

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Diversificação de sistemas de produção com forrageiras na região de
expansão agrícola do Brasil: impactos no carbono, na saúde do solo e na
produtividade de culturas**

Larissa de Souza Bortolo

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2024**

Larissa de Souza Bortolo
Engenheira Agrônoma

Diversificação de sistemas de produção com forrageiras na região de expansão agrícola do Brasil: impactos no carbono, na saúde do solo e na produtividade de culturas

versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Prof. Dr. **MAURÍCIO ROBERTO CHERUBIN**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2024

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP**

Bortolo, Larissa de Souza

Diversificação de sistemas de produção com forrageiras na região de expansão agrícola do Brasil: impactos no carbono, na saúde do solo e na produtividade de culturas / Larissa de Souza Bortolo. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2024.

67 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. MATOPIBA 2. COS 3. Qualidade do solo 4. Estratégia de manejo I. Título

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a mim mesma, à minha família, ao meu namorado e aos amigos que fiz durante esta jornada.

Cada conquista neste trabalho não é apenas minha, mas também de vocês, que compartilham comigo alegrias, dificuldades e vitórias. Obrigado por serem minha base sólida, meu refúgio seguro e por contribuírem de maneira inestimável para o meu crescimento pessoal e profissional.

AGRADECIMENTOS

À Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (USP - ESALQ) foi um privilégio fazer parte da história desta instituição e a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas pelo crescimento profissional e pessoal adquiridos com o curso de mestrado.

À Bayer, com o projeto "BALANÇO DE CARBONO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS: revelando o impacto da adoção de práticas de manejo sustentáveis nos estoques de carbono do solo e nas emissões de gases de efeito estufa" (projeto FEALQ #104091), pelo investimento, disponibilização de recursos para a pesquisa e bolsa, e confiança no trabalho do nosso grupo.

A EMBRAPA Pesca e Aquicultura pela área que foi cedida para realizar a coleta de solo e assim concretizar esse estudo, além de todo apoio e suporte. Meu agradecimento em especial ao Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida, pesquisador da EMBRAPA, pela sua coautoria e experiência prática nos sistemas de produção do Tocantins e ao Állysson Costa dos Santos, estagiário da EMBRAPA, pelo suporte nas coletas de solo.

Ao meu orientador, Professor Dr. Maurício Roberto Cherubin, expressei minha profunda gratidão. Sua orientação foi fundamental para o desenvolvimento desta dissertação, e sou grato pela oportunidade, incentivo constante, apoio. Além disso, desejo expressar meu reconhecimento pela sua significativa influência no meio acadêmico, que não apenas enriqueceu minha formação, mas também contribuiu para abrir portas cruciais para meu crescimento profissional.

Ao professor Dener Marcio da Silva Oliveira pelo suporte nos cálculos da assinatura isotópica ($\delta^{13}C$) e interpretação manifestando minha sincera gratidão por sua contribuição valiosa.

Aos amigos de pós-graduação do grupo de pesquisa Soil Health & Management Research (SOHMA), em especial aos meus amigos de jornada Victória Santos Souza, Daniel Aquino de Borba e Bruna Emanuelle Schiebelbein. Muito obrigado pelos momentos felizes e companheirismo. É gratificante ter amigos tão fieis e sempre presentes para oferecer suporte, trocar ideias e contribuir para meu crescimento acadêmico e pessoal. Muito obrigado por fazerem parte desta jornada e por serem uma fonte constante de inspiração e incentivo.

Ao meu colega de pós-graduação, Rafael Braghieri Menillo, gostaria de estender meus sinceros agradecimentos pelo auxílio prestado na coleta de solo e nas análises de física do solo. Sua colaboração foi essencial para o sucesso deste estudo. Agradeço por sua disposição e contribuições.

Quero expressar minha sincera gratidão à Fundação Mato Grosso pela confiança depositada em mim e pela oportunidade valiosa de atuar como pesquisadora Trainee em Solos e Sistema de Produção. Esta experiência, realizada concomitantemente com a escrita desta dissertação, foi essencial para o enriquecimento do meu percurso acadêmico e profissional.

Aos meus pais, Nivaldo Padilha Bortolo e Cristina Aparecida de Souza Bortolo, à minha irmã Laise de Souza Bortolo e à minha querida avó Rosa Corte de Souza, expresso minha imensa gratidão. Muito obrigado pelo apoio incondicional ao caminho que escolhi em busca dos meus sonhos. Vocês são minha saudade diária.

EPIGRAFE

“Se você não se permite viver uma situação desconfortável, você também não se permite superá-la.”

Autor desconhecido

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
2.1. Descrição das áreas de estudo e delineamento experimental	15
2.2. Amostragem e análises de solo e planta	17
2.3. Estoque de Carbono.....	17
2.4. Isótopo ($\delta^{13}\text{C}$)	18
2.5. Proporção de C introduzido pelas forrageiras (C4) no sistema de produção de soja (C3).....	19
2.6. Avaliação biológica, química e física do solo	20
2.7. Avaliação da saúde do solo	21
2.8. Avaliação de parâmetros das plantas.....	22
2.9. Análise de dados	22
3. RESULTADOS	25
3.1. Conteúdo e estoque de carbono no solo	25
3.1.1. Contribuição das forrageiras no estoque de carbono orgânico do solo	25
3.1.2. Proporção de C introduzido pelas forrageiras (C4) no sistema de produção de soja (C3).....	27
3.2. Saúde do solo.....	30
3.2.1. Saúde biológica do solo	30
3.2.2. Saúde química do solo	32
3.2.3. Saúde física do solo	35
3.2.4. Índice de saúde do solo (ISS)	38
3.3. Produtividade soja	41
3.3.1. Produtividade da soja	41
3.3.2. Massa seca das forrageiras	42
3.4. Correlação das variáveis	43
4. DISCUSSÃO.....	45
4.1. Contribuição das forrageiras no acúmulo de carbono orgânico do solo ao longo dos anos.....	45
4.2. Saúde do solo.....	47

4.3. Produtividade da soja em função da saúde do solo.....	51
5. CONCLUSÃO	55
REFERÊNCIAS.....	57
APÊNDICES.....	67

RESUMO

Diversificação de sistemas de produção com forrageiras na região de expansão agrícola do Brasil: impactos no carbono, na saúde do solo e na produtividade de culturas

A diversificação de sistemas de produção tem sido apontada como uma das alternativas mais importante para melhorar a saúde do solo, sequestro de carbono e produtividade das culturas. No entanto, regiões como o MATOPIBA, apresentam um cenário desafiador, onde o cultivo de segunda safra é limitado pelas condições climáticas (estação chuvosa mais curta que no restante do Cerrado), e de solos com textura arenosa e média arenosa. Desta forma, a sobressemeadura de plantas de cobertura na cultura da soja torna-se uma alternativa para ampliar o período de crescimento das plantas de cobertura dentro do período das chuvas. Assim, o objetivo desse trabalho, baseado em um experimento de longo prazo (10 anos), foi comprovar os efeitos na saúde do solo, no acúmulo de carbono e na produtividade, pela intensificação do manejo por meio da introdução de forrageiras em sobressemeadura de soja no estado do Tocantins, localizado na região do MATOPIBA. No décimo ano do experimento, foi avaliado atributos químicos, físicos e biológicos para determinar um índice de saúde do solo (ISS). Além disso, determinou-se a contribuição das forrageiras para o carbono no solo nessas áreas utilizando assinatura isotópica ($\delta^{13}\text{C}$). Por fim, foi determinado a produtividade de soja. Os resultados indicaram que a diversificação do sistema de produção melhorou a saúde do solo, aumentou a atividade enzimática e influenciou positivamente a produtividade da soja. A introdução de forrageiras de alta biomassa (*Urochloa brizantha* cv. Marandu, *U. ruziziensis*, *Megathyrsus maximus* var. Mombaça, *M. maximus* var. Massai) aumentou os estoques de carbono, mas o uso contínuo do milheto (*Pennisetum americanum*) resultou em perda de carbono e decréscimo na produtividade da soja. A pesquisa destacou que o carbono estabilizado no solo provém principalmente da soja, levantando a hipótese de que os constituintes vegetais lábeis, caracterizados por alta qualidade e concentração de N, são mais eficientemente utilizados pela comunidade microbiana. Conclui-se que a sobressemeadura de forrageiras na soja, mostrou-se uma alternativa eficaz para melhoria dos estoques de C e saúde do solo, beneficiando diretamente a produtividade da soja. Portanto, tal prática poderá ser recomendada aos produtores da região como uma importante opção dentro desta nova agenda de agricultura regenerativa e sustentabilidade agrícola.

Palavras-chave: Matopiba, COS, Qualidade do solo, Milheto

ABSTRACT

Diversification of production systems with forage plants in the agricultural expansion region of Brazil: impacts on carbon, soil health, and crop productivity

Diversification of production systems has been pointed out as one of the most important alternatives to improve soil health, carbon sequestration, and crop productivity. However, regions like MATOPIBA present a challenging scenario where second crop cultivation is limited by climatic conditions (a shorter rainy season compared to the rest of the Cerrado) and soil with sandy and medium sandy textures. Thus, cover crop overseeding in soybean cultivation becomes an alternative to extending the growth period of cover crops within the rainy season. Therefore, the aim of this study, based on a long-term experiment (10 years), was to verify the effects on soil health, carbon accumulation, and productivity through the intensification of management by introducing forage crops in overseeded soybeans in the state of Tocantins, located in the MATOPIBA region. In the tenth year of the experiment, chemical, physical, and biological attributes were evaluated to determine a soil health index (SHI). Furthermore, the contribution of forage plants to soil carbon in these areas was determined using isotopic signature. Finally, soybean productivity was determined. The results indicated that diversification of the production system improved soil health, increased enzymatic activity, and positively influenced soybean productivity. The introduction of high-biomass forage crops (*Urochloa brizantha* cv. Marandu, *U. ruziziensis*, *Megathyrsus maximus* var. Mombaça, *M. maximus* var. Massai) increased carbon stocks, but continuous use of pearl millet (*Pennisetum americanum*) resulted in carbon loss and decreased soybean productivity. The research highlighted that stabilized carbon in the soil mainly comes from soybeans, raising the hypothesis that labile plant constituents, characterized by high quality and N concentration, are more efficiently utilized by the microbial community. It is concluded that overseeding forage crops in soybeans proved to be an effective alternative for improving C stocks and soil health, directly benefiting soybean productivity. Therefore, this practice could be recommended to producers in the region as an important option within this new agenda of regenerative agriculture and agricultural sustainability.

Keywords: MATOPIBA, SOC, Soil quality, Pearl millet

1. INTRODUÇÃO

Uns dos maiores desafios da comunidade global no século XXI são a segurança alimentar e o combate as mudanças climáticas (Foley et al., 2011). Esses desafios estão interconectados, uma vez que o CO₂ assimilado pelas plantas é reduzido da atmosfera, e posteriormente sequestrado pelo solo (Amelung et al., 2020). O solo desempenha um papel crucial nesse processo (Bossio et al., 2020), é considerado o maior reservatório terrestre de carbono orgânico a longo prazo, e supera em quatro vezes o reservatório biótico e em três vezes o reservatório atmosférico (Lal, 2004; Lal et al., 2021).

No entanto, há regiões no Brasil que apresentam cenários desafiadores no sequestro de carbono orgânico, uma dessas regiões é conhecida como MATOPIBA, uma das áreas mais extensas de conversão de vegetação nativa em terras agrícolas no Brasil atualmente. Abrangendo os estados do Maranhão (MA), Tocantins (TO), sul do Piauí (PI) e oeste da Bahia (BA), essa região engloba principalmente o bioma Cerrado, parte da Caatinga e Amazônia. Caracterizada por um clima tropical com precipitação anual entre 1000 a 1900 mm e temperatura média acima de 25°C, o MATOPIBA enfrenta alta degradação da matéria orgânica do solo (MOS) devido à combinação do preparo do solo, atividade microbiana intensa e condições de alta temperatura e umidade (Medeiros et al., 2020). Em uma meta-análise sobre o impacto da mudança de uso da terra tropical no estoque de carbono, Don et al. (2011) concluiu que em locais com alta temperatura e alta pluviosidade aumentam as taxas de decomposição e portanto, podem acelerar a perdas de carbono orgânico no solo.

Nas regiões tropicais, como essa, a agricultura desempenha um papel fundamental na ampliação da produção global de alimentos e tem o potencial de aumentar o estoque de carbono em aproximadamente 0,53-1,08 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Zomer et al., 2017). No entanto, esses solos frequentemente possuem baixos teores de carbono orgânico (COS), devido à influência direta da temperatura e umidade na taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (Post & Kwon, 2000). Estudos recentes revelaram que a conversão de áreas florestais em áreas agrícolas, ocorrida principalmente nas últimas duas décadas, levou a degradação da saúde do solo, com aumento progressivo da compactação, degradação física e declínio dos estoques de C (Locatelli et al., 2022; Santos et al., 2021). Essas mudanças de uso da terra resultam na perda de C e N do solo para a atmosfera na forma de emissões de gases de efeito estufa, além de induzirem alterações negativas na qualidade da MOS (Durigan et al., 2017). O revolvimento do solo expõe a matéria orgânica do solo (MOS) e contribui para a sua mineralização, por ação dos microrganismos e perdas de C por erosão, uma vez que a fração

mais facilmente decomponível do COS, transportada principalmente por processos hidrológicos e escoamento superficial, está sujeita à decomposição, emitindo CO₂ em condições aeróbias e CH₄ em ambientes anaeróbios (Lal, 2018).

Uma das alternativas seria a intensificação e diversificação do sistema de produção visando o aporte de biomassa para proteção do solo e aumento dos estoques de carbono nas áreas que já sofreram os impactos da mudança de uso da terra e hoje são utilizadas na produção de alimentos. O uso de práticas de manejo sustentáveis tal como a inserção de forrageiras no sistema de produção, além de reduzirem as emissões de gases do efeito estufa, também promovem a remoção do CO₂ atmosférico e estocagem no solo (Jian et al., 2020; Maia et al., 2022; Nicoloso & Rice, 2021), ou seja, um efeito positivo em termos de mitigação do aquecimento global, por duas vias simultâneas. Desta forma, a intensificação sustentável de áreas de fronteira agrícola concilia o aumento da produção com a preservação ambiental, gerando uma condição de múltiplos ganhos para o solo, plantas e atmosfera. Além do mais, o aumento da produção nas áreas existentes, tende a reduzir a pressão por abertura de novas áreas e retardar a expansão agrícola, considerada por Foley et al. (2011), um passo importante para condicionar a sustentabilidade na agricultura.

Um dos passos para promoção da sustentabilidade na agricultura é a garantia de que o solo tenha cobertura vegetal durante todo o ano (Rumpel et al., 2020), o que confere um aporte regular de matéria orgânica e consequente contribuição no estoque de carbono no solo. Em especial, as forrageiras perenes tropicais de metabolismo C₄, que apresentam maior potencial de sequestrar carbono graças à sua alta produção de biomassa (Mathew et al., 2017). Assim, as mudanças significativas de COS estão relacionadas com a quantidade de biomassa necessária para manter um balanço positivo de C, cerca de 12,5 Mg ha⁻¹ (Sá et al., 2015). Até mesmo em experimentos de curta duração, as espécies de plantas forrageiras do gênero *Urochloa*, contribuem no aumento do COS, do nitrogênio total e estabilidade dos macroagregados (Cavalcante et al., 2019). A estabilização de agregados confere uma proteção física da matéria orgânica, deixando a MOS menos acessível aos decompositores e suas enzimas, contribuindo na permanência do carbono no solo (Lavalley et al., 2020).

Os benefícios das gramíneas tropicais são explicados em razão da arquitetura, morfologia e fisiologia das raízes que interagem com a microbiota do solo conferindo maior estabilidade dos agregados, aumento da porosidade do solo, sequestro de carbono e influência na ciclagem de nutrientes (Baptistella et al., 2020). Além do crescimento das raízes em profundidade que influenciam na melhoria da saúde do solo das camadas subsuperficiais (Stumpf et al., 2018). Outra importância das plantas forrageiras, em especial as de ciclo longo

(perenes), é o aporte contínuo de biomassa no solo, que contribui no aumento de carbono lábil, mantendo uma tendência positiva de estabilização de COS (Hok et al., 2021) e maior taxa de sequestro de CO₂ em comparação com leguminosas (Mathew et al., 2017) e forrageiras de ciclo mais curto (anuais), como o milheto. A inclusão de plantas forrageiras nos sistemas de cultivo, portanto, desempenha um papel crucial na promoção da saúde do solo.

A saúde do solo é definida como “a capacidade contínua de um solo funcionar como um ecossistema vivo capaz de sustentar plantas, animais e seres humanos” (USDA & NRCS, 2022). Essa definição tem sido usada para orientar decisões de uso e manejo do solo para garantir o recurso, solo, para gerações futuras (Karlen et al., 2019). Além do fornecimento de um ambiente adequado para crescimentos de plantas, o solo saudável é fundamental para manter os serviços ecossistêmicos vitais para vida, tais como: serviço de abastecimento, serviços de regulação, serviços culturais e os serviços de provisão (Adhikari & Hartemink, 2016; Bünemann et al., 2018; Lehmann et al., 2020).

O interesse global pela saúde do solo fez com que vários protocolos fossem desenvolvidos para monitorar e avaliar a saúde do solo, dentre eles a *Soil Management Assessment Framework* (SMAF) (Andrews et al., 2004; Stott et al., 2010; Wienhold et al., 2009) no qual integra indicadores de categorias biológicas, físicas e químicas (Karlen et al., 2019). Esta ferramenta permite atribuir um índice de saúde do solo a partir de indicadores de avaliação selecionados e específicas do local (clima, tipo de solo, cultura, etc.). De acordo com Lehmann et al. (2020) essa ferramenta é um dos esquemas analíticos mais avançados para a avaliação e monitoramento da saúde do solo. No Brasil, a ferramenta SMAF já foi usada e validada para diferentes tipos de solos, clima e uso da terra (Cherubin et al., 2016, 2021; da Luz et al., 2019; A. Y. V. Lima et al., 2024; Matos et al., 2022; Ruiz et al., 2020; Valani et al., 2020). Portanto, é uma ferramenta com potencial para ser utilizada na avaliação da saúde do solo em região de fronteira agrícola, isto é, o MATOPIBA.

Embora a produtividade de soja está positivamente correlacionada com a saúde do solo e a produção de biomassa de culturas anteriores, além de que a atividade da enzima β -glicosidase tem um efeito maior na produtividade de grãos comparada com a qualidade química do solo (Anghinoni et al., 2021), ainda existem poucos estudos que investigaram a relação direta entre o aumento de carbono no solo e a produtividade de grãos (Sun et al., 2021). Além disso, ainda persistem dúvidas sobre se as plantas forrageiras de ciclo anual, como o milheto, contribuem para o aumento do carbono e a melhoria da saúde do solo da mesma forma que as plantas forrageiras de ciclo perene, como as do gênero *Urochloa* e *Megathyrus*.

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo, partindo de um experimento de longo prazo, avaliar o impacto da intensificação do manejo por meio da introdução de forrageiras perenes e anual em sobressemeadura de soja no solo e produtividade da cultura. Especificamente, buscou-se comprovar como essa prática afeta o carbono e a saúde do solo, bem como a produtividade da soja nesse sistema, visto que a produção de resíduos vegetais e a ciclagem de nutrientes gerada pelas forrageiras influenciam diretamente na produtividade da soja cultivada em sucessão (Borghetti et al., 2017). Além disso, a pesquisa busca validar a hipótese de que a diversificação do sistema de produção através da inserção de plantas forrageiras (particularmente forrageiras perenes de alta produção de biomassa) resulta em um aumento nos estoques de carbono do solo, na melhoria de sua saúde e na produtividade da soja.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Descrição das áreas de estudo e delineamento experimental

O estudo foi realizado em um experimento iniciado em novembro de 2012, que está localizado na Fazenda Experimental da Universidade Federal do Tocantins, campus Gurupi-TO, latitude 11°43'45" Sul, longitude 49°04'07" Oeste e altitude de 278 m (Figura 1).

