	22,65	30,03
10-20	21,65	22,83	22,83	20,95	21,39
20-30	14,65	19,73	19,73	18,19	18,04
2023					
0-5	35,53	39,53	24,83	36,02	32,54
5-10	22,82	24,80	22,69	23,32	27,00
10-20	17,22	23,57	18,91	20,60	22,24
20-30	14,32	18,39	15,96	17,63	20,18

As áreas manejadas com PAST e ILP apresentaram aumento nos teores de C no solo no decorrer do tempo, sendo quantificado no ano de 2023 um acréscimo de 14 e 11 g C kg⁻¹, respectivamente em comparação ao ano de 2001. O menor teor de C na superfície foi encontrado no CM. Ao longo dos anos, o C da área do CM foi diminuindo, sendo observado no ano de 2023 uma redução de aproximadamente 10 e 3 g C kg⁻¹ quando comparado com o ano de 2013 e 2001, respectivamente.

Um aumento dos teores de N na superfície em função do tempo foi observado nas áreas sob PAST, ILP e PD (Tabela 12), sendo o sistema ILP aquele com maior tendo de N em 2023, representando um aumento de 1,29 g N kg⁻¹ em comparação ao ano de 2001. Neste sistema de manejo também foi observado aumento de N ao longo dos anos em profundidade.

Tabela 12. Teores de N do solo (g N kg⁻¹) em profundidade para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN) nos anos de 2001, 2009, 2013 e 2023.

Prof. (cm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
2001					
0-5	1,33	1,68	1,58	1,39	1,61
5-10	1,25	1,41	1,41	1,20	1,39
10-20	1,05	1,11	1,11	1,19	1,05
20-30	0,84	1,00	1,00	1,07	0,92
2009					
0-5	1,36	2,27	2,05	1,97	1,68
5-10	1,44	1,52	1,52	1,37	1,42
10-20	1,25	1,29	1,29	1,20	1,20
20-30	0,95	1,12	1,12	1,09	0,99

Continua...

Continuação da Tabela 12.

Prof. (cm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
2013					
0-5	1,66	2,71	2,45	2,25	2,25
5-10	1,43	1,58	1,58	1,36	1,75
10-20	1,24	1,35	1,35	1,20	1,16
20-30	0,91	1,15	1,15	1,00	0,95
2023					
0-5	1,98	2,97	2,08	2,67	2,01
5-10	1,52	1,74	1,46	1,75	1,94
10-20	1,10	1,63	1,24	1,15	1,35
20-30	0,81	1,69	0,90	0,88	1,02

Houve aumento na concentração de N na camada superficial do solo nas áreas manejadas sob CM e área de referência até o ano de 2013, sendo observado a partir daí uma redução dos teores. De forma geral, observa-se influência no conteúdo de C e N do solo em função do sistema de manejo do solo adotado ao longo dos anos, tendo o cultivo mínimo apresentado menores conteúdos destes elementos em 2023 em comparação os demais sistemas. A área manejada sob pastagem pura com 100% da adubação recomendada apresentou menores conteúdos de C e N na camada mais profunda.

4.5.2 Estoque de C e N e a relação C/N na camada de 0-30 cm

O estoque de C e de N no solo foi calculado para a camada de 0-30 cm e os resultados demonstram padrões distintos entre estes elementos e o manejo do solo (Figura 9). O estoque de C e N variou de 51,1 a 72,8 e de 3,1 a 5,5 Mg ha⁻¹, respectivamente, com os maiores estoques tanto de C como de N sendo encontrados no sistema ILP no ano de 2023 (Figura 9).

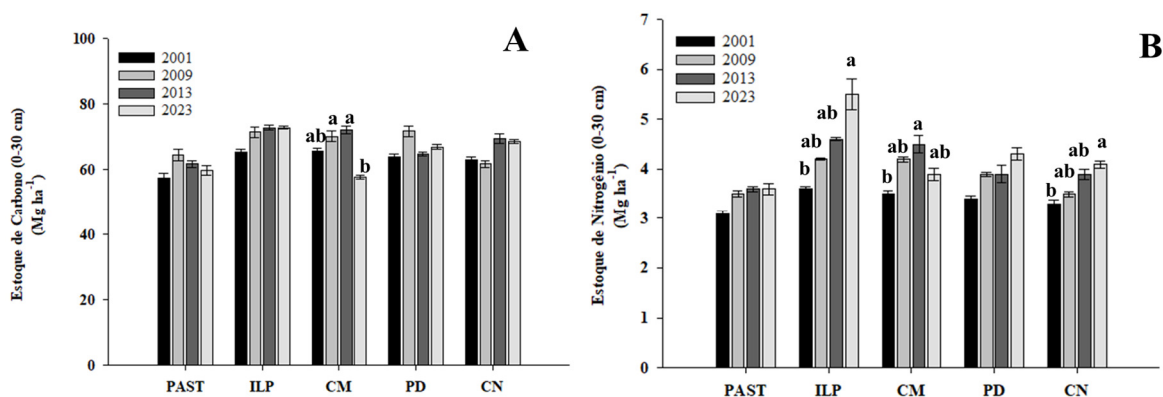


Figura 9. Estoque de C (A) e N (B) do solo para a camada de solo de 0-30 cm quantificada para os anos de 2001, 2009, 2013 e 2023 para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN). Médias nas colunas seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste t LSD de Student ($P < 0,05$).

No sistema ILP foi observado aumento de estoque de C em função do tempo, sendo no ano de 2023 verificado o maior estoque, com um aporte de cerca de 7 Mg ha⁻¹ de C em comparação ao ano de 2001 (Figura 9A). Em sentido contrário, observa-se diminuição dos estoques de C nos últimos 10 anos nos sistemas PAST e CM, sendo que este último apresentou uma diminuição de cerca de 14 e 8 Mg ha⁻¹ de C em comparação aos anos de 2013 e 2001, respectivamente. Comparando com a vegetação do Cerrado, que é tomada como referência, as médias dos estoques de C até 30 cm de profundidade foram superiores em ILP e PD. O Cerrado apresentou maiores estoques de C em comparação aos sistemas sob pastagem e cultivo mínimo.

O estoque de N foi maior na área de ILP, seguida de sistema PD, CM, MN e por último PAST (Figura 9B). Na área de pastagem foram observados os menores estoques de N em comparação aos demais sistemas, tendo uma diferença de -2,1 Mg ha⁻¹ em comparação ao ILP.

Nos sistemas de ILP e MN observa-se aumento de estoque de N de forma linear com o passar dos anos com maiores valores em 2023 ($P < 0,05$). Na ILP o aumento do estoque de N foi de cerca de 2 Mg ha⁻¹ em comparação ao 2001, já no sistema CM, o N apresentou uma redução nos últimos 10 anos com uma diminuição de cerca de 0,6 Mg ha⁻¹ em comparação a 2013.

Um fato interessante que se observa nestes dados é a ausência de diferença nos estoques de C e N no sistema sob pastagem e PD na camada de 0-30 cm, onde foi encontrado níveis similares destes nutrientes após 32 anos de condução de experimento.

Os valores da relação C/N na camada de 0-30 cm variaram de 14 a 19 (Figura 10). Esses valores são considerados altos para a maior parte dos solos e sugere a presença de C recalcitrante em forma de carvão. A relação C/N apresentou uma diminuição de forma linear ao longo do tempo, tendo o ano de 2023 apresentado menores valores e com diferença significativa nos sistemas PAST, ILP e CM.

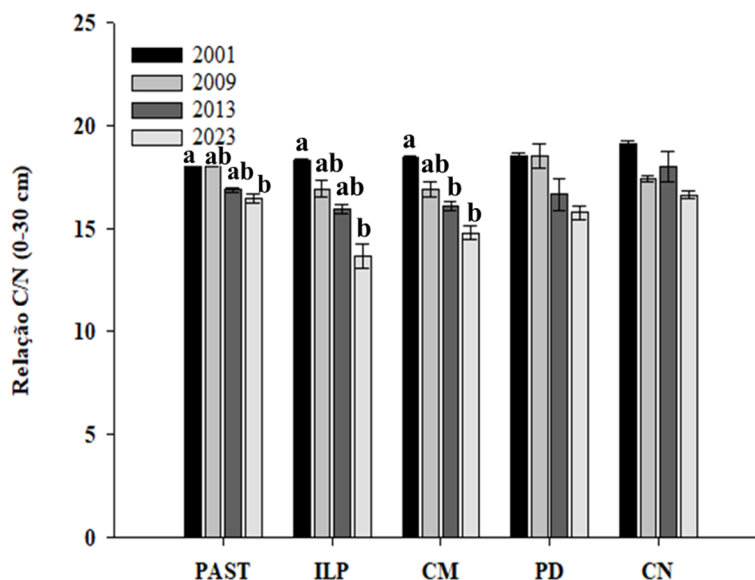


Figura 10. Relação C/N do solo na camada de 0-30 cm calculada para os anos de 2001, 2009, 2013 e 2023 para sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN). Médias nas colunas seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste t LSD de Student ($P < 0,05$).

O sistema que apresentou maior redução da relação C/N foi ILP partindo de 18 em 2001 para 14 em 2023. A diminuição da relação C/N também foi encontrada no CN. Com as amostras coletadas em 2023 foi realizada a análise de abundância natural do ^{13}C . O impacto da utilização das pastagens no C do solo ficou evidente a partir dos resultados das avaliações de abundância natural de ^{13}C (Figura 11).

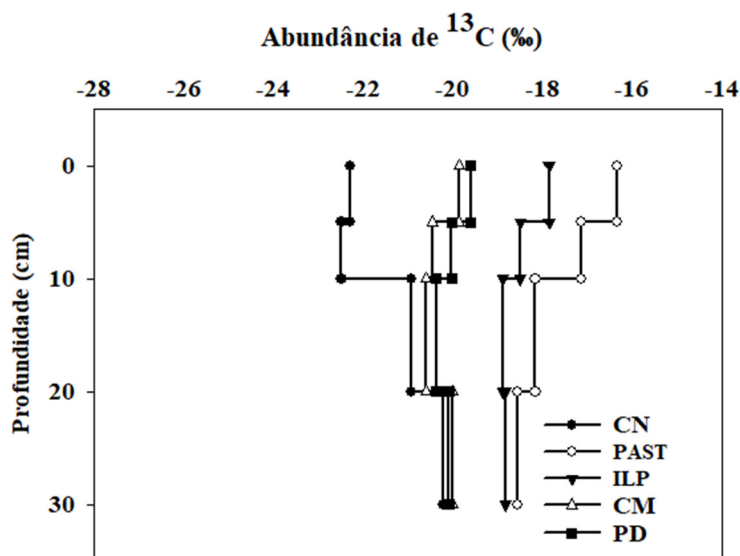


Figura 11. ^{13}C abundância natural de carbono do solo na profundidade de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm, 32 anos após a condução do experimento nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).

Após 32 anos da condução do experimento houve aumento (valores menos negativos) na abundância natural de ^{13}C para o C do solo nas quatro profundidades, respectivamente. Este resultado apareceu em todas as profundidades analisadas, mostrando grandes contribuições de C derivado da pastagem (Planta C_4). Observa-se que a abundância natural de ^{13}C no PD e CM entre -18 e -19 ‰ ^{13}C indica que uma porção dessa contribuição advém da deposição dos resíduos de planta C_4 como é o caso da cultura do milho. Essas culturas contribuem para o acúmulo de C do solo até camadas mais profundas como na camada de 20-30 cm.

Os estoques de carbono advindos da planta C_3 e C_4 presentes no solo foram calculados. Na camada de 0-5 cm observa-se que a pastagem está contribuindo com cerca de 60% de C- C_4 que está presente nesta camada, sendo que essa a proporção foi diminuindo em profundidade (Figura 12).

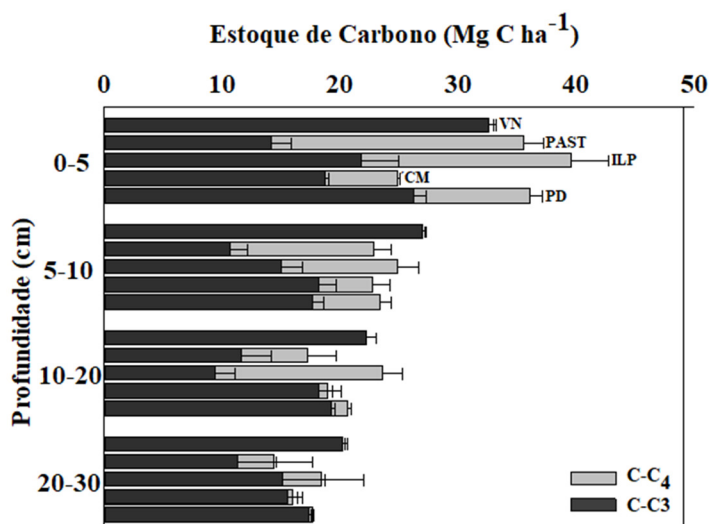


Figura 12. Estoques (Mg C ha^{-1}) de carbono derivados da vegetação C_3 e C_4 , 32 anos após a condução do experimento nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).

Em ILP, a contribuição de plantas C_3 e C_4 para o estoque de C foi similar na camada superficial, com destaque para a camada de 10-20 cm em que o C- C_4 contribuiu com cerca de 60% do estoque nesta camada de solo. Em sistemas em que não houve a introdução de braquiárias, como é o caso de PD e CM foram observadas menores proporções de C- C_4 . Vale destacar a maior proteção C- C_3 na camada mais profunda (>70% de C- C_3) em todos os sistemas analisados.

4.5.3 Fracionamento físico do solo

Os teores de carbono na fração da matéria orgânica particulada (MOP) só apresentaram diferenças estatísticas entre sistemas na camada de 0-5 cm (Tabela 13), com maiores valores na camada superficial, diminuindo em profundidade. Na camada de 0-5 cm, maiores valores de C e N na MOP foram observados em ILP, diferenciando estatisticamente dos demais sistemas de manejo.

Tabela 13. Distribuição de carbono, nitrogênio (g kg^{-1} solo) e a relação C:N das frações de matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MOAM) em 2023 nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).

Prof (cm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
C - MOP					
0-5	2,31 b	3,12 a	1,26 b	1,19 b	1,74 b
5-10	1,83	1,82	2,14	2,02	1,30
10-20	1,49	1,38	1,46	1,31	1,15
20-30	0,90	1,13	0,94	0,82	0,79

Continua...

Continuação da Tabela 13.

Prof (cm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
N - MOP					
0-5	0,06 b	0,17 a	0,06 b	0,04 b	0,07 b
5-10	0,04	0,08	0,12	0,10	0,05
10-20	0,03 ab	0,06 a	0,06 ab	0,05 ab	0,04 b
20-30	0,02	0,04	0,03	0,03	0,03
C:N - MOP					
0-5	39,64 a	18,12 b	23,85 b	32,59 a	23,65 b
5-10	40,99 a	21,81 c	18,22 c	20,27 c	27,37 b
10-20	38,69 a	22,15 c	23,93 c	25,54 bc	31,09 b
20-30	40,18 a	26,53 b	27,46 b	32,04 ab	30,75 ab
C - MOAM					
0-5	33,21 a	36,41 a	23,57 b	34,82 a	30,80 a
5-10	20,99 b	22,98 ab	20,55 b	21,28 b	25,70 a
10-20	15,72 c	22,19 a	17,44 bc	19,28 abc	21,09 ab
20-30	13,41 b	17,26 ab	15,02 b	16,80 ab	19,38 a
N - MOAM					
0-5	1,92 b	2,79 a	2,02 b	2,63 ab	1,92 b
5-10	1,48 ab	1,65 ab	1,34 b	1,64 ab	1,89 a
10-20	1,06	1,57	1,17	1,10	1,31
20-30	0,79	1,64	0,86	0,86	0,99
C:N - MOAM					
0-5	17,52 a	13,06 bc	11,79 c	13,31 abc	16,23 ab
5-10	14,32	13,88	15,47	13,27	13,94
10-20	14,86	14,52	15,04	17,98	16,09
20-30	16,92	13,43	18,06	20,81	19,68
Carbono de origem C4 na MOP (%)					
0-5	72,73 a	60,26 a	30,95 b	25,21 b	0,00
5-10	58,47	45,60	37,38	41,09	0,00
10-20	48,32 a	35,51 b	23,29 b	25,19 b	0,00
20-30	43,33 a	25,66 b	15,96 bc	20,73 bc	0,00
Abundância ¹³C MOP (‰)					
0-5	-16,09 a	-17,09 b	-21,98 c	-22,43 c	-25,86 d
5-10	-17,65 a	-19,39 b	-20,35 b	-20,14 b	-25,05 c
10-20	-18,72 a	-20,30 ab	-21,95 b	-21,71 b	-24,89 c
20-30	-19,17 a	-21,21 b	-22,56 b	-21,97 b	-24,35 c

A porcentagem do carbono total encontrada na fração MOP variou de 3 a 9 %, já a MOAM representa mais de 90% do carbono total do solo. Quando se observa a C/N da MOP, a área manejada sob PAST apresentou maiores valores em todas as profundidades estudadas (P<0,05), o qual pode ser um indicativo de materiais com características próximas das culturas presentes no sistema.

Em todos os tratamentos houve maiores teores de C e N da MOAM na camada mais superficial do solo, diminuindo em profundidade. Na camada de 0-5 cm, na ILP verificou-se

maiores teores de C e N da MOAM seguido do PD, PAST, CN e CM ($P < 0,05$), enquanto na camada mais profunda (20-30 cm), maior teor do C da MOAM foi encontrado na CN.

Maiores valores de N da MOAM foram encontrados na ILP tanto na camada mais superficial do solo (0-5 cm), como nas camadas mais profundas (10-30 cm). Cabe destacar a quantidade de C e N da fração MOAM na PAST, no qual na camada de 10-30 cm foi observado menores teores C e N da MOAM em comparação aos demais sistemas.

Quando se avalia a origem do carbono da MOP observa-se que os sistemas com pastagem possuem mais de 50% do carbono originário do pasto (PAST e ILP), sendo que no sistema de pastagem em monocultura foi verificada uma maior contribuição da vegetação C_4 para o carbono da MOP, principalmente na camada mais superficial (>70%). Este fato pode ser comprovado com a abundância ^{13}C da MOP, em que se observa valores menos negativos nas PAST seguida da ILP.

4.5 DISCUSSÃO

4.5.1 Carbono e nitrogênio do solo

Os resultados mostram o padrão do C e N do solo manejado em diferentes sistemas de manejo no Cerrado brasileiro, 32 anos após o início da condução do experimento e com avaliações nos anos de 2001, 2009, 2013 e 2023. De forma geral, o maior acúmulo da biomassa vegetal e influência das raízes na superfície do solo (camada de 0-10 cm) favoreceu maior conteúdo de C e N nesta camada independentemente do manejo do solo e dos anos avaliados. Em todos os tratamentos os teores de C e N totais diminuíram ao longo do perfil do solo (Tabelas 11 e 12), fato que comumente se observa na maioria dos solos sob vegetação natural, pastagens e sob plantio direto em função do rápido declínio na massa de raízes da cultura com profundidade (BERNOUX et al., 2004; BODDEY et al., 2004; GROppo et al. 2015; SANT'ANNA et al., 2017).

A adoção de sistemas que apresentam menor revolvimento mecânico do solo como ILP, PD e PAST no decorrer do tempo proporcionou aumento do C do solo em comparação ao sistema de cultivo mínimo, tendo a ILP apresentado maiores valores de C e N na camada superficial em todos os anos avaliados. Este fato está atrelado ao maior aporte de resíduos orgânicos na superfície e no perfil do solo, que favorece aumento destes nutrientes (XU et al., 2017; CONCEIÇÃO et al., 2017). Alguns trabalhos também relatam aumento de C e N com adoção da ILP (LOSS et al., 2012, CONCEIÇÃO et al., 2017; DAMIAN et al., 2021; FRAZÃO et al., 2021; FREITAS et al., 2023). Uma possível explicação é que em sistemas de produção que utilizam espécies de gramíneas em plantio direto são capazes de manter ou mesmo aumentar o teor de MOS nas camadas superficiais (DIEKOW et al., 2005; BATLLE-BAYER et al., 2010; LOSS et al., 2012).

Na maioria dos tratamentos não houve mudanças nos estoques de C do solo ($P > 0,05$) com o passar dos anos, embora tenha sido observada uma tendência de aumento no sistema ILP. Quando se analisa o estoque de N, é nítido que ocorre uma mudança no decorrer do tempo aumentando significativamente, com destaque nos sistemas ILP e CN ($P < 0,05$) e PD, sendo mais sensível aos anos de condução do experimento do que o C. Maiores estoques de C e N foram encontrados no sistema ILP (aumento de 11% para C e 52% para N em relação ao ano de 2001), seguido de PD (aumento de 4% para C e 26% para N em relação ao ano de 2001) na camada de 0-30 cm, superando os estoques encontrados na área de referência (CN). Sistemas conservacionistas como ILP e PD destacam-se por apresentarem grande acúmulo de resíduos de biomassa vegetal na camada superficial como dentro do perfil do solo, aliado ao não revolvimento do solo e menor decomposição da biomassa pela microbiota do solo favorecendo assim, a maiores estoques de C e N (TRACY e ZHANG, 2008; ALMEIDA et al., 2021).

Outros trabalhos realizados no bioma Cerrado também observaram maiores estoques de C e N em áreas de ILP (JANTALIA, 2005; LOSS et al., 2012; CONCEIÇÃO et al., 2017; SANT'ANNA et al., 2017). Destaca-se ainda por meio destes resultados, a importância das plantas e a sua interferência nos estoques de C e N nestes sistemas.