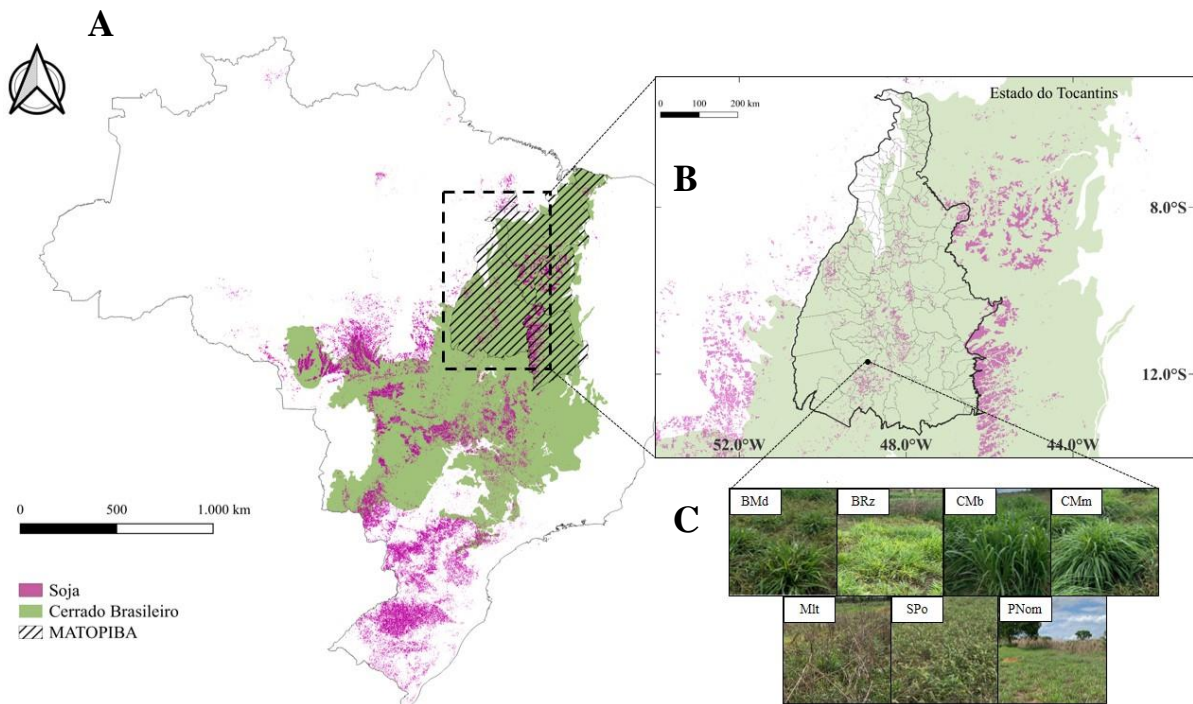


Figura 1. **A.** Localização da área experimental do estudo. No mapa está representado a abrangência das lavouras de soja (em rosa), a extensão do Bioma Cerrado (em verde), além da região que compreende o MATOPIBA (rasuras). **B.** Delimitação do estado do Tocantins, o ponto indica a localização do experimento em Gurupi - TO. **C.** Fotos da vegetação presente na época de coleta em cada tratamento estudado. *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom)

Atualmente, a condução do experimento está sendo realizada pela Embrapa Pesca e Aquicultura. O experimento é considerado de longa duração para região, visto que a expansão agrícola nesta região do MATOPIBA (região que inclui parte dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia) ocorreu predominantemente nas últimas duas décadas. O clima predominante, segundo a classificação climática de Köppen, é do tipo Aw, caracterizado por clima tropical úmido, com inverno seco e chuvas máximas no verão (Alvares et al., 2013), e temperatura média anual de 26,3°C. O solo é classificado como Latossolo Amarelo distrófico

de textura média (Santos et al., 2018). Os dados de granulometria e a classe textural do solo do experimento está representada na Tabela 1.

Tabela 1. Distribuição do tamanho de partículas do solo em profundidade 0-100 cm e classe textural do solo do experimento

Profundidade cm	Argila	Silte	Areia Total	Classe Textural ¹
	kg kg ⁻¹			
0-10	0,262	0,025	0,713	Franco argiloso arenoso
10-20	0,275	0,022	0,703	Franco argiloso arenoso
20-30	0,281	0,033	0,686	Franco argiloso arenoso
30-40	0,306	0,028	0,666	Franco argiloso arenoso
40-60	0,331	0,025	0,644	Franco argiloso arenoso
60-80	0,369	0,024	0,607	Argila Arenosa
80-100	0,394	0,022	0,584	Argila Arenosa

¹De acordo com o triângulo textural proposto por Lemos e Santos (1996)

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados com quatro repetições e sete tratamentos, chamados no texto como sistemas de cultivo, com esquema de 6 + 1, sendo cinco espécies de forrageiras [*Urochloa brizantha* cv. Marandu (BMd), *Urochloa ruziziensis* (BRz), *Megathyrsus maximus* var. Mombaça (CMb), *Megathyrsus maximus* var. Massai (CMs) e *Pennisetum americanum* (Mlt)], soja pousio (SPo), ou soja, sem a sucessão de forrageiras (referência) mas sem o controle de plantas daninhas durante o período de pousio. Além disso, foi avaliada uma área com pastagem nominal (PNom) com *Urochloa* spp., área no qual foi muitos anos pastagem degradada, mas em função do experimento parou de ser pastejada por animais, para ser usada como referência para compreender o efeito do uso agrícola no solo, já que ao longo dos anos do experimento não foi sujeita a nenhum tipo de manejo de adubação e correção da acidez do solo, apenas realizado a roçagem com deposição da palhada da forrageira. Cada unidade experimental é constituída por 2 metros de largura e 7 metros de comprimento, com área total de 14 m².

Inicialmente a soja foi semeada em novembro de 2012, e em fevereiro de 2013, quando a soja alcançou o estágio reprodutivo R5, foi sobressemeado as forrageiras de forma manual e à lanço. Assim que a soja foi colhida, as forrageiras se estabeleceram na área vigorosamente. Esse sistema de semeadura com introdução das forrageiras foi repetido nas safras seguintes (2013/14, 2014/15, 2015/16, 2016/17, 2017/18, 2018/19, 2019/20, 2020/21, 2021/22) e foi conduzido novamente na safra 2022/23, em que foi desenvolvido este trabalho.

2.2. Amostragem e análises de solo e planta

Em cada parcela dos tratamentos foi aberta uma trincheira (1 x 1 x 1 m) para coleta estratificada das amostras de solo para análise do teor de C orgânico total e a densidade do solo, permitindo assim, calcular o estoque de carbono nas camadas 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. Adicionalmente, foram coletadas amostras deformadas para análises químicas e biológicas e amostras indeformadas para análises físicas nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm. As amostragens de solo ocorreram em novembro de 2022, logo após a dessecação das forrageiras, período que antecedeu a semeadura da soja 2022/23. No momento da realização das coletas de solo foi quantificada a massa seca das forrageiras (2022), e no final do ciclo da soja, foi avaliada a produtividade da cultura (2022/23).

A seguir estão descritas esquematicamente todas as análises que foram realizadas, destacando o conjunto de avaliações de solo e das plantas, conforme sintetizado na figura 2.

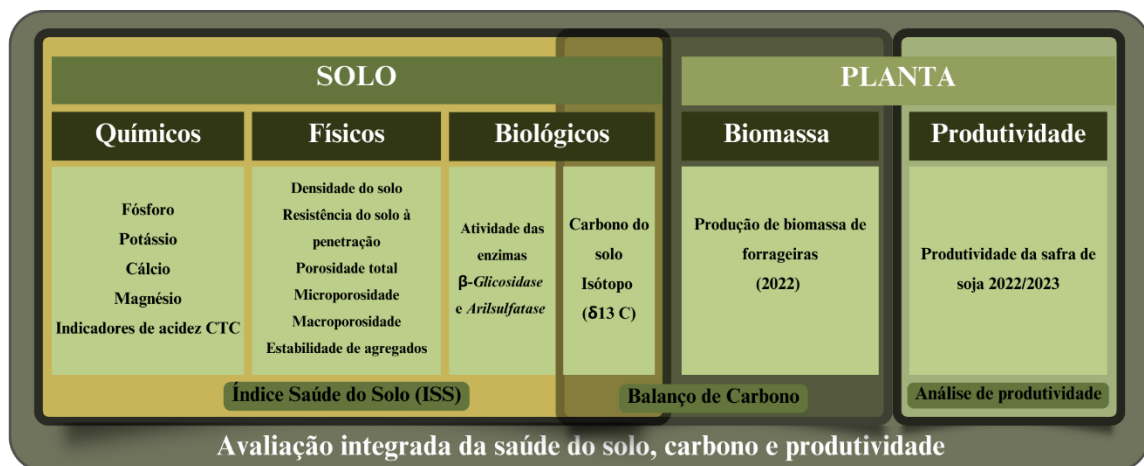


Figura 2. Avaliações de indicadores de saúde do solo, balanço de C e produtividade das culturas. Retângulos sobrepostos indicam os níveis de integração das avaliações que foram realizadas.

2.3. Estoque de carbono

Cerca de 2g de amostras de terra fina seca ao ar (TFSA) foram maceradas até passar por uma peneira de 100 mesh. O COS das amostras foi determinado através do método de combustão a seco (Nelson & Sommers, 1996), com um analisador elementar (TruSpec® CN LECO).

A Densidade do solo (D_s) foi determinada através da equação 1, no qual a massa seca (m_s) é oriunda da secagem das amostras indeformadas e o volume de solo (V), é de acordo com o volume do anel volumétrico.

$$D_s = \frac{m_s}{V} \quad 1)$$

O estoque de C foi determinado seguindo a equação 2:

$$\text{Estoque de C (Mg ha}^{-1}\text{)} = C (\%) * D_s (\text{mg m}^{-3}\text{)} * EC(\text{cm}) \quad 2)$$

Em que $C (\%)$ = é o teor de carbono determinado pelo analisador elementar e D_s = Densidade do solo (eq. 1), e EC = espessura camada amostrada.

Os estoques de C foram ajustados pelo método da massa equivalente (Ellert & Bettany, 1995). Para tanto, foi feito um ajuste por camada, conforme equação 3. A D_s referência foi a densidade da parcela com soja seguida de pousio.

$$\text{Espessura da camada (cm)} = \left(\frac{D_{s \text{ referência}}}{D_{s \text{ estudado}}} \right) x \text{ espessura da camada} \quad 3)$$

A taxa de mudança de estoque de carbono anual (ΔC) foi calculada seguindo a equação 4.

$$\Delta C (\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}) = \frac{COS_{\text{forrageiras}} - COS_{\text{pousio}}}{t} \quad 4)$$

Em que $COS_{\text{forrageiras}}$ (Mg ha^{-1}) é o estoque de carbono de cada forrageira estudada, COS_{pousio} (Mg ha^{-1}) é o estoque de carbono do pousio, e t é o tempo de condução do experimento, no caso, 10 anos.

2.4. Isótopo ($\delta^{13}\text{C}$)

Para determinar a razão isotópica do solo de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$. Determinada pela liberação de gases (CO_2) da combustão a 550°C em um Carbo Erba EA-100 analisador elementar. Esses gases foram separados por cromatografia gasosa e conduzidos em fluxo contínuo para o

espectrômetro de massas Finnigan modelo Delta Plus. A razão isotópica é expressa em delta (δ) unidade por milhão (‰) conforme Bernoux et al. (1998). Equações descritas abaixo.

$$\delta^{13}C = \left(\frac{R \text{ amostra} - R \text{ padrão}}{\text{padrão } R} \right) * 1000 \quad 5)$$

$$\delta(\text{‰})^{13}C = \frac{(^{13}C/^{12}C) \text{ amostra} - (^{13}C/^{12}C) \text{ padrão}}{(^{13}C/^{12}C) \text{ padrão}} * 1000 \quad 6)$$

Onde a R amostra é a razão de $^{13}C/^{12}C$ da amostra e R padrão é $^{13}C/^{12}C$ do padrão (PDB).

2.5. Proporção de C introduzido pelas forrageiras (C4) no sistema de produção de soja (C3)

Com base nos resultados de $\delta^{13}C$ é possível determinar a origem do carbono do solo das parcelas, para isso utiliza-se as seguintes equações 7 e 8.

$$Cp(\%) = \frac{\delta^{13}CP - \delta^{13}CSS}{\delta^{13}CF - \delta^{13}CSS} * 100 \quad 7)$$

Onde Cp (%) é a porcentagem de carbono derivada das forrageiras, $\delta^{13}CP$ é o valor de $\delta^{13}C$ para gramíneas, -14,3‰, conforme definido por De Moraes et al. (1996). $\delta^{13}CSS$ é o valor do isótopo encontrado desse estudo para soja solteira e $\delta^{13}CF$ foi o valor do isótopo das áreas de forrageiras encontradas nesse estudo.

Posteriormente, a proporção C na soja solteira (C3) foi estimada usando a Equação 8.

$$CR_{SS} = 100 - Cp \quad 8)$$

Onde CR_{SS} é o carbono remanescente na soja solteira em porcentagem e Cp é o percentual de carbono oriundo das forrageiras.

2.6. Avaliação biológica, química e física do solo

Até a profundidade de 30 cm foi avaliado a saúde do solo integrando os indicadores biológicos, químicos e físicos do solo. Em termos biológicos, foram avaliados os seguintes indicadores: COS (já descrito anteriormente) e atividade das enzimas β -Glicosidase e Arilsulfatase com solo seco ao ar conforme descrito por Tabatabai (1994).

Os indicadores químicos incluíram: Fósforo (P disponível), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), acidez ativa ($\text{pH}_{\text{CaCl}} 0,01 \text{ mol L}^{-1}$), acidez potencial (H+Al), soma de bases trocáveis (SB), saturação por bases (V) e capacidade potencial de troca catiônica ($\text{CTC}_{\text{pH } 7}$) que foram medidos por métodos analíticos descritos em Rajj et al. (2001).

Os atributos físicos foram determinados em amostras indeformadas (cilindros volumétricos – 5 x 5 cm) e em semi-deformadas (monólitos de 10 x 10 x 10 cm). As amostras indeformadas foram saturadas em água e submetidas a potenciais matriciais utilizando uma mesa de tensão. A porosidade total (Pt) foi determinada com o umedecimento lento dos cilindros com solo por meio de capilaridade e então submetidos a um potencial matricial de $-0,006 \text{ MPa}$ usando uma mesa de tensão. A Pt foi calculada de acordo com a equação 9, no qual assumimos valores de densidade de partícula (D_p) de $2,65 \text{ mg m}^{-3}$. A microporosidade (MiP), ou seja, o volume de poros do solo que possuem diâmetro menor que $0,05 \text{ mm}$ ($50 \mu\text{m}$), correspondendo a água que ficou retida nos poros após a aplicação e equilíbrio de um potencial matricial de $-0,006 \text{ MPa}$ foi calculada de acordo com a equação 10 e a macroporosidade (MaP), cujos diâmetros são maiores que $50 \mu\text{m}$ e são drenados quando as amostras são submetidas a um potencial matricial de $-0,006 \text{ MPa}$, foram calculados através da equação 11.

$$Pt = 1 - \left(\frac{Ds}{Dp} \right) \quad 9)$$

$$MiP = \theta_{60} \quad 10)$$

$$MaP = Pt - MiP \quad 11)$$

Onde Pt é a porosidade total do solo (m^3m^{-3}) e θ_{60} é o conteúdo volumétrico de água no potencial matricial de $-0,006 \text{ MPa}$.

Após atingir o equilíbrio, as amostras foram pesadas para determinar o teor de água e submetidas a testes de penetrômetro de solo em bancada estática para determinar a resistência do solo a penetração em laboratório (RPI) (Tormena et al., 1999), em seguida, as amostras foram secas em estufa 105°C por 48h, pesadas novamente e determinado o teor volumétrico de água (θ) e a densidade do solo (D_s).

As amostras semi-deformadas foram necessárias para determinar a estabilidade de agregados por via úmida, conforme descrito por Elliott et al. (1986). Brevemente, 50 g de agregados ($2 \text{ mm} \geq e \leq 8 \text{ mm}$ e secos à 40°C) foram colocados em contato com uma lâmina de água para umedecimento por meio de capilaridade por 16h. Após esse processo distribuiu-se as amostras sobre um conjunto de peneiras de abertura de malha de 2000, 250 e 53 μm que oscilaram por 30 ciclos por minuto durante 15 minutos em um agitador do tipo Yoder, modelo MA-148. O conteúdo de agregados retidos em cada peneira foi seco em estufa de circulação de ar forçada (40°C até atingir massa constante) e aferido a massa. Para determinação da porcentagem de macroagregação (EAG), foi somado a massa dos agregados >2000 e $>250 \mu\text{m}$, dividido pela massa total do solo e multiplicado por 100.

2.7. Avaliação da saúde do solo

A saúde do solo foi avaliada utilizando a ferramenta “*Soil Management Assessment Framework*” (SMAF), desenvolvida por Andrews et al. (2004). O procedimento de avaliação da saúde do solo foi baseado em três etapas, conforme descrito a seguir:

- i) Seleção de indicadores – com base nos indicadores químicos, físicos e biológicos avaliados (descritos acima), foi estabelecido um conjunto mínimo de dados para a avaliação da saúde do solo. Para esse estudo, foram utilizados os seguintes indicadores: pH, P, K, D_s , macroagregação, COS e β -Glicosidase. O critério de seleção foi baseado nos indicadores mais frequentemente utilizados em estudos da saúde do solo, tanto em escala global como no Brasil, conforme descrito por Bünemann et al. (2018) e Simon et al. (2022).
- ii) Interpretação dos indicadores – os diferentes indicadores são quantificados e expressos em diferentes unidades de medida. Então, um passo importante, relacionar o valor medido de cada indicador com a performance da função do solo avaliada. Para tanto, os valores medidos devem ser transformados para uma escala de 0-1, onde o valor 1 indica que o valor medido é ideal para que o solo atinja máxima performance para aquela dada função avaliada. Os indicadores são interpretados usando três formatos característicos de curvas – i) quanto mais

melhor; ii) quanto menos melhor ou iii) ponto ótimo. Essa transformação de dados foi realizada de forma não linear, utilizando limites críticos disponíveis na SMAF.

iii) Integração dos indicadores em um índice – Esta última etapa trata da integração dos resultados individuais de cada indicador em um único valor, variando de 0-1, chamado de índice de saúde do solo (ISS). O ISS expressa a porcentagem que o solo está desempenhando suas funções em relação a sua capacidade máxima. Então, um índice de 0.80, por exemplo, indica que o solo está funcionando a 80% de sua capacidade máxima. Além de sintetizar as informações e permitir uma compreensão integrada da saúde do solo, o ISS é uma importante estratégia para facilitar a comunicação dos resultados, para produtores, consultores e tomadores de decisão. Neste projeto, o índice foi calculado utilizando a abordagem do aditivo ponderado, onde dar-se-á pesos aos indicadores de maneira a manter equidade de importância para os três componentes do solo (químicos, físicos e biológicos), conforme descrito em Cherubin et al. (2021).

2.8. Avaliação de parâmetros das plantas

Para quantificação da massa seca das forrageiras, foram lançados, aleatoriamente, 4 gabaritos com 1,00 x 0,25 m dentro da parcela, e toda a biomassa de parte aérea da área delimitada foi coletada e levada para a estufa de circulação forçada de ar (45°C) para secar.

A produtividade das plantas de soja foi determinada por meio de coleta das plantas contidas em quatro linhas centrais com três metros de comprimento de cada unidade experimental. A colheita das plantas foi realizada manualmente e, em seguida, as plantas foram submetidas a um processo de secagem e debulha mecânica. Após essa operação, os grãos foram pesados e a massa foi corrigida para 13% de umidade.

2.9. Análise de dados

Os dados foram testados quanto a normalidade por meio de testes de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). O efeito das forrageiras nos indicadores avaliados foram avaliados pela análise de variância (ANOVA). Quando os resultados da ANOVA foram significativos ($p < 0,05$), os valores médios foram comparados pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$). Estas análises foram realizadas tanto para os indicadores individuais, como também para os escores e valores do índice de saúde do solo calculados pela SMAF.

Finalmente, as relações entre o ISS e seus componentes, carbono do solo na camada 0-10 cm e a produtividade da soja foi avaliada por correlação linear de Person. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Core Team, 2022).

3. RESULTADOS

3.1. Conteúdo e estoque de carbono no solo

3.1.1. Contribuição das forrageiras no estoque de carbono orgânico do solo

A diversificação de forrageiras em sucessão com a soja induziu alterações no teor de carbono orgânico do solo. Em geral, o estoque de carbono diminuiu com a profundidade do solo (apêndice A). De acordo com a figura 3, o cultivo de Mlt quando comparado as demais forrageiras apresentou decréscimo médio de 11% ($4,42 \text{ Mg ha}^{-1}$) no estoque de C, dentro da camada de 30 cm. E ao longo do perfil do solo (0-100 cm), essa diferença foi de aproximadamente $5,46 \text{ Mg ha}^{-1}$ no estoque de C ($\sim 6\%$). As forrageiras no sistema de cultivo da soja que mais contribuíram para o acúmulo de estoque de C no solo na camada 0-30 cm foram a BMd e o CMb ($41,69 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $40,04 \text{ Mg ha}^{-1}$), respectivamente. Representando um incremento de $\sim 15\%$ a mais que o Mlt e 7% a mais que o SPo. Em relação a Pnom, utilizada como referência para compreender o efeito do uso agrícola no solo, também contribuiu com estoque de C no solo, com $\sim 42,06 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Na camada 0-100 cm, o CMs resultou no maior incremento de estoque de C ($94,31 \text{ Mg ha}^{-1}$), o que representa um acréscimo de $\sim 8,2\%$ em relação à média das demais forrageiras, diferindo significativamente entre elas, exceto do Pnom ($95,26 \text{ Mg ha}^{-1}$). A contribuição de estoque de C pelo CMs foi expressiva a partir dos 40 cm de profundidade (apêndice A), apresentando valores superiores em todas as camadas subsequentes. Na camada mais profunda do perfil (80-100 cm), essa forrageira incrementou $\sim 20\%$ a mais no estoque de C em comparação com as outras forrageiras estudadas.

Em média, se observa que $\sim 44\%$ do total do estoque de C no solo está armazenado até 30 cm, enquanto $\sim 56\%$ foram armazenado nas camadas posteriores (30–100 cm) (Figura 3).

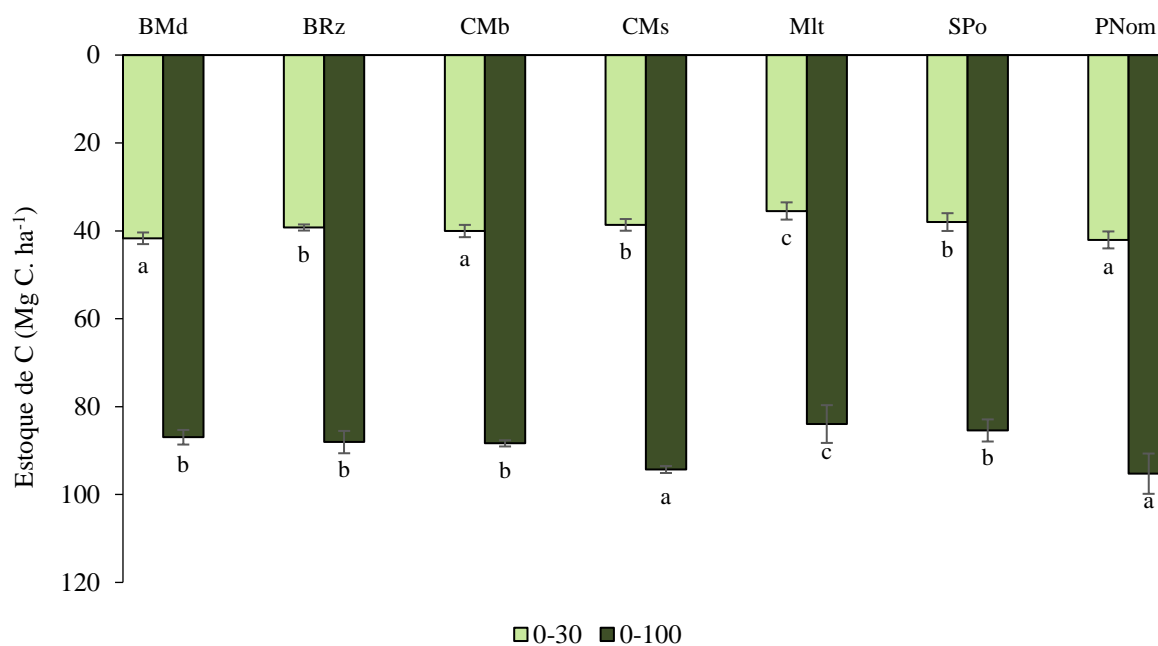


Figura 3. Estoque de C em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom) e das camadas de solo. Médias seguidas por mesma letra em cada profundidade do solo não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na camada de 0-30 cm, a BMd foi a que mais contribuiu para um acúmulo de carbono ao longo dos anos, com acréscimo de $\sim 0,37 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, seguida por CMb com $\sim 0,20 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e BRz com $\sim 0,12 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Por outro lado, o Mlt contribuiu para a redução de carbono ao longo dos anos, com uma perda de $0,25 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O CMs teve pouca influência ao longo dessa camada, com uma taxa de acúmulo de $0,06 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (figura 4).

No entanto, ao considerar a camada de 0-100 cm, a forrageira CMs contribuiu de maneira significativa para o C do solo, com uma taxa de acúmulo de $0,89 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Da mesma forma, o CMb e a BRz também apresentaram taxas mais altas de adição de carbono nessa camada 0-100 cm, com valores de $0,29$ e $0,26 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já a BMd teve uma taxa de acréscimo de carbono de apenas $0,15 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na camada de 0-100 cm. Quanto ao Mlt, houve uma perda de $0,15 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de carbono. Desta forma, apesar de ter perdas ao longo do perfil, as maiores perdas de carbono proporcionadas pelo uso de Mlt em sucessão com a soja foi até os 30 cm.

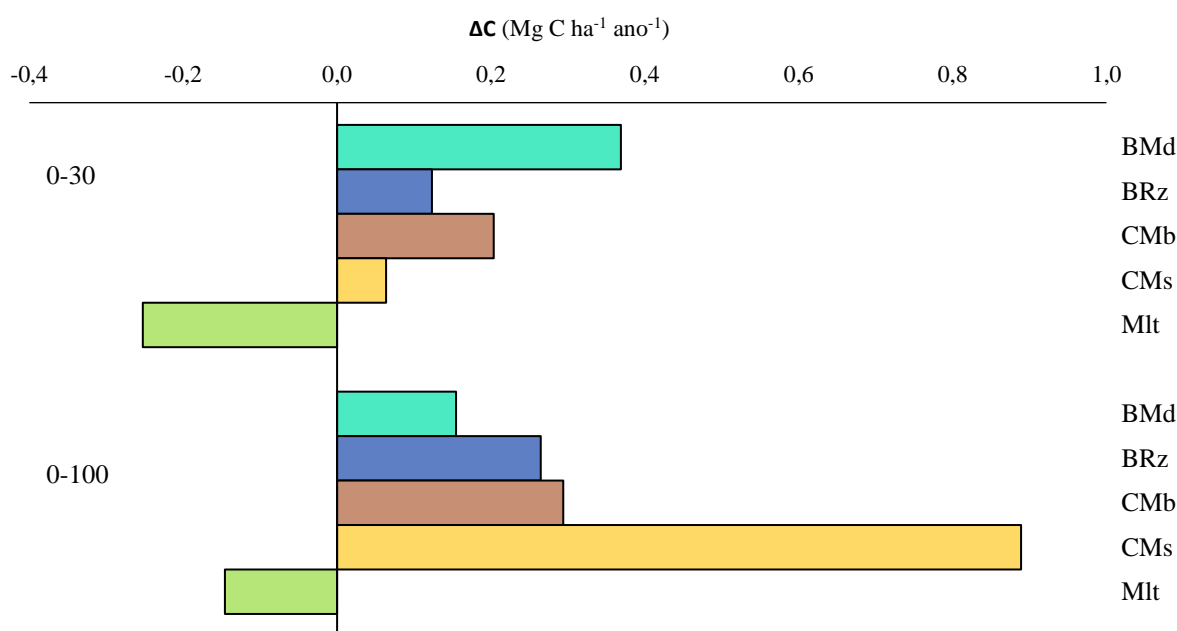


Figura 4. Taxa de mudança relativa (Mg C ha⁻¹ ano⁻¹) nos estoques de C das camadas 0-30 e 0-100 em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt) no sistema de produção de soja ao longo dos anos.

3.1.2. Proporção de C introduzido pelas forrageiras (C4) no sistema de produção de soja (C3)

Para todos os tratamentos observou-se que a contribuição do C derivado das plantas C4 na MOS aumentou em profundidade (figura 5). Esse C tem origem na pastagem que ocupava a área antes da conversão para a agricultura e das forrageiras introduzidas no sistema de produção. As diferenças entre os tratamentos foram sutis, visto que todos tinham a introdução de plantas C4 (forrageiras e plantas infestantes no SPo) e C3 (soja) no sistema de produção. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para a camada superficial do solo (0-30) variaram de -19 a -21‰, sugerindo que houve uma transição progressiva de uma mistura de plantas C4 e C3 (valores -19‰) para uma predominância de plantas de tipo C3 (valores próximos de -21‰). Para as camadas mais profundas, a predominância foi de plantas C4 (valores de $\delta^{13}\text{C}$ variando de -14 a -19‰, próximos dos valores isotópicos de plantas C4).

Nota-se que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo sob pastagem variaram -14 a -18‰, justamente por não ter sido enriquecido com plantas do tipo C3 ao longo dos anos.

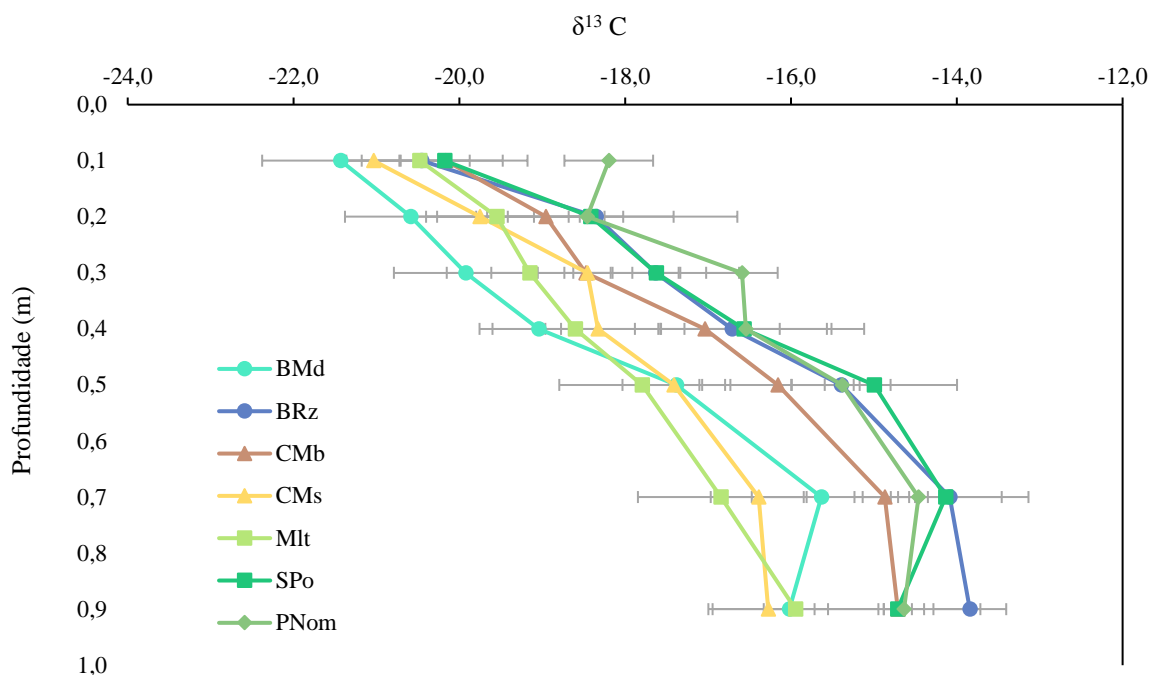


Figura 5. Variações de valores de $\delta^{13}C$ em profundidade da matéria orgânica do solo em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom).

Observou-se que na camada superficial (0-10 cm), o carbono de origem C3 da soja está contribuindo mais para os acréscimos de C total (figura 6), exceto para a BRz, que contribuiu mais para o C em comparação com a soja. No tratamento PNom que manteve a mesma pastagem desde os anos 80 e foi usado como testemunha, foi observado maior contribuição de C de plantas do tipo C4, embora ainda haja algum carbono oriundo da vegetação nativa.

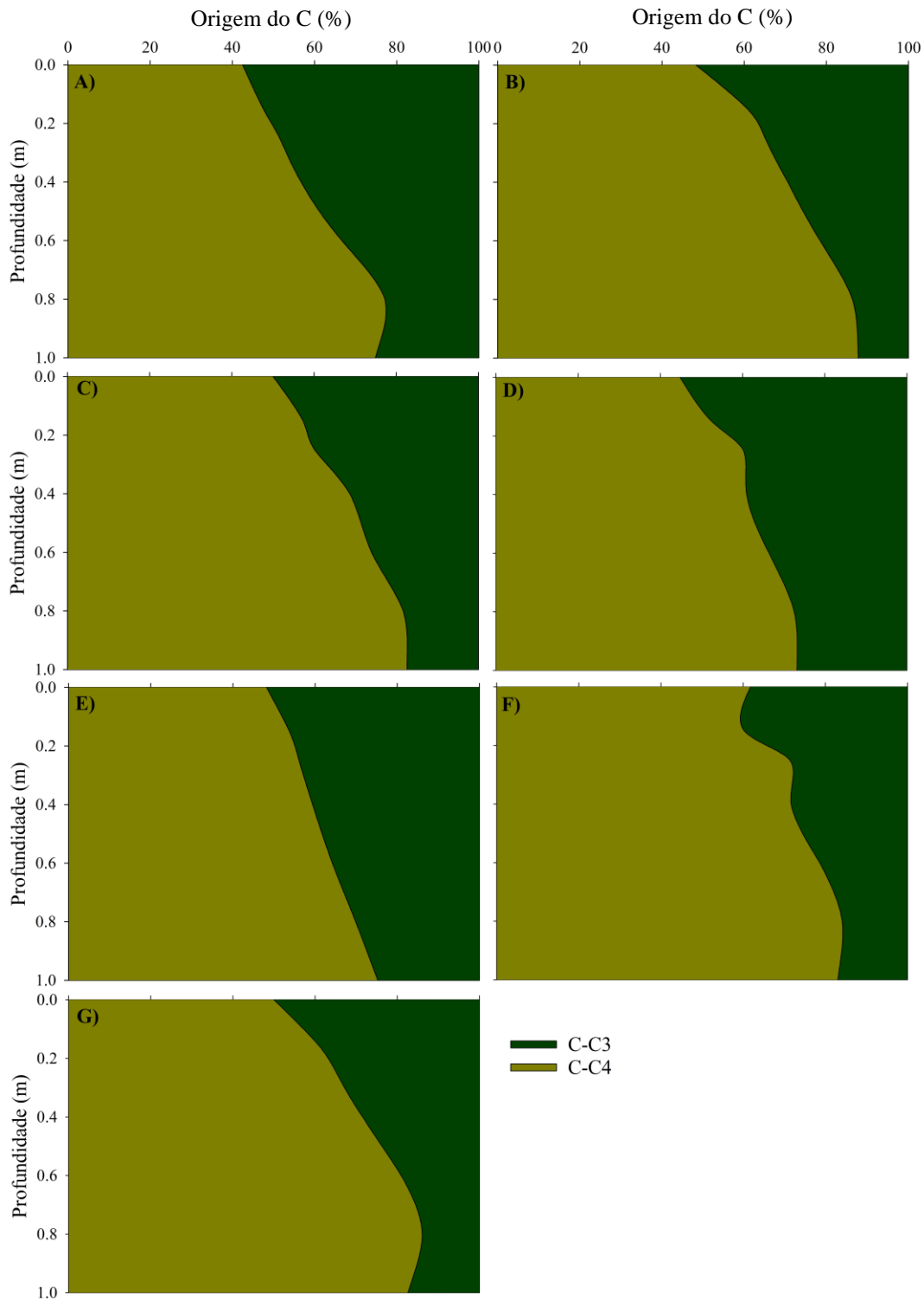


Figura 6. Particionamento do C (%) em função da sucessão de **A.** *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), **B.** *U. ruziziensis* (BRz), **C.** *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), **D.** *M. maximus* cv. Massai (CMs) e **E.** *P. americanum* (Mlt), **F.** pastagem nominal (PNom) e **G.** solo em pousio (SPo).

3.2. Saúde do solo

3.2.1. Saúde biológica do solo

A atividade das enzimas β -Glicosidase (BG) e Arilsulfatase (ARS) variaram em função da espécie utilizada no sistema de produção (Figura 7). A maior atividade da enzima BG (Figura 7A) na camada 0-10 cm, foi com a BRz com 66 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹, seguido pelos CMb (57 mg kg⁻¹ h⁻¹), CMs (57 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹) e SPo (51 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹). A BMd apresentou atividade enzimática cerca de 25% menor comparada com as forrageiras anteriores, com 45 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹. Por fim, a atividade dessa enzima no solo sob Mlt e Pnom foi muito baixa, correspondendo cerca de 50% menor comparado com a BRz.

Nas camadas subsequentes, a atividade da BG na camada 10-20 cm não foi diferenciada em função dos sistemas de cultivos e na camada 20-30 cm, a atividade da BG permaneceu próxima à camada anterior, mas as forrageiras BRz (14,4 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹) e CMb (13,6 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹) apresentaram atividade enzimática cerca de 11% menor em comparação as demais. Comparando com a camada 0-10, a atividade da enzima BG decaiu ao longo do perfil, cerca de 66, 78, 76, 71, 50, 68 e 52%, respectivamente. Os sistemas com maiores atividades de enzimas nas camadas 0-10 cm foram os que mais decaíram, em porcentagem, ao longo do perfil.