No sistema ILP, no momento da coleta a cultura do milho estava em desenvolvimento, no entanto nas safras anteriores se encontravam a soja que antecedeu o período de quatro anos de pastagem. A pastagem contribui com grandes quantidades de resíduos de alta relação C/N, proporcionando aumento da cobertura do solo e do carbono. Por outro lado, culturas leguminosas (como a soja) podem fornecer N para as culturas subsequentes (GENTRY et al., 2001). Neste sentido, a maior diversidade de espécies no sistema e a maior deposição de resíduos vegetais combinada com uma taxa de degradação mais lenta dos resíduos ao longo de 27 anos, contribuiu para o aumento destes elementos no solo.

A área de cultivo mínimo apresentou menores estoques de C e N. Isto se deve ao fato de que a área estava sendo manejada sob sistema convencional e recentemente mudou para o cultivo mínimo o que deve ter favorecido a mineralização do C. Foi destacado por Lal (2007) que a utilização do cultivo mínimo proporciona a cobertura contínua do solo e incorporação de resíduos culturais favorecendo o aumento de estoque de C no solo. No entanto, a entrada de resíduos vegetais no solo (carbono lábil) pode acelerar ou retardar a decomposição da matéria orgânica do solo, um fenômeno chamado efeito *priming*, que aumenta com a taxa de entrada de C lábil (LIU et al., 2017). Neste sentido, acredita-se que a mudança de manejo da área com adição de resíduos no solo, especialmente com alto conteúdo de N, tenha acelerado a mineralização do C que estava estocado pelo efeito *priming*, diminuindo assim o conteúdo de C e nos próximos anos esta área deve buscar um novo estado de equilíbrio.

Altos estoques de C e N na área de vegetação nativa do Cerrado se devem ao maior aporte de resíduos vegetais na superfície do solo, em função da vegetação presente na área, associado à ausência da ação antrópica (GAZOLLA et al., 2015). Neste trabalho observou-se aumento de C e N nesta área com o passar dos anos. A justificativa para isto é a ocorrência de fogo que se deu na área há alguns anos e sugere que a mesma está em processo de recuperação. As áreas do Cerrado apresentam um histórico de incêndios regulares, estudos apontam que as queimadas em alguns casos favorecem o crescimento e produção de biomassa, pela maior liberação de nutrientes provenientes das cinzas (OJIMA et al., 1994), ao mesmo tempo em que melhora a cobertura e a biodiversidade (BOAKYE et al., 2013). Esta combinação de fatores pode levar ao aumento de estoques de C e N do solo como foi relatado por Abdalla et al. (2016) e Manson et al. (2007) em áreas de pastagem.

A relação C/N das áreas variou de 14-19, valores considerados altos sendo os maiores valores quantificados na área de CN. Altos valores da relação C/N nas áreas do Cerrado foram descritos em outros estudos (ROSCOE et al. 2001; CORBEELS et al., 2006; JANTÁLIA et al., 2007; SANT'ANNA et al., 2017). Estes autores atribuíram aos altos valores da relação C/N a alta proporção de carbono pirogênico presente nesses solos em função do histórico de incêndios regulares ou por ação derrubada e queimadas que são práticas de manejo utilizadas no Cerrado. De forma geral, a relação C/N apresentou uma diminuição ao longo do tempo, tendo o ano 2023 menores valores.

Antes se acreditava que o carvão presente no solo era inerte e não era degradação (LEHMANN et al., 2006; LEIFELD et al., 2015), porém estudos como o de (CUSACK et al., 2012) comprovam que este resíduo pode ser degradado nos solos. Avaliando o efeito das queimadas sobre os estoques de C de solos sob pastagem da região do Planalto no RS/Brasil, Knicker et al. (2012) observaram que pelo menos uma parte do carvão vegetal foi mais vulnerável ao ataque da microbiota do que é normalmente assumido, sendo translocado por meio da solução do solo e acumulado em camadas subsuperficiais. Os autores Hilscher e Knicker (2011) avaliaram a recalitrância microbiana do carvão adicionado a um Cambissolo Háplico pela queima de azevém. Após 28 meses de incubação foi verificado que a estrutura do carvão remanescente foi diferente da sua estrutura inicial, revelando a susceptibilidade do carvão ao ataque microbiano. Assim, em função do aumento de N que se vem verificando nas áreas ao longo deste período, favoreceu a manutenção da atividade microbiana e a degradação do material mais recalitrante como o carvão, resultando em menores relações C/N (Figura 10).

A área sob pastagem contínua de gramínea pura apresentou diminuição dos estoques de C e N ao longo dos anos, sendo observado menores estoques inclusive em comparação com a área de CM, o que contraria uma das hipóteses deste trabalho e outros relatos sobre estoque de C em áreas manejada com pastagens no Cerrado (CORAZZA et al., 1999; BRAZ et al., 2013). Acreditava-se que sistemas de manejos com grandes entradas de resíduos vegetais, ao exemplo de pastagens (com adubação recomendada) favorecem maior estoque de carbono do solo. No entanto, a maior produção de biomassa vegetal acima do solo não favorece a ganhos

proporcionais nos insumos vegetais para o solo e conseqüentemente, acúmulo de C no solo (MAN et al., 2021). Ao que tudo indica é que mesmo com grande quantidade de resíduo que esta área estoca, há limitação do N no sistema, o que não favorece ao acúmulo de C, uma vez que o sequestro de COS depende da disponibilidade de nutrientes e da razão estequiométrica de C: N: P: S da matéria orgânica do solo (BODDEY et al., 2004; KIRKBY et al., 2011 e 2013). Os autores Fornara e Tilman (2012) apontaram que um mecanismo potencial para o acúmulo de COS em solos de pastagens é um aumento induzido por N na massa de raízes por meio de experimentos de adição de NH_4NO_3 de longo prazo em solos de pastagens.

A abundância de ^{13}C sob CN foi mais negativa na superfície do solo e diminuiu em profundidade (Figura 11), o que indica maiores proporções de árvores/arbustos (plantas C_3) na vegetação natural, situação características do Cerrado (JANTALIA et al., 2007; BRAZ et al., 2013). Contudo, o valor da abundância isotópica na área de mata foi de -22, neste caso provavelmente tenha havido a entrada espécies C_4 nesta área estimulada após o incêndio. As áreas sob PAST e ILP apresentaram em todas as camadas maiores valores de ^{13}C (menos negativos) que as demais áreas, fruto da presença das gramíneas que são plantas C_4 . Destaca-se o papel das gramíneas na dinâmica do C no solo nestas áreas, fruto da deposição de resíduos na superfície e renovação do sistema radicular (GMACH et al., 2018). Sendo que a contribuição de plantas C_4 tanto no C como a fração de matéria orgânica do solo foi de cerca de 70 e 60 %, respectivamente, entre a PAST e ILP nestas áreas (Figura 11 e Tabela 13).

4.5.2 Fracionamento físico do solo

A separação da MOS em frações físicas é apontada como um caminho para uma melhor compreensão das respostas de C e N do solo às mudanças globais (LAVALLEE et al., 2020). A hipótese apresentada é que em ambiente de Cerrado, sistemas agropecuários manejados com baixa perturbação do solo, e considerados de maior produção primária, como as pastagens e ILP, proporcionam maiores estoques de C e N no solo, sendo a fração particulada da matéria orgânica (MOP) a que sofrerá maiores variações, assumindo a área nativa de Cerrado como referência. De forma geral, os maiores valores de C-MOP na camada de 0-5 cm foram encontrados na seguinte ordem: ILP, PAST, CN, CM e PD (Tabela 13). Na camada mais profunda (20-30 cm) os menores valores foram encontrados na CN. Estes resultados se devem ao maior aporte de material vegetal (palha + sistema radicular) encontrados nestes sistemas, atrelado a ausência de perturbação já que esta fração é formada por partículas de resíduos de plantas em vários estágios de decomposição (SIX et al., 2002; FREIXO et al., 2002; FRAZÃO et al., 2010; CERLI et al., 2012; GAZOLLA et al., 2015).

Ao quantificar as diferentes frações da MOS em diferentes sistemas de manejo no Cerrado brasileiro foi encontrado menores valores de MOP na ILP (0-10 cm), sendo que o Cerrado Nativo apresentou maiores valores (GAZOLLA et al., 2015; BIELUCZYK et al., 2017; LOSS et al., 2019). Este resultado difere do observado neste estudo, este fato se deve ao curto tempo de implementação do sistema ILP nesses trabalhos, apresentando entre três e treze anos de implementação enquanto a área deste estudo possui 27 anos de condução. No entanto, a MOP é influenciada pela qualidade do resíduo, relação C/N, clima, uso e manejo da terra (BAYER et al., 2004) logo, pode apresentar padrão distinto em função do ambiente de estudo.

O teor de C-MOAM na camada mais superficial do solo foi maior na ILP, mas permaneceu semelhante quando comparado com as áreas de CN, PAST e PD, e estas áreas diferiram significativamente do CM. Destaca-se neste resultado o papel das pastagens e da cultura do milho no aporte de resíduos vegetais na superfície do solo. Estas espécies apresentam uma maior relação C/N, o que acarreta uma decomposição mais lenta destes resíduos, favorecendo o aumento dos teores de C ligados a silte e argila, formando complexos organominerais (SILVA e MENDONÇA, 2007).

Vale a pena destacar que MOAM pode se formar por meio de adsorção mineral de compostos de baixo peso molecular ou via decomposição e transformação do material orgânico pela biota do solo, resultando em necromassa ou exsudatos que são então incorporados à MOAM (COTRUFO et al., 2015; LEHMANN; KLEBER, 2015; LIANG et al., 2017; LAVELLE et al., 2020). O maior teor de C e N da MOAM na ILP se deve a interação entre pastagem e leguminosas aliada a disponibilidade de nutrientes que permitiu a decomposição dos resíduos vegetais e conseqüentemente pelas vias de formação destas frações e a textura argilosa do solo do experimento, favoreceu o seu aumento. Uma evidência para esta explicação é a menor relação C/N que esta área apresenta nas camadas do solo em que se observou maiores frações da MOS, sugerindo a presença de resíduo com maior qualidade. Alguns autores destacaram que a presença de resíduos vegetais com baixa relação C/N aumentaria a eficiência da formação da MAOM (COTRUFO et al., 2013; CASTELLANO et al., 2015), fato que foi observado neste trabalho na ILP e maior relação C/N na área de pastagem não resultou em aumento da MOAM.

Vários estudos apontaram que a MOP se caracteriza por sua rápida rotatividade, sendo mais sensível às mudanças de manejo ou variações nas condições ambientais do, desempenhando assim um papel importante no monitoramento dos ecossistemas e a fração MAOM é a mais estável (BAYER et al., 2004; FRAZÃO et al., 2010; LUGATO et al., 2021; AYARZA et al., 2022). No entanto, neste trabalho a MOP foi menos sensível aos manejos utilizados, acredita-se que este fato se deve ao fato de o experimento apresentar mais de 30 anos de condução. A maior parcela de C e N do solo em todas as áreas foi encontrada na fração mais estabilizada, sugerindo uma maior resiliência destes solos de textura argilosa às mudanças do uso das terras e ressalta a grande importância da diversidade de plantas no sistema ILP na dinâmica do C e N nos solos e na sustentabilidade dos ecossistemas.

4.6 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo com mais de 30 anos de avaliação confirmam que o uso da terra que causa maior perturbação do solo leva a maiores perdas de C e N quando comparado com sistemas mais conservacionistas como plantio direto e ILP. O estoque de carbono na área de pastagem produtiva, com a adubação recomendada para P e K, apresenta uma forte tendência de diminuição nos últimos 10 anos, indicando limitações da disponibilidade de N no sistema.

A relação C/N média de todos os sistemas de produção é alta (~18) devido principalmente aos altos valores iniciais apresentados pelo solo sob CN, o que pode ser atribuído à alta condensação de compostos carbonados provocados pelos frequentes incêndios que produzem, entre outros, o carvão. No entanto, a entrada de nitrogênio no solo nos sistemas de manejo ao longo dos anos está proporcionando a diminuição da relação C/N.

A adoção de sistemas que favorecem a diversidade de plantas como ILP, aumentam os estoques de C e N no solo e incrementam tanto a matéria orgânica particulada como a associada aos minerais, sendo a sua maioria na forma mais estabilizada, logo é uma prática de manejo que se configura como uma alternativa no combate às mudanças climáticas, garantindo a produção de alimentos e a sustentabilidade dos ecossistemas.

5. CAPÍTULO III

IMPACTO DE DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA PERSISTÊNCIA DE CARBONO EM LATOSSOLO VERMELHO DO CERRADO

5.1 RESUMO

Os agregados do solo desempenham um papel crucial na acumulação do C no solo, por meio da proteção física favorecida a matéria orgânica do solo, protegendo-a de ataques microbianos, contribuindo para redução da taxa de decomposição da mesma. O objetivo deste trabalho foi analisar o efeito de diferentes sistemas de manejos de solo na estabilização e perda de COS após 32 anos de condução de experimento. O experimento implantado em 1991 está localizado no município de Planaltina-DF. Os tratamentos avaliados foram: S1 - pastagem contínua em monocultivo de gramíneas; S2L - integração lavoura-pecuária em plantio direto, S3 - lavoura contínua sob PD e S4 - lavoura contínua sob cultivo mínimo e uma área de referência (Cerrado Nativo). A amostragem do solo se deu em 5 tratamentos com 4 repetições, na profundidade de 0-10 cm. Sistemas de manejo mais perturbados como é o caso de cultivo mínimo apresentaram menores conteúdos de C e N e menor atividade enzimática por falta de substrato para atividade da biota do solo. Os microagregados (0,250-0,053 mm) apresentam maiores emissões de CO₂, maiores atividades enzimáticas e conteúdo de C e N, seguido das classes de 2-0,250 mm e depois de 4-2 mm, com a exceção do sistema com pastagem e cerrado Nativo. Em suma, as diferenças encontradas neste estudo nas atividades enzimáticas, C-CO₂ e as frações da matéria orgânica se devem ao uso da terra e as influências delas nas propriedades do solo, sendo a integração lavoura-pecuária manejada sob plantio direto, o sistema ideal para produção de alimentos e para a sustentabilidade dos ecossistemas.

Palavras-chave: Estabilidade de agregado. Carbono mineralizável. Efeito de estufa.

5.2 ABSTRACT

Soil aggregates play a crucial role in the accumulation of C in the soil, through the physical protection provided to soil organic matter, protecting it from microbial attacks, contributing to reducing its rate of decomposition. The objective of this work was to analyze the effect of different soil management systems on the stabilization and loss of soil organic carbon after 32 years of conducting an experiment. The experiment implemented in 1991 is located in the municipality of Planaltina (Federal District). The treatments evaluated were: S1 - continuous pasture in grass monoculture; S2L - crop-livestock integration in direct planting, S3 - continuous cropping under PD and S4 - continuous cropping under minimum cultivation and a reference area (Native Cerrado). Soil sampling took place in 5 treatments with 4 replications, at a depth of 0-10 cm. More disturbed management systems, such as minimum cultivation, presented lower C and N contents and lower enzymatic activity due to lack of substrate for soil biota activity. The microaggregates (0.250-0.053 mm) present higher CO₂ emissions, higher enzymatic activities and C and N content followed by the 2-0.250 mm and then 4-2 mm classes, with the exception of the system with pasture and native savanna. In short, the differences found in this study in enzymatic activities, C-CO₂ and organic matter fractions are due to land use and their influence on soil properties, with crop-livestock integration managed under direct planting being the ideal system. for food production and ecosystem sustainability.

Key words: Aggregate stability. Mineralizable C. Greenhouse effect.

5.3 INTRODUÇÃO

O solo troca matéria e energia com o meio, fazendo dele um sistema aberto. Esse compartimento é o maior reservatório de carbono do ecossistema terrestre, desempenhando assim um papel importante no ciclo global do carbono e nas mudanças climáticas (BLANCO-CANQUI; LAL, 2004). O componente vegetal também faz parte desse ciclo, onde o carbono presente na atmosfera na forma de CO₂ é capturado e estocado na biomassa vegetal a partir da fotossíntese, após a decomposição dessa biomassa pelos organismos do solo, parte deste carbono fica no solo e a outra parte é devolvida para atmosfera.

As alterações no estoque de carbono no solo são controladas pela taxa de decomposição do carbono orgânico do solo (COS), pela interferência do microclima e pelas mudanças na quantidade e qualidade do C que circula pelo sistema. Dessa forma, a quantidade de carbono adicionada depende do tipo de cultura e das espécies utilizadas. Já as perdas de carbono ocorrem principalmente pela liberação de CO₂ na respiração, pela decomposição microbiana dos resíduos e da matéria orgânica do solo (MOS) e pelas perdas de compostos orgânicos por lixiviação e erosão (PRIMIERY, et al., 2017). A magnitude desses processos depende direta ou indiretamente do manejo do solo e do mecanismo de estabilização do carbono (MIELNICZUK, 1999; DON et al., 2011; COTRUFO et al., 2013).

Foram propostos três mecanismos principais de estabilização da MOS que são: a estabilização bioquímica, por meio da formação de compostos resistentes à degradação, física pela formação de microagregados e a formação de ligações organo-minerais (LÜTZOW et al., 2006; YANG et al., 2020). Nos dias atuais, as interações físico-químicas com os minerais e agregados, e com detritos microbianos têm ganhado destaque nas pesquisas (HALL et al., 2020).

Os agregados do solo são uma unidade básica para a estrutura do solo, que desempenham um papel crucial na acumulação do C no solo, por meio da proteção física fornecida a MOS, protegendo-a de ataques microbianos, contribuindo para redução da taxa de decomposição da mesma (WIESMEIER et al., 2019). Essas unidades do solo são consideradas os principais habitats para os organismos (BACH; HOFMOCKE, 2014). Durante o desenvolvimento das suas atividades, estes indivíduos desempenham importantes funções nos ecossistemas a exemplo de decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, aumento na produtividade agrícola e, conseqüentemente, na sustentabilidade dos ecossistemas (BARETTA et al., 2007; AISLABIE; DESLIPPE, 2013; EO; PARK, 2016; MENDES et al., 2017). Em função disto, as atividades dos organismos do solo são amplamente utilizadas como indicadores sensíveis às mudanças ambientais e de uso da terra (DENG; TABATABAI, 1996; BANDICK; DICK, 1999; BURNS et al., 2013; MGANGA et al., 2015).

Os autores Six et al. (1998) relataram que sistemas de manejo do solo que promovem a destruição de agregados, principalmente de macroagregados, aumentam as taxas de decomposição da MOS devido à exposição da fração que antes estava protegida nos agregados ao ataque microbiano. O solo cuja estrutura consiste predominantemente em microagregados tem menos capacidade para suportar as funções do ecossistema do solo, e geralmente têm menores teores de carbono e atividade biológica (VEZZANI et al., 2018). Portanto, os sistemas de manejo do solo, devido ao seu efeito na estrutura do solo, influenciam as taxas de decomposição da MOS e no acúmulo de COS. Acredita-se que os resíduos culturais também exercem um importante papel na dinâmica da MOS. Em geral, a serapilheira com alto teor de nutriente e baixo teor de lignina se decompõe mais rapidamente em comparação a serapilheira com baixo teor de nutriente e alto teor de lignina (FRESCHE et al., 2012). Os processos de mineralização e armazenamento da C em diferentes classes de tamanho de agregados sob diferentes usos da terra são pouco compreendidos, especialmente nos solos do Cerrado brasileiro que são muito diversificados.

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi analisar o efeito de diferentes sistemas de manejos de solo na estabilização e perda de carbono orgânico do solo, após 32 anos de condução de experimento. O que acontece quando se relaxa ou se altera a prática de manejo adotada no solo em experimentos de longo prazo, todo o carbono que estava estocado é perdido? A hipótese deste trabalho é que sistemas agropecuários com baixa perturbação do solo, e que produzem mais resíduos favorecem uma agregação mais estável do solo, indicando maior persistência da MO acumulada no solo em comparação com sistemas de produção mais intensos.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

5.4.1 Localização, clima e solo da área de estudo

A descrição da área de estudo está apresentada no item 4.4.1 do Capítulo II.

5.4.2 Detalhes da condução da área experimental

A descrição da área de estudo está apresentada no item 4.4.4 do Capítulo II.

5.4.3 Amostragem de solo

Para a coleta das amostras foram abertas duas minis trincheiras com área de $\pm 30 \times 30$ cm em cada parcela na profundidade de 0-10 cm com auxílio de espátula inserida por baixo, minimizando a compressão. As amostras de solo foram secas ao ar por 24 horas à sombra. Após este período, as amostras do solo foram manualmente separadas por um conjunto de peneiras de 9, 8 e 4 mm, e armazenadas para as análises. Os agregados do solo de 4 mm foram separados por peneiramento a seco, usando um agitador mecânico equipado com peneiras de: 2; 0,250 e 0,053 mm de abertura, por 20 min a 180 rpm. As classes foram agrupadas em seguintes intervalos: 4-2, 2-0,250 e 0,250-0,053 mm, e posteriormente utilizadas em análises.

5.4.4 Estabilidade de agregados

A avaliação da distribuição de agregados estáveis foi realizada pelo diâmetro médio ponderado (DMP) via seca e via úmida utilizando o método proposto em Embrapa (1997). Para a obtenção de DMP vista seca, foram pesadas 50 g das amostras que ficaram retidas na peneira de 4 mm. Posteriormente, as amostras foram transferidas para um agitador mecânico com um jogo de peneiras com malhas de 2,00; 1,00; 0,500; 0,250; 0,104 e 0,053 mm durante 15 min e depois a quantidade de amostra retida em cada peneira foi pesada e quantificado o DMP via seca.