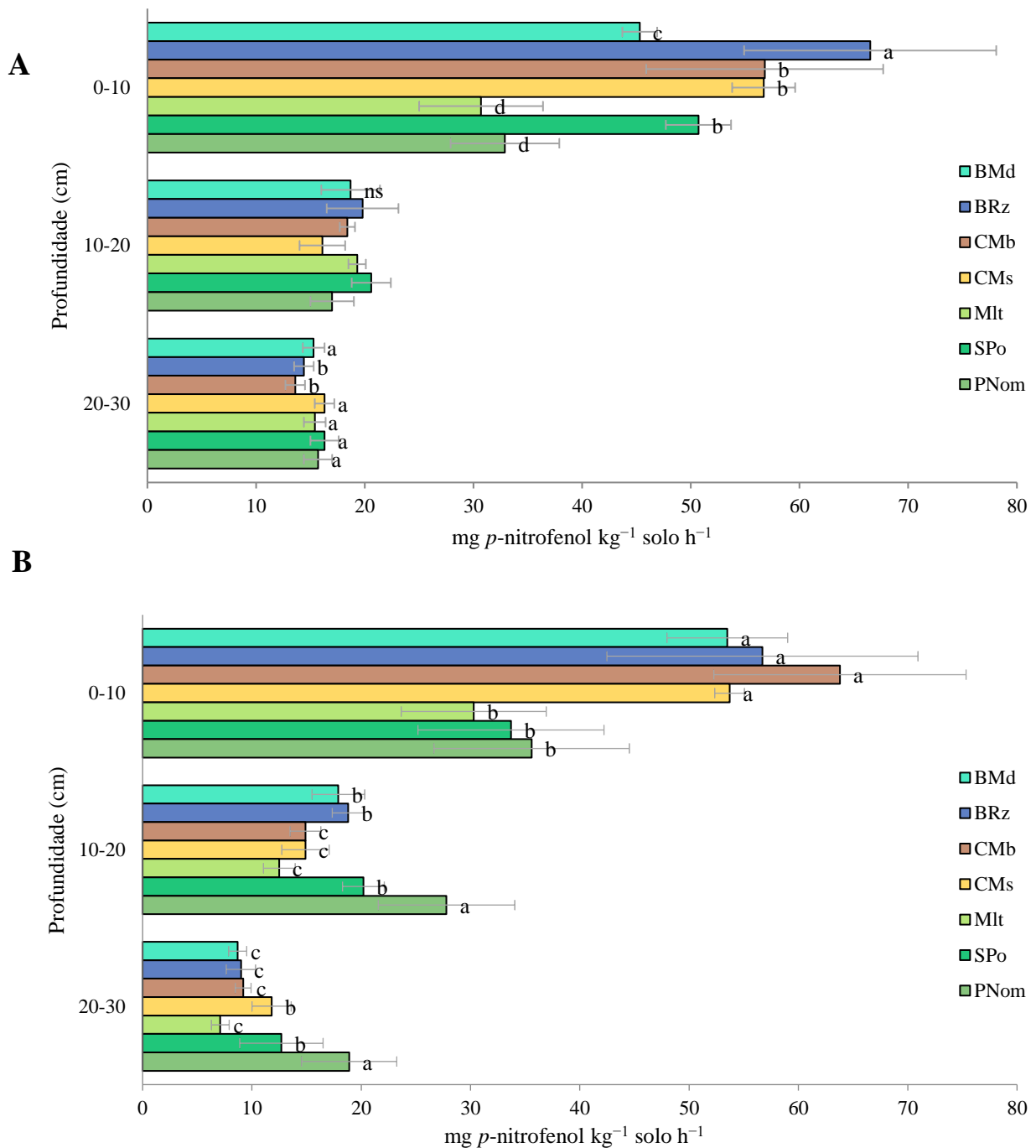


Figura 7. Atividade das enzimas β -glicosidase (A) e arilsulfatase (B) em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom) e das camadas de solo. Médias seguidas por mesma letra em cada profundidade do solo não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade. Ns: Não significativo a 5% de probabilidade.

As forrageiras perenes do gênero *Urochloa* e *Megathyrsus* contribuíram para maior atividade da enzima arilsulfatase (figura 7B), com valores variando de 54 a 64 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹ na camada 0-10 cm. Por outro lado, a área com plantas infestantes (SPo) foi cerca de 33% menor comparado com essa mesma enzima. Para a camada 10-20 cm,

a atividade da ARS foi maior no solo de PNom com valor de 27 mg PNS kg⁻¹, sendo aproximadamente 50% maior que a atividade do CMs e do CMb (14,9 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹) que apresentaram maiores atividades na camada superficial. Em relação ao SPo, a atividade dessa enzima foi de 20,2 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹, 27% menor que a da PNom. O solo sob a forrageira Mlt apresentou a pior atividade comparada com os demais tratamentos em todas as camadas avaliadas, sendo 30,3; 12,5 e 7,1 mg *p*-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹ nas camadas 0-10, 10-20 e 20-30, respectivamente. Por fim, os sistemas de cultivos com maior atividade enzimática ARS na camada superior, BRz, CMb, CMs e BMd, obtiveram redução de atividade de 84, 86, 78 e 84% na camada 20-30 cm. Enquanto que Mlt, SPo e PNom o decréscimo foi menor, cerca de 77, 62 e 47%. Com ressalva que a PNom apresentou atividade dessa enzima superior aos demais nessa última camada.

3.2.2. Saúde química do solo

Ao analisar os indicadores de acidez do solo e a Capacidade de Troca Catiônica (CTC), percebeu-se que as diferenças mais notáveis (Tabela 2) estão na camada 0-10 cm do solo. Em geral, observou-se que, independentemente do tratamento, o solo era ácido (pH < 4,4). As forrageiras BRz e Mlt, o SPo e a PNom foram os que obtiveram pH menores em relação aos demais (4,5; 4,4; 4,4 e 4,5 respectivamente). O CMs foi a que obteve maior valor de pH, 4,9.

O uso de forrageiras não influenciou na concentração de H+Al, que reflete na concentração de íons de hidrogênio (H⁺) e alumínio (Al³⁺) no solo. Em relação a CTC, não houve diferença nas diferentes camadas do solo, exceto na camada superficial (0-10 cm) que a BMd se sobressaiu às demais, com valores de CTC de 67,9 mmol_c dm⁻³, seguida do CMs com 57,7 mmol_c dm⁻³. As demais forrageiras (BRz, CMb e Mlt), o SPo e a PNom, obtiveram valores respectivamente de: 53,0; 52,8; 45,0; 49,9 e 48,4 mmol_c dm⁻³ e não foram diferentes significativamente entre si.

Tabela 2. Indicadores de acidez do solo e CTC em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom)

Prof. (cm)	Sistema de cultivo	pH- CaCl ₂	H+Al — mmol _c dm ⁻³ —	CTC
0-10	BMd	4,7 b*	39,9	67,9 a
	BRz	4,5 c	36,4	53,0 c
	CMb	4,7 b	29,5	52,8 c
	CMs	4,9 a	34,7	57,7 b
	Mlt	4,4 c	33,3	45,0 c
	SPo	4,4 c	35,1	49,9 c
	PNom	4,5 c	36,8	48,4 c
	CV(%)	2,7	9,5	8,8
10-20	BMd	4,2 b	39,9	48,3
	BRz	4,2 b	35,6	40,8
	CMb	4,5 a	35,5	40,8
	CMs	4,5 a	31,6	39,4
	Mlt	4,3 b	35,7	40,4
	SPo	4,3 b	34,1	40,1
	PNom	4,4 b	35,2	40,4
	CV(%)	2,9	11,6	11,4
20-30	BMd	4,3 b	30,7	35,9
	BRz	4,1 c	31,2	34,8
	CMb	4,4 a	32,6	35,8
	CMs	4,3 b	29,6	32,7
	Mlt	4,3 b	30,0	34,0
	SPo	4,3 b	33,3	36,8
	PNom	4,5 a	27,4	31,2
	CV(%)	1,4	7,6	7,7

*Médias seguidas por mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade. pH em CaCl₂, H+Al (Soma de íons hidrogênio (H⁺) e alumínio (Al³⁺)); CTC: Capacidade de Troca de Cátions (SB + H+Al); CV: coeficiente de variação experimental.

A diversificação de sistemas de produção com forrageiras influenciou na saúde química do solo (Tabela 3), uma vez que todos os sistemas receberam a mesma adubação na semeadura da soja em todas as safras. Para a camada superficial do solo (0-10 cm), as forrageiras com BMd (17,7 mg dm⁻³), BRz (22,1 mg dm⁻³), CMs (17,5 mg dm⁻³) e CMb (14,6 mg dm⁻³) sustentaram os maiores teores de P no solo. Por outro lado, SPo (10,1 mg dm⁻³), Mlt (9,2 mg dm⁻³) e PNom (2,6 mg dm⁻³) apresentaram teores de P inferiores aos demais. Em relação às camadas subsuperficiais, 10-20 e 20-30 cm, os teores de nutrientes foram menores em relação a camada superficial (0-10 cm). O teor de P foi superior nos tratamentos BMd (3,6 mg dm⁻³), BRz (3,6 mg dm⁻³), CMs (4,4 mg dm⁻³) e SPo (4,1 mg dm⁻³) na camada de 10-20

cm. Na camada mais inferior, 20-30 cm, a forrageira BMd apresentou maior teor de P, com $2,6 \text{ mg dm}^{-3}$ e os tratamentos Mlt e PNom apresentaram os piores teores de P nessa camada, com apenas $0,7$ e $0,8 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente.

O teor de potássio foi influenciado pelo sistema de cultivo na camada 0-10 cm, com destaque para o CMb que apresentou apenas $0,7 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ desse nutriente. Comparando a média geral dos demais tratamentos, esse teor foi de $\sim 60\%$ menor. Na camada 20-30 cm, o Mlt apresentou valores superiores de potássio, com $2,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $\sim 77\%$ maior comparado com o teor médio dos demais sistemas de cultivo. O teor de cálcio na camada 0-10 cm foi superior nas parcelas semeadas com BMd ($22,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), CMb ($17,6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), e CMs ($17,9 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e muito baixo para o Mlt ($7,6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e PNom ($6,4 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Nas camadas de 10-20 e 20-30 cm, a forrageira BMd se destacou em relação as demais, com teores de cálcio mais elevados. O solo da camada 0-10 cm com as forrageiras BMd ($4,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), CMb ($5,1 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), CMs ($3,4 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e PNom ($3,6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) sustentou maiores teores de magnésio em relação aos demais, com valores superiores a $3,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Na camada 20-30 cm, os sistemas de cultivo com BMd ($0,9 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), CMb ($0,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), SPo ($0,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e PNom ($1,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) tiveram teores de magnésio mais elevados nessa camada mais profunda. Em relação à soma de bases trocáveis (SB) e a saturação por base (V) na camada 0-10 cm, o Mlt e o PNom apresentaram teores muito inferiores em relação aos demais, com $25,8$ e $23,7\%$ de saturação por base e apenas $11,7$ e $11,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de soma de base, respectivamente. Nas camadas mais profundas (10-20 e 20-30 cm), o BMd contribuiu para maior ciclagem de nutrientes apresentando maiores soma de base trocáveis e saturação por bases.

As concentrações de nutrientes mais baixas foram observadas no solo cultivado com Mlt após o cultivo da soja com teores de P de $9,2$; $3,0$ e $0,7 \text{ mg dm}^{-3}$, teores de Ca $7,6$; $3,0$; $1,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, teores de magnésio de $2,5$; $1,0$ e $0,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, SB de $11,7$; $4,7$ e $1,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e V de $25,8$; $11,7$ e $11,8 \%$ nas camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm respectivamente.

Tabela 3. Indicadores químicos de saúde do solo em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom)

Prof. (cm)	Sistema de cultivo	P	K	Ca	Mg	SB	V
		mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³				%
0-10	BMd	17,7 a*	1,3 a	22,5 a	4,2 a	28,0 a	41,1 a
	BRz	22,1 a	2,4 a	12,7 b	1,5 b	16,6 b	31,4 b
	CMb	14,6 a	0,7 b	17,6 a	5,1 a	23,4 a	44,2 a
	CMs	17,5 a	1,8 a	17,9 a	3,4 a	23,1 a	39,9 a
	Mlt	9,2 b	1,7 a	7,6 c	2,5 b	11,7 b	25,8 b
	SPo	10,1 b	1,9 a	11,1 b	1,8 b	14,8 b	28,9 b
	PNom	2,6 b	1,5 a	6,4 c	3,6 a	11,5 b	23,7 b
	CV(%)	56,4	23,5	23,8	30,3	20,7	15,7
10-20	BMd	3,6 a	0,6 ns	6,7 a	1,1 ns	8,4 a	17,5 a
	BRz	3,6 a	0,7	4,0 c	0,6	5,3 b	12,9 b
	CMb	2,7 b	0,5	3,4 c	1,3	5,3 b	13,6 b
	CMs	4,4 a	0,6	5,1 b	2,2	7,8 a	19,2 a
	Mlt	3,0 b	0,7	3,0 c	1,0	4,7 b	11,7 b
	SPo	4,1 a	0,8	4,3 c	0,9	6,0 b	15,0 b
	PNom	1,6 b	1,0	2,9 c	1,3	5,3 b	12,9 b
	CV(%)	28,3	32,1	25,6	51,6	23,4	19,3
20-30	BMd	2,6 a	0,6 b	3,8 a	0,9 a	5,3 a	14,7 a
	BRz	1,6 b	0,4 b	2,7 b	0,5 b	3,6 b	10,3 c
	CMb	1,6 b	0,4 b	2,0 b	0,8 a	3,2 b	9,1 c
	CMs	1,3 b	0,4 b	2,0 b	0,6 b	3,1 b	9,3 c
	Mlt	0,7 c	2,0 a	1,5 b	0,5 b	1,0 b	11,8 b
	SPo	1,2 b	0,4 b	2,2 b	0,8 a	3,4 b	9,3 c
	PNom	0,8 c	0,6 b	1,9 b	1,2 a	3,7 b	11,9 b
	CV(%)	21,76	49,6	29,0	31,2	17,7	15,0

*Médias seguidas por mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade. ns = não significativo; P: Fósforo; K: Potássio; Ca: Calcio; Mg: Magnésio; SB: Soma de base trocáveis (Ca + Mg + K); V: Saturação por base (SB/CTC*100); CV: coeficiente de variação experimental.

3.2.3. Saúde física do solo

Os sistemas de manejo não influenciaram na densidade do solo, independentemente da profundidade avaliada (Figura 8A). Os valores variaram de 1,45 a 1,52 g cm⁻³ na camada 0-10 cm, 1,51 a 1,56 g cm⁻³ na camada de 10-20 cm e de 1,51 a 1,54 g cm⁻³ na camada de 20-30 cm.

A porosidade do solo refere-se ao volume de poros no solo, que podem ser classificados em macroporosidade (MaP) e microporosidade (MiP) e não foi influenciada pelos tratamentos. Os valores médios de Pt, MaP e MiP em função dos sistemas de cultivos estão

apresentados na figura 8B. Na camada 0-10 cm do solo, o valor médio de Pt foi de $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e os de MaP e MiP foram de $0,20$ e $0,25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, respectivamente. Já nas camadas subsuperficiais, não houve variações entre os valores de Pt, MaP e MiP, com valores médios de $0,42$, $0,20$ e $0,22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, respectivamente nas camadas 10-20 e 20-30 cm.

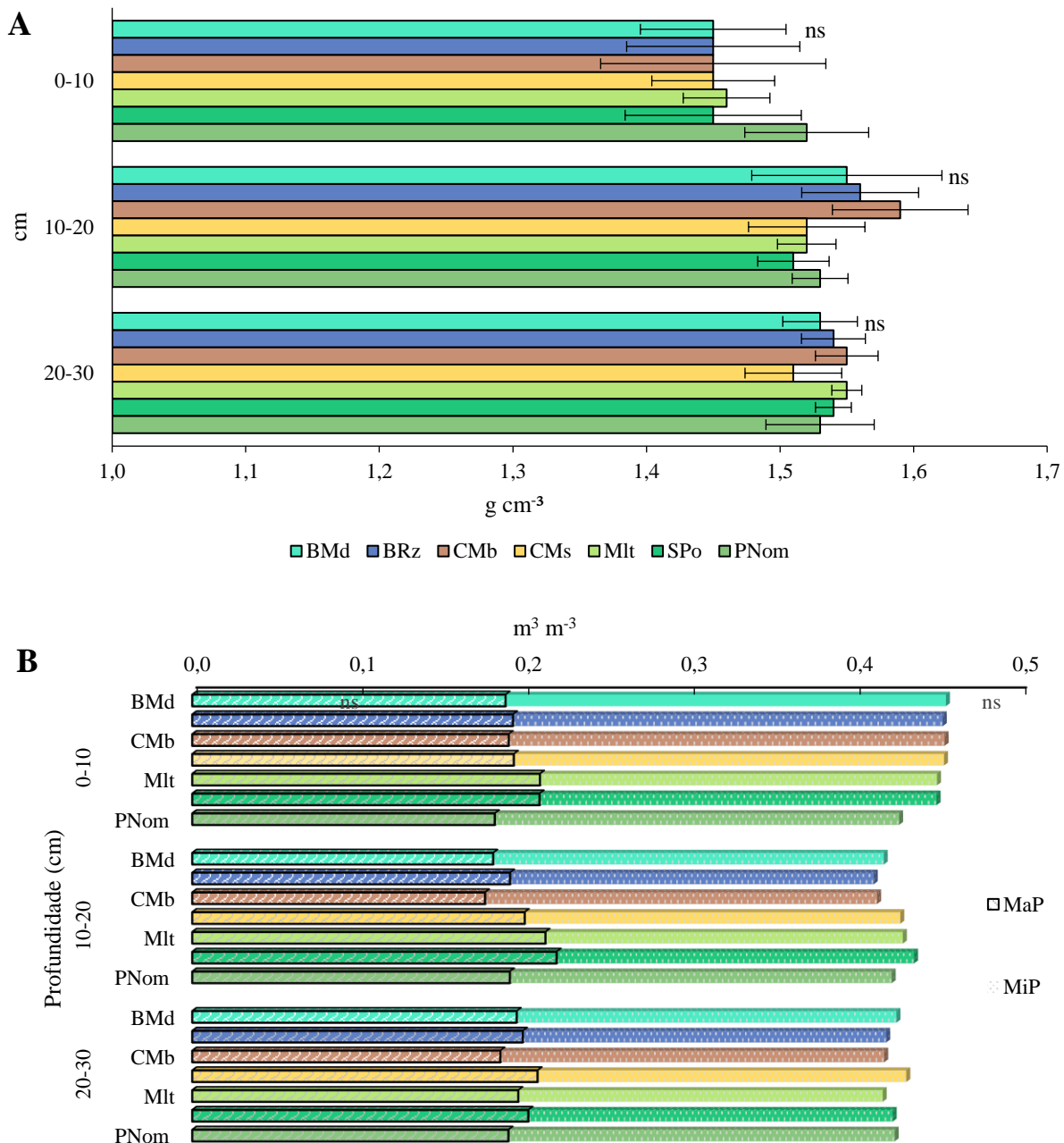


Figura 8. Valores médios absolutos de densidade (Ds) (A) distribuição de MaP e MiP e porosidade do solo (MaP + MiP) (B) para diferentes profundidades (0-10, 10-20 e 20-30 cm) em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom). Médias seguidas por mesma letra nas colunas para cada profundidade não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade. Ausência de letra: Não significativo a 5% de probabilidade.