Para o DMP via úmida, 25 g das amostras que ficaram retidas na peneira de 4 mm, foram pesadas. Posteriormente as amostras foram inseridas em um jogo de peneiras com malhas de 2,00; 1,00; 0,500; 0,250 e 0,104 mm, umedecidas com pulverizador, sendo submetido à agitação vertical no aparelho Yooder, durante 15 minutos. Após o tempo determinado, o material retido em cada peneira foi retirado, separado com o auxílio de jato d'água, colocado em placas de Petri, secadas em estufa a 60°C, até que atingissem massa constante. Após a secagem, obteve-se a massa dos agregados retida em cada peneira e calculado o DMP via úmida. O índice de estabilidade de agregados (IEA) foi obtido dividindo o DMP via úmida pelo DMP via seca.

5.4.5 Atributos químicos e fracionamento da MOS

A análise química dos agregados do solo seguiu a metodologia descrita em Teixeira et al. (2017), com determinação de fósforo (P) por Mehlich -1, potássio trocável (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), alumínio (Al^{3+}) e pH. A concentração de C, N totais e a abundância natural de ^{13}C usando um espectrômetro de massa Finnigan DeltaV de fluxo contínuo automatizado acoplado à saída de um analisador de C e N total da Costech (modelo ECS4010 Finnigan MAT, Bremen, Alemanha) no “John Day Stable Isotope Laboratory” da Embrapa Agrobiologia. A caracterização química realizada das amostras utilizadas para incubação é apresentada na Tabela 14.

Tabela 14. Caracterização química das classes dos agregados do solo sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e Cerrado Nativo (CE) em Planaltina, DF.

Tratamento	Classe mm	pH (H ₂ O)	Ca	Mg	Al	Na	P	K
			cmol _c dm ³			mg dm ⁻³		
PAST	4-2	6,27	4,40	1,70	0,00	0,01	3,54	14,31
	2-0,250	6,08	4,00	1,70	0,00	0,00	3,72	12,67
	0,250-0,053	6,25	4,30	1,70	0,00	0,00	4,23	12,79
ILP	4-2	6,27	4,90	1,40	0,00	0,00	9,42	7,16
	2-0,250	6,08	4,60	1,60	0,00	0,00	8,64	6,57
	0,250-0,053	6,25	4,70	1,70	0,00	0,01	16,85	7,39
CM	4-2	6,03	3,50	1,50	0,00	0,00	22,90	6,22
	2-0,250	5,76	3,60	1,70	0,00	0,00	31,03	6,10
	0,250-0,053	6,07	4,00	2,00	0,00	0,01	38,55	7,74
PD	4-2	6,55	5,30	1,60	0,00	0,01	33,19	6,22
	2-0,250	6,53	5,10	1,70	0,00	0,00	41,31	6,57
	0,250-0,053	6,83	6,00	1,50	0,00	0,01	60,07	6,92
CN	4-2	4,23	1,00	0,20	0,75	0,01	2,16	5,16
	2-0,250	4,30	0,90	0,10	0,85	0,00	2,07	4,81
	0,250-0,053	4,47	1,00	0,20	0,85	0,00	2,51	5,04

5.4.6 Carbono mineralizável

Para obtenção do C mineralizável foi utilizado o método descrito por Mendonça e Matos (2005) em que, 10 g de cada agregado com umidade corrigida foi colocado em potes de vidro hermeticamente fechados, um frasco 5 mL de solução NaOH 0,5 mol L⁻¹ para captura do CO₂. Posteriormente foi adicionado 5 mL da solução de BaCl₂ 0,05 mol L⁻¹ e 3 gotas de fenolftaleína a 1%, e em seguida titulado com solução de HCl 0,25 mol L⁻¹. Foi utilizado um tempo de incubação de 24 e 48 horas para cada amostra. Uma subamostra de agregado foi incubada intacta, a outra foi moída para passar em peneira de 0,25 mm antes da incubação para observar a o carbono mineralizável após o rompimento dos agregados.

O cálculo é apresentado em mg C-CO₂/100 cm³ de solo, durante o intervalo de tempo utilizado no monitoramento da amostra. A fórmula utilizada para obter esse valor é encontrado na equação abaixo:

$$C-CO_2 (mg) = (B-V) M \times 12 \times \left(\frac{v1}{v2} \right)$$

Em que:

B = Volume do HCl no branco (mL)

V = volume de HCl gasto na amostra (mL)

M = concentração real do HCl (mol L⁻¹)

12 = peso equivalente do carbono

v1 = volume total de NaOH usado na captura do CO₂ (mL)

v2 = volume de NaOH usado na titulação (mL)

A quantidade total de C-CO₂ produzido é igual ao somatório dos valores obtidos durante cada amostragem.

5.4.7 Atividade enzimática

A atividade de β -glicosidase e de arilsulfatase foi avaliada pelo método descrito por Tabatabai (1994) com adaptações que consiste na extração e determinação colorimétrica do *p*-nitrofenol liberado quando as amostras são incubadas com solução contendo substrato sintético.

Resumidamente, em tubos de ensaio de 10 mL foram adicionados 0,5 g de solo de cada amostra em triplicata, 2 mL de tampão MUB (pH 6,0) e 0,5 mL de solução de PNG 50 mM preparada no tampão. Os tubos foram agitados em vórtex e posteriormente incubados em banho-maria por 1 hora a 37°C. Após este período, foram adicionados 0,5 mL de CaCl₂ e 2,0 mL de THAM 0,1 M pH 12. Os tubos foram agitados e posteriormente centrifugados por 3 min a 3500 rpm e o sobrenadante quantificado colorimetricamente em espectrofotômetro ajustado para 410 nm para obtenção de β -glicosidase. Para a atividade da arilsulfatase o procedimento é o mesmo, porém o tampão utilizado foi 2 mL de tampão acetato de sódio (pH 5,8) e 0,5 mL de solução de PNS 50 mM e após o banho maria foi adicionado 0,5 mL de CaCl₂ 0,5 M e 2,0 mL de NaOH 0,5 M.

5.4.8 Análise estatística

Os atributos do solo foram submetidos à análise de variância (ANOVA) respeitando-se os pressupostos da distribuição normal e homoscedasticidade dos resíduos. Posteriormente, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade por meio do software RStudio buscando observar a interação entre as classes dos agregados e os sistemas analisados. Os gráficos foram gerados utilizando a média de cada tratamento e respectivo erro padrão da média, utilizando o SigmaPlot.

Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada entre atributos químicos e atividade da comunidade microbiana sob os sistemas de manejo analisados dentro das classes de agregados.

5.6 RESULTADOS

5.6.1 Índice de agregação do solo

Em relação aos índices de estabilidade de agregados, não houve diferença entre os tratamentos para DMP via seca, padrão que não foi observado para o DMP via úmida (Tabela 15). Na área de pastagem foram observados os maiores valores de DMP, seguida do ILP e MN. Este mesmo padrão também foi observado para o índice de estabilidade de agregado (IEA), já na área sob CM foi observado menor IEA do que as demais.

Tabela 15. Diâmetro médio ponderado (DMP) (mm) dos agregados do solo sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN) na profundidade de 0-10 cm.

Tratamento	DMP Via Seca (mm)	DMP Via úmida (mm)	IEA
PAST	4,46	4,53 a	1,02 a
ILP	4,32	4,05 ab	0,94 ab
CM	4,25	3,53 bc	0,83 b
PD	3,92	3,46 c	0,90 ab
CN	4,19	3,92 bc	0,94 ab
CV (%)	9,57	6,07	8,21
valor-p	0,4	0,00023	0,004

Médias seguidas de mesma letra minúsculas não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

5.6.2 Carbono mineralizável

Na Tabela 16 são apresentadas as taxas de emissão de CO₂ para as três classes de agregados intactos e destruídos nos diferentes sistemas de uso da terra resultantes de incubação de 24 e 48 horas. Não houve interação entre as classes dos agregados e os sistemas de manejo, logo será apresentado o efeito isolado destas variáveis. A pastagem emitiu mais CO₂ tanto nos agregados intactos, como nos destruídos nos dois períodos de tempo analisados em relação aos demais sistemas.

Tabela 16. Taxas de emissão de CO₂ em três classes de agregados do solo nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).

Tratamento	Taxas de emissão de CO ₂ (mg C-CO ₂ /100 cm ³)			
	24 horas Agregados Intactos	24 horas Agregados destruídos	48 horas Agregados Intactos	48 horas Agregados destruídos
PAST	2,18 a	3,24 a	2,79 a	2,87 a
ILP	1,26 b	2,21 b	1,31 c	1,76 bc
CM	1,12 b	1,37 b	1,36 c	1,72 c
PD	0,91 b	1,29 b	2,03 b	2,73 ab
CN	1,05 b	1,93 b	1,11 c	1,76 bc
CN (%)	31,11	23,11	25,57	32,63
valor-p	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001

Continua...

Continuação da Tabela 16.

Tratamento	Taxas de emissão de CO ₂ (mg C-CO ₂ /100 cm ³)			
	24 horas Agregados Intactos	24 horas Agregados destruídos	48 horas Agregados Intactos	48 horas Agregados destruídos
<i>Classe agregados</i>				
4-2 mm	1,06 b	1,95 b	1,48	1,71 b
2-0,250 mm	1,28 ab	2,02 ab	1,85	2,44 a
0,250-0,053 mm	1,58 a	2,50 a	1,84	2,36 a
Valor-p	0,03	0,01		

Médias seguidas de mesma letra minúsculas não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

As menores taxas de CO₂ foram emitidas no sistema PD quando avaliado os agregados intactos e destruídos 24 horas após a incubação, porém após este período, o sistema apresentou o dobro da taxa de emissão. No que diz respeito as classes dos agregados, após 24 horas de incubação os microagregados (0,250-0,053 mm) apresentam maiores emissões de CO₂, seguido das classes de 2-0,250 mm e depois de 4-2 mm, tanto nos agregados intactos como os destruídos. Nota-se que após 48 horas de incubação os macroagregados (4-2 mm) apresentaram menores taxas de emissão em comparação as demais classes de agregados, tendo sido observada diferença na emissão no tratamento com agregados destruídos.

5.6.3 Atividade enzimática e o conteúdo de carbono, nitrogênio, relação C:N e abundância isotópica dos agregados

A análise enzimática e o conteúdo de C e N mostraram interação entre as classes dos agregados e uso da terra (Figura 2). A maior atividade enzimática foi encontrada no tratamento ILP, e menores valores no CN. A ILP apresentou pelo menos o dobro da atividade em comparação com a área de CN (Tabela 17).

Tabela 17. Atividade de β -glicosidase, Arilsulfatase e conteúdo de Carbono total (CT) e Nitrogênio total (NT) influenciada por diferentes sistemas de manejo em três classes de agregados do solo nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).

Classe (mm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
		β -glicosidase ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)			
4-2	98,4 bB	130,8 aC	78,6 cC	98,3 bC	25,4 dC
2-0,250	118,3 cA	155,5 aB	140,9 bA	160,1 aB	60,1 dA
0,250-0,053	90,8 dC	181,6 aA	132,8 cB	169,2 bA	49,9 eB
Arilsulfatase ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)					
4-2	383,5 b B	475,4 a C	222,0 d C	244,4 c C	241,0 c B
2-0,250	411,2 b A	497,5 a B	241,9 d B	272,3 c B	233,4 d B
0,250-0,053	392,7 b B	567,6 a A	264,9 d A	316,0 c A	279,3 d A
Carbono (%)					
4-2	3,69 a AB	2,89 bc	2,04 d	2,24 cd	3,42 ab
2-0,250	3,81 a A	3,14 ab	2,20 c	2,25 bc	3,19 ab
0,250-0,053	3,11 ab B	3,28 a	2,41 b	2,87 ab	3,15 a

Continua...

Continuação da Tabela 17.

Classe (mm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
		Nitrogênio (%)			
4-2	0,24 a	0,22 a	0,14 c	0,17 bc B	0,21 ab
2-0,250	0,24 a	0,24 a	0,15 b	0,19 ab B	0,21 a
0,250-0,053	0,20 bc	0,26 a	0,18 c	0,24 ab A	0,21 abc

Médias seguidas de mesma letra na vertical maiúsculas para as classes dos agregados e minúsculas na horizontal para os sistemas de manejo não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Analisando a atividade da β -glicosidase dentro das classes dos agregados do solo, foi verificado menor atividade na classe de 4-2 mm, exceto nas áreas de pastagem (Figura 2). Nas áreas de ILP e de PD observou-se maior atividade nos microagregados (0,250-0,053 mm), enquanto os agregados de 2-0,250 mm se destacaram nas áreas de PAST e MN. Nos agregados de maiores diâmetros (4-2 mm), a atividade da β -glicosidase foi maior na área ILP seguida das áreas de PAST, PD, CM e por último no CN (Tabela 16). Nas classes de 2-0,250 e de 0,250-0,053 mm, a área de PD apresentou maior atividade em comparação com a área de pastagem.

De forma geral, verificou-se maior atividade da arilsulfatase em todas as classes de agregados na área de ILP seguida das áreas de pastagem e PD (Tabela 16). Dentro das classes dos agregados, maiores atividades foram encontradas nos microagregados com exceção na área de PAST e menores atividades nos agregados de 4-2 mm com exceção da área de CN. Para a atividade dessa enzima, na área de CM foram verificados os menores valores em comparação as demais áreas nos agregados de 4-2 e de 0,250-0,053 mm.

As maiores concentrações de carbono (C) e nitrogênio (N) foram observadas nas áreas sob PAST, seguidas por CN, ILP, PD e, por último, CM nos agregados de 4-2 mm e 2-0,250 mm (Tabela 16). Nos agregados de menor tamanho (0,250-0,053 mm), foram encontradas maiores quantidades de C e N na área de ILP, superando os valores observados nos agregados maiores.

Efeito isolado foi constatado para a relação C/N e abundância isotópica. As áreas manejadas sob PAST e a área de MN apresentaram maiores valores de relação C/N e diferiram significativamente das áreas sob CM, ILP e PD (Tabela 18). Nas classes dos agregados, a menor relação C/N foi encontrada nos microagregados (0,250-0,053 mm) quando comparada com os agregados maiores. A análise de abundância isotópica dos agregados revelou maior contribuição de plantas C_4 para o carbono nas áreas sob PAST e ILP, com valores menos negativos, e demonstrou não ocorrer distinção na proporção de vegetação C_3 e C_4 entre as classes de agregados no carbono do solo em decorrência da presença da abundância isotópica semelhante, sem diferença estatística significativa.

Tabela 18. Relação C/N e abundância isotópica em três de agregados do solo nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).

Tratamento	C/N	Abundância ^{13}C MOP (‰)
Pastagem	15,64 a	-15,64 a
Integração	13,05 c	-17,32 b
Cultivo Mínimo	13,98 b	-19,90 c
Plantio Direto	12,89 c	-20,14 c
Cerrado Nativo	15,57 a	-23,42 d
CV (%)	3,12	2,17

Continua...

Continuação da Tabela 18.

Tratamento	C/N	Abundância ¹³ C MOP (‰)
<i>valor-p</i>	0,0001	0,0001
Classe agregados		
4-2 mm	14,55 a	-19,32
2-0,250 mm	14,41 a	-19,27
0,250-53 mm	13,71 b	-19,19

Médias seguidas de mesma letra na vertical minúsculas para os sistemas de manejo e para as classes dos agregados não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

5.6.4 Fracionamento físico da MOS nos agregados

As concentrações do carbono na fração da matéria orgânica particulada (MOP) foram maiores na área de PAST em todas as classes de agregados avaliadas inclusive no CN, e o menor conteúdo de MOP foi encontrado em PD (Tabela 19). A classe de agregado de 2-0,250 mm apresentou maiores concentrações de carbono da MOP em todos os tratamentos ($P < 0,05$). Resultado similar foi observado no NMOP, com maior conteúdo deste nutriente na classe de agregado de 2-0,250 mm em todas as áreas.

Tabela 19. Concentração do carbono, nitrogênio (g kg^{-1} solo), relação C:N e abundância isotópica das frações de matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MOAM), em três classes de agregados do solo nos sistemas sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e uma área de Cerrado Nativo (CN).

Classe (mm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
C - MOP					
4-2	2,19 a B	1,13 b B	0,97 bc B	0,83 c B	1,19 b B
2-0,250	3,02 a A	1,50 b A	1,38 bc A	1,15 c A	1,29 bc AB
0,250-0,053	1,66 a C	1,00 b B	0,83 bc B	0,69 c B	1,46 a A
N - MOP					
4-2	0,05 ab AB	0,04 b B	0,05 ab A	0,04 B	0,06 a B
2-0,250	0,07 b A	0,08 b A	0,06 b A	0,07 b A	0,11 a A
0,250-0,053	0,06 a AB	0,05 ab B	0,03 b B	0,03 b B	0,07 a B
C:N - MOP					
4-2	41,73 a A	24,74 b A	19,50 bc B	19,20 bc A	17,27 c A
2-0,250	40,97 a A	19,06 b B	22,07 b AB	17,96 b A	11,43 c B
0,250-0,053	28,24 a B	19,31 c B	26,41 ab A	21,39 bc A	20,93 bc A
C-MOAM					
4-2	33,07 b A	23,24 c A	10,86 d C	38,57 a A	23,39 c A
2-0,250	32,77 a A	14,01 c C	15,41 c B	21,97 b C	21,28 b A
0,250-0,053	19,60 c B	17,92 c B	38,82 a A	25,80 b B	17,27 c B
N-MOAM					
4-2	1,80 b AB	1,62 b A	0,66 c B	2,80 a A	1,78 b AB
2-0,250	2,04 a A	0,89 b B	0,84 b B	1,55 ab B	1,31 ab B
0,250-0,053	1,32 c B	1,17 c AB	3,06 a A	1,82 bc B	2,27 b A
C:N - MOAM					
4-2	18,75 a A	14,52 b A	16,44 ab A	13,79 b A	13,50 b A
2-0,250	16,02 AB	15,71 A	18,33 A	14,16 A	16,44 A
0,250-0,053	14,86 a B	15,37 a A	12,68 ab B	14,11 a A	9,93 b B

Continua...

Continuação da Tabela 19.

Classe (mm)	PAST	ILP	CM	PD	CN
Carbono de origem C4 na MOP					
4-2	69,51 a B	36,35 b B	22,24 bc AB	13,49 c B	0
2-0,250	76,10 a A	45,59 b A	22,14 c A	26,80 c A	0
0,250-0,053	61,57 a C	41,41 b B	13,54 c B	16,02 c B	0
Abundância ¹³C MOP (‰)					
4-2	-15,69 a A	-19,28 c B	-20,73 c B	-21,77 d A	-26,12 e A
2-0,250	-15,01 a A	-18,35 b A	-20,91 c A	-20,40 c A	-25,86 d A
0,250-0,053	-16,70 a B	-18,95 b AB	-22,06 c B	-21,79 c B	-25,43 d A

Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem estatisticamente entre si entre o sistema de manejo de solo e médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si entre as classes dos agregados (Tukey a 5%).

Quando se observa a relação C/N da MOP, a área de PAST apresentou maiores valores em todas as classes dos agregados estudados ($P < 0,05$) e os menores valores foram encontrados de forma geral na área de referência (CN). Nas classes dos agregados de 4-2 mm, em PD foram verificados os maiores teores de C e N da MOAM, seguido da PAST, ILP e depois CM com menores valores. No entanto, nos agregados de 0,250-0,053 mm, maiores valores de C e N da MOAM foram encontrados na área manejada sob CM, evidenciando que em áreas mais perturbadas, o carbono mais estabilizado está presente nas menores frações destes solos, ocorrendo perda destes nutrientes em maiores classes de agregados.

Avaliando a origem do carbono da MOP observa-se que, os sistemas com pastagem possuem quase o triplo de carbono originário do pasto (PAST e ILP) em todas as classes de agregados, mostrando maior contribuição da vegetação C₄ para o carbono da MOP, com maior expressão nos agregados de 2-0,250 mm. Essa afirmativa é corroborada pelos resultados da abundância ¹³C da MOP em que se observam-se valores menos negativos na área de PAST seguida da ILP, indicando maior presença da vegetação C₄ na contribuição do carbono do solo.

5.6.5 Interação entre as classes dos agregados em diferentes usos da terra e os atributos químicos do solo

A análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada para estudar as interações entre os agregados em diferentes usos da terra e os atributos do solo (Figura 13). O PCA explicou 68,2% da variação dos resultados, o primeiro componente principal (PC1) explicou 38,9%, enquanto o segundo (PC2) explicou 29,3%.

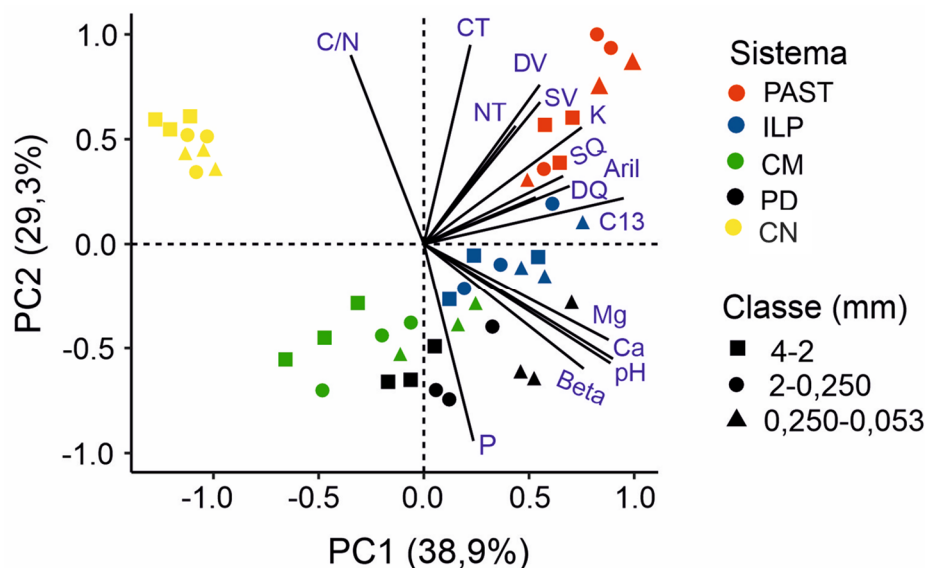


Figura 13. Análise de componentes principais entre os atributos dos solos como CT (carbono total), NT (nitrogênio total), C/N (relação C/N), SV (C-CO₂ agregados intacto por 24 horas), DV (C-CO₂ agregados destruídos por 24 horas), SQ (C-CO₂ agregados intacto por 48 horas), DQ (C-CO₂ agregados destruídos por 48 horas), Beta (β -glicosidase), Aril (Arilsulfatase), C13 (abundância natural de ¹³C) e as classes do solo sob Pastagem (PAST), Integração Lavoura Pecuária (ILP), Cultivo mínimo (CM), Plantio Direto (PD) e Cerrado Nativo (CN).