Os valores médios para resistência do solo à penetração (RP) em função dos sistemas de cultivos estão apresentados na figura 9. Essa variável é importante para indicar a necessidade de intervenção no solo, dado que pode ser utilizado como método de diagnóstico para identificar áreas de solo compactado. Valores elevados de RP podem impor limitações físicas ao crescimento radicular das plantas. Nesse estudo, o manejo do solo influenciou na RP na camada superficial do solo, uma vez que o solo sem manejo (PNom) apresentou RP superior aos demais ($p > 0,05$), com valor > 3 MPa, 50% maior comparado com os RPs dos demais. Na camada 10-20 cm, todos os sistemas de cultivo apresentaram valores maiores de RP, acima de 2 MPa, mas não foi observado diferenças entre os sistemas de cultivo. Por outro lado, na camada de 20-30 cm, o solo com as forrageiras BRz, CMb e Mlt e o SPo teve valores superiores de RP na ordem de 2,5 MPa, indicando que possa haver uma restrição no desenvolvimento radicular das plantas. Os solos com as forrageiras CMs e BMd e a PNom ofereceram 20% menos resistência a penetração comparados com os solos mais compactados.

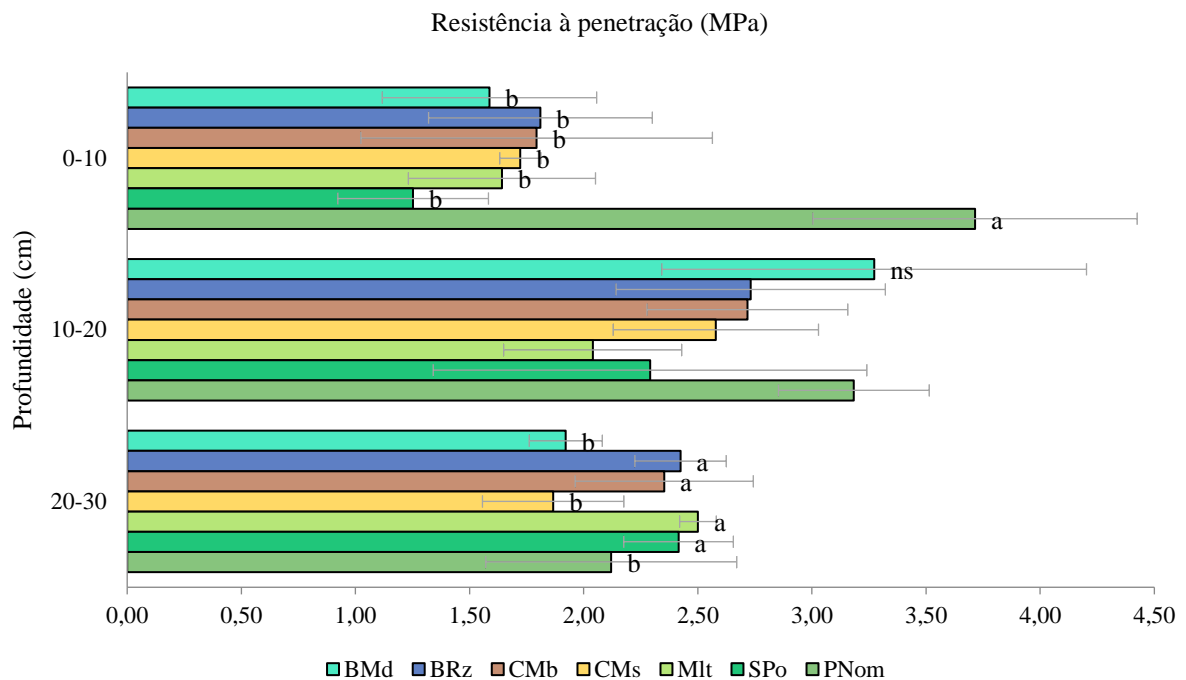


Figura 9. Valores médios absolutos da resistência do solo à penetração (RP) para diferentes profundidades (0-10, 10-20 e 20-30 cm) em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom). Médias seguidas por mesma letra nas colunas para cada profundidade não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade. Ausência de letra: Não significativo a 5% de probabilidade.

Na camada superficial do solo, as diferentes forrageiras não promoveram alterações na porcentagem de macroagregados, microagregados e partículas finas, exceto o PNom que apresentou maior estabilidade de agregados, ou seja, maior porcentagem de macroagregados e menor porcentagem de microagregados (Figura 10). Para as camadas subsequentes, 10-20 e 20-30 cm, não houve diferenças ($p>0,05$) entre os tratamentos.

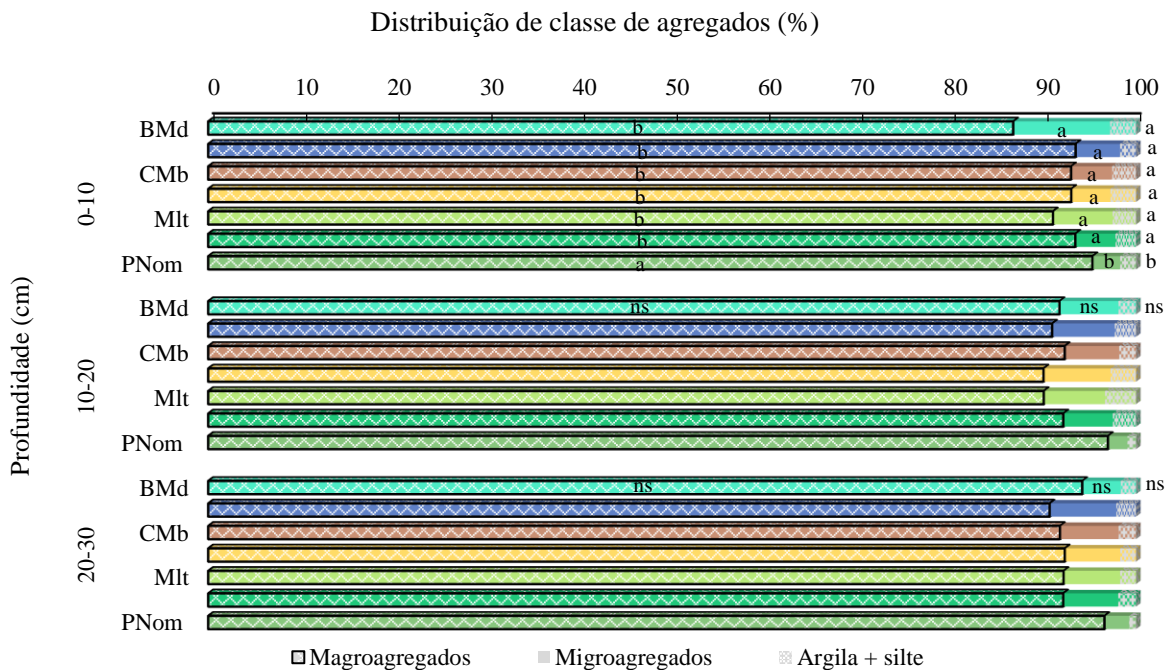


Figura 10. Distribuição de classes de agregados em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom) nas camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Médias seguidas por mesma letra nas colunas para cada profundidade não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade. Ausência de letra: Não significativo a 5% de probabilidade.

3.2.4. Índice de saúde do solo (ISS)

Os sistemas de produção influenciaram os scores dos indicadores e do índice de saúde do solo (figura 11). Na camada 0-10, as forrageiras BMd, CMs e BRz contribuíram para uma maior saúde do solo (ISS), com scores de 0,60; 0,64 e 0,65. O solo sob Mlt apresentou os menores valores do ISS, 0,49, ou seja, 22% menor em relação à média das forrageiras com maiores índices. Em termos dos indicadores químicos, os maiores escores de índice de saúde química (ISSQ) foram observados nos solos sob as forrageiras BMd, CMs e BRz o, com valores de 0,64; 0,71 e 0,68 (Figura 11B). Apesar de serem estatisticamente iguais ($p < 0,05$) o Mlt obteve valores muito inferiores comparados com todas as forrageiras,

com score de 0,47. Em relação aos indicadores biológicos, o índice de saúde biológico (ISSB) para o tratamento com Mlt foi cerca de 37% menor em comparação aos demais tratamentos, sendo estatisticamente significativo ($p < 0,05$). Com score de 0,32 (Figura 11C), o qual é resultado dos baixos teores de BG (Figura 7A) e teor de carbono (Figura 3). Por fim, para os indicadores físicos, não houve diferenças entre os sistemas avaliados, uma vez que o índice de saúde físico (ISSF) foi calculado a partir da porcentagem de macroagregação e da densidade do solo, variáveis que não foram influenciadas pelos sistemas de cultivos.

Na camada 10-20 cm, apenas a PNom apresentou score de ISS superior aos demais, com score de 0,44, os demais apresentaram valores entre 0,38 a 0,40, indicando que nessa camada, o solo estava funcionando apenas 38 a 40% da sua capacidade máxima. Por fim, na camada 20-30 cm, contrariamente as demais camadas, o Mlt e a PNom apresentaram scores de ISS superiores. Isso aconteceu porque o ISSQ desses sistemas foi superior as demais, elevando o ISS, calculado através do aditivo ponderado, onde foi dado pesos aos indicadores de maneira a manter equidade de importância para os três componentes do solo.

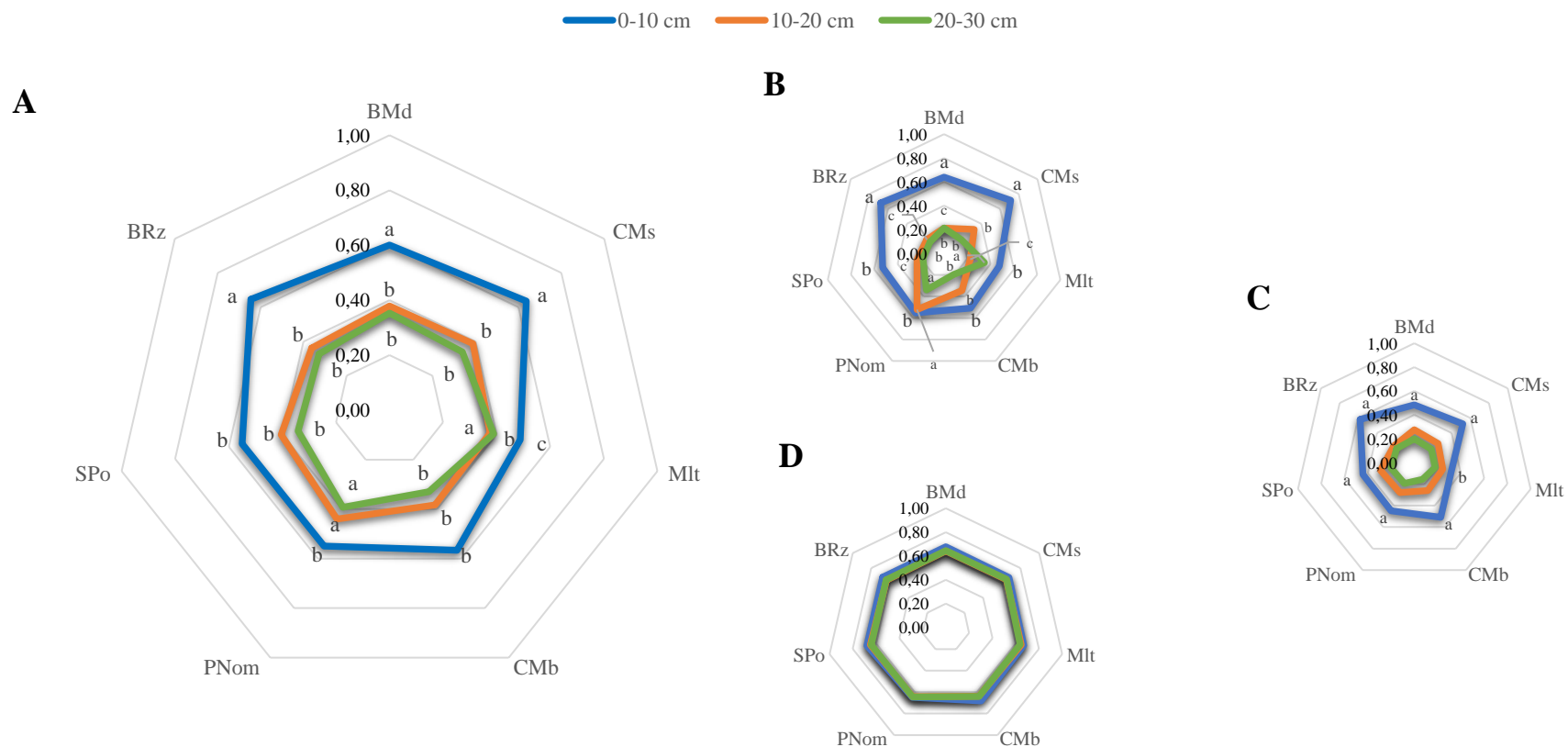


Figura 11. Índice de saúde do solo - ISS (A), índice de saúde química (ISSQ) (B), índice de saúde biológica (ISSB) (C) e índice de saúde física (ISSF) (D) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom) e das camadas de solo. Médias seguidas por mesma letra para cada profundidade não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade. Ausência de letra: Não significativo a 5% de probabilidade.

3.3. Produtividade soja

3.3.1. Produtividade da soja

A diversificação nos sistemas de produção promoveu um impacto positivo na produtividade da cultura da soja. Em particular, os sistemas com o uso de braquiárias (BMd e BRz) e de capins (CMb e CMs) demonstraram um aumento significativo na produtividade em comparação com os sistemas com o uso de Mlt e o de soja em pousio (figura 12).

É relevante destacar que, embora o Mlt seja frequentemente utilizado como uma forrageira em sucessão com a soja, especialmente em regiões com restrições climáticas que impedem o cultivo de uma segunda safra, não houve uma contribuição positiva para o aumento da produtividade da cultura de soja nesse sistema. Na verdade, a produção de soja foi cerca de 13% menor (9 sacas ha⁻¹) quando comparada aos outros sistemas de cultivos com forrageiras.

Comparando com a saúde do solo na camada mais responsiva do solo (0-10), os sistemas mais produtivos foram justamente aqueles com maior índice de saúde do solo (ISS), conforme a figura 11. Com exceção para o CMb, que apesar do ISSB e ISSF terem sido bons, o ISS foi afetado pelo ISSQ daquele solo (vide figura 11B). Como o ISSQ do solo foi calculado integrando os atributos pH, teor de fósforo e potássio, este último nutriente do solo com CMb estava muito baixo (tabelas 2 e 3), resultando em menor ISSQ e consequente ISS.

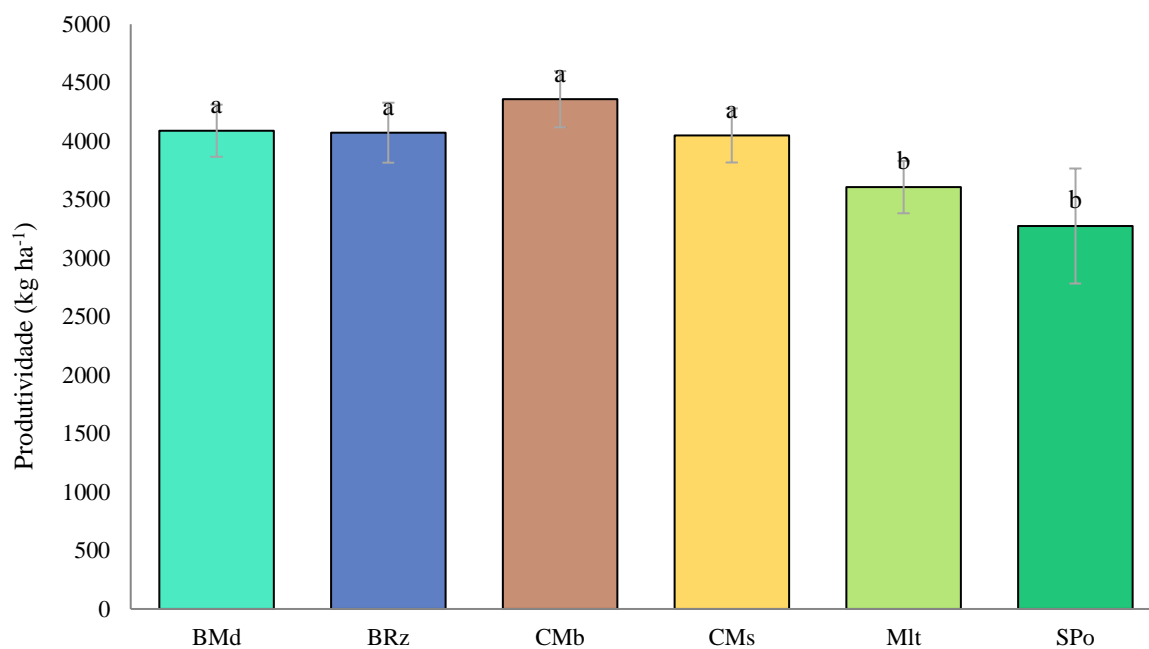


Figura 12. Produtividade da soja (kg ha⁻¹) em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo). Médias seguidas por mesma letra em cada profundidade do solo não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade.

3.3.2. Massa seca das forrageiras

Para a safra em que esse experimento foi avaliado (2022/23), as forrageiras que mais produziram massa seca antes do plantio da soja foi o CMb e a BRz, com 11,2 e 10,3 Mg ha⁻¹ (tabela 4), respectivamente. No entanto, ao analisar os resultados satisfatório de ISS, ISSB, estoque de carbono e produtividade é plausível que em anos anteriores os sistemas BMd e CMs também tenham apresentado produção de massa seca superior ao Mlt. Dessa forma, os resultados positivos não estão restritos à safra atual, mas refletem a contribuição cumulativa dos sistemas de cultivo ao longo dos anos.

Tabela 4. Produção de massa seca pelas forrageiras *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMB), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt) na safra de 2022/23

Sistema de cultivo	Massa seca
	Mg ha ⁻¹
BMd	4,9 b*
BRz	10,3 a
CMB	11,2 a
CMs	6,8 b
Mlt	4,8 b
CV(%)	26,9

*Médias seguidas por mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade.

3.4. Correlação das variáveis

Foi observado uma correlação entre a produtividade da cultura de soja e uma variedade de indicadores estudados (figura 13). Por exemplo, a quantidade de massa seca depositada no solo pela cultura antecessora apresentou uma correlação significativa e positiva ($r = 0,66$) com a produtividade da soja. Além disso, o estoque de carbono no solo também demonstrou uma relação positiva ($r = 0,57$) com a produtividade, isto significa que quanto maior a massa seca depositada e a quantidade de carbono orgânico no solo, maior a produtividade alcançada.

Os indicadores biológicos desempenharam um papel crucial na potencialização da produtividade da cultura de soja. A atividade das enzimas β -Glicosidase e Arilsulfatase apresentou fortes correlações positivas com a produtividade ($r = 0,43$ e $0,72$, respectivamente). O ISSB do solo também se mostrou significativo para o aumento da produtividade da cultura, com uma correlação de $r = 0,50$.

Em relação aos indicadores químicos, a concentração de Ca ($r = 0,54$), Mg ($r = 0,51$), P ($r = 0,35$), CTC ($r = 0,47$), SB ($r = 0,57$), V ($r = 0,6$) e pH ($r = 0,52$) também apresentaram correlações positivas com a produtividade da cultura. O potássio apresentou uma correlação negativa ($r = -0,22$), que, embora relativamente baixa, foi significativa ($p < 0,05$).

No que diz respeito aos indicadores físicos, a microporosidade apresentou uma correlação positiva significativa ($r = 0,49$) com o aumento na produção de grãos. Em contraste, a macroporosidade demonstrou uma correlação negativa significativa. A correlação da RP do solo foi significativa, apesar de ser relativamente baixa, com $r = 0,20$.

Como já mencionado anteriormente, a saúde do solo se revelou como um fator determinante para a produtividade da cultura de soja. No entanto, dentre os pilares de saúde

do solo (químico, físico e biológico), a saúde biológica do solo se destacou como o fator de maior influência no aumento da produtividade da cultura.