Observa-se pelos círculos, um agrupamento entre os sistemas de manejo do solo e as classes dos agregados. Os dados mostram uma separação entre a área de referência e as demais. Há uma correlação fortemente negativa entre o pH, Ca, Mg, P e a β -glicosidase com a área de CN. No sentido contrário, esses atributos se correlacionaram positivamente com a área da ILP e PD.

A área manejada sob pastagem está correlacionada positivamente com N, CT e K. A maior disponibilidade de nutrientes favoreceu a atividade da microbiota do solo e consequentemente aumentou o C mineralizável e a atividade da enzima arilsulfatase. Resultado oposto foi encontrado na área sob CM, onde se observa uma correlação fortemente negativa com estes atributos. De forma geral, estes resultados nos indicam que em um latossolo argiloso, os efeitos de uso da terra são mais expressivos do que as classes dos agregados nesta condição (área de estudo, época de coleta e a textura do solo).

5.7 DISCUSSÃO

5.7.1 Índice de estabilidade de agregados

Após 32 anos de condução do experimento em um solo de textura argilosa observou-se maiores valores de DMP e de IEA na seguinte ordem decrescente PAST, ILP, CN, PD e CM. Este padrão é decorrente do maior aporte de material vegetal nessas áreas e mostra a eficiência das gramíneas (braquiária e milho) na formação de agregados estáveis. Maior aporte vegetal no solo implica no estímulo à ação de microrganismos, os quais secretam compostos que também atuam como agentes cimentantes das partículas do solo (CASTRO FILHO et al., 1998). Além do mais, a textura argilosa da área viabiliza a formação dos agregados pelo efeito cimentante dos óxidos de ferro e alumínio presentes em Latossolos muito intemperizados, como os deste estudo favorecem a aproximação das partículas do solo (FERREIRA et al., 1999; XUE et al., 2022). Outros estudos também mostraram resultados favoráveis quanto à estabilidade física do solo sob sistemas de produção integrados e PD (LOSS et al., 2011 e 2014; NOURI et al., 2019; FREITAS et al., 2020).

Em sentido oposto, o preparo intensivo do solo pode resultar em declínio na qualidade do solo por meio da redução dos teores de MOS, destruição de macroagregados e alterações na umidade e temperatura do solo (KABIRI et al., 2016). A área CM foi manejada com preparo convencional durante muito tempo o que resultou em menor estabilidade, porém mesmo tendo apresentado menor estabilidade de agregados do solo em comparação com as demais áreas, o percentual de agregados maiores na DMP via úmida foi de cerca de 66%, o que mostra um grau de estabilidade favorecido pela quantidade de argila nesse solo.

5.7.2 Carbono, nitrogênio e atividade enzimática dos agregados

A distribuição do C e N nas classes de agregados variou entre os sistemas. Nos sistemas PAST e MN maiores teores de C e N foram encontrados nos macroagregados grandes (4-2 mm), enquanto nos sistemas ILP, PD e CM maiores teores destes nutrientes foram encontrados nos microagregados (0,250-0,053 mm), contrariando a teoria de agregação e estudos realizados em várias regiões que associa a formação e estabilização de agregados maiores com altos teores de COS (ELLIOTT, 1986; SIX et al., 2000; ASHMAN et al., 2003; MIKHA; RICE, 2004; ASHAGRIE et al., 2007; GAMA-RODRIGUES et al., 2010; LOSS et al., 2011; WANG et al., 2018; ZHANG et al., 2019; MUSTAFA et al., 2020; SEMENOV et al., 2020; PINHEIRO et al., 2021; WANG et al., 2022). No entanto, foi apontado por Oades e Waters (1991) que quando as raízes e hifas existentes em macroagregados morrem e são decompostas, estes fragmentos se tornam o núcleo orgânico nos agregados menores, contribuindo para o acúmulo de C nessas frações. Por outro lado, maiores teores de carbono orgânico total nestes agregados podem ser reflexos da maior rizodeposição causada pela maior densidade de raízes das culturas como braquiárias e milho (TONON-DEBIASI et al., 2024).

Em todas as classes de agregados, os maiores conteúdos de C e N foram encontrados nas áreas sob PAST e CN, e menores conteúdos sob CM. No CN este resultado se deve a intensa deposição de resíduos vegetais (serapilheira) e a ausência de influência antrópica, enquanto na PAST destaca-se o uso da pastagem que propicia a deposição de resíduos culturais de maior relação C/N (Tabela 17 e 18) e o não revolvimento do solo, levando a uma degradação mais lenta e conseqüentemente, ao acúmulo destes nutrientes nos agregados do solo. No sistema CM, menor entrada de resíduos aliado a utilização do cultivo convencional por muitos anos levou a menores conteúdos de C e N no solo.

Tal como aconteceu com o C e N totais, as enzimas também tiveram comportamento distinto entre as classes dos agregados nos sistemas analisados. As áreas sob ILP e PD

apresentaram maiores atividades da β -glicosidase em todas as classes dos agregados em comparação com as demais áreas, com aumento da atividade à medida que o tamanho dos agregados diminuiu. Este resultado se deve a maiores conteúdos de C e N encontrados nessas classes de agregados. Foi apontado uma relação positiva entre a atividade da β -glicosidase com as concentrações de C e N do solo (LIANG et al., 2014; PANDEY et al., 2014; BHOPLE et al., 2019; CHEN et al., 2019; WANG et al., 2020), fato que foi comprovado neste estudo em todas as classes dos agregados com exceção da área do CN. Isto porque, as plantas são impulsionadoras muito importantes das funções ecossistêmicas do solo, onde a maior disponibilidade de substrato favorece a atividade dos organismos do solo, além do fato desta enzima estar relacionada com a decomposição de C (LAGOMARSINO et al., 2012; VEZZANI et al., 2018). Logo, a disponibilidade de substrato aliado a baixa relação C/N encontrados nestas áreas, são indicativos da intensa decomposição da matéria orgânica e de atividade microbiana, o que fazem da atividade da β -glicosidase um eficiente indicador da qualidade do solo.

Vale a pena destacar que nem sempre é possível associar a atividade da β -glicosidase com o maior conteúdo de C e N no solo. Nas áreas sob PAST e MN, por exemplo, apresentaram grandes quantidades de C, mas não refletiu em altas atividades da β -glicosidase. Este resultado em partes se deve a não disponibilidade deste carbono uma vez que, as maiores relações C/N foram encontradas nestas áreas, influenciando na atividade enzimática. A atividade da β -glicosidase está associada não só ao acúmulo, mas também a qualidade dos restos culturais, a diminuição da disponibilidade de substrato devido à baixa qualidade e acessibilidade da MOS dificultando a decomposição microbiana e, portanto, pode suprimir as respostas microbianas dos solos (BANDICK; DICK, 1999, DAVIDSON; JANSSENS, 2006).

Um fato a ser destacado é a menor atividade da β -glicosidase nos agregados maiores (4-2 mm), uma vez que, foi relatado maiores atividades desta enzima nos macroagregados em alguns estudos (BANDICK; DICK, 1999; MENDES et al., 2003; FANSLER et al., 2005; CHENG et al., 2019). No entanto, outros trabalhos também descreveram aumento desta enzima com a diminuição do tamanho de agregado (KUMAR et al., 2017; WANG et al., 2020; WANG et al., 2022). Com o objetivo de analisar os múltiplos efeitos interativos do CO₂ e do aquecimento em atividades enzimáticas nos agregados do solo, os autores Nie et al. (2014) observaram aumento na atividade de todas as enzimas relacionadas com a decomposição de C (β -Glicosidase, β -d-Celubiosidase, β -Xilosidase e α -Glicosidase) à medida que o tamanho do agregado diminuiu. Esses autores ressaltaram que maiores atividades desta enzima em microagregados pode se relacionar possivelmente com à imobilização enzimática extracelulares mesmo que o C associado aos microagregados seja mais resistente à decomposição e ainda pela qualidade dos restos culturais acumulados nesta fração (indicado pela menor relação C/N em microagregados), que poderiam funcionar como fontes dessa enzima ou como estímulo para a sua produção (indução pela presença do substrato).

Maiores atividades da arilsulfatase foram encontradas nos microagregados com exceção da área de PAST e em todas as classes de agregados. O sistema ILP apresentou maiores atividades, como aconteceu com a β -Glicosidase (menos na classe de 2-0,250 mm). Altas atividades de arilsulfatase nestas áreas inclusive na PAST e CN que apresentaram baixa atividade de β -Glicosidase se devem aos teores de C e N nas áreas estudadas que favoreceram a atividade destas enzimas uma vez que, foi observado maiores atividades da arilsulfatase com o aumento dos teores destes nutrientes (DENG; TABATABAI, 1997; NOGUEIRA; MELO, 2003; BALOTA et al., 2004; WYSZKOWSKA et al., 2016; ROMILLAC et al., 2023; SOARES et al., 2023). De acordo com Balota et al. (2011) grandes entradas de C orgânico por meio de resíduos vegetais constituem o principal reservatório de sulfato, que é substrato para este grupo de enzimas logo, a disponibilidade de substratos nestas áreas favoreceu a atividade microbiana de solo, aumentando a arilsulfatase.

No geral, uma alta atividade enzimática em microagregados pode resultar da localização destes no solo, onde as exsudações das raízes das plantas, bem como os fluxos de água, nutrientes e oxigênio são maiores do que no interior dos macroagregados (BURNS et al., 2013). As atividades das enzimas produzidas por microrganismos são indicadores potencialmente sensíveis de mudança na composição bioquímica da MOS. Fatores como acessibilidade, alterações nas comunidades, qualidade de resíduos vegetais alteram essa atividade.

5.7.3 Carbono mineralizável

O solo sob o sistema com pastagem emitiu mais CO₂ nas primeiras 24 horas de incubação tanto nos agregados intactos como nos agregados destruídos. O maior C-CO₂ liberado nos agregados dessa área pode ser devido ao maior aporte de resíduos orgânicos acima e abaixo da superfície do solo, o que favoreceu a atividade dos organismos. Esta área apresentou maior conteúdo de MOP em todas as classes de agregados. Uma forte correlação entre a MOP e a quantidade de C-CO₂ também foi observada por Kana et al. (2020). Áreas com maiores quantidades de MOP, que é uma fração mais lábil podem estar mais sujeitas a decomposição e mineralização pelos organismos do solo e conseqüentemente, aumentar a sua atividade, e mais C-CO₂ é produzido (ELLIOTT, 1986; DILLY et al., 2001; MEENA; RAO, 2021).

Na área de referência, a natureza mais recalcitrante da MOS (maior relação C/N) e o menor conteúdo de C lábil promoveram menor atividade microbiana. Este resultado é muito interessante uma vez que, as florestas são tidas como áreas com grandes aportes de material vegetal, alto conteúdo de MOP, o que poderia favorecer elevada atividade microbiana (SIX et al., 2002; FREIXO et al., 2002; FRAZÃO et al., 2010; CERLI et al., 2012; LOSS et al., 2012; GAZOLLA et al., 2015; ZHANG et al., 2020; ALMEIDA et al., 2021).

No entanto, sabe-se que a atividade da comunidade microbiana está sujeita a mudanças em função de características do solo a exemplo de pH (LAMMEL et al., 2018; YOUNG et al., 2018), teores de C, N e condições edafoclimáticas (WHALEN et al., 2000; PEACOCK et al., 2001; YANG et al., 2019), espécies vegetais no sistema (WRIGHT et al., 2008; MENDES et al., 2014; SUN et al., 2014), adição de dejetos de animais e disponibilidade de nutrientes no sistema (WATTS et al., 2010; NEUFELD et al., 2017; PANDEY et al., 2018; YANG et al., 2019). Alguns autores verificaram alta atividade microbiana em áreas de florestas em comparação com as áreas agrícolas (DINESH et al., 2004; KOOCH et al., 2019; ALMEIDA et al., 2021). Devido à maior perda de C em decorrência dos processos de mineralização, esses autores apontaram que os solos florestais se revelaram ineficientes em termos de conservação de energia e que a comunidade microbiana se encontrava em desequilíbrio. Os resultados encontrados neste estudo sugerem que a floresta é extremamente importante para as mudanças climáticas, armazenando C no solo e que é eficiente na manutenção da atividade da comunidade microbiana que se encontra em estágio de equilíbrio.

As menores taxas foram emitidas nos agregados da área de sistema PD quando avaliado os agregados intactos e destruídos 24 horas após a incubação, porém após este período apresentou o dobro da taxa de emissão. De acordo com a teoria da razão de recursos, a função de um agente biológico varia de acordo com as mudanças nas ofertas e nas proporções dos recursos limitantes ao seu crescimento dentro de um sistema (FANIN et al., 2015). As primeiras 24 horas não foram suficientes para os organismos atingirem o ponto máximo da sua atividade na área sob PD. Os autores Barreto et al. (2009) destacam que o fluxo de C-CO₂ medidos em experimento de incubação poderia ser usado para nortear em estudos sobre proteção da MOS e não como valor absoluto uma vez que, no experimento de poucas horas apenas uma fração do carbono orgânico lábil seria oxidada.

O COS dos microagregados em um Latossolo com textura argilosa está mais protegido da decomposição microbiana do que os macroagregados, logo teria menos emissões de CO₂, no

entanto, os resultados apresentaram uma tendência distinta. Em 24 horas de incubação, o CO₂ aumentou à medida com a diminuição do tamanho dos agregados, sendo os microagregados (0,250-0,053 mm) aqueles que apresentaram maiores emissões de CO₂ tanto nos agregados intactos como nos agregados destruídos. Estes resultados se devem ao maior teor de carbono de alta labilidade nas menores classes dos agregados, evidenciada pela menor relação C/N (SIX et al., 2001; MENDES et al., 2003; BARRETO et al., 2009; CHENG et al., 2015). Outro ponto passível de discussão é a quebra ou degradação de macroagregados em microagregados pelo processo de peneiramento a seco, expondo o C orgânico que estava protegido disponível para decomposição e perda uma vez que, vários agentes cimentantes são responsáveis pela formação dos agregados do solo e microagregados podem se formar dentro de macroagregados, protegendo e sequestrando ainda mais o C do solo (JASTROW; MILLER, 1998; SIX et al., 2004).

Os agregados destruídos apresentaram maiores taxas de C-CO₂ nos dois tempos analisados, confirmando que a matéria orgânica que estava protegida dentro dos agregados após a sua ruptura, ficou disponível para decomposição microbiana. Este fato reforça a ideia de que a estrutura do solo pode controlar o acúmulo e a persistência do C no solo, tendo assim, uma relação direta com a dinâmica de nutrientes no ecossistema.

5.7.4 Fracionamento físico dos agregados

O maior conteúdo do C e a relação C/N da MOP foram encontrados na PAST em todas as classes de agregados superando até o CN. Acredita-se que, uma pastagem que não se encontra em processo de degradação proporciona maior acúmulo de MOS especialmente a MOP pela sua alta capacidade de enraizamento e renovação radicular, o que favorece ao acúmulo de C no solo (AYARZA et al., 2022). A influência da pastagem ficou evidente quando se analisou a abundância isotópica e se observa maior quantidade de C de origem C₄ na MOP nesta área. Em todas as áreas, as maiores concentrações de C e N da MOP foram encontradas nos agregados maiores (4-2 mm e 2-0,250 mm). A justificativa para este resultado se deve ao processo de formação dos macroagregados. Isto porque macroagregados do solo se formam pela ação dos resíduos vegetais e raízes vivas, exsudados microbianos e hifas fúngicas que liga as partículas do solo, sendo então MOP, a base desses agregados (TISDALL; OADES, 1982; BRONICK; LAL, 2005; SIX; PAUSTIAN, 2014).

Nos sistemas PAST e CN foram encontradas elevadas quantidade de C na forma de MOAM nos agregados maiores. Em sistemas menos perturbados, a renovação dos macroagregados é mais lenta, o que leva a formação de microagregados estáveis dentro dos macroagregados que aumentam, estabilizam e protegem o COS (TISDALL; OADES, 1982; ELLIOTT, 1986; SIX et al., 2000). No entanto, em sistemas de cultivos mais intensos como ILP, PD e CM, os maiores conteúdos de C e N da MAOM foram encontrados na menor classe de agregado (0,250-0,053 mm). Nestes sistemas, a quebra dos agregados pode levar a alterações nas frações da MOS, transformando a MOP em MOAM, pelo acesso desta fração à comunidade microbiana e conseqüentemente acelerar a perda do C lábil, após a liberação destes compostos, estes entram nos microagregados enriquecendo-os com carbono (SMUCKER et al., 2007; SCHIEBELBEIN et al., 2023).

Neste sentido, embora os microrganismos decomponham a MOS, eles também promovem o acúmulo de C no solo, estes processos muitas vezes ocorrem simultaneamente e têm uma correlação complexa (LIANG et al., 2017; XIE et al., 2017; WANG et al., 2020). Em áreas mais conservacionistas, o C nas frações da MOS é maior nos macroagregados do que nos microagregados, sugerindo que os macroagregados são as principais classes de acúmulo de C nestas áreas, resultado que foi encontrado em alguns trabalhos na literatura (CAI et al., 2016; FENG et al., 2018; SINGH; BENBI, 2018; XIAO et al., 2021). A quebra dos macroagregados

pelo uso do solo em sistemas mais intensivos degrada o C particulado e aliado a textura argilosa desse solo, torna a MOAM nos microagregados a fração de C mais importante nestas áreas.

A diferença isotópica natural entre plantas C₃ (a maioria das árvores, arbustos e gramíneas) e C₄ (milho, cana-de-açúcar, pastagens) é significativa, sendo os valores ¹³C médios de -27 ‰ e -13 ‰, respectivamente (DÜMIG et al., 2013). Os valores de ¹³C das áreas PAST e ILP foram de -15,66 ‰ e -17,35 ‰, respectivamente, e foram significativamente maiores que os verificados na área CN e nas demais áreas, nos mostrando que esses valores se devem à entrada de espécies de ciclo C₄ no sistema tais como milho e braquiária. Neste sentido, destaca-se o potencial que os sistemas integrados manejados sob plantio direto têm para favorecer a atividade microbiana e aumentar o COS, NOS, MOP e MOAM. Estes resultados também foram encontrados em alguns estudos na literatura (BANSAL et al., 2022; PRAIRIE et al., 2023) indicando uma interação positiva com a diversidade de plantas e redução do preparo do solo na melhoria da agregação e estrutura do solo.

5.7.5 Interação entre as classes dos agregados em diferentes usos da terra e os atributos químicos do solo

Foi realizada a análise de componentes principais para entender a relação entre as classes dos agregados e os atributos químicos do solo. Os dados nos mostram uma separação entre as áreas analisadas, sugerindo que os fatores intrínsecos de cada área, a exemplo dos atributos químicos, tenha afetado os resultados. Há uma correlação fortemente negativa entre o pH do solo, Ca, Mg, P e a β-glicosidase na área de CN. No CN o valor de pH variou entre 4,23 e 4,47 nas classes de agregados. Sabe-se que o pH do solo desempenha um papel importante na disponibilidade de nutrientes e na diversidade microbiana do solo (THOMPSON et al., 2017; LAMMEL et al., 2018; YOUNG et al., 2018). O baixo valor de pH na área de CN está associado ao alto intemperismo nos solos brasileiros, além da ocorrência de quantidade considerável de ácidos orgânicos, que se acumulam no solo devido à decomposição e mineralização dos resíduos vegetais nesse ambiente (BARRETO et al., 2006; DICK et al., 2008; SILVA et al., 2008; SKORUPA et al., 2012; KLUG et al., 2020).

É possível que o baixo pH tenha afetado negativamente a disponibilidade de nutrientes e a composição da comunidade microbiana do solo, o que explica a baixa atividade enzimática observada nessa área mesmo com elevado conteúdo de C no solo. Existe um ponto de pH ideal para cada espécie da comunidade microbiana, tendo o crescimento de um determinado indivíduo limitado pela existência de espécies mais adaptadas a essas condições de pH (FERNÁNDEZ CALVIÑO; BÅÅTH, 2010). Os autores Puissant et al. (2019) observaram que as comunidades bacterianas e fúngicas do solo foram claramente distintas entre solos com pH 5 e pH 7, tais diferenças na composição da comunidade microbiana foram responsáveis pela produção de diferentes valores da mesma enzima.

Em função do que foi exposto, vale a pena destacar, que as atividades enzimáticas do solo catalisam uma reação específica e não podem ser ligadas a atividade microbiológica geral do solo, que compreende uma ampla gama de reações enzimáticas diferentes logo, uma determinada enzima não pode refletir todo o estado nutricional do solo porque é específica do substrato (NANNIPIERI et al., 2012). Faz-se necessário ter uma visão mais ampla do sistema como um todo. Nesse sentido, acredita-se que as diferenças encontradas nesse estudo nas atividades enzimáticas, C-CO₂ e as demais variáveis se devem ao uso da terra e as influências delas nas propriedades do solo.

Foi relatado que a atividade arilsulfatase do solo aumentou paralelamente ao aumento dos valores de COS e o pH até atingir o máximo no pH de 6,2 (CHEN et al., 2019), já a β-glicosidase aumenta com conteúdo de matéria orgânica e depende de fornecimento de substrato como C e N para a biota do solo, em função destas características, a atividade enzimática é

considerada um indicador sensível do efeito do manejo do solo podendo auxiliar em mudanças de uso da terra (XIAO- CHANG; QIN, 2006; TIWARI et al., 2019. No entanto, os resultados obtidos nesse estudo confirmam que é comum a ocorrência de não linearidade entre variáveis ecológicas como respiração microbiana e atividade enzimática, pois elas são influenciadas por diversos fatores a exemplo de condições edafoclimáticas, qualidade de resíduo vegetal e características do solo (CHEN et al., 2019; PUISSANT et al., 2019; TONON-DEBIASI et al., 2024).

De forma geral, ficou evidente que o CN apresenta padrão distinto entre os sistemas estudados e a pastagem é a que se mais assemelha com área de referência. Os agregados maiores estavam mais relacionados com menos perturbações como CN e PAST, e foram as que apresentaram maior conteúdo de C e menor atividade da biota do solo. Este resultado é importante por que mostra que nos sistemas manejados como PD e CM, a decomposição da matéria orgânica é impulsionada pelo manejo do solo induzida pela alteração nos atributos químicos, e que os sistemas integrados sob plantio direto favorecerem a atividade microbiana e acúmulo de C do solo em todas as frações.

5.6 CONCLUSÕES

Os dados de 32 anos de condução de experimento em solo de textura argilosa mostram que os sistemas de manejo de solo mais conservacionistas apresentam aumento de C no solo nas frações particuladas e associadas aos minerais nos macroagregados. Em sentido oposto, a quebra dos macroagregados pelo uso do solo em sistemas mais intensivos, degrada o C particulado e torna a fração associada aos minerais nos microagregados a fração de carbono mais importante.

Os agregados do solo apresentam um importante papel na preservação do C no solo. Os agregados <2 mm possuem maiores emissões de CO₂ e atividades enzimáticas, além de maior conteúdo de C e N, indicando o aumento da atividade biológica.

O Cerrado Nativo apresentou uma grande quantidade de carbono nas classes de agregados, porém foram observadas baixas taxas de respiração (CO₂), o que sugere maior proteção do carbono orgânico do solo. Em suma, as diferenças encontradas neste estudo nas atividades enzimáticas, C-CO₂ e as frações da matéria orgânica se devem ao uso da terra e as influências delas nas propriedades do solo, sendo a integração lavoura-pecuária manejada sob plantio direto, o sistema ideal para produção de alimentos e para a sustentabilidade dos ecossistemas.

6. CONCLUSÕES GERAIS

A inserção de espécies leguminosas cultivadas sob plantio direto traz vantagens para o agroecossistema, como maior produtividade de grãos, aumento na quantidade de resíduos vegetais na superfície do solo, acúmulo de carbono e nitrogênio no solo, e se configura como uma alternativa na mitigação do aquecimento global. No entanto, a adoção destas espécies com mais frequência no sistema diminui o estoque de COS ao longo dos anos pelo fornecimento de resíduos facilmente degradáveis para a biota do solo que estimula a sua atividade.

Os resíduos das gramíneas em função da sua quantidade e maior relação C/N apresentam uma grande importância no acúmulo de C e N no solo, superando até em alguns casos, a adoção de sistemas de manejo mais conservacionista como plantio direto. No entanto, em função dos benefícios que o plantio direto favorece para os ecossistemas recomenda-se a utilização dos mesmos para a sustentabilidade dos ecossistemas.

Os agregados do solo desempenham um papel importante na preservação do carbono no solo. A análise dos atributos do solo, como atividade enzimática e teor de carbono lábil nas diferentes classes de agregados, são índices muito sensíveis que podem ser utilizados para monitorar o uso da terra e mitigar as mudanças climáticas. No entanto, o uso e manejo do solo frequentemente podem potencializar ou retardar esses processos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDALLA, K.; CHIVENGE, P.; EVERSON, C.; MATHIEU, O.; THEVENOT, M.; CHAPLOT, V. Long-term annual burning of grassland increases CO₂ emissions from soils. **Geoderma**, 282, 80-86, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.009>
- ADETUNJI, A. T.; LEWU, F. B.; MULIDZI, R.; NCUBE, B. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. **Journal of soil science and plant nutrition**, 17, 794-807, 2017. <https://doi.org/10.4067/s0718-95162017000300018>
- ADHIKARI, A.D. SHRESTHA, P.; GHIMIRE, R.; LIU, Z.; POLLOCK, D. A.; ACHARYA, P. ARYAL, D.R. Cover crop residue quality regulates litter decomposition dynamics and soil carbon mineralization kinetics in semi-arid cropping systems. **Applied Soil Ecology**. Volume 193, 2024, 105160. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105160>
- AHN, M.-Y.; ZIMMERMAN, A. R.; COMERFORD, N. B.; SICKMAN, J. O.; GRUNWALD, S. Carbon Mineralization and Labile Organic Carbon Pools in the Sandy Soils of a North Florida Watershed. **Ecosystems**, 12, 672-685, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9250-8>
- AISLABIE, J.; DESLIPPE, J. **Soil microbes and their contribution to soil services. Ecosystem Services in New Zealand: Conditions and Trends**. Manaaki Whenua Press: Lincoln. 143-161, 2013. Doi:10.7931/DL13K5
- AJWA, H. A.; DELL, C. J.; RICE, C. W. Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, p. 769-777, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00177-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00177-1)
- ALBURQUERQUE, M. A.; DIECKOW, J.; SORDI, A.; PIVA, J. T.; BAYER, C.; MOLIN, R.; PERGHER, M.; RIBEIRO-JUNIOR, P. J. Carbon and nitrogen in a Ferralsol under zero-tillage rotations based on cover, cash or hay crops. **Soil Use and Management**, 31, 1-9, 2015. <https://doi.org/10.1111/sum.12173>
- ALLISON, S. D.; JASTROW, J. D. Activities of extracellular enzymes in physically isolated fractions of restored grassland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, 38, 3245-3256, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.011>
- ALMEIDA, L. L. S.; FRAZÃO, L. A.; LESSA, T. A. M.; FERNANDES, L. A.; VELOSO, Á. L. C.; LANA, A. M. Q.; DE SOUZA, I. A.; PEGORARO, R. F.; FERREIRA, E. A. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. **Soil and Tillage Research**, 205, 104785, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104785>
- ALMEIDA, L. L. S.; FRAZÃO, L. A.; LESSA, T. A. M.; FERNANDES, L. A.; VELOSO, Á. L. C.; LANA, A. M. Q.; SOUZA, I. A.; PEGORARO, R. F.; FERREIRA, E. A. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. **Soil and Tillage Research**, 205, 104785, 2021. <http://doi.org/10.1016/j.still.2020.104785>
- ALMEIDA, R. F. D.; NAVES, E. R.; MOTA, R. P. D. Soil quality: Enzymatic activity of soil β -glucosidase. **Global Journal of Agricultural Research and Reviews**, 3, 146-150, 2015.
- ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S. The success of BNF in soybean in Brazil. **Plant and Soil**, 252, 1-9, 2003. <https://doi.org/10.1023/a:1024191913296>

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; SPAGNOLLO, E.; DE CAMPOS, B. C.; DA VEIGA, M. Potential of Carbon Accumulation in No-Till Soils with Intensive Use and Cover Crops in Southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, 35, 1599-1607, 2006. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0233>

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25, 189-197, 2001. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832001000100020>

AMELUNG, W.; BOSSIO, D.; VRIES, W. DE. Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. **Nature Communications**, p. 1-10, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18887-7>

ANDERSON, G. C.; FILLERY, I. R. P.; DOLLING, P. J.; ASSENG, S. Nitrogen and water flows under pasture-wheat and lupin-wheat rotation in deep sands in Western Australia 1. Nitrogen fixation in legume, net N mineralisation, and utilisation of soil derived nitrogen. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 49, p. 345-361, 1998. Doi: 10.1071/A97142

ARAÚJO, M. L. S.; SANO, E. E.; BOLFE, É. L.; SANTOS, J. R. N.; DOS SANTOS, J. S.; SILVA, F. B. Spatiotemporal dynamics of soybean crop in the Matopiba region, Brazil (1990-2015). **Land Use Policy**, 80, 57-67. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.040>

ARNOLD, S. L.; SCHEPERS, J. S. A simple roller-mill grinding procedure for plant and soil samples. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.35, p 537-545. 2004. <https://doi.org/10.1081/CSS-120029730>

ASHAGRIE, Y.; ZECH, W.; GUGGENBERGER, G.; MAMO, T. Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia. **Soil and Tillage Research**, 94(1), 101-108, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.07.005>

ASHMAN, M. R.; HALLETT, P. D.; BROOKES, P. C. Are the links between soil aggregate size class, soil organic matter and respiration rate artefacts of the fractionation procedure? **Soil Biology and Biochemistry**, 35(3), 435-444, 2003 [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00295-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00295-X)

AYARZA, M.; RAO, I.; VILELA, L.; LASCANO, C.; VERA-INFANZÓNE, R. Soil carbon accumulation in crop-livestock systems in acid soil savannas of South America: A review. **Advances in Agronomy**, v.173, p.163-226, 2022. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.02.003>

BACH, E. M.; HOFMOCKEL, K. S. Soil Aggregate Isolation Method Affects Measures of Intra-Aggregate Extracellular Enzyme Activity. **Soil Biology and Biochemistry**, 69, 54-62, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.033>

BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. **Soil and Tillage Research**., 53:215-230, 2000. Doi: 10.1016/S0167-1987(99)00107-5

BALEZENTIENE, L. Hydrolases related to C and N cycles and soil fertility amendment: Responses to different management styles of agro-ecosystems. **Polish Journal of Environmental Studies**, 21, 1153-1159, 2012.

- BALOTA, E. L.; CALEGARI, A.; NAKATANI, A. S.; COYNE, M. S. Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 197, p. 31-40, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.010>
- BALOTA, E. L.; KANASHIRO, M.; COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; DICK, R. P. Soil enzyme activities under long-term tillage and crop rotation systems in subtropical agroecosystems. **Brazilian Journal of Microbiology**, 35, 300-306, 2004. <https://doi.org/10.1590/s1517-83822004000300006>
- BALOTA, E. L.; NOGUEIRA, M. A.; IÊDA CARVALHO MENDES, I. C.; HUNGRIA, M.; FAGOTTI, D. S. L.; MELO, G. M. P. M.; SOUZA, R. C.; MELO, W. J. Enzimas e seu papel na qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.8, p.221-278, 2013. <https://www.researchgate.net/publication/288482294>
- BALOTA, E.L.; MACHINESKI, O.; TRUBER, P.V.; AULER, P. A. M., 2011. Effect of tillage systems and permanent groundcover intercropped with orange trees on soil enzyme activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 54, 221-228, 2011. <https://doi.org/10.1590/s1516-89132011000200001>
- BANDICK, A. K.; DICK, R. P. Field management effects on soil enzyme activities. **Soil Biology and Biochemistry**, 31:1471-1479, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00051-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00051-6)
- BANSAL, S.; CHAKRABORTY, P.; KUMAR, S. Crop–livestock integration enhanced soil aggregate-associated carbon and nitrogen, and phospholipid fatty acid. **Scientific Reports**, 12. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06560-6>
- BARETTA, D.; BROWN, G. G.; JAMES, S. W.; CARDOSO, E. J. B. N. Earthworm populations sampled using collection methods in Atlantic Forests with *Araucaria angustifolia*. **Scientia Agricola**, v.64, p.384-392, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400009>
- BARRETO, R. C.; MADARI, B. E.; MADDOCK, J. E. L.; MACHADO, P. L. O. A.; TORRES, E.; FRANCHINI, J.; COSTA, A. R. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO₂ in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 132(3-4), 243-251, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.008>
- BATJES, N. H. **Management options for reducing CO₂-concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil**. NRP Report No. 410-200-031, Dutch National Re-search Programme on Global Air Pollution and Climate Change, Bilthoven, 1999.
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. 137, 47-58, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>
- BAYER, C.; MARTIN NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PILLON, C.N.; SANGOI, L. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, 65:1473-1478, 2001. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551473x>
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto.

Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 39, n. 7, p.677-683, 2004.
<https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004000700009>

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. & DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil Till. Res.**, 86:237-245, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.023>

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. de O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, Cap. 2, p. 7-18, 2008.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**. 54, 101-109, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00090-8](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00090-8)

BERNARDI, A. C. C.; MACHADO, P. L. O. A.; FREITAS, P. L.; COELHO, M. R.; LEANDRO, W. M.; JÚNIOR, J. P. O.; OLIVEIRA, R. P.; SANTOS, H. G.; MADARI, B. E.; CARVALHO, M. C. S. Correção do Solo e Adubação no Sistema de Plantio Direto nos Cerrados. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**. Documentos 46, Rio de Janeiro, RJ, 2003.

BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A.; SCOPEL, E.; BLAVET, D.; PICCOLO, M. C. Influence du semis direct avec couverture végétale sur la séquestration du carbone et l'érosion au Brésil. **Bulletin du Réseau Erosion**, v. 23, p. 323-337, 2004.

BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JÚNIOR, W. A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.155-163, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000100015>

BHOPLE, P.; DJUKIC, I.; KEIBLINGER, K.; ZEHETNER, F.; LIU, D.; BIERBAUMER, M.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S.; JOERGENSEN, R.G.; MURUGAN, R. Variations in Soil and Microbial Biomass C, N and Fungal Biomass Ergosterol along Elevation and Depth Gradients in Alpine Ecosystems. **Geoderma**, 345, 93-103, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.022>

BIELUCZYK, W.; PEREIRA, M. G.; GUARESCHI, R. F.; BONETTI, J. A.; FREÓ, V. A.; SILVA NETO, E. C. Granulometric and oxidizable carbon fractions of soil organic matter in crop-livestock integration systems. **Semina: Ciências Agrárias**, 38(2), 607-621, 2017. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2017v38n2p607>

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. **Critical Reviews in Plant Sciences**, (6):481-504, 2004. <https://doi.org/10.1080/07352680490886842>

BLANKINSHIP, J. C.; FONTE, S. J.; SIX, J.; SCHIMEL, J. P. Plant versus microbial controls on soil aggregate stability in a seasonally dry ecosystem. **Geoderma**, 272, 39-50, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.03.008>

BOAKYE, M. K.; LITTLE, I. T.; PANAGOSL, M. D.; JANSEN, R. Effects of burning and grazing on plant species percentage cover and habitat condition in the highland grassland of Mpumalanga Province, South Africa. **J. Anim. Plant Sci.** 23, 603–610, 2013.

BOCK, R. **A handbook of decomposition methods in analytical chemistry**. London: Blackie, p.444, 1979.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C.P.; CONCEIÇÃO, P.C.; ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; DOS SANTOS, H.P.; DENARDIN, J.E.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x>

BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; DE OLIVEIRA, O.C.; REZENDE, C. P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in Brachiaria pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 103(2), p.389-403, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.010>

BODDEY, R. M.; SA, J. C. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. The contribution of biological nitrogen fixation for sustainable agricultural systems in the tropics. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 787-799, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00221-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00221-0)

BOOT, C. M.; HADDIX, M.; PAUSTIAN, K.; COTRUFO, M. F. Distribution of black carbon in ponderosa pine forest floor and soils following the High Park wildfire. **Biogeosciences**, 12, 3029-3039, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3029-2015>

BOSSIO, D. A.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; FARGIONE, J.; SANDERMAN, J.; SMITH, P.; WOOD, S.; ZOMER, R. J.; VON UNGER, M.; EMMER, I. M.; GRISCOM, B. W. The role of soil 31 carbon in natural climate solutions. **Nature Sustainability**, 3(5), p.391-398, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z>

BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. A. P.; GUIMARÃES, A. P.; DOS SANTOS, C. A. A.; DOS SANTOS, S. A. C.; MACHADO, M. P.; BODDEY, R. M. Soil Carbon Stocks under Productive and Degraded Pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal**, 77(3), p.914-928, 2013. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0269>

BRIEDIS, C.; SÁ, J.C de M.; LAL, R.; FERREIRA, A.O.; FRANCHINI, J.C.F.; MILORI, D.M.B.P. Preservation of labile organic compounds is the pathway for carbon storage in a 23-year continuous no-till system on a Ferralsol in southern Brazil. **Geoderma Regional**, V. 33, e00643, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00643>

BRITO, M. R.; SIQUEIRA, F. L. T.; SOUSA, I. J. A.; SOUSA, R. N. Estoque de carbono no solo sob diferentes condições de Cerrado. **Revista Desafios**, v. 5, n. Especial, 2018.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, 124(1-2), 3-22, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>

BURNS, R. G.; DEFOREST, J. L.; MARXSEN, J.; SINSABAUGH, R. L.; STROMBERGER, M. E.; WALLENSTEIN, M. D.; WEINTRAUB, M. N.; ZOPPINI, A. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. **Soil Biology and Biochemistry**, 58, 216-234, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009>

CADISCH, G.; GILLER, K. E. **Driven by nature:** plant litter quality and decomposition. Wallingford, Oxon, UK: CAB International. 1997. 409 p.

CHAPUIS-LARDY, L.; BROSSARD, M.; LOPES, A. M. L.; LAURENT, J. Y. Carbon and phosphorus stocks of clayey ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 92:147-158, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00303-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00303-6)

CAI, A.; XU, H.; SHAO, X.; ZHU, P.; ZHANG, W.; XU, M.; MURPHY, D. V. Carbon and Nitrogen Mineralization in Relation to Soil Particle-Size Fractions after 32 Years of Chemical and Manure Application in a Continuous Maize Cropping System. **PLOS ONE**, 11, e0152521, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152521>

CALEGARI, A.; ARAÚJO, A. G.; DE COSTA, A.; LANILLO, R. F.; CASÃO JUNIOR, R.; SANTOS, D. R. D. Conservation agriculture in Brazil. In *Conservation Agriculture: Global Prospects and Challenges*, p. 54-88, 2014. doi:10.1079/9781780642598.0054

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v.56, p.777-783, 1992. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>

CAO, R.; CHEN, L.; HOU, X.; LÜ, X.; LI, H. Nitrogen addition reduced carbon mineralization of aggregates in forest soils but enhanced in paddy soils in South China. **Ecological Processes**, 10, 45, 2021. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00319-z>

CARPINELLI, S.; DA FONSECA, A. F.; ASSMANN, T. S.; PONTES, L. S. Effects of trees and nitrogen supply on macronutrient cycling in integrated crop-livestock systems, **Agronomy Journal**, 112, p. 1377-1390, 2020. <https://doi.org/10.1002/agj2.20099>

CASÃO, R. J.; ARAÚJO, A. G.; LANILLO, R. F. **No-till Agriculture in Southern Brazil:** Factors That Facilitated the Evolution of the System and the Development of the Mechanization of Conservation Farming, 77 pp. 2012.

CASTELLANO, M. J.; MUELLER, K. E.; OLK, D. C.; SAWYER, J. E.; SIX, J. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. **Global Change Biology** 21, 3200-3209, 2015. <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistema de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, n.3, p.527-38, 1998. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000300019>

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.527-538, 1998. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000300019>

CERLI, C.; CELI, L.; KALBITZ, K.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil-Testing for proper density cut off and dispersion level. **Geoderma**, 170, p.403-416, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.10.009>

CERRI, C.C.; FELLER, C.; BALESSENT, J.; VICTORIA, R.; PLENECASSEGNE, A. Application du traçage isotopique naturel en ¹³C, à l'étude de la dynamique de la matière

organique dans les sols. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences**. v. 11, p. 423-428, 1985.