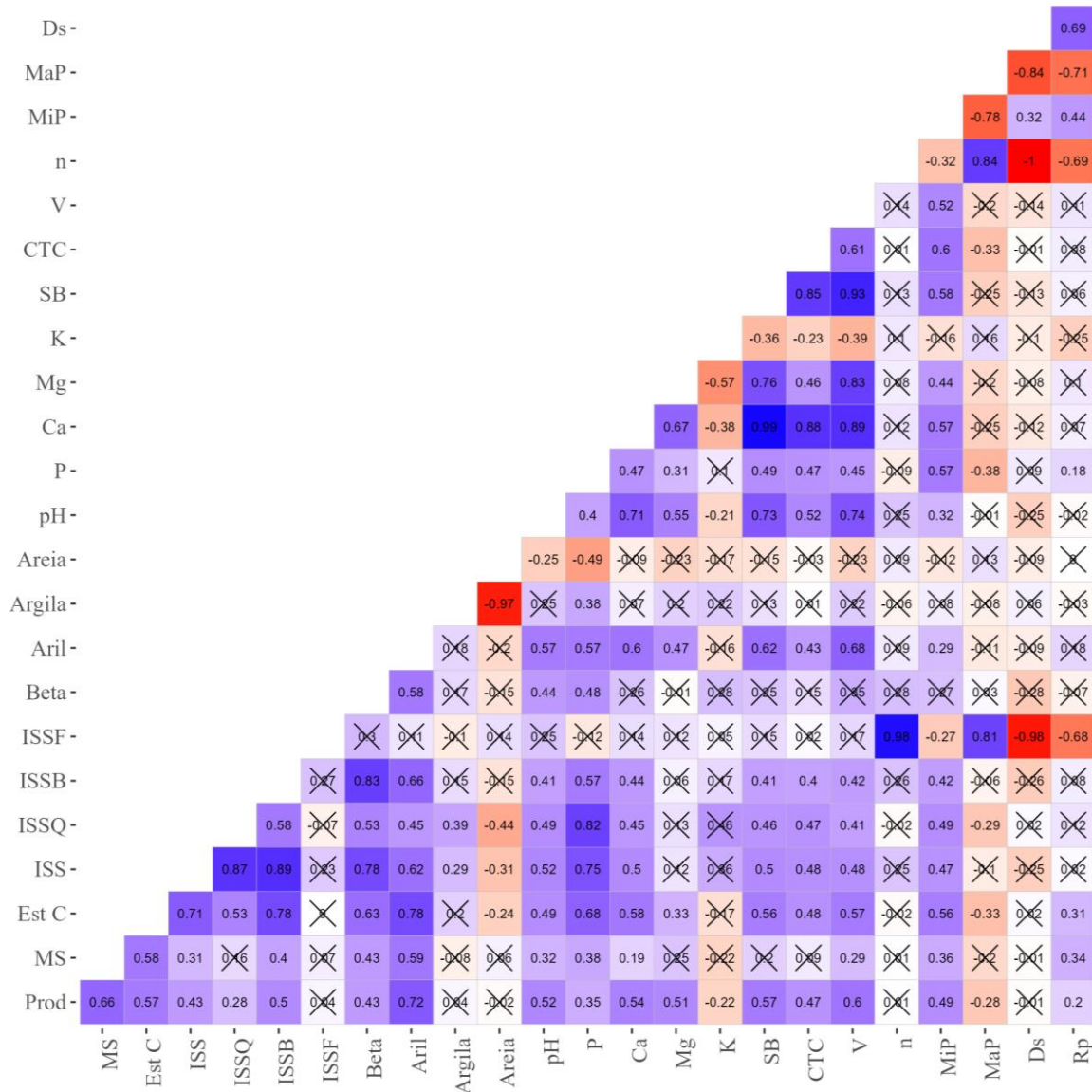


Figura 13. Matriz de correlação entre os indicadores e índices de saúde de solo da camada 0-10 cm e parâmetros da planta (massa seca e produtividade). Tons azuis indicam correlações positivas próximas de 1, tons vermelhos indicam correlações negativas próximas de -1. Tons claros representam ausência de correlação. 'X' indica correlações não significativas ($p > 0.05$). Siglas: Ds (densidade do solo), MaP (macroporos), MiP (microporos), n (porosidade total), V (saturação por bases), CTC (capacidade de troca de cátions), SB (soma de bases), K (potássio), Mg (magnésio), Ca (cálcio), P (fósforo), Aril (arilsulfatase), Beta (β -glicosidase), ISSF, ISSB, ISSQ e ISS (índice físico, biológico e químico de saúde do solo), ISS (índice de saúde do solo), Est C (estoque de carbono), MS (biomassa das forrageiras).

4. DISCUSSÃO

4.1. Contribuição das forrageiras no acúmulo de carbono orgânico do solo ao longo dos anos

O solo é o maior reservatório terrestre de carbono (Lal, 2004). O estoque de carbono no solo em áreas de cultivo depende principalmente de três fatores: i) as entradas de carbono no sistema; ii) a dinâmica da decomposição da matéria orgânica e iii) capacidade do solo em estabilizar a matéria orgânica nele depositada (Dignac et al., 2017; Hoffland et al., 2020). Comportamento validado neste presente estudo, uma vez que o uso de forrageiras com grande produção de massa seca (CMs, CMb, BMd e BRz) levou ao incremento de carbono ao longo do perfil do solo, mas, por outro lado, o Mlt, com pouca produção de massa seca (4,8 Mg ha⁻¹), contribuiu para a redução de carbono ao longo dos anos. Por outro lado, as taxas de aumento de C em geral foram baixas, característico de uma região tropical que favorece decomposição e por consequência, dificulta a retenção de C no solo. A pastagem nominal, ou seja, pastagem manejada de forma racional, mas sem nenhum tipo de melhoria significativa de manejo, como a adubação e correção da acidez do solo, apenas com deposição da palhada através da roçagem apresentou alto estoque de carbono ao longo do perfil do solo. Apesar de não ser manejada, essa pastagem não era pastejada por animais, não havendo, portanto, exportação do C da área. Os resultados da nossa PNom se assemelharam com uma pastagem bem manejada, também no MATOPIBA, de Gmach et al. (2018), indicando a alta capacidade desse sistema em estocar carbono orgânico. Comparando com as forrageiras utilizadas nos sistemas de cultivos presentes neste estudo, a BMd e o CMb (até 30 cm) e CMs (até 100 cm) contribuíram para um aumento no estoque de carbono aliado com a produção de soja, mostrando que apesar do manejo intensivo de produção de grãos, o uso dessas forrageiras no sistema potencializam o sequestro de carbono, assim como, em áreas não exploradas economicamente (PNom), uma vez que independente do componente animal, o uso dessas forrageiras tropicais melhora a atividade microbiana do solo, ajudam na ciclagem de nutrientes e repõem a matéria orgânica (Lemaire et al., 2014). Além de que, a alocação e acúmulo de matéria orgânica pode estender à camadas mais profundas do solo, em virtude das forrageiras apresentarem um sistema radicular abundante e profundo (Patra et al., 2022), além da própria migração da matéria orgânica (Cherubin et al., 2023).

Os estoques de carbono em geral foram baixos neste estudo conduzido no MATOPIBA comparados com diversos estudos (e.g; Cerri et al., 2011; Oliveira et al., 2016, 2023; Rittl et

al., 2017), isso ocorre devido ao desafio que a região apresenta em estocar carbono devido a textura arenosa, ao regime hídrico e a temperatura do ar (Donagemma et al., 2016). Prairie et al. (2023), observou que o teor de areia do solo moderou significativamente a estocagem de carbono particulado do solo e esses fatores abióticos, juntamente com posição no relevo e estabilidade de agregados moderam o sequestro de carbono nos solos (Jiménez & Lal, 2006).

O aumento dos estoques de C no solo está relacionado principalmente ao aporte de material orgânico no sistema de manejo (Gonçalves et al., 2019; Hok et al., 2021; Lal, 2018; Parenti et al., 2022; Prairie et al., 2023). A medida que a MO é decomposta, parte do C é emitido como forma de CO₂ para a atmosfera e parte é incorporada no solo, aumentando seu estoque (Cerri et al., 2011). O equilíbrio entre as entradas de carbono e as saídas determina a capacidade do solo em atuar como um sumidouro de C ou como uma fonte de C, portanto esta intrinsecamente relacionado com a cobertura do solo, uso da terra e manejo adequado (Amelung et al., 2020). Neste presente estudo, o uso de milho em sucessão com a soja, contribuiu para que o solo se tornasse uma fonte de carbono, uma vez que a taxa anual de perda de C foi de 0,25 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na camada 0-30 cm e 0,15 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na camada 0-100 cm. Tal resultado é explicado devido ao ciclo curto de vida do milho, que é uma cultura anual de verão (Fussell & Pearson, 1978) e pela intensificação de manejo do solo que houve ao longo desses anos, porém, a produção de palhada pelo milho foi insuficiente para suprir a demanda do solo em manter os estoques de C. Sá et al. (2015) estimou que para manter um balanço positivo de C no solo do cerrado, é necessário o incremento de pelo menos 12,5 Mg ha⁻¹ de massa seca. Por outro lado, as demais forrageiras adicionaram carbono ao longo dos anos, em comparação com o sistema de soja pousio, sobretudo pela alta produção de biomassa na superfície e pelas raízes em profundidade. Santos et al. (2023), em seu estudo para prever mudança de C a longo prazo através do modelo DayCent viu que a adição da forrageira perenes em sistema de produção de soja foi um fator chave para o acúmulo de C na região do MATOPIBA, com taxas anuais de acúmulo de C por volta de 0,42 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na camada 0-30 do solo. No presente estudo, essas taxas de acúmulo de C variaram de 0,2 até 0,9 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na camada 0-100 do solo, sendo que a forrageira *Megathyrsus maximus* var. Massai apresentou maior capacidade de acúmulo de C nesta região, ao longo desses dez anos de condução do experimento. Esses valores ficaram abaixo da faixa encontrada por Oliveira et al. (2023), que foi de 1,2 ± 0,85 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para as principais práticas conservacionistas no Cerrado, visto que a dinâmica do C em função de parâmetros intrínsecos do solo nesse bioma diferem da região do MATOPIBA. Em uma meta-análise global, Jian et al. (2020) observou que a adição de plantas de cobertura no sistema de produção contribuiu

para um acúmulo de $0,56 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ sendo essa contribuição mais acentuada em climas tropicais do que em climas temperados (Bai et al., 2019).

Embora as forrageiras tenham contribuído para o estoque de carbono no solo por meio das entradas de C, a análise da abundância isotópica ($\delta^{13} \text{ C}$) neste estudo revelou que o carbono estável é predominantemente derivado da soja. Isso levanta a hipótese de que os constituintes vegetais lábeis, caracterizados por alta qualidade e concentração de N, são mais eficientemente utilizados pela comunidade microbiana. A decomposição desses materiais resulta na produção de compostos microbianos, que são os principais precursores da MOS estável do solo (Cotrufo et al., 2013). A MOS estável do solo consiste em moléculas únicas ou fragmentos microscópicos de material orgânico que foram lixiviados diretamente do material vegetal ou foram transformados quimicamente pela biota do solo (Cotrufo et al., 2013). Tem uma relação C/N mais baixa, com menos compostos derivados de plantas e mais compostos derivados de micróbios, além de apresentarem uma maior abundância natural $\delta^{13} \text{ C}$ (Lavallee et al., 2020). Esses resultados sugerem que a combinação de diferentes plantas de cobertura, que mantenham uma diversidade bioquímica, é fundamental para persistência do carbono no solo (Lehmann et al., 2020), além de ser uma estratégia promissora para promover a produção de biomassa e sua permanência no solo, facilitar a ciclagem de nutrientes, controlar nematoides e aumentar a produtividade da soja (Souza et al., 2024). O estudo com técnicas isotópicas permitem compreender a dinâmica do carbono no solo em que as formas de carbono isotópico refletem a mudança na cobertura vegetal (e.g., Franco et al., 2015; Rossi et al., 2013; Oliveira et al., 2016).

4.2. Saúde do solo

A saúde do solo refere-se à capacidade do solo de funcionar como um ecossistema vivo que suporta as necessidades vitais das plantas, animais e seres humanos (Lehmann et al., 2020). Saúde do solo é o principal pilar para produzirmos mais e de forma mais estável e sustentável ao longo dos anos. Portanto, o conceito de saúde do solo está diretamente relacionado aos novos modelos de agricultura, denominados de agricultura sustentável, agricultura de baixo carbono e/ou agricultura regenerativa (Cherubin et al., 2023)

A saúde do solo é influenciada por indicadores físicos, biológicos e químicos do solo (Cardoso et al., 2013), que mantem uma relação sinérgica entre eles, alterando uns aos outros.

Como exemplo, a atividade da ARS ser dependente do pH do solo (Chen et al., 2021; Mori et al., 2020) e a atividade da BG dependente do C orgânico do solo (Miguel et al., 2020).

A BG desempenha um papel crucial no ciclo do C no solo, sendo um indicador chave de saúde (Mendes et al., 2021). Esta enzima está envolvida na decomposição da matéria orgânica e na liberação de nutrientes essenciais (Ekenler & Tabatabai, 2002). Estudos indicam que a β -glicosidase responde de maneira significativa às práticas de manejo do solo (Barbosa et al., 2023; Chen et al., 2021; Martín-Lammerding et al., 2015; Mendes et al., 2003; Stott et al., 2010). No presente estudo, observou-se que a atividade desta enzima foi mais pronunciada na camada superficial do solo quando cultivada com forrageiras com braquiárias (BMd e BRz) e capins (C Mb e CMs). Em contrapartida, nos solos com sucessão de Mlt, que possui menor produção de massa vegetal, a atividade da β -glicosidase foi inferior. Isso sugere uma forte relação entre a atividade da β -glicosidase, a adição de biomassa vegetal e a disponibilidade de nutrientes. Curiosamente, mesmo em condições de pousio, a atividade da enzima BG foi superior ao milheto. Este cenário foi influenciado pela presença de plantas infestantes na época da coleta do solo, contribuindo para um aporte maior e uma maior diversidade de palhada. A PNom foi usada como referência para entender o impacto do uso agrícola no solo. Embora não tenha havido adubação química nessa parcela durante o experimento, tampouco exportação de nutrientes devido ao retorno da matéria roçada ao solo como palhada, a atividade da BG na camada superior (0-10) foi consideravelmente inferior em comparação com os outros sistemas de produção estudados. Possivelmente, esse fenômeno se deve ao fato de que a atividade da enzima tende a aumentar em solos com fertilidade química equilibradas. Esses dados corroboram os dados de Zhang et al. (2020) e Patel et al. (2018), que nas parcelas que não tiveram adição de fertilizantes, a atividade da enzima BG foi inferior. Assim, a diversidade funcional da comunidade microbiana do solo é, em grande parte, governada pela disponibilidade de recursos, principalmente os nutrientes (Tripathi et al., 2020). Mendes et al. (2021) ressalta que o manejo adequado de nutrientes reflete na atividade das enzimas BG e ARS, assim como na saúde do solo, uma vez que o solo pode ser degradado a medida que sua fertilidade se esgota aos níveis inferiores necessários para apoiar o crescimento de plantas.

A enzima ARS desempenha um papel fundamental no ciclo do enxofre, participando da mineralização do enxofre orgânico em sulfato para absorção de plantas (Klose & Tabatabai, 1999). Neste presente estudo, os sistemas de produção com soja em sucessão com as forrageiras do gênero *Urochloa* e *Megathyrsus* contribuíram para uma maior atividade da enzima ARS na camada superior do solo (0-10), essas forrageiras possuem uma alta produção

de biomassa, sendo útil como cobertura do solo e influenciam na dinâmica dos nutrientes do solo, reduzindo as perdas e melhorando a ciclagem, o que é fundamental para alcançar maior eficiência no uso de nutrientes na agricultura (Baptistella et al., 2020). Ao comparar os valores de pH com a atividade da ARS, apesar da correlação positiva ($r = 0,54$), todos os sistemas de produção apresentavam pH na faixa de 4,4-4,9. De acordo com Turner (2010), a faixa ideal de pH para a atividade da enzima é de 3,0 a 6,0. Assim, os valores de pH dos solos avaliados estavam dentro dessa faixa, o que indica que a atividade da enzima estava em sua condição ideal de funcionamento. É importante destacar que a calagem foi realizada apenas no início do experimento e não foi repetida ao longo dos anos, mesmo com o pH baixo. Isso foi feito com o propósito de avaliar a capacidade das forrageiras de manter uma produtividade satisfatória em um ambiente com elevadas concentrações de íons H^+ e alumínio tóxico. Em relação as camadas do solo, as maiores atividades de ARS e de BG foram encontradas na camada superficial, correspondente à camada 0-10 cm do solo, uma vez que houve a diminuição de carbono e de nutrientes, que são essenciais para o crescimento microbiano e a produção de enzimas, assim, conforme diminui a disponibilidade de recursos essenciais para a manutenção da microbiota, diminui a atividade de enzimas responsáveis pela decomposição da matéria orgânica do solo. Essa relação também foi investigada por Mendes et al. (2012) que avaliou como as diferentes fisionomias do Cerrado afetam o funcionamento biológico do solo e obteve resultados semelhantes, com atividade enzimática menos pronunciadas em camadas mais profundas do solo. Por fim, em um estudo que copilou trabalhos que avaliaram a atividade dessas enzimas em todos os biomas brasileiros, observou-se que em solos dos Cerrado que abrigam uma elevada biodiversidade e que suportam altos rendimentos agrícolas, contribuem para a uma elevada atividade enzimática, especialmente das enzimas arilsulfatase e β -glicosidase (Barbosa et al., 2023), além de que a introdução de práticas que levam ao esgotamento do C do solo resultará em um rápido declínio da atividade dessas enzimas, servindo como um alerta precoce da degradação da matéria orgânica (Chaer et al., 2023), uma vez que essas enzimas são muito responsivas ao manejo.

O Mlt demonstrou a menor concentração de nutrientes no solo (Tabela 3). Isso ocorre devido ao seu ciclo de vida curto (anual) em comparação com as demais forrageiras (perenes) desse estudo, o que exige uma absorção de nutrientes de forma eficiente em um período de tempo mais limitado para alcançar um crescimento e desenvolvimento adequados. O milho apresenta alta eficiência na ciclagem de nutrientes com extração de nutrientes nas camadas mais profundas solo e deposição em sua parte aérea (Farhate et al., 2020). Vale ressaltar que a exportação de nutrientes pelas forrageiras não representa um cenário

prejudicial para a soja subsequente. Após a decomposição das plantas, esses nutrientes retornarão ao solo, favorecendo a cultura subsequente. No entanto, para garantir esse benefício, é essencial que haja uma sincronização entre a disponibilidade dos nutrientes ciclados e as necessidades da cultura subsequente.

Globalmente, os solos arenosos apresentam maior porosidade em comparação com outros tipos de solos, principalmente por ser influenciada por fatores como o arranjo e tamanho das partículas, a compactação e o teor de matéria orgânica (Huang & Hartemink, 2020). Esta maior porosidade influencia o movimento da água, a drenagem e a disponibilidade de nutrientes em solos arenosos (R. P. de Lima et al., 2022). A porosidade, a densidade do solo e a estabilidade de agregados não foram afetadas pelos diferentes sistemas produtivos. Conforme Sattolo et al., (2021) alguns parâmetros físicos do solo dificilmente são detectados com mudança nos sistemas de cultivos, além disso, o efeito no manejo do solo nesses parâmetros dependem da textura do solo e do tempo de adoção do sistema. Isso corroboram neste estudo no qual o único manejo que teve menor resistência a penetração e maior estabilidade de agregados foi o PNom, sistema no qual não há intervenção no manejo do solo por muitas décadas.