CHEN, H.; LIU, J.; LI, D.; XIAO, K.; WANG, K. Controls on soil arylsulfatase activity at a regional scale. **European Journal of Soil Biology**, 90, 9-14, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.11.001>

CHENG, M.; XIANG, Y.; XUE, Z.; SHAOSHAN, A. N.; DARBOUX, F. Soil aggregation and intra-aggregate carbon fractions in relation to vegetation succession on the Loess Plateau, China. **Catena**, 124, 77-84, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.09.006>

CHRISTENSEN, B.T. Organic matter in soil-structure, function and turnover. DIAS Report No. 30 **Plant Production**, Tjele, p. 95, 2000.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal of Soil Science**, 52, 345-353, 2001. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x>

COHN, A. S.; GIL, J.; BERGER, T.; PELLEGRINA, H.; TOLEDO, C. Patterns and processes of pasture to crop conversion in Brazil: Evidence from Mato Grosso State. **Land Use Policy**, 55, 108-120, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.005>

CONCEIÇÃO, M. C. G. D.; MATOS, E. S.; BIDONE, E. D.; RODRIGUES, R. D. A. R.; CORDEIRO, R. C. Changes in Soil Carbon Stocks under Integrated Crop-Livestock-Forest System in the Brazilian Amazon Region. **Agricultural Sciences**, 08, 904-913, 2017. <https://doi.org/10.4236/as.2017.89066>

CONGREVES, K.A.; HOOKER, D.C.; HAYES, A.; VERHALLEN, E.A.; VAN EERD, L.L. Interaction of long-term nitrogen fertilizer application, crop rotation, and tillage system on soil carbon and nitrogen dynamics. **Plant and Soil**, 410, 113-127, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2986-y>

COOK-PATTON, S. C., DREVER, C. R., GRISCOM, B. W., HAMRICK, K., HARDMAN, H., KROEGER, T., PACHECO, P., RAGHAV, S., STEVENSON, M., WEBB, C., YEO, S., & ELLIS, P. W. Protect, manage and then restore lands for climate mitigation. **Nature Climate Change**, 11, p.1027–1034, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01198-0>

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E.; RESK, D. V. S.; GOMES, A. C. Behavior of different management systems as a source or sink of C-CO₂ in relation to Cerrado type vegetation. **Revista Brasileira Ciência do Solo** v.23, p.425-432, 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000200025>

CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; CARDOSO, A.; BERNOUX, M.; DOUZET, J.M.; SIQUEIRA NETO, M.S. Soil carbon storage potential of direct seeding mulch-based cropping systems in the Cerrados of Brazil. **Global Change Biology**, v.12, p.1773-1787, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01233.x>

COSTA, F. D. S.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32, 323-332, 2008. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000100030>

COTRUFO, M. F.; SOONG, J. L.; HORTON, A. J.; CAMPBELL, E. E.; HADDIX, M. L.; WALL, D. H.; PARTON, W. J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical

pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, 8, p. 776-779, 2015. <https://doi.org/10.1038/ngeo2520>

COTRUFO, M.F.; WALLENSTEIN, M.D.; BOOT, C.M.; DENEFF, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology** 19, p.988-995, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>

COTRUFO, M. F.; LAVALLEE, J.M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. **Advances in Agronomy**, v. 172, 1-66, 2022. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>

CUSACK, D. F.; TORN, M. S.; McDOWELL, W. H.; SILVER, W. S The response of heterotrophic activity and carbon cycling to nitrogen additions and warming in two tropical soils. **Global Change Biology**, 16, 2555–2572, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02131.x>

DAMIAN, J. M.; MATOS, E. S.; PEDREIRA, B. C.; CARVALHO, P. C. F; DE SOUZA, A. J.; ANDREOTE, F. D.; PREMAZZI, L. M.; CERRI, C. E. P. Pastureland intensification and diversification in Brazil mediate soil bacterial community structure changes and soil C accumulation. **Applied Soil Ecology**, 160, 103858, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103858>

DAVIDSON, E.; JANSSENS, I. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, 440, 165-173, 2006. <https://doi.org/10.1038/nature04514>

DEMETRIO, W. C.; RIBEIRO, R. H.; NADOLNY, H.; BARTZ, M. L. C.; BROWN, G. G. Earthworms in Brazilian no-tillage agriculture: Current status and future challenges. **European Journal of Soil Science**, 2019. <https://doi.org/10.1111/ejss.12918>

DENEFF, K.; SIX, J. Contributions of Incorporated Residue and Living Roots to Aggregate-Associated and Microbial Carbon in Two Soils with Different Clay Mineralogy. **European Journal of Soil Science**, 57, 774-786, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00762.x>

DENG, S. P.; TABATABAI, M. A. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. **Biology and Fertility of Soils**, 24:141-146, 1997. <https://doi.org/10.1007/s003740050222>

DENG, J.; FROLKING, S.; BAJGAIN, R.; CORNELL, C. R.; WAGLE, P.; XIAO, X.; ZHOU, J.; BASARA, J.; STEINER, J.; LI, C. Improving a Biogeochemical Model to Simulate Microbial-Mediated Carbon Dynamics in Agricultural Ecosystems. **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, 13, 2021. <https://doi.org/10.1029/2021ms002752>

DERPSCH, R.; SIDIRAS, N.; ROTH, C. H. Results of studies made from 1977 to 1984 to control erosion by cover crops and no-tillage techniques in Paraná, Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 8, p. 253-263, 1986. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(86\)90338-7](https://doi.org/10.1016/0167-1987(86)90338-7)

DICK, D. P.; MARTINAZZO, R.; DALMOLIN, R. S. D.; JACQUES, A.V. Á.; MIELNICZUK, J.; ROSA, A. S. Impacto da queima nos atributos químicos e na composição química da matéria orgânica do solo e na vegetação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n.5, p.633-640, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2008000500011>

- DICK, W. A. Development of a soil enzyme reaction assay. In: DICK, R. P. (Ed.). **Methods of soil enzymology**, p. 71-84, 2011. Madison, WI: Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssabookser9.c4>
- DIEKOW, J., MIELNICZUK, J., KNICKER, H., BAYER, C., DICK, D.P. & KÖGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. **Plant Soil**, 268:319-328, 2005. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0330-4>
- DILLY, O.; WINTER, K.; LANG, A.; MUNCH, J. C. Energetic eco-physiology of the soil microbiota in two landscapes of southern and northern Germany. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, 164(4), 407-413, 2001. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200108\)164:4<407:AID-JPLN407>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200108)164:4<407:AID-JPLN407>3.0.CO;2-9)
- DINESH, R.; GHOSHAL CHAUDHURI, S.; SHEEJA, T. E. Soil biochemical and microbial indices in wet tropical forests: Effects of deforestation and cultivation. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, 167(1), 24-32, 2004. <https://doi.org/10.1002/jpln.200321254>
- DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta- analysis. **Global Change Biology**, 17(4), p.1658-1670, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- DOS SANTOS, C. A.; REZENDE, C. D. E. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**, 337, 394-401, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>
- DOU, S.; SHAN, J.; SONG, X.; CAO, R.; WU, M.; LI, C.; GUAN, S. Are humic substances soil microbial residues or unique synthesized compounds? A perspective on their distinctiveness. **Pedosphere**, 30(2), 159-167, 2020. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60001-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60001-7)
- DRUFFEL, E. R. M. Comments on the importance of black carbon in the global carbon cycle. **Marine Chemistry**, 92, 197-200, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2004.06.026>
- DÜMIG, A.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M.-F.; KÖGEL-KNABNER, I. The role of lignin for the $\delta^{13}\text{C}$ signature in C₄ grassland and C₃ forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, p. 1-13, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.018>
- ECKMEIER, E.; ROSCH, M.; EHRMANN, O.; SCHMIDT, M. W. I.; WOLFRAM SCHIER, W.; GERLACH, R. Conversion of biomass to charcoal and the carbon mass balance from a slash-and-burn experiment in a temperate deciduous forest. **The Holocene**, v. 17, n. 4, p. 539-542, 2007. <https://doi.org/10.1177/0959683607077041>
- EITEN, G. Natural Brazilian vegetation types and their causes. **Ann. Acad. Bras. Ciên**, 64, p. 35-65, 1992.
- EKENLER, M.; TABATABAI, M. A. Tillage and residue management effects on β -glucosaminidase activity in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, 35:871-874, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00094-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00094-4)
- ELLIOTT, E. T. Aggregate Structure and Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Native and Cultivated Soils. **Soil Science Society of America Journal**, 50, 627-633, 1986. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000030017x>

- EO, J.; PARK, K. C. Long-term effects of imbalanced fertilization on the composition and diversity of soil bacterial community. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 231, 176-182, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.039>
- FANIN, N.; HÄTTENSCHWILER, S.; SCHIMANN, H.; FROMIN, N. Interactive effects of C, N and P fertilization on soil microbial community structure and function in an Amazonian rain forest. **Functional Ecology**, 29(1), 140-150, 2014. doi:10.1111/1365-2435.12329
- FANSLER, S. J.; SMITH, J. L.; BOLTON, H.; BAILEY, V. L. Distribution of two C cycle enzymes in soil aggregates of a prairie chronosequence. **Biology and Fertility of Soils**, 42, 17-23, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0867-2>
- FENG, J.; XU, X.; WU, J.; ZHANG, Q.; ZHANG, D.; LI, Q.; LONG, C.; CHEN, Q.; CHEN, J.; CHENG, X. Inhibited enzyme activities in soil macroaggregates contribute to enhanced soil carbon sequestration under afforestation in central China. **Science of The Total Environment**, 640-641, 653-661, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.332>
- FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; BÅÅTH, E. Growth response of the bacterial community to pH in soils differing in pH. **Microbiology Ecology**, 73, 149-156, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00873.X>
- FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. DE M.; GARCIA, J. R.; MATRICARDI, E. A. T.; LIMA, A. H. DE S.; FILHO, R. N. DE A. FILHO, R. R. G.; PISCOYA, V. C.; PISCOYAI, T. O. F.; FILHO, M. C. Land use and land cover changes and carbon stock valuation in the São Francisco river basin, Brazil. **Environmental Challenges**, 5, 2021. doi:10.1016/j.envc.2021.100247
- FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de latossolos da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23, 515-524, 1999. <https://doi.org/10.1590/s0100-06831999000300004>
- FERREIRA, E. A. B.; BUSTAMANTE, M. M. D. C.; RESCK, D. V. S.; FIGUEIREDO, C. C. D.; PINTO, A. D. S.; MALAQUIAS, J. V. Carbon Stocks in Compartments of Soil Organic Matter 31 Years after Substitution of Native Cerrado Vegetation by Agroecosystems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2016. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150059>
- FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia** 35, 1039-1042, 2011. <https://doi.org/10.1590/s1413-70542011000600001>
- FIORETTO, A.; PAPA, S.; CURCIO, E.; SORRENTINO, G.; FUGGI, A. Enzyme dynamics on decomposing leaf litter of cistus incanus and myrtus communis in a mediterranean ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, 32, 1847-1855, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00158-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00158-9)
- FORNARA, D. A.; TILMAN, D. Soil carbon sequestration in prairie grasslands increased by chronic nitrogen addition. **Ecology**, 93, 2030-2036, 2012. <https://doi.org/10.1890/12-0292.1>
- FRAZÃO, L. A.; CARDOSO, P. H. S.; ALMEIDA NETA, M. N.; MOTA, M. F. C.; ALMEIDA, L. L. S.; RIBEIRO, J. M.; BICALHO, T. F.; FEIGL, B. J. Carbon and nitrogen stocks and organic matter fractions in the topsoil of traditional and agrisilvicultural systems in the Southeast of Brazil. **Soil Research**, 59(8), 794-805, 2021. <http://doi.org/10.1071/SR20150>
- FRAZÃO, L.A.; SANTANA, I.K.S.; CAMPOS, D.V.B.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Estoques de carbono e nitrogênio e fração leve da matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob uso

agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 45, p.1198-1204, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2010001000020>

FREITAS, D. A.; FREITAS, I. C. D.; FRAZÃO, L. A.; ARAÚJO, N. C. A.; SILVA, L. R. D.; SANTOS, M. V. Atributos físicos do solo sob diferentes usos da terra do Cerrado de Minas Gerais. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, 3, 3867-3882, 2020. <https://doi.org/10.34188/bjaerv3n4-086>

FREITAS, I. C. DE; ALVES, M. A.; PENA, A. N. L.; FERREIRA, E. A.; FRAZÃO, L. A. Changing the land use from degraded pasture into integrated farming systems enhance soil carbon stocks in the Cerrado biome. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 46, n. 1, p. e63601, 12, 2023. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v46i1.63601>

FREIXO, A. A.; CANELLAS, L. P.; MACHADO, P. L. O. A. Propriedades espectrais da matéria orgânica leve-livre e leve intra-agregados de dois Latossolos sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.445-453, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000200018>

FRESCHET, G. T.; AERTS, R.; CORNELISSEN, J. H. C. A plant economics spectrum of litter decomposability. **Functional Ecology**, 26, 56–65, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2011.01913.x>

GAMA-RODRIGUES, E. F.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BALIGAR, V. C.; MACHADO, R. C. R. Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Environmental Management**, 45, 274-283, 2010. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9420-7>.

GAZOLLA1, P. R.; GUARESCHI2, R. F.; PERIN, A.; PEREIRA, M. G.; ROSSI, C. Q. Frações da matéria orgânica do solo sob pastagem, sistema plantio direto e integração lavoura-pecuária. **Semina: Ciências Agrárias** 36: 693-704, 2015. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2015v36n2p693>

GENTIL, L. V.; GONÇALVES, A. L. D.; SILVA, K. B. **Comparação econômica operacional e agrônômica entre o plantio direto e o convencional, no Cerrado brasileiro**. Brasília: UNB, 1993. 21p.

GENTRY, L. E.; BELOW, F. E.; DAVID, M. B.; BERGEROU, J. A. Source of the soybean N credit in maize production. **Plant Soil**, 236:175-184, 2001. <https://doi.org/10.1023/a:1012707617126>

GHIMIRE, B.; GHIMIRE, R.; VANLEEuwEN, D.; MESBAH, A. Cover Crop Residue Amount and Quality Effects on Soil Organic Carbon Mineralization. **Sustainability** 9, 2316, 2017. <https://doi.org/10.3390/su9122316>

GIANFREDA, L. Enzymes of importance to rhizosphere processes. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 15, 283-306, 2015. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162015005000022>

GIBBS, H. K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J.; SCHELLY, I.; MORTON, D. C.; NOOJIPADY, P.; SOARES-FILHO, B.; BARRETO, P.; MICOL, L.; WALKER, N. F. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, 347(6220), 377-378, 2015. DOI: 10.1126/science.aaa018

GIRARDIN, C. A. J.; JENKINS, S.; SEDDON, N.; ALLEN, M.; LEWIS, S. L.; WHEELER, C. E.; GRISCOM, B. W.; MALHI, Y. Nature-based solutions can help cool the planet - if we act now. **Nature**, 593: 191-194, 2021. <https://doi.org/10.1038/d41586-021-01241-2>.

GLASER, B.; AMELUNG, W. Pyrogenic carbon in native grassland soils along climosequence in North America. **Global Biogeochemical Cycles**, v.17, p.1-8, 2003. <https://doi.org/10.1029/2002GB002019>

GLASER, B.; BALASHOV, E.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. **Organic Geochemistry**, 31(7-8), 669-678, 2010. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00044-9](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00044-9)

GMACH, M.R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C. A.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, 14, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00178>

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J. A.; OADES, J. M. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A., Soil Processes and the Carbon Cycle. **Advances in Soil Science**. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 245-266, 1997.

GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; KNICKER, H.; ALMENDROS, G. The effect of fire on soil organic matter - a review. **Environment International**, 30, 855-870, 2004. DOI: 10.1016/j.envint.2004.02.003

GOUGOULIAS, C.; CLARK, J. M.; SHAW, L. J. The role of soil microbes in the global carbon cycle: tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, 94, 2362–2371, 2014. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6577>

GREGORICH, E. G., ELLERT, B. H. Light fraction and macroorganic matter in mineral soils. In: Carter, M.R. (Ed.), Soil Sampling and Methods of Analysis. **Canadian Society of Soil Science**, Boca Raton, Lewis Publ., pp. 397-407, 1993.

GROPPO, J.D.; LINS, S.R.M.; CAMARGO, P.B.; ASSAD, E.D.; PINTO, H.S.; MARTINS, S.C.; SALGADO, P.R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E.E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; MARTINELLI, L.A. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, 12, 4765-4780, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>

HADDIX, M.L.; GREGORICH, E.G.; HELGASON, B.L.; JANZEN, H.; ELLERT, B.H.; COTRUFO, M.F. Climate, carbon content, and soil texture control the independent formation and persistence of particulate and mineral-associated organic matter in soil. **Geoderma**, 363, 114160, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114160>

HALL, S.J.; YE, C.; WEINTRAUB, S.R.; HOCKADAY, W.C. Molecular trade-offs in soil organic carbon composition at continental scale. **Nature Geoscience**, 13, 687–69, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0634-x>

HAN, S. A.; MULVANEY, R. L.; ELLSWORTH, T. R.; BOAST, C. W. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. **Journal of Environmental Quality**, 36, p.1821-1832, 2007. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0099>

HART, S. A.; LUCKAI, N. J. Charcoal carbon pool in North American boreal forests. **Ecosphere**, 5(8), p. 1-14, 2014. <https://doi.org/10.1890/ES13-00086.1>

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant Soil**, v. 191, p. 77-87, 1997. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>

HERZFELD, T.; HEINKE, J.; ROLINSKI, S.; MÜLLER, C. Soil organic carbon dynamics from agricultural management practices under climate change. **Earth System Dynamics**, 12, 1037-1055, 2021. <https://doi.org/10.5194/esd-12-1037-2021>

HILSCHER, A.; KNICKER, H. Degradation of grass-derived pyrogenic organic material, transport of the residues within a soil column and distribution in soil organic matter fractions during a 28 month microcosm experiment. **Organic Geochemistry**, v. 42, n. 1, p.42-54, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.10.005>

HOFFMAN, W.; JACKSON, R. Vegetation-climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to grassland. **Journal of Climate**, 13, 1593-1602, 2000. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<1593:VCFITC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<1593:VCFITC>2.0.CO;2)

HORTON, P.; LONG, S. P.; SMITH, P.; BANWART, S. A.; BEERLING, D. J. Technologies to deliver food and climate security through agriculture. **Nature Plants**, 7, 250-255, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41477-021-00877-2>

IPCC. (2006). **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. / Paustian, K.; Ravindranath, N.H.; van Amstel, A.R. [S.I.], 2006. (Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use; No. Part 2).

JACKSON, R.B.; LAJTHA, K.; CROW, S.E.; HUGELIUS, G.; KRAMER, M.G.; PIÑEIRO G. The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 48: 48:419-445, 2017. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>

JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S. BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil and Tillage Research**. v.95, p. 97-109, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.11.005>

JANTALIA, C. P. **Estudo de sistemas de uso do solo e rotações de culturas em sistemas agrícolas brasileiros: dinâmica de nitrogênio e carbono no sistema solo – planta – atmosfera**. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência em Fitotecnia), 151 f. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2005.

JASTROW, J. D.; BOUTTON, T. W., MILLER, R. M. Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. **Soil Science Society of America Journal**, 60:801–807, 1996. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000030017x>

JIAN, J.; DU, X.; REITER, M.S.; STEWART, RYAN D. A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. **Soil Biology and Biochemistry**, 107735, 2020. doi:10.1016/j.soilbio.2020.107735

JIANG, Y.; QIAN, H.; WANG, X.; CHEN, L.; LIU, M.; LI, H.; SUN, B. Nematodes and Microbial Community Affect the Sizes and Turnover Rates of Organic Carbon Pools in Soil

Aggregates. **Soil Biology and Biochemistry**, 119, 22-31, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.001>

KABIRI, V.; RAIESI, F.; GHAZAVI, M. A. Tillage effects on soil microbial biomass, SOM mineralization and enzyme activity in a semi-arid Calcixerepts. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 232, 73-84, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.022>

KAN, Z.-R.; MA, S.-T.; LIU, Q.-Y.; LIU, B.-Y.; VIRK, A. L.F; QI, J.-Y.; ZHAO, X.; LAL, R.; ZHANG, H.-L. Carbon sequestration and mineralization in soil aggregates under long-term conservation tillage in the North China Plain. **Catena**, 188, 104428, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104428>

KANDELER, E.; PALLI, S.; STEMMER, M.; GERZABEK, M. H. Tillage changes microbial biomass and enzyme activities in particle-size fractions of a Haplic Chernozem. **Soil Biology and Biochemistry**, 31(9), 1253 -1264, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00041-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00041-3)

KAPPES, C.; ZANCANARO, L. Manejo da fertilidade do solo em sistemas de produção no Mato Grosso. In: RESENDE, A.V.; RODRIGUES, J.A.S.; PAES, M.C.D. (Eds.). Livro de palestras do 30º Congresso Nacional de Milho e Sorgo. Sete Lagoas: Associação Brasileira de Milho e Sorgo, 2014. p.358-381.

KAY, B. D.; VANDENBYGAART, A. J. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. **Soil and Tillage Research**, 66:107-118, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00019-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00019-3)

KIRKBY, C. A.; KIRKEGAARD, J. A.; RICHARDSON, A. E.; WADE, L. J.; BLANCHARD, C.; AND BATTEN, G. Stable soil organic matter: A com-parison of C: N:P:S ratios in Australian and other world soils. **Geoderma**, 163, 197-208, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.010>

KIRKBY, C. A.; RICHARDSON, A. E.; WADE, L. J.; BATTEN, G. D.; BLAN-CHARD, C.; KIRKEGAARD, J. A. Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. **Soil Biology and Biochemistry**, 60,77-86, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.011>

KLEBER, M., NICO, P., PLANTE, A. F., FILLEY, T., KRAMER, M., SWANSTON, C., & SOLLINS, P. Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: Implications for modeling concepts and temperature sensitivity. **Global Change Biology**, 17, 1097-1107, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02278.x>

KLEBER, M.; EUSTERHUES, K.; KEILUWEIT, M.; MIKUTTA, C.; MIKUTTA, R.; NICO, P. S. Mineral-organic associations: Formation, properties, and relevance in soil environments. **Advances in Agronomy**, 130, 1-140, 2015. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005>

KLUG, I.; MAFRA, Á. L.; FRIEDERICHS, A.; RECH, C.; FERT NETO, J. Atributos químicos do solo em plantios florestais em substituição à vegetação nativa em campos de altitude. **Ciência Florestal**, 30, 279, 2020. <https://doi.org/10.5902/1980509818905>

KNICKER, H.; NIKOLOVA, R.; DICK, D. P.; DALMOLIN, R. S. D. Alteration of quality and stability of organic matter in grassland soils of Southern Brazil highlands after ceasing biannual burning. **Geoderma**, v. 181 182, p. 11-21, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.001>

- KOOCH, Y.; EHSANI, S.; AKBARINIA, M. Stoichiometry of microbial indicators shows clearly more soil responses to land cover changes than absolute microbial activities. **Ecological Engineering**, 131, 99-106, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.03.009>
- KROSCHEWSKI, B.; RICHTER, C.; BAUMECKER, M.; KAUTZ, T. Effect of crop rotation and straw application in combination with mineral nitrogen fertilization on soil carbon sequestration in the Thyrow long-term experiment Thy_D5. **Plant and Soil**, 488, 121-136, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05459-5>
- KUHLBUSCH, T. A. J.; CRUTZEN, P. J. Toward a global estimate of black carbon in residues of vegetation fires representing a sink of atmospheric CO₂ and a source of O₂. **Global Biogeochem. Cycles**, 9, 491501, 1995. <https://doi.org/10.1029/95GB02742>
- KUMAR, A.; DORODNIKOV, M.; SPLETTSTÖBER, T.; KUZYAKOV, Y.; PAUSCH, J. Effects of maize roots on aggregate stability and enzyme activities in soil. **Geoderma**, 306, 50-57, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.007>
- KURTH, V. J.; MACKENZIE, M. D.; DELUCA, T. H. Estimating charcoal content in forest mineral soils. **Geoderma**, 137(1-2), 135-139, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.003>
- KUZYAKOV, Y. Factors affecting rhizosphere priming effects. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 165, n. 4, p. 382-396, 2002. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200208\)165:4<382::AID-JPLN382>3.0.CO;2-%23](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200208)165:4<382::AID-JPLN382>3.0.CO;2-%23)
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K. & STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology & Biochemistry**, 32:1485-1498, 2000. Doi: 10.1016/s0038-0717(00)00084-5
- LAAMRANI, A.; VORONEY, P.R.; BERG, A.A.; GILLESPIE, A.W.; MARCH, M.; DEEN, B.; MARTIN, R.C. Temporal Change of Soil Carbon on a Long-Term Experimental Site with Variable Crop Rotations and Tillage Systems. **Agronomy**, 10, 840, 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10060840>
- LAGOMARSINO, A.; GREGO, S.; KANDELER, E. Soil organic carbon distribution drives microbial activity and functional diversity in particle and aggregate-size fractions. **Pedobiologia** 55, 101-110, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.12.002>
- LAGOMARSINO, A.; GREGO, S.; MARHAN S.; MOSCATELLI, M. C.; KANDELER, E. Soil management modifies micro-scale abundance and function of soil microorganisms in a Mediterranean ecosystem. **European Journal of Soil Science**, 60(1), 2-12, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01113.x>
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, 304 (5677):1623-7, 2004. DOI: 10.1126/science.1097396
- LAL, R. Carbon Management in Agricultural Soils. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change** 12, 303–322, 2007. <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9036-7>
- LAL, R.; MONGER, C.; NAVE, L.; SMITH, P. The role of soil in regulation of climate. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, 376: 20210084, 2021. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>.

- LAMMEL, D. R.; BARTH, G.; OVASKAINEN, O.; CRUZ, L. M.; ZANATTA, J. A.; RYO, M.; DE SOUZA, E. M.; PEDROSA, F. O. Direct and indirect effects of a pH gradient bring insights into the mechanisms driving prokaryotic community structures. **Microbiome**, 6, 106, 2018. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0482-8>
- LAVALLEE, J.M.; SOONG, J.L.; COTRUFO, M.F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, 26, 261-273, 2019. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; & COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21 st century. **Global Change Biology**, 26, p.261-273, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- LEAL, O.; DICK, D.; COSTA, F.; KNICKER, H.; DE CARVALHO JÚNIOR, J.; SANTOS, J. Carbon in Physical Fractions and Organic Matter Chemical Composition of an Acrisol after Amazon Forest Burning and Conversion into Pasture. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 30, n. 2, p. 413-424, 2019. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20180191>
- LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, 528, 60-68, 2015. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems-a review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 11, p.403-27, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>
- LEIFELD, J.; HEILING, M.; HAJDAS, I. Age and Thermal Stability of Particulate Organic Matter Fractions Indicate the Presence of Black Carbon in Soil. **Radiocarbon**, 57(1), p.99-107, 2015. https://doi.org/10.2458/azu_rc.57.17964
- LEUTHOLD, S.; LAVALLEE, J.M.; HADDIX, M. L.; COTRUFO, M.F. Contrasting properties of soil organic matter fractions isolated by different physical separation methodologies. **Geoderma**, v.445,116870, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116870>
- LIANG, C.; SCHIMEL, J. P.; JASTROW, J. D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. **Nature Microbiology**, 2, p.17105, 2017. <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>
- LIANG, Q.; CHEN, H.; GONG, Y.; YANG, H.; FAN, M.; KUZYAKOV, Y. Effects of 15 years of manure and mineral fertilizers on enzyme activities in particle-size fractions in a North China Plain soil. **European Journal of Soil Biology**, 60, 112-119, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.11.009>
- LIANG, Y.; YANG, Y.; YANG, C.; SHEN, Q.; ZHOU, J.; YANG, L. Soil Enzymatic Activity and Growth of Rice and Barley as Influenced by Organic Manure in an Anthropogenic Soil. **Geoderma**, 115, 149-160, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00084-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00084-3)
- LIU, M-Y.; CHANG, Q.-R.; YAN-BING, Q.I.; LIU, J.; CHEN, T. Aggregation and soil organic carbon fractions under different land uses on the tableland of the Loess Plateau of China. **Catena**, 115, 19-28, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.11.002>
- LIU, X.-J. A.; SUN, J.; MAU, R. L.; FINLEY, B. K.; COMPSON, Z. G.; VAN GESTEL, N.; BROWN, J. R.; SCHWARTZ, E.; DIJKSTRA, P.; HUNGATE, B. A. Labile carbon input

determines the direction and magnitude of the priming effect. **Applied Soil Ecology**, 109, 7-13, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.10.002>

LIU, Y.; HU, C.; HU, W.; WANG, L.; LI, Z.; PAN, J.; CHEN, F. Stable isotope fractionation provides information on carbon dynamics in soil aggregates subjected to different long-term fertilization practices. **Soil and Tillage Research**, 177, 54-60, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.016>

LOCATELLI, J.L.; SANTOS, R.S.; CHERUBIN, M. R.; CERRI, C. E.P. Changes in soil organic matter fractions induced by cropland and pasture expansion in Brazil's new agricultural frontier. **Geoderma Regional**, v.22, e00474, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00474>

LOSS, A.; PEREIRA, M. G., BEUTLER, S. J.; PERIN, A.; PICCOLO, M. C.; ASSUNÇÃO, S. A.; ZONTA, E. The impact of agricultural systems in the soil organic matter content in brazilian Cerrado, **International Journal of Research**,7(8), p.220-244, 2019. <https://doi.org/10.29121/granthaalayah.v7.i8.2019.662>

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. D. Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 46, 1269-1276, 2011. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2011001000022>

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A.; COUTINHO, F. S.; CUNHA DOS ANJOS, L. H. Particulate organic matter in soil under different management systems in the Brazilian Cerrado. **Soil Research**, 50(8), p.685-693, 2012. <https://doi.org/10.1071/SR12196>.

LOSS, A.; RIBEIRO, E. C.; PEREIRA, M. G.; Elias Mendes COSTA, E. M. Atributos físicos e químicos do solo em sistemas de consórcio e sucessão de lavoura, pastagem e silvipastoril em Santa Teresa, ES. **Bioscience Journal** 30:1347-1357, 2014. <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/22079>.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 175-187, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000100017>

LU, G.; TIAN, H.; TAN, X.; MEGHARAJ, M.; HE, Y.; HE, W. Distribution of soil nutrients and enzyme activities in different aggregates under two sieving methods. **Soil Science Society of America Journal** 84, 331-344, 2020. <https://doi.org/10.1002/saj2.20011>

LUGATO, E.; LAVALLEE, J.M.; HADDIX, M.L.; PANAGOS, P.; COTRUFO, M.F. Different climate sensitivity of particulate and mineral-associated soil organic matter. **Nature Geoscience**, 14, 295-300, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00744-x>

LUO, Y.; XIAO, M.; YUAN, H.; LIANG, C.; ZHU, Z.; XU, J.; TANG, C.; KUZYAKOV, Y.; WU, J.; GE, T. Rice rhizodeposition promotes the build-up of organic carbon in soil via fungal necromass. **Soil Biology and Biochemistry**, 160, 108345, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108345>

LÜTZOW, M. V.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBERGER, G.; MATZNER, E.; & MARSCHNER, B. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology & Biochemistry**, 39, p.2183-2207, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>

LÜTZOW, M. V.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHEMITT, K.; MATZNER, E.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; FLESSA, H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. **European Journal of Soil Science**, 57, 426–445, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>

MAIA, Claudia. Biochar: **Uma nova ferramenta no manejo dos solos**. Anais do 11º Seminário de Atualização Florestal e XI Semana de Estudos Florestais. Colombo (PR), 2010.

MAN, M.; DEEN, B.; DUNFIELD, K. E.; WAGNER-RIDDLE, C.; SIMPSON, M. J. Altered soil organic matter composition and degradation after a decade of nitrogen fertilization in a temperate agroecosystem. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 310:107305, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107305>

MANSON, A. D.; JEWITT, D.; SHORT, A. D. Effects of season and frequency of burning on soils and landscape functioning in a moist montane grassland. **African Journal of Range & Forage Science**, 24(1), p.9-18, 2007. <https://doi.org/10.2989/102201107780178177>

MARQUELLI, RP. **O Desenvolvimento Sustentável da Agricultura no Cerrado Brasileiro**. Brasília: UNICEUB, 2003.

MARTINS, M. M.; ANGERS, D.; CORÁ, J. E. Co-accumulation of microbial residues and particulate organic matter in the surface layer of a no-till Oxisol under different crops. **Soil Biology and Biochemistry**, 50, 208-213, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.024>

MCCLELLAND, S. C.; PAUSTIAN, K.; WILLIAMS, S.; SCHIPANSKI, M. E. Modeling cover crop biomass production and related emissions to improve farm-scale decision-support tools. **Agricultural Systems**, 19, 103151, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103151>

MEENA, A.; RAO, K. S. Assessment of soil microbial and enzyme activity in the rhizosphere zone under different land use/cover of a semiarid region, India. **Ecological Processes**, 10, 16 2021. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00288-3>

MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27, 435-443, 2003. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832003000300005>

MENDES, L. W.; KURAMAE, E. E.; NAVARRETE, A. A.; VAN VEEN, J. A.; TSAI, S. M. Taxonomical and functional microbial community selection in soybean rhizosphere. **International Society for Microbial Ecology**, 8, 1577-1587, 2014. <https://doi.org/10.1038/ismej.2014.17>

MENDES, L.W; BRAGA, L. NAVARRETE, A. A; SOUZA, D. G; SILVA, G. G. Z.; TSAI, S. M. Using metagenomics to connect microbial community biodiversity and functions. **Current Issues in Molecular Biology**, 24:103-18, 2017. <https://doi.org/10.21775/cimb.024.103>

MGANGA, K. Z.; RAZAVI, B. S.; KUZYAKOV, Y. Microbial and enzymes response to nutrient additions in soils of Mt. Kilimanjaro region depending on land use. **European Journal of Soil Science**. 69, 33-40, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.05.001>

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: Santos GA, Camargo FAO, compiladores. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 1999.

MIKHA, M. M.; RICE, C. W. Tillage and Manure Effects on Soil and Aggregate-Associated Carbon and Nitrogen. **Soil Science Society of America Journal** 68, 809-816, 2004. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.8090>

MILLER, M.; DICK, R. P. Dynamics of soil C and microbial biomass in whole soil and aggregates in two cropping systems. **Applied Soil Ecology**, 2(4), 253-261, 1995. [https://doi.org/10.1016/0929-1393\(95\)00060-6](https://doi.org/10.1016/0929-1393(95)00060-6)

MORAIS, V. A.; FERREIRA, G. W. D.; DE MELLO, J. M.; SILVA, C. A.; DE MELLO, C. R.; ARAÚJO, E. J. G.; SCOLFORO, J. R. S. Spatial distribution of soil carbon stocks in the Cerrado biome of Minas Gerais, Brazil. **Catena**, 104285, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104285>

MUSTAFA, A.; MINGGANG, X.; ALI SHAH, S. A.; ABRAR, M. M.; NAN, S.; BAOREN, W.; ZEJIANG, C.; SAEED, Q.; NAVEED, M.; MEHMOOD, K.; NÚÑEZ-DELGADO, A. Soil Aggregation and Soil Aggregate Stability Regulate Organic Carbon and Nitrogen Storage in a Red Soil of Southern China. **Journal of Environmental Management**, 270, 110894, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110894>

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, 853, 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>

NANNIPIERI, P.; GIAGNONI, L.; RENELLA, G.; PUGLISI, E.; CECCANTI, B.; MASCIANDARO, G.; FORNASIER, F.; MOSCATELLI, M. C.; MARINARI, S. Soil enzymology: classical and molecular approaches. **Biology and Fertility of Soils**, 48, 743-762, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0723-0>

NATH, D.; SUMAN, S. N.; RAIGAR, B. L.; SOW, S.; RANJAN, S. **Carbon Dynamics in Soil in Relation to Climate Change**. In book: Climate Smart Approaches towards Sustainable Crop Production. p. 89-118, 2023.

NEUFELD, K. R.; GRAYSTON, S. J.; BITTMAN, S.; NEUFELD, K. R.; GRAYSTON, S. J.; BITTMAN, S.; KRZIC, M.; HUNT, D. E.; SMUKLER, S. M. Long-term alternative dairy manure management approaches enhance microbial biomass and activity in perennial forage grass. **Biology and Fertility of Soils**, 53, 613-626, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1204-2>

NICOLOSO, R. S.; LOVATO, T.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; LANZANOVA, M. E. Balanço de carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32, 2425-2433, 2008. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000600020>

NICOLOSO, R.S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C.; COSTA, C. N.; AKLEY, E. K. Carbon saturation and translocation in a no-till soil under organic amendments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 264:73-84, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.016>

NIE, M.; PENDALL, E.; BELL, C.; WALLENSTEIN, M. D. Soil aggregate size distribution mediates microbial climate change feedbacks. **Soil Biology and Biochemistry**, 68, 357-365, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.012>

- NOGUEIRA, M. A.; MELO, W. J. Enxofre disponível para a soja e atividade de arilsulfatase em solo tratado com gesso agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27: 655-663, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400010>
- NOURI, A.; LEE, J.; YIN, X.; TYLER, D. D.; SAXTON, A. M. Thirty-four years of no-tillage and cover crops improve soil quality and increase cotton yield in Alfisols, Southeastern USA. **Geoderma**, 337, 998-1008, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.016>
- OADES, J. M.; WATERS, A. G. Aggregate hierarchy in soils. **Australian Journal of Soil Research**, 29(6), 815-825, 1991. <https://doi.org/10.1071/SR9910815>
- OJIMA, D. S.; SCHIMEL, D. S.; PARTON, W. J.; OWENSBY, C.E. Long- and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. **Biogeochemistry** 24, 67-84, 1994. <https://doi.org/10.1007/bf02390180>
- ORWIN, K.bH.; BUCKLAND, S. M.; JOHNSON, D.; TURNER, B. L.; SMART, S.; OAKLEY, S.; BARDGETT, R. D. 2010. Linkages of plant traits to soil properties and the functioning of temperate grassland. **Journal of Ecology**, 98:1074-83, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01679.x>.
- PAIVA, A. O.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S. Estoque de carbono em cerrado sensu stricto do Distrito Federal. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 527-538, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000300015>
- PANDEY, D.; AGRAWAL, M.; BOHRA, J. S. Effects of conventional tillage and no tillage permutations on extracellular soil enzyme activities and microbial biomass under rice cultivation. **Soil and Tillage Research**, 136, 51-60, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.09.013>
- PANDEY, P.; CHIU, C.; MIAO, M.; WANG, Y.; SETTLES, M.; DEL RIO, N. S.; CASTILLO, A.; SOUZA, A.; PEREIRA, R.; JEANNOTTE, R. 16S rRNA analysis of diversity of manure microbial community in dairy farm environment. **PLOS ONE**, 13, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190126>.
- PEACOCK, A. D.; MULLEN, M. D.; RINGELBERG, D. D.; TYLER, D. B.; HEDRICK, D. B.; GALE, P. M.; WHITE, D. C. Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. **Soil Biology and Biochemistry** 33, 1011-1019, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00004-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00004-9)
- PIAZZA, G.; PELLEGRINO, E.; MOSCATELLI, M. C.; ERCOLI, L. Long-Term Conservation Tillage and Nitrogen Fertilization Effects on Soil Aggregate Distribution, Nutrient Stocks and Enzymatic Activities in Bulk Soil and Occluded Microaggregates. **Soil and Tillage Research**, 196, 104482, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104482>
- PINHEIRO, É. F. M.; DE CAMPOS, D. V. B.; BALIEIRO, F. C., DOS ANJOS, L. H. C. PEREIRA, M. G. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter. **Agricultural Systems**, 132, 35-39, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.08.008>
- PINHEIRO, F. M.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; TONUCCI, R.G.; VENTURIN, R. P. Soil carbon stock and stability under Eucalyptus-based silvopasture and other land-use systems in the Cerrado biodiversity hotspot. **Journal of Environmental Management**, 1;299:113676, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113676>

- PRAIRIE, A. M.; KING, A. E.; COTRUFO, M. F. Restoring particulate and mineral-associated organic carbon through regenerative agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 120, 2023. <https://doi.org/10.1073/pnas.2217481120>
- PRESTON, C. M.; SCHMIDT, M. W. I. Black (pyrogenic) carbon: A synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. **Biogeosciences**, 3, 397-420, 2006. <https://doi.org/10.5194/bg-3-397-2006>
- PRIMIERY, S.; MUNIZ, A. W.; LISBOA, H. D. M. Dinâmica do Carbono no Solo em Ecossistemas Nativos e Plantações Florestais em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, 24: e001103141, 2017. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.110314>
- PUISSANT, J.; JONES, B.; GOODALL, T.; MANG, D.; BLAUD, A.; GWEON, H. S.; MALIK, A.; JONES, D. L.; CLARK, I. M.; HIRSCH, P. R.; GRIFFITHS, R. 2019. The pH optimum of soil exoenzymes adapt to long term changes in soil pH. **Soil Biology and Biochemistry**, 138, 107601, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107601>
- RAIESI, F. The quantity and quality of soil organic matter and humic substances following dry-farming and subsequent restoration in an upland pasture. **Catena**, v.202, 105249, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105249>
- RAKESH S.; SARKAR, D.; SINHA, A. K. SHIKHA.; MUKHOPADHYAY, P.; DANISH, S.; FAHAD, S.; DATTA, R. Carbon Mineralization Rates and Kinetics of Surface-Applied and Incorporated Rice and Maize Residues in Entisol and Inceptisol Soil Types. **Sustainability**, 13, 7212, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13137212>
- RAPHAEL J. P.; CALONEGO J. C.; MILORI D. M. B.; ROSOLEM C. A. Soil organic matter in crop rotations under no-till. **Soil and Tillage Research**, 155, 45-53, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.07.020>
- REZENDE, A. V.; PAPA, D. A. Revegetação natural de áreas antropizadas. In: FONSECA, F. O. (Ed.). **Águas Emendadas**. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2008. p. 199, 2005.
- RHEINHEIMER, D. D. S.; FORNARI, M. R.; BASTOS, M. C.; FERNANDES, G.; SANTANNA, M. A.; CALEGARI, A.; CANALLI, L. B. DOS S.; CANER, L.; LABANOWSKI, J.; TIECHER, T. Phosphorus distribution after three decades of different soil management and cover crops in subtropical region. **Soil and Tillage Research**, 192, 33-41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.018>
- RHEINHEIMER, D. S.; FERNANDES, J. C. P.; MAFRA, V. B. B.; ALMEIDA, J. A. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**, v.33, n.1, p.49-55, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0103-8478200300010000>
- RIGON, J.P.G.; CALONEGO, J.C. 2020. Soil carbon fluxes and balances of crop rotations under long-term no-till. **Carbon Balance and Management** 15, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00154-3>
- RODIONOV, A.; AMELUNG, W.; PEINEMANN, N.; HAUMAIER, L.; ZHANG, X.; KLEBER, M.; GLASER, B.; URUSEVSKAYA, I.; ZECH, W. Black carbon in grassland ecosystems of the world. **Global Biogeochemical Cycles**, 24(3), 2010. <https://doi.org/10.1029/2009gb003669>

- RODRIGUES, L. A. T.; GIACOMINI, S. J.; DIECKOW, J.; CHERUBIN, M. R.; OTTONELLI, A. S.; BAYER, C. Carbon saturation deficit and litter quality drive the stabilization of litter-derived C in mineral-associated organic matter in long-term no-till soil. **Catena**, 219, 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106590>
- ROMILLAC, N.; SLEZACK-DESCHAUMES, S.; AMIAUD, B.; PIUTTI, S. Soil Microbial Communities Involved in Proteolysis and Sulfate-Ester Hydrolysis Are More Influenced by Interannual Variability than by Crop Sequence. **Agronomy**, 13, 180, 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010180>
- ROSA, R.; SANO, E. E.; ROSENDO, J. D. S. Estoque de carbono em solos sob pastagens cultivadas na bacia hidrográfica do Rio Paranaíba. **Sociedade & Natureza**, 26, 333-351, 2014. <https://doi.org/10.1590/1982-451320140210>
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil and tillage research**, Amsterdam, v. 70, p. 107-119, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00160-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00160-5)
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J. & VASCONCELLOS, C.A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the ¹³C/¹²C isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. **Geoderma**, 104:185-202, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00080-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00080-5)
- SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; LAL, R.; DICK, W. A.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. E. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 104, n. 1, p. 56-64, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.11.007>
- SÁ, J.C M.; SÉGUY, L.; TIVET, F.; LAL, R.; BOUZINAC, S.; BORSZOWSKI, P.R.; BRIEDIS, C.; DOS SANTOS, J.B.; DA CRUZ HARTMAN, D.; BERTOLONI, C.G.; ROSA, J.; FRIEDRICH, T. Carbon Depletion by Plowing and its Restoration by No-Till Cropping Systems in Oxisols of Subtropical and Tropical Agro-Ecoregions in Brazil. **Land Degradation & Development** 26, 531-543, 2015. <https://doi.org/10.1002/ldr.2218>
- SALDANHA, M; PÉREZ, D; MENEGUELLI, N; MOREIRA, J. VAITSMAN, D. **Avaliação de cinco tipos de abertura para determinação dos teores de ferro, manganês e zinco em alguns solos brasileiros**. N° 1, p. 1-10, 1997.
- SANDERMAN, J.; HENGL, T.; FISKE, G. J. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 114, p.9575-9580, 2017. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 43, 153-156, 2008. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2008000100020>
- SANT' ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 108, 101-120, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z>
- SANTOS, D. C. D.; FARIAS, M. D. O.; LIMA, C. L. R. D.; KUNDE, R. J.; PILLON, C. N.; FLORES, C. A. Fracionamento químico e físico da matéria orgânica de um argissolo vermelho

sob diferentes sistemas de uso. **Ciência Rural**, 43(5), 838-844, 2013. <https://doi.org/10.1590/s0103-84782013005000037>

SCHIEBELBEIN, B. E.; BORDONAL, R. O.; CERRI, C. E. P.; OLIVEIRA, D. M. S.; CHERUBIN, M. R. Mineral associated and particulate organic matter in aggregates as a proxy for soil C changes in pasture-sugarcane land use transitions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 47:e0220103, 2023. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20220103>

SCHMIDT, M. W. I.; NOACK, A. G. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges, **Global Biogeochem. Cycles**, 14, 777-793, 2000. <https://doi.org/10.1029/1999gb001208>

SCHMIDT, M. W. I.; SKJEMSTAD, J. O.; GEHRT, E.; KOGEL-KNABNER, I. Charred organic carbon in German chernozemic soils. **European Journal of Soil Science**, 50(2), 351-365, 1999. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00236.x>

SEMENOV, V. M.; LEBEDEVA, T. N.; PAUTOVA, N. B.; KHROMYCHKINA, D. P.; KOVALEV, I. V.; KOVALEVA, N. O. Relationships between the Size of Aggregates, Particulate Organic Matter Content, and Decomposition of Plant Residues in Soil. **Eurasian Soil Science**, 53, 454-466, 2020. <https://doi.org/10.1134/S1064229320040134>

SILVA, D. A.; VITORINO, A. C. T.; DE SOUZA, L. C. F.; GONÇALVES, M. C.; ROSCOE, R. Culturas antecessoras e adubação nitrogenada na cultura do milho, em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v.5, n.1, p.75-88, 2006. <http://dx.doi.org/10.18512/1980-6477/rbms.v5n1p75-88>

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J. C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.275-374, 2007.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, p.467-524, 1997.