A resistência do solo à penetração pode limitar o crescimento radicular de forma exponencial, em que valores em torno de 4 MPa podem restringir o crescimento radicular em 10% do seu potencial (Moraes & Gusmão, 2021). Nas áreas em que o sistema de semeadura direta é aplicado, é comum observar maiores níveis de compactação nas camadas intermediárias, uma vez que as camadas superficiais (0-10 cm) tendem a ser mais soltas pelo efeito da abertura de sulcos durante semeadura (Moreira et al., 2016). Conforme evidenciado neste estudo, a camada de 10-20 cm apresentou valores mais elevados de resistência à penetração e densidade em comparação com as demais camadas, resultados que estão de acordo com Cortez et al. (2018). O aumento da RP nas camadas mais profundas pode ser atribuído a vários fatores, incluindo a pressão das camadas superficiais nas camadas subjacentes e a pressão exercida pelas máquinas agrícolas, conforme relatado por Borges et al. (2004)

Neste estudo, o índice de saúde do solo foi calculado utilizando a abordagem do aditivo ponderado, onde deu-se pesos aos indicadores de maneira a manter equidade de importância para os três componentes do solo (químicos, físicos e biológicos). Cherubin et al. (2021) encontraram ISS em solos arenosos menores comparados com solos argilosos da região Centro-Sul, de acordo com os autores, os solos arenosos e argilosos funcionavam a 41-56% e 67-86% da sua capacidade máxima, respectivamente. Assim como neste presente

estudo, os scores de ISS de um solo arenoso variaram de 49- 64%. Baixos valores do ISS foram associados aos baixos escores dos indicadores biológicos (BG e teor de C) e químicos (P e K). Outro indicador químico que afetou o score geral da saúde do solo foi o pH (valores de 0,28 a 0,58), uma vez que o solo do experimento estava com caráter ácido ($\text{pH} < 5$), indicando a necessidade de calagem. A porcentagem de macroagregação (EAG), apesar de ser um indicador de saúde do solo amplamente utilizado devido ao seu papel crucial na estabilização e proteção do carbono (Lavallee et al., 2020), não apresentou diferenças entre os manejos avaliados, e portanto, não influenciou o índice de saúde do solo. Este mesmo comportamento foi verificado por Cherubin et al. (2016), reforçando a necessidade de desenvolver curvas de interpretação de agregação do solo para solos tropicais que permitam a detecção de pequenas alterações causadas pelo uso e manejo recentes do solo em solos tropicais bem agregados (mineralogia oxídica).

4.3. Produtividade da soja em função da saúde do solo

A média de produtividade do estado do Tocantins para a cultura da soja para a safra 2022/23 foi de 3625 kg ha⁻¹ de acordo com a Conab (2023), média próxima dos sistemas com uso de Mlt e da soja em pousio, no entanto, quando houve a diversificação do sistema produtivo de soja com braquiárias (Bmd e BRz) e capins (Cmb e CMs) houve um incremento significativo no rendimento dos grãos, cerca de 17% a mais (~ 12 sacas ha⁻¹). Comparando esses resultados com resultados de produtividade deste mesmo experimento, porém nas safras iniciais (2013/14 e 2014/15), nota-se que a produtividade da soja manteve um comportamento semelhante ao longo dos anos, no qual os sistemas com inclusão de Cmb, CMs, BRz e Bmd obtiveram produtividades superiores aos sistemas com Mlt e em pousio (Andrade et al., 2017)

Embora o Cmb tenha apresentado índice de saúde do solo inferior as demais (Bmd, BRz e CMs), a produtividade da cultura foi mantida. Isso é explicado porque o ISS é calculado através da integração dos indicadores de maneira a manter equidade de importância para os três componentes do solo (químicos, físicos e biológicos), desta forma, como o solo dessa forrageira estava com teores de potássio, um dos indicadores químicos, consideravelmente abaixo da média, resultou em uma redução tanto no índice de saúde química quanto no índice de saúde do solo como um todo. O capim Mombaça é uma forrageira vigorosa com alta produção de biomassa (tabela 4), exigindo maior eficiência no uso desse nutriente para seu desenvolvimento. Além disso, a soja após o cultivo de Cmb

historicamente produziu mais grãos nesse experimento (Andrade et al., 2017), exportando mais potássio do solo. A exportação de potássio varia de 15,8 a 19,8 g por kg de grão produzido, dependendo da disponibilidade desse nutriente no solo (Parvej et al., 2015). O potássio desempenha funções importantes no desenvolvimento e crescimento de plantas, em especial, as funções reguladoras relacionadas à síntese de proteínas, metabolismo de carboidratos e ativação enzimática (Johnson et al., 2022). Os teores de K no solo sob esta forrageira estavam abaixo de $1,6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, no qual representa o limite superior da classe de teor baixo do nutriente disponível no solo de acordo com Cantarella et al. (2022), dado que a coleta do solo foi realizada em pleno desenvolvimento da forrageira.

Independentemente da baixa qualidade química do solo sob CMb, a produtividade de soja foi alta ($> 4350 \text{ kg ha}^{-1}$), mostrando menor dependência desse nutriente na produtividade visto que a qualidade biológica estava alta, com intensa atividade das enzimas avaliadas (figuras 7A e 7B) e alto estoque de carbono (figura 3), assim, pode-se argumentar que a qualidade biológica do solo desempenhou um papel significativo, possivelmente mais preponderante do que a qualidade química do solo, para obtenção de uma elevada produtividade de grãos de soja. Esses dados convergem aos encontrados por Anghinoni et al. (2021) em estudo sobre os efeitos positivos dos sistemas conservacionistas no cultivo da soja no Cerrado brasileiro. O estudo revelou que, apesar da saúde química do solo ser favorável sob cultivo de soja em pousio, essa condição não se traduziu em um aumento significativo na produtividade, dado que a saúde biológica desse solo estava baixa. Sendo assim, esses dados estão em consonância com Nicolodi et al. (2008) que enfatizam que o conceito mineralista de fertilidade é insuficiente para explicar os resultados obtidos em incremento de produtividade de grãos e nem sempre identificam alterações na capacidade produtiva do solo causadas por diferentes sistemas de cultivo.

Estes resultados não apenas indicam o benefício de diversificação de sistemas na produtividade de culturas, mas também evidenciam uma relação positiva entre essa variável e o aumento da saúde do solo. Isso fica claro quando observamos que os sistemas com baixa saúde do solo não contribuíram significativamente para a produtividade da cultura, como foi o caso do milheto. Por outro lado, a produtividade da soja pousio foi baixa, mas o índice de saúde do solo intermediário. Isso é explicado porque durante o pousio da soja as plantas infestantes não foram controladas, mitigando os impactos negativos desse sistema na saúde do solo. Além de que contribuiu para atividade biológica do solo (figura 11C). Se essa soja estivesse em pousio com controle de plantas infestantes, provavelmente a saúde do solo seria

degradada e o rendimento dos grãos teria reduzido substancialmente, como visto em outros estudos (Agomoh et al., 2021; Anghinoni et al., 2019).

5. CONCLUSÃO

Este estudo confirmou que a diversificação de sistemas de produções de soja induziu melhoras na saúde do solo, além de proporcionar aumentos na atividade das enzimas β -glicosidase e arilsulfatase. Esse incremento modulou a resposta da soja, indicando que quanto maior é a saúde do solo, maior será a resposta no incremento de produtividade.

A introdução de espécies de forrageiras perenes (gêneros *Urochloa* e *Megathyrsus*) de alta produção de biomassa promoveu aumento nos estoques de carbono, até um metro de profundidade, destacando a importância dessas espécies para o incremento de MO nestes solos de fronteira agrícola. Contudo, observou-se que o uso contínuo do milho resultou em uma perda de carbono ao longo dos anos, especialmente até os 30 cm de profundidade e refletiu no decréscimo de produtividade da soja. Essa descoberta destaca a importância de considerar cuidadosamente as espécies de planta de cobertura que melhor se adaptem a região de adoção. Embora o milho seja uma espécie amplamente utilizada no Cerrado brasileiro, seu ciclo de vida curto, e reduzido potencial de acúmulo de biomassa em relação as forrageiras perenes do gênero *Urochloa* e *Megathyrsus*, evidenciam que não é a melhor opção para as condições climáticas da maior parte da região de fronteira agrícola do MATOPIBA, com curto período chuvoso e altas temperaturas. A análise isotópica (^{13}C) revelou que a maior parte do C estabilizado no solo é derivado da soja, fato potencialmente associado a maior concentração de N nos resíduos culturais desta leguminosa e consequente maior eficiência no assimilação de C pela comunidade microbiana. Desta forma, o manejo de sobressemeadura das forrageiras perenes do gênero *Urochloa* e *Megathyrsus*, destaca-se como uma das soluções baseadas na natureza mais promissoras para aumentar o sequestro de carbono, além de aumentar a saúde do solo e a produtividade da soja. Portanto, trata-se de uma alternativa importante para mitigação e adaptação às mudanças climáticas na região do MATOPIBA.

REFERÊNCIAS

- Adhikari, K., & Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma*, 262, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Agomoh, I. V., Drury, C. F., Yang, X., Phillips, L. A., & Reynolds, W. D. (2021). Crop rotation enhances soybean yields and soil health indicators. *Soil Science Society of America Journal*, 85(4), 1185–1195. <https://doi.org/10.1002/saj2.20241>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., De Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Amelung, W., Bossio, D., de Vries, W., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., Bol, R., Collins, C., Lal, R., Leifeld, J., Minasny, B., Pan, G., Paustian, K., Rumpel, C., Sanderman, J., van Groenigen, J. W., Mooney, S., van Wesemael, B., Wander, M., & Chabbi, A. (2020). Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nature Communications*, 11(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18887-7>
- Andrade, C. A. O. de, Borghi, E., Bortolon, L., Bortolon, E. S. O., Camargo, F. P. de, Avanzi, J. C., Simon, J., Silva, R. R. da, & Fidelis, R. R. (2017). Straw production and agronomic performance of soybean intercropped with forage species in no-tillage system. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52(10), 861–868. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2017001000005>
- Andrews, S. S., Karlen, D. L., & Cambardella, C. A. (2004). The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68, 1945–1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Anghinoni, G. G., Anghinoni, F. B. G., Tormena, C. A., Braccini, A. L., de Carvalho Mendes, I., Zancanaro, L., Lal, R., Brunetta, F., Anghinoni, G. G., Lucca, A., & Carvalho, I. De. (2021). Conservation agriculture strengthen sustainability of Brazilian grain production and food security. *Land Use Policy*, 108(June), 105591. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105591>
- Anghinoni, G. G., Tormena, C. A., Lal, R., Zancanaro, L., & Kappes, C. (2019). Enhancing soil physical quality and cotton yields through diversification of agricultural practices in central Brazil. *Land Degradation & Development*, 30, 788–798. <https://doi.org/10.1002/ldr.3267>
- Bai, X., Huang, Y., Ren, W., Coyne, M., Jacinthe, P., Tao, B., Hui, D., Yang, J., & Matocha, C. (2019). Responses of soil carbon sequestration to climate-smart agriculture practices: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 25(8), 2591–2606. <https://doi.org/10.1111/gcb.14658>
- Baptistella, J. L. C., de Andrade, S. A. L., Favarin, J. L., & Mazzafera, P. (2020). Urochloa in Tropical Agroecosystems. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 119. <https://doi.org/10.3389/FSUFS.2020.00119/BIBTEX>
- Barbosa, J. Z., Poggere, G., Corrêa, R. S., Hungria, M., & Mendes, I. de C. (2023). Soil enzymatic activity in Brazilian biomes under native vegetation and contrasting cropping and management. *Applied Soil Ecology*, 190, 105014. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105014>
- Bernoux, M., Cerri, C. C., Neill, C., & De Moraes, J. F. L. (1998). The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82(1–3), 43–58. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00096-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00096-7)

- Borges, J. R., Paulleto, E. A., Sousa, R. O. de, Pinto, L. F. ., & Leitzke, V. W. (2004). *Resistência À Penetração De Um Gleissolo Submetido a Sistemas Resistance To Penetration of a Typical Endoaqualf Submitted To Tillage Systems and*. 83–86.
- Borghi, E., Bortolon, L., Bortolon, E. S. O., Camargo, F. P., Silva, R. R. da, Avanzi, J. C., Andrade, C. A. O. de, Fidelis, R. R., Guarda, V. D. A., Simon, J., Campos, L. J. M., Cunha, M. K., Lima, A. de O., Barbosa, R. P. P., Rocha, P. H. F., Conceição, W. S. S. da, Ferreira Junior, O. J., Silva, F. H., Souza, O. R. de, ... Souza, J. P. de. (2017). Sobressemeadura de capins na soja para sistemas de Integração Lavoura-Pecuária. In *Documentos / Embrapa Pesca e Aquicultura*. Embrapa Pesca e Aquicultura. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1074864>
- 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. (2020). The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nature Sustainability*, 3(5), 391–398. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., & Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120(February), 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cantarella, H., Quaggio, J. A., Mattos, D., J., Boaretto, R. M., & van Raij, B. (2022). *Boletim 100: Recomendações de Adubação e Calagem Para o Estado de São Paulo* (2nd ed.). Instituto Agrônômico de Campinas.
- Cardoso, E. J. B. N., Vasconcellos, R. L. F., Bini, D., Miyauchi, M. Y. H., Santos, C. A. dos, Alves, P. R. L., Paula, A. M. de, Nakatani, A. S., Pereira, J. de M., & Nogueira, M. A. (2013). Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola*, 70(4), 274–289. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000400009>
- Cavalcante, D. M., Castro, M. F. de, Chaves, M. T. L., Silva, I. R. da, & Oliveira, T. S. de. (2019). Effects of rehabilitation strategies on soil aggregation, C and N distribution and carbon management index in coffee cultivation in mined soil. *Ecological Indicators*, 107, 105668. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2019.105668>
- Cerri, C. E. P. C., Galdos, M. V., Maia, S. M. F., Bernoux, M., Feigl, B. J., Powlson, D., & Cerri, C. E. P. C. (2011). Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. *European Journal of Soil Science*, 62(1), 23–28. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01315.x>
- Chaer, G. M., Mendes, I. C., Dantas, O. D., Malaquias, J. V., dos Reis Junior, F. B., & Oliveira, M. I. L. (2023). Evaluating C trends in clayey Cerrado Oxisols using a four-quadrant model based on specific arylsulfatase and β -glucosidase activities. *Applied Soil Ecology*, 183, 104742. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104742>
- Chen, Y. P., Tsai, C. F., Rekha, P. D., Ghate, S. D., Huang, H. Y., Hsu, Y. H., Liaw, L. L., & Young, C. C. (2021). Agricultural management practices influence the soil enzyme activity and bacterial community structure in tea plantations. *Botanical Studies*, 62(1). <https://doi.org/10.1186/s40529-021-00314-9>

- Cherubin, M. R., Bordonal, R. O., Castioni, G. A., Guimarães, E. M., Lisboa, I. P., Moraes, L. A. A., Menandro, L. M. S., Tenelli, S., Cerri, C. E. P., Karlen, D. L., & Carvalho, J. L. N. (2021). Soil health response to sugarcane straw removal in Brazil. *Industrial Crops and Products*, 163(January). <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113315>
- Cherubin, M. R., Carvalho, M. L., & Rodrigues, M. (2023). Saúde do Solo: Entendendo os Conceitos, Relevância e suas Aplicações na Agricultura e Meio Ambiente. In *Informações agronomicas Nutrição de plantas* (pp. 15–23).
- Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Franco, A. L. C., Cerri, C. E. P., Tormena, C. A., & Cerri, C. C. (2016). A Soil Management Assessment Framework (SMAF) Evaluation of Brazilian Sugarcane Expansion on Soil Quality. *Soil & Water Management & Conservation*. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.09.0328>
- Cherubin, M. R., Maia, S. M. F., Damian, J. M., & Cerri, C. E. P. (2023). Matéria orgânica do solo em áreas de pastagens no Brasil. In W. Bettiol, C. A. Silva, C. E. P. Cerri, L. Martin-Neto, & C. A. Andrade (Eds.), *Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical* (1 Ed., pp. 601–625). Embrapa.
- CONAB. (2023). *Companhia Nacional de Abastecimento. Boletim Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos. Safra 2022/23* (Vol. 10). <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos>
- Cortez, J. W., Matos, W. P. da S., Arcoverde, S. N. S., Cavassini, V. H., & Valente, I. Q. M. (2018). SPATIAL VARIABILITY OF SOIL RESISTANCE TO PENETRATION IN NO TILLAGE SYSTEM. *Engenharia Agrícola*, 38(5), 697–704. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v38n5p697-704/2018>
- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Deneff, K., & Paul, E. (2013). 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(4), 988–995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- da Luz, F. B., da Silva, V. R., Kochem Mallmann, F. J., Bonini Pires, C. A., Debiasi, H., Franchini, J. C., & Cherubin, M. R. (2019). Monitoring soil quality changes in diversified agricultural cropping systems by the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 281, 100–110. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.05.006>
- de Lima, R. P., Rolim, M. M., Toledo, M. P. S., Tormena, C. A., da Silva, A. R., e Silva, I. A. C., & Pedrosa, E. M. R. (2022). Texture and degree of compactness effect on the pore size distribution in weathered tropical soils. *Soil and Tillage Research*, 215, 105215. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105215>
- De Moraes, J. F. L., Volkoff, B., Cerri, C. C., & Bernoux, M. (1996). Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70(1), 63–81. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00072-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00072-0)
- Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G. T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.-A., Nunan, N., Roumet, C., & Basile-Doelsch, I. (2017). Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(2), 14. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2>

- Don, A., Schumacher, J., & Freibauer, A. (2011). *Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks a meta-analysis*. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- Donagemma, G. K., Freitas, P. L. de, Balieiro, F. de C., Fontana, A., Spera, S. T., Lumberras, J. F., Viana, J. H. M., Araújo Filho, J. C. de, Santos, F. C. dos, Albuquerque, M. R. de, Macedo, M. C. M., Teixeira, P. C., Amaral, A. J., Bortolon, E., & Bortolon, L. (2016). Characterization, agricultural potential, and perspectives for the management of light soils in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, *51*(9), 1003–1020. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900001>
- Durigan, M. R., Cherubin, M. R., Barbosa De Camargo, P., Ferreira, J. N., Berenguer, E., Gardner, T. A., Barlow, J., Tadeu, C., Dias, S., Signor, D., Cosme De Oliveira Junior, R., Pellegrino Cerri, C. E., Borges, J. G., Nordström, E.-M., Rodriguez, C., & Seifert, T. (2017). Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability*, *9*, 1–16. <https://doi.org/10.3390/su9030379>
- Ekenler, M., & Tabatabai, M. A. (2002). β -Glucosaminidase activity of soils: effect of cropping systems and its relationship to nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils*, *36*(5), 367–376. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0541-x>
- Ellert, B. H., & Bettany, J. R. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, *75*(4), 529–538. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>
- Elliott, E. T. (1986). Aggregate Structure and Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Native and Cultivated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, *50*(3), 627–633. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1986.03615995005000030017X>
- Farhate, C. V. V., Souza, Z. M. de, Cherubin, M. R., Lovera, L. H., Oliveira, I. N. de, Carneiro, M. P., & La Scala Jr., N. (2020). Abiotic Soil Health Indicators that Respond to Sustainable Management Practices in Sugarcane Cultivation. *Sustainability*, *12*(22), 9407. <https://doi.org/10.3390/su12229407>
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O'connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., ... Zaks, D. P. M. M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, *478*(7369), 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Franco, A. L. C., Cherubin, M. R., Pavinato, P. S., Cerri, C. E. P., Six, J., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2015). Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. *Science of The Total Environment*, *515–516*, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.025>
- Fussell, L. K., & Pearson, C. J. (1978). Course of grain development and its relationship to Black Region appearance in *Pennisetum Americanum*. *Field Crops Research*, *1*(1978), 21–31.
- Gmach, M.-R., Dias, B. O., Silva, C. A., Nóbrega, J. C. A., Lustosa-Filho, J. F., & Siqueira-Neto, M. (2018). Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional*, *14*, e00178. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00178>