SILVEIRA, M. A.; TEIXEIRA, S. M.; WANDER, A. E.; CAMPOS, W. P. Produção de feijão nos sistemas de plantio direto e convencional no município de Água Fria de Goiás (GO). **Conjuntura Econômica Goiana**, 22, 2015. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/132673/1/aew8.pdf>

SILVEIRA, P. M.; STONE, L. F. Teores de nutrientes e de matéria orgânica afetados pela rotação de culturas e sistema de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 387-394, 2001. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832001000200014>

SILVER, W. L.; THOMPSON, A. W.; MCGRODDY, M. E.; VARNER, R. K.; DIAS, J. D.; SILVA, H.; CRILL, P. M.; KELLER, M. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. **Global Change Biology**, 11, 290-306, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00903.x>

SILVER, W. L.; THOMPSON, A.W.; MCGRODDY, M. E.; VARNER, R. K.; DIAS, J. D.; SILVA, H.; CRILL, P. M.; KELLER, M. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. **Global Change Biology**, 11, 290-306, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00903.x>

- SINGH, P.; BENBI, D. K. Soil organic carbon pool changes in relation to slope position and land-use in Indian lower Himalayas. **Catena**, 166, 171-180, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.006>
- SISTI, C.P.J.; SANTOS, H.P.; KOHHANN, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, 76:39-58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.08.007>
- SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, 79, 7-31, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- SIX, J.; CARPENTIER, A.; VAN KESSEL, C.; MERCKX, R.; HARRIS, D.; HORWATH, W. R.; LÜSCHER, A. Impact of elevated CO₂ on soil organic matter dynamics as related to changes in aggregate turnover and residue quality. **Plant and Soil**, 234, 27-36, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010504611456>
- SIX, J.; ELLIOT, E. T.; PAUSTIAN, K.; DORAN, J. W. Agregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. **Soil Science Society of America Journal**, 62, 1367-1377, 1998. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x>
- SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation: A Mechanism for C Sequestration under No-Tillage Agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, 32, 2099-2103, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6)
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.M.; DE MORAES, J.C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. **Agronomie** 22, 755-775, 2002. <https://doi.org/10.1051/agro:2002043>
- SIX, J.; PAUSTIAN, K. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. **Soil Biology and Biochemistry**, 68, A4-A9, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.014>
- SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T.; COMBRINK, C. Soil Structure and Organic Matter. **Soil Science Society of America Journal**, 64:681-689 2000. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6431042x>
- SKJEMSTAD, J. O.; TAYLOR, J. A.; SMERNIK, R. J. Estimation of charcoal (char) in soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, vol.30, 2289-2298, 1999.
- SKORUPA, A. L. A.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; SILVA, C. P. D. C.; SCOLFORO, J. R. S.; MARQUES, J. J. G. D. S. E. M. Propriedades de solos sob vegetação nativa em Minas Gerais: distribuição por fitofisionomia, hidrografia e variabilidade espacial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 36, 11-22, 2012. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832012000100002>
- SMERNIK, R.J.; SKJEMSTAD, J.O.; OADES, J. M. Virtual fractionation of charcoal from soil organic matter using solid state ¹³C NMR spectral editing. **Australian Journal of Soil Research**, v.38, p.665-683, 2000. <https://doi.org/10.1071/SR99115>
- SMITH, P.; BUSTAMANTE, M.; AHAMMAD, H.; CLARK, H.; DONG, H.; ELSIDDIG, E. A.; HABERL, H.; HARPER, R.; HOUSE, J.; JAFARI, M.; MASERA, O.; MBOW, C.; RAVINDRANATH, N. H.; RICE, C. W.; ROBLEDO, C. A.; ROMANOVSKAYA, A.; SPERLING, F.; TUBIELLO, F. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In:

EDENHOFER, O.; PICHS-MADRUGA, R.; SOKONA, Y.; FARAHANI, E.; KADNER, S.; SEYBOTH, K.; ADLER, A.; BAUM, I.; BRUNNER, S.; EICKEMEIER, P.; KRIEMANN, B.; SAVOLAINEN, J.; SCHLÖMER, S.; VON STECHOW, C.; ZWICKEL, T.; MINX, J. C. (Eds.) **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change**. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

SMUCKER, A. J. M.; PARK, E.-J.; DORNER, J.; HORN, R. Soil Micropore Development and Contributions to Soluble Carbon Transport within Macroaggregates. **Vadose Zone Journal**, 6(2), 282-290, 2007. <https://doi.org/10.2136/vzj2007.0031>

SOARES, D. D. A.; SEKIYA, B. M. S.; MODESTO, V. C.; NAKAO, A. H.; FREITAS, L. A.; SOUZA, I. M. D. D.; DA LUZ, J. H. S.; GALINDO, F. S.; LUPATINI, G. C.; PAVAN MATEUS, G.; BONINI, C. D. S. B.; ANDRIGHETTO, C.; MENDES, I. D. C.; PAVINATO, P. S.; ANDREOTTI, M. Accumulated Carbon Fractions in Tropical Sandy Soils and Their Effects on Fertility and Grain Yield in an Integrated Crop–Livestock System. **Sustainability**, 15, 13829, 2023. <https://doi.org/10.3390/su151813829>

SOUZA, C.M., JR.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M.R.; PARENTE, L.L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B.F.T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P.W.M.; OLIVEIRA, S.W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, B. M.; DINIZ, C.G. ; COSTA, D.; DYEDEN, MONTEIRO.; ROSA, E.R.; EDUARDO VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E.J.; FELIPE E. B. LENTI, F.E.B.; PATERNOST, F.F.; PAREYN, F. G.C.; SIQUEIRA, J.V.; VIERA, J.L.; NETO, L.C.F.; SARAIVA, M.M.; SALES, M.H.; SALGADO, M.P.G.; RODRIGO VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V.V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, 12, 2735, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

SOUSA-NETO, E. R.; GOMES, L.; NASCIMENTO, N.; PACHECO, F.; OMETTO, J. P. Land Use and Land Cover Transition in Brazil and Their Effects on Greenhouse Gas Emissions. **Soil Management and Climate Change**, 309-321, 2018. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00020-3>

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: J. Wiley, 1994. 496p.

SUN, J.; ZHANG, Q.; ZHOU, J.; WEI, Q.vP. Pyrosequencing technology reveals the impact of different manure doses on the bacterial community in apple rhizosphere soil. **Applied Soil Ecology**, 78, 28-36, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.02.004>

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: WEAVER, R. W.; SCOTT, A.; BOTTOMLEY, P. J. (Ed.). **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. **Madison: Soil Science Society of America**, Part 2, p. 778-835, 1994.

TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; REZENDE, C. D. P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 234, p. 15-26, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010533721740>

TAVARES FILHO, J.; RALISH, R.; GUIMARÃES, M. F.; MEDINA, C. C.; BALBINO, L. C.; NEVES, C. S. V. J. Método do perfil cultural para avaliação do estado físico de solos em

condições tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 393-399, 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000200022>

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573p. Disponível em: << /code><https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>>.

TELLES, T.S.; DECHEN, S.C.F.; GUIMARÃES, M.D.F. Institutional landmarks in Brazilian research on soil erosion: a historical overview. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 37, 1431-1440, 2013. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832013000600001>

THOMPSON, L. R.; SANDERS, J. G.; MCDONALD, D.; AMIR, A.; LADAU, J.; LOCEY, K. J.; PRILL, R. J.; TRIPATHI, A. A communal catalogue reveals Earth's multiscale microbial diversity. **Nature**, 551, 457-463, 2017. <https://doi.org/10.1038/nature24621>.

TIAN, J., PAUSCH, J., YU, G., BLAGODATSKAYA, E., GAO, Y., KUZYAKOV, Y. Aggregate size and their disruption affect ¹⁴C-labeled glucose mineralization and priming effect. **Applied Soil Ecology**, 90, 1-10, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.01.014>

TIECHER, T.; GUBIANI, E.; SANTANNA, M. A.; VELOSO, M. G.; CALEGARI, A.; CANALLI, L. B. D. S.; FINCKH, M. R.; CANER, L.; RHEINHEIMER, D. D. S. Effect of 26-years of soil tillage systems and winter cover crops on C and N stocks in a Southern Brazilian Oxisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 44:e0200029, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200029>

TISDALL, J.; OADES, J. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, 33, 141-163, 1982. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>

TIWARI, R.; DWIVEDI, B. S.; SHARMA, Y. M.; SHARMA, A.; DWIVEDI, A. K. Activities of β-glucosidase, Phosphatase and Dehydrogenase as Soil Quality Indicators: A Review. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, 8, 834–846, 2019. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2019.806.101>

TONON-DEBIASI, B. C.; DEBIASI, H.; RONDINA, A. B. L.; MORAES, M. T.; FRANCHINI, J. C.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; HUNGRIA, M.; NOGUEIRA, M. A. Microbial attributes as structural quality index for physical health of an Oxisol under compaction levels. **Soil and Tillage Research**, 235 1-15, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105872>

TRACY, B. F.; ZHANG, Y. Soil compaction, corn yield response, and soil nutrient pool dynamics within an integrated crop livestock system in Illinois. **Crop Science**. 48, 1211-1218, 2008. <https://doi.org/10.2135/cropsci2007.07.0390>

TURNER, B. L.; HOPKINS, D. W.; HAYGARTH, P. M.; OSTLE, N. β-Glucosidase Activity in Pasture Soils. **Applied Soil Ecology**, 6, 157-162, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(02\)00020-3](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00020-3)

URQUIAGA, S.S.C.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M. Variações nos estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa em solos das regiões tropicais e subtropicais do Brasil: uma análise crítica. **Informações Agronômicas**, n. 130, 2010. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/880398>

- VAN DER POL, L.K.; ROBERTSON, A.; SCHIPANSKI, M.; CALDERON, F.J.; WALLENSTEIN, M. D.; COTRUFO, M.F. Addressing the soil carbon dilemma: Legumes in intensified rotations regenerate soil carbon while maintaining yields in semi-arid dryland wheat farms. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 330, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107906>
- VASILCHENKO, A. V.; GALAKTIONOVA, L. V.; TRETYAKOV, N. Y.; DYACHKOV, S. M.; VASILCHENKO, A. S. Impact of agricultural land use on distribution of microbial biomass and activity within soil aggregates. **Soil Use and Management**, 39, 618-633, 2023. <https://doi.org/10.1111/sum.12844>
- VELIKHOF, E; KINGSEP, A. Non-linearity in natural and social sciences. **Discrete Dynamics in Nature and Society**, vol. 6, p. 229-230, 2001. <https://doi.org/10.1155/s1026022601000280>
- VELOSO, M. G.; ANGERS, D. A.; TIECHER, T.; GIACOMINI, S.; DIECKOW, J.; BAYER, C. High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 268, 15-23, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.024>
- VEZZANI, F. M.; ANDERSON, C.; MEENKEN, E.; GILLESPIE, R.; PETERSON, M.; BEARE, M. H. The importance of plants to development and maintenance of soil structure, microbial communities and ecosystem functions. **Soil and Tillage Research**, 175(), 139-149, 2018. doi:10.1016/j.still.2017.09.002
- WALLENSTEIN, M. D.; MCMAHON, S. K.; SCHIMEL, J. P. Seasonal variation in enzyme activities and temperature sensitivities in Arctic tundra soils. **Global Change Biology** 15, 1631-1639, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01819.x>
- WANG, J.; SHU, K.; WANG, S.; ZHANG, C.; FENG, Y.; GAO, M.; LI, Z.; CAI, H. Soil Enzyme Activities Affect SOC and TN in Aggregate Fractions in Sodic-Alkali Soils, Northeast of China. **Agronomy**, 12(10), 2549, 2022. <https://doi.org/10.3390/agronomy12102549>
- WANG, S.; SUN, L.; LING, N.; ZHU, C.; CHI, F.; LI, W.; HAO, X.; ZHANG, W.; BIAN, J.; CHEN, L.; WEI, D. Exploring Soil Factors Determining Composition and Structure of the Bacterial Communities in Saline-Alkali Soils of Songnen Plain. **Frontiers in Microbiology**, 10, 2902, 2020. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02902>
- WANG, S.; LI, T.; ZHENG, Z. Effects of tea plantation age on soil aggregate-associated C- and N-cycling enzyme activities in the hilly areas of Western Sichuan, China. **CATENA**, 171, 145-153, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.010>
- WANG, X.; BIAN, Q.; JIANG, Y.; ZHU, L.; CHEN, Y.; LIANG, Y.; SUN, B. Organic amendments drive shifts in microbial community structure and keystone taxa which increase C mineralization across aggregate size classes. **Soil Biology and Biochemistry**, 153, 108062, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108062>
- WARING, B. G.; WEINTRAUB, S. R.; SINSABAUGH, R. L. (2014). Ecoenzymatic stoichiometry of microbial nutrient acquisition in tropical soils. **Biogeochemistry**, 117, 101-113, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9849-x>
- WATSON, R. T. (Ed.). **Climate change 2001: synthesis report: third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, p.408, 2001.

- WATTS, D. B.; TORBERT, H. A.; FENG, Y.; PRIOR, S. A. Soil Microbial Community Dynamics as Influenced by Composted Dairy Manure, Soil Properties, and Landscape Position. **Soil Science** 175, 474-486, 2010. <https://doi.org/10.1097/ss.0b013e3181f7964f>.
- WHALEN, J. K.; CHANG, C.; CLAYTON, G. W.; CAREFOOT, J. P. Dairy Manure Amendments Can Increase the pH of Acid Soils. **Soil Science Society of America Journal**, 64, 962, 2000. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.643962x>
- WIEDEMEIER, D. B., HILF, M. D., SMITTENBERG, R. H., HABERLE, S. G., & SCHMIDT, M. W. I. Improved assessment of pyrogenic carbon quantity and quality in environmental samples by high-performance liquid chromatography. **Journal of Chromatography A**, 1304, 246-250, 2013.
- WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; SPIOTTA, E. M.; WESEMAEL, B. V.; RABOT, E.; LIE, M.; FRANCO, N. G.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H. J.; KNABNER, I. K. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**. v. 333, n. 1, p. 149-162, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- WINCK, B.R.; VEZZANI, F.M.; DIECKOW, J.; FAVARETTO, N.; MOLIN, R. Carbono e nitrogênio nas frações granulométricas da matéria orgânica do solo, em sistemas de culturas sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 38, 980-989, 2014. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832014000300030>
- WRIGHT, A. L.; HONS, F. M.; LEMON, R. G.; MCFARLAND, M. L.; NICHOLS, R. L. Microbial activity and soil C sequestration for reduced and conventional tillage cotton. **Applied Soil Ecology**, 38, 168-173, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.10.006>
- WYSZKOWSKA, J.; WIECZOREK, K.; KUCHARSKI, J. Resistance of Arylsulfatase to Contamination of Soil by Heavy Metals. **Polish Journal of Environmental Studies**, 25, 365-375, 2016. <https://doi.org/10.15244/pjoes/60417>
- XIAO, L.; ZHANG, W.; HU, P.; XIAO, D.; YANG, R.; YE, Y.; WANG, K. The formation of large macroaggregates induces soil organic carbon sequestration in short-term cropland restoration in a typical karst area. **Science of The Total Environment**, 801, 149588, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149588>
- XIAO-CHANG, W.; QIN, L. Beta-glucosidase activity in paddy soils of the taihu lake region, China. **Pedosphere**. 16: 118-124, 2006. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(06\)60033-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(06)60033-7).
- XIE, J. Y.; HOU, M. M.; ZHOU, Y. T.; WANG, R. J.; ZHANG, S. L.; YANG, X. Y.; SUN, B. H. Carbon sequestration and mineralization of aggregate-associated carbon in an intensively cultivated Anthrosol in North China as affected by long term fertilization. **Geoderma**, 296:1-9, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.023>
- XIE, J. Y.; HOU, M. M.; ZHOU, Y. T.; WANG, R. J.; ZHANG, S. L.; YANG, X. Y.; SUN, B. H. Carbon sequestration and mineralization of aggregate-associated carbon in an intensively cultivated Anthrosol in North China as affected by long term fertilization. **Geoderma**, 296:1-9, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.023>
- XU, S.; SILVEIRA, M. L.; INGLETT, K. S.; SOLLENBERGER, L. E.; GERBER, S. Soil microbial community responses to long-term land use intensification in subtropical grazing lands. **Geoderma**, 293, 73-81, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.019>

- XUE, B.; HUANG, L.; LI, X.; LU, J.; GAO, R.; KAMRAN, M.; FAHAD, S. Effect of Clay Mineralogy and Soil Organic Carbon in Aggregates under Straw Incorporation. **Agronomy** 12, 534, 2022. <https://doi.org/10.3390/agronomy12020534>
- YANG, S.; JANSEN, B.; ABSALAH, S.; VAN HALL, R.L.; KALBITZ, K.; CAMMERAAT, E.L.H. Lithology- and climate-controlled soil aggregate-size distribution and organic carbon stability in the Peruvian Andes. **Soil**, 6, 1–15, 2020. <https://doi.org/10.5194/soil-6-1-2020>
- YANG, L.; LI, T.; LI, F.; LEMCOFF, J.H.; COHEN, S. Fertilization regulates soil enzymatic activity and fertility dynamics in a cucumber field. **Scientia Horticulturae**, v.116, p.21-26, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2007.11.001>
- YANG, Y.; ASHWORTH, A. J.; DEBRUYN, J. M.; WILLETT, C.; DURSO, L. M.; COOK, K.; MOORE, P. A. JR.; OWENS, P. R. Soil bacterial biodiversity is driven by long-term pasture management, poultry litter, and dairy manure inputs. **Peer J.** 7, 1-20, 2019. <https://doi.org/10.7717/peerj.7839>
- YOUNG, E.; CAREY, M.; MEHARG, A. A.; MEHARG, C. Microbiome and ecotypic adaption of *Holcus lanatus* (L.) to extremes of its soil pH range, investigated through transcriptome sequencing. **Microbiome**, 6, 48, 2018. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0434-3>
- ZAK, D. R.; FREEDMAN, Z. B.; UPCHURCH, R. A.; STEFFENS, M.; KÖGEL-KNABNER, I. Anthropogenic N deposition increases soil organic matter accumulation without altering its biochemical composition. **Global change biology**, 23(2), 933-944, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13480>
- ZHANG, P.; ZHANG, Y.; JIA, J.; CUI, Y.; WANG, X.; ZHANG, Y.; ZHANG, X.; WANG, Y. Soil Aggregation and Aggregate-Associated Organic C and Total N as Affected by Revegetation Pattern at a Surface Mine on the Loess Plateau, China. **Soil Science Society of America Journal**, 83, 388-397, 2019. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.03.0116>
- ZHANG, Q.; ZHOU, W.; LIANG, G.; SUN, J.; WANG, X.; HE, P. Distribution of soil nutrients, extracellular enzyme activities and microbial communities across particle-size fractions in a long-term fertilizer experiment. **Applied Soil Ecology**, 94, 59-71, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.05.005>
- ZOTARELLI, L. **Balanço de nitrogênio numa rotação em sistema de plantio direto e convencional na Região de Londrina-PR.** 2009. Dissertação (Mestrado em Agronomia Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2000. 99f.
- ZOTARELLI, L.; PICCININ, J.L.; POZZI, V.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Perfil cultural e densidade de raízes de milho em plantio direto e convencional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO 29. 2001, Londrina. **Anais...** Londrina: SBCS, 2001
- ZOTARELLI, L.; ZATORRE, N. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; FRANCHINI, J.C.; ALVES, B. J. R. Influence of no-tillage and frequency of a green manure legume in crop rotations for balancing N outputs and preserving soil organic C stocks. **Field Crops Research**, v. 132. p. 185-195, 2012. Doi: 10.1016/j.fcr.2011.12.013