- Gonçalves, D. R. P., Sá, J. C. de M., Mishra, U., Fornari, A. J., Furlan, F. J. F., Ferreira, L. A., Inagaki, T. M., Romaniw, J., de Oliveira Ferreira, A., & Briedis, C. (2019). Conservation agriculture based on diversified and high-performance production system leads to soil carbon sequestration in subtropical environments. *Journal of Cleaner Production*, *219*, 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.263>
- Hoffland, E., Kuyper, T. W., Comans, R. N. J., & Creamer, R. E. (2020). Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil*, *455*, 1–22. <https://doi.org/10.1007/S11104-020-04651-9>
- Hok, L., de Moraes Sá, J. C., Boulakia, S., Reyes, M., de Oliveira Ferreira, A., Elie Tivet, F., Saab, S., Auccaise, R., Massao Inagaki, T., Schimiguel, R., Aparecida Ferreira, L., Briedis, C., Santos Canalli, L. B., Kong, R., & Leng, V. (2021). Dynamics of soil aggregate-associated organic carbon based on diversity and high biomass-C input under conservation agriculture in a savanna ecosystem in Cambodia. *Catena*, *198*, 105065. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2020.105065>
- Huang, J., & Hartemink, A. E. (2020). Soil and environmental issues in sandy soils. *Earth-Science Reviews*, *208*, 103295. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103295>
- Jian, J., Du, X., Reiter, M. S., & Stewart, R. D. (2020). A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. *Soil Biology and Biochemistry*, *143*, 107735. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>
- Jiménez, J. J., & Lal, R. (2006). Mechanisms of C Sequestration in Soils of Latin America. *Critical Reviews in Plant Sciences*, *25*(4), 337–365. <https://doi.org/10.1080/0735268060094240>
- Johnson, R., Vishwakarma, K., Hossen, M. S., Kumar, V., Shackira, A. M., Puthur, J. T., Abdi, G., Sarraf, M., & Hasanuzzaman, M. (2022). Potassium in plants: Growth regulation, signaling, and environmental stress tolerance. *Plant Physiology and Biochemistry*, *172*, 56–69. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2022.01.001>
- Karlen, D. L., Veum, K. S., Sudduth, K. A., Obrycki, J. F., & Nunes, M. R. (2019). Soil health assessment: Past accomplishments, current activities, and future opportunities. *Soil and Tillage Research*, *195*, 104365. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104365>
- Klose, S., & Tabatabai, M. A. (1999). Arylsulfatase Activity of Microbial Biomass in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, *63*(3), 569–574. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300030020x>
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, *123*, 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, *24*(8), 3285–3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *376*(1834), 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>
- Lavallee, J. M., Soong, J. L., & Cotrufo, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, *26*(1), 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth and Environment*, *1*(10), 544–553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>

- Lehmann, J., Hansel, C. M., Kaiser, C., Kleber, M., Maher, K., Manzoni, S., Nunan, N., Reichstein, M., Schimel, J. P., Torn, M. S., Wieder, W. R., & Kögel-Knabner, I. (2020). Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience*, *13*(8), 529–534. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0612-3>
- Lemaire, G., Franzluebbers, A., Carvalho, P. C. de F., & Dedieu, B. (2014). Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *190*, 4–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>
- Lima, A. Y. V., Cherubin, M. R., da Silva, D. F., Mota, J. C. A., Silva, F. G. M., de Araujo, A. S. F., Melo, V. M. M., Verma, J. P., & de Araujo Pereira, A. P. (2024). Grazing exclusion restores soil health in Brazilian drylands under desertification process. *Applied Soil Ecology*, *193*, 105107. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105107>
- Locatelli, J. L., Santos, R. S., Cherubin, M. R., & Cerri, C. E. P. (2022). Changes in soil organic matter fractions induced by cropland and pasture expansion in Brazil’s new agricultural frontier. *Geoderma Regional*, *28*, e00474. <https://doi.org/10.1016/J.GEODRS.2021.E00474>
- Maia, S. M. F., de Souza Medeiros, A., dos Santos, T. C., Lyra, G. B., Lal, R., Assad, E. D., & Cerri, C. E. P. (2022). Potential of no-till agriculture as a nature-based solution for climate-change mitigation in Brazil. *Soil and Tillage Research*, *220*, 105368. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105368>
- Martín-Lammerding, D., Navas, M., Albarrán, M. del M., Tenorio, J. L., & Walter, I. (2015). LONG term management systems under semiarid conditions: Influence on labile organic matter, β -glucosidase activity and microbial efficiency. *Applied Soil Ecology*, *96*, 296–305. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.021>
- Mathew, I., Shimelis, H., Mutema, M., & Chaplot, V. (2017). What crop type for atmospheric carbon sequestration: Results from a global data analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *243*, 34–46. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2017.04.008>
- Matos, P. S., Cherubin, M. R., Damian, J. M., Rocha, F. I., Pereira, M. G., & Zonta, E. (2022). Short-term effects of agroforestry systems on soil health in Southeastern Brazil. *Agroforestry Systems*, *96*(5–6), 897–908. <https://doi.org/10.1007/S10457-022-00749-4/FIGURES/4>
- Medeiros, A. de S., Malta Ferreira Maia, S., dos Santos, T. C., & de Araújo Gomes, T. C. (2020). Soil carbon losses in conventional farming systems due to land-use change in the Brazilian semi-arid region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *287*, 106690. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.106690>
- Mendes, I. C., Fernandes, M. F., Chaer, G. M., & Bueno dos Reis Junior, F. (2012). Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. *Plant and Soil*, *359*(1–2), 183–195. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1195-6>
- Mendes, I. C., Martinhão, G. S. D., Dario, D. O., Alves, C. L. A., Bueno, R. J. F., Ines, O. M., & Montandon, C. G. (2021). Soil quality and grain yield: A win–win combination in clayey tropical oxisols. *Geoderma*, *388*, 114880. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114880>
- Mendes, I. C., Souza, L. V., Resck, D. V. S., & Gomes, A. C. (2003). Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, *27*(3), 435–443. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000300005>
- Miguel, D. L., Silva, E. M. R. da, Silva, C. F. da, Pereira, M. G., & Leite, L. F. C. (2020). Soil microbiological properties and enzyme activity in agroforestry systems compared with monoculture, natural regeneration, and native Caatinga. *Bioscience Journal*, *36*(1). <https://doi.org/10.14393/BJ-v36n1a2020-42704>

- Moraes, T. M., & Gusmão, A. G. (2021). How do water, compaction and heat stresses affect soybean root elongation? A review. *Rhizosphere*, *19*, 100403. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2021.100403>
- Moreira, W. H., Tormena, C. A., Karlen, D. L., Silva, Á. P. da, Keller, T., & Betioli, E. (2016). Seasonal changes in soil physical properties under long-term no-tillage. *Soil and Tillage Research*, *160*, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.02.007>
- Mori, T., Zhou, K., Wang, C., Wang, S., Wang, Y., Zheng, M., Lu, X., Zhang, W., & Mo, J. (2020). Effects of 14-year continuous nitrogen addition on soil arylsulfatase and phosphodiesterase activities in a mature tropical forest. *Global Ecology and Conservation*, *22*, e00934. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00934>
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. In D. . Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, & M. E. S. Loeppert, R.H. P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston (Eds.), *Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods* (pp. 961– 1010). American Society of Agronomy. <https://doi.org/10.2134/AGRONMONOGR9.2.2ED.C29>
- Nicolodi, M., Gianello, C., Anghinoni, I., Marré, J., & Mielniczuk, J. (2008). Insuficiência do conceito mineralista para expressar a fertilidade do solo percebida pelas plantas cultivadas no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, *27*, 2735–2744.
- Nicoloso, R. S., & Rice, C. W. (2021). Intensification of no-till agricultural systems: An opportunity for carbon sequestration. *Soil Science Society of America Journal*, *85*(5), 1395–1409. <https://doi.org/10.1002/SAJ2.20260>
- Oliveira, D. M. da S., Paustian, K., Davies, C. A., Cherubin, M. R., Franco, A. L. C., Cerri, C. E. P. C., & Cerri, C. E. P. C. (2016). Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *228*, 38–48. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.05.005>
- Oliveira, D. M. da S., Tavares, R. L. M., Loss, A., Madari, B. E., Cerri, C. E. P., Alves, B. J. R., Pereira, M. G., & Cherubin, M. R. (2023). Climate-smart agriculture and soil C sequestration in Brazilian Cerrado: a systematic review. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, *47*. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20220055>
- Parenti, A., Zegada-Lizarazu, W., Pagani, E., & Monti, A. (2022). Soil organic carbon dynamics in multipurpose cropping systems. *Industrial Crops and Products*, *187*, 115315. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.115315>
- Parvej, R., Slaton, N. A., Purcell, L. C., & Roberts, T. L. (2015). Potassium Fertility Effects Yield Components and Seed Potassium Concentration of Determinate and Indeterminate Soybean. *Soil Fertility & Crop Nutrition*, *943–950*. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0464>
- Patel, G., Dwivedi, B. S., Dwivedi, A. K., Thakur, R., & Singh, M. (2018). Long-term effect of nutrient management on soil biochemical properties in a vertisol under soybean-Wheat cropping sequence. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, *66*(2), 215. <https://doi.org/10.5958/0974-0228.2018.00027.0>
- Patra, R., Saha, D., & Jagadamma, S. (2022). Winter wheat cover crop increased subsoil organic carbon in a long-term cotton cropping system in Tennessee. *Soil and Tillage Research*, *224*, 105521. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105521>

- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317–327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Prairie, A. M., King, A. E., & Cotrufo, M. F. (2023). Restoring particulate and mineral-associated organic carbon through regenerative agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(21). <https://doi.org/10.1073/pnas.2217481120>
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Raij, B. van, Andrade, J. C., Cantarella, H., & Quaggio, J. A. (2001). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. In *Campinas: Instituto Agrônômico* (Issue 19). Instituto Agrônômico de Campinas.
- Rittl, T. F., Oliveira, D., & Cerri, C. E. P. (2017). Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. *Geoderma Regional*, 10, 138–143. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.07.004>
- Rossi, C. Q., Pereira, M. G., Loss, A., Gazolla, P. R., Perin, A., & dos Anjos, L. H. C. (2013). Changes in soil C and N distribution assessed by natural $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 170, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.008>
- Ruiz, F., Cherubin, M. R., & Ferreira, T. O. (2020). Soil quality assessment of constructed Technosols: Towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. *Journal of Environmental Management*, 276(June). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111344>
- Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L. S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J. F., Whitehead, D., & Wollenberg, E. (2020). The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio*, 49, 350–360. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>
- Sá, J. C. de 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. (2015). 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(6), 531–543. <https://doi.org/10.1002/ldr.2218>
- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C. dos, Oliveira, V. Á. de, Lumberras, J. F., Coelho, M. R., Almeida, J. A. de, Filho, J. C. de A., Oliveira, De, J. B., & Cunha, T. J. F. (2018). Sistema brasileiro de classificação de solos. In *Embrapa Solos* (5th ed.). Embrapa.
- Santos, R. S., Wiesmeier, M., Cherubin, M. R., Oliveira, D. M. S., Locatelli, J. L., Holzschuh, M., & Cerri, C. E. P. (2021). Consequences of land-use change in Brazil's new agricultural frontier: A soil physical health assessment. *Geoderma*, 400, 115149. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2021.115149>
- Santos, R. S., Zhang, Y., Cotrufo, M. F., Hong, M., Oliveira, D. M. S., Damian, J. M., & Cerri, C. E. P. (2023). Simulating soil C dynamics under intensive agricultural systems and climate change scenarios in the Matopiba region, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 347, 119149. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119149>

- Sattolo, T. M. S., Pereira, L. M., Otto, R., Francisco, E., Duarte, A. P., Kappes, C., Prochnow, L. I., & Cherubin, M. R. (2021). Effects of land use, tillage management, and crop diversification on soil physical quality in Cerrado agricultural systems. *Soil Science Society of America Journal*, 85(5), 1799–1813. <https://doi.org/10.1002/saj2.20306>
- Simon, C. da P., Gomes, T. F., Pessoa, T. N., Soltangheisi, A., Bieluczyk, W., de Camargo, P. B., Martinelli, L. A., & Cherubin, M. R. (2022). Soil quality literature in Brazil: A systematic review. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, 46, 1–21. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20210103>
- Souza, V. S., Santos, D. C., Ferreira, J. G., Souza, S. O., Gonçalo, T. P., Sousa, J. V., Cruvinel, A. G., Vilela, L., Paim, T. P., Almeida, R. E. M., Canisares, L. P., & Cherubin, M. R. (2024). Cover crop diversity for sustainable agriculture : Insights from the Cerrado biome. *Soil Use and Management*, December 2023, 1–15. <https://doi.org/10.1111/sum.13014>
- Stott, D. E., Andrews, S. S., Liebig, M. A., Wienhold, B. J., & Karlen, D. L. (2010). Evaluation of β -Glucosidase Activity as a Soil Quality Indicator for the Soil Management Assessment Framework. *Soil Science Society of America Journal*, 74(1), 107–119. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2009.0029>
- Stumpf, L., dos Anjos Leal, O., Pauletto, E. A., Pinto, L. F. S., Reis, D. A., Pinto, M. A. B., & Tuchtenhagen, I. K. (2018). Tensile strength and organic matter fractions in aggregates of a grass-covered mined soil under early stage recovery. *Soil and Tillage Research*, 176, 69–76. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2017.11.006>
- Sun, T., Feng, X., Lal, R., Cao, T., Guo, J., Deng, A., Zheng, C., Zhang, J., Song, Z., & Zhang, W. (2021). Crop diversification practice faces a tradeoff between increasing productivity and reducing carbon footprints. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 321. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107614>
- Tabatabai, M. (1994). Soil Enzymes. In A. T. and A. W. R.W. Weaver, S. Angle, P. Bottomley, D. Bezdicek, S. Smith (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Microbiological and Biochemical Properties* (pp. 775–833). <https://doi.org/10.2136/SSSABOOKSER5.2.C37>
- Tormena, C. A., Da Silva, A. P., & Libardi, P. L. (1999). Soil physical quality of a Brazilian Oxisol under two tillage systems using the least limiting water range approach. *Soil and Tillage Research*, 52(3–4), 223–232. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00086-0](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00086-0)
- Tripathi, S., Srivastava, P., Devi, R. S., & Bhadouria, R. (2020). Influence of synthetic fertilizers and pesticides on soil health and soil microbiology. In *Agrochemicals Detection, Treatment and Remediation* (pp. 25–54). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-103017-2.00002-7>
- Turner, B. L. (2010). Variation in pH Optima of Hydrolytic Enzyme Activities in Tropical Rain Forest Soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(19), 6485–6493. <https://doi.org/10.1128/AEM.00560-10>
- USDA, & NRCS. (2022). *The PlantsDatabase*. Greensboro, NC USA. <https://plants.usda.gov/home/covercropplants/covercrops>
- Valani, G. P., Vezzani, F. M., & Cavalieri-Polizeli, K. M. V. (2020). Soil quality: Evaluation of on-farm assessments in relation to analytical index. *Soil and Tillage Research*, 198(September 2019), 104565. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104565>
- Wienhold, B. J., Karlen, D. L., Andrews, S. S., & Stott, D. E. (2009). Protocol for indicator scoring in the soil management assessment framework (SMAF). *Renewable Agriculture and Food Systems*, 24(4), 260–266. <https://doi.org/10.1017/S1742170509990093>

Zhang, L., Chen, X., Xu, Y., Jin, M., Ye, X., Gao, H., Chu, W., Mao, J., & Thompson, M. L. (2020). Soil labile organic carbon fractions and soil enzyme activities after 10 years of continuous fertilization and wheat residue incorporation. *Scientific Reports*, *10*(1), 11318. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68163-3>

Zomer, R. J., Bossio, D. A., Sommer, R., & Verchot, L. V. (2017). *Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils*. *7*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>

APÊNDICES

Apêndice A. Estoque de carbono do solo (C) (Mg ha^{-1}) nas camadas 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm em função da sucessão de *U. brizantha* cv. Marandu (BMd), *U. ruziziensis* (BRz), *M. maximus* cv. Mombaça (CMb), *M. maximus* cv. Massai (CMs) e *P. americanum* (Mlt), solo em pousio (SPo) e pastagem nominal (PNom)

Prof. (cm)	Estoque de C (Mg ha^{-1})						
	BMd	BRz	CMb	CMs	Mlt	SPo	PNom
0-10	16,9 ($\pm 0,7$) a*	17,2 ($\pm 0,8$) a	17,5 ($\pm 1,6$) a	16,2 ($\pm 1,4$) a	13,0 ($\pm 0,8$) b	14,3 ($\pm 1,6$) b	17,3 ($\pm 1,0$) a
10-20	13,4 ($\pm 0,7$) ns	11,4 ($\pm 0,3$)	12,5 ($\pm 2,1$)	11,6 ($\pm 0,3$)	12,3 ($\pm 0,7$)	12,9 ($\pm 1,4$)	13,5 ($\pm 0,3$)
20-30	11,3 ($\pm 0,2$) ns	10,7 ($\pm 0,5$)	10,0 ($\pm 0,4$)	10,9 ($\pm 0,1$)	10,2 ($\pm 0,8$)	10,7 ($\pm 0,3$)	11,3 ($\pm 1,3$)
30-40	8,4 ($\pm 0,3$) b*	10,7 ($\pm 0,9$) a	9,9 ($\pm 0,4$) a	9,5 ($\pm 0,5$) a	9,2 ($\pm 0,2$) b	9,7 ($\pm 0,5$) a	10,6 ($\pm 1,2$) a
40-60	13,4 ($\pm 0,3$) c*	14,2 ($\pm 0,9$) c	13,8 ($\pm 0,5$) c	17,6 ($\pm 0,2$) a	15,3 ($\pm 2,2$) b	13,6 ($\pm 0,4$) c	16,1 ($\pm 0,1$) b
60-80	12,0 ($\pm 0,7$) b*	12,5 ($\pm 0,8$) b	13,5 ($\pm 0,1$) a	14,4 ($\pm 0,3$) a	12,5 ($\pm 0,9$) b	12,5 ($\pm 0,2$) b	14,2 ($\pm 1,4$) a
80-100	11,4 ($\pm 1,3$) b*	11,5 ($\pm 0,9$) b	11,1 ($\pm 0,6$) b	14,2 ($\pm 1,4$) a	11,5 ($\pm 0,5$) b	11,6 ($\pm 0,3$) b	12,3 ($\pm 0,3$) b
0-30	41,7 ($\pm 1,3$) a*	39,2 ($\pm 0,7$) b	40,0 ($\pm 1,4$) a	38,6 ($\pm 1,3$) b	35,5 ($\pm 2,0$) c	38,0 ($\pm 2,0$) b	42,1 ($\pm 1,9$) a
0-100	87,0 ($\pm 1,7$) b*	88,1 ($\pm 2,5$) b	88,4 ($\pm 0,7$) b	94,3 ($\pm 0,8$) a	84,0 ($\pm 4,3$) c	85,4 ($\pm 2,5$) b	95,3 ($\pm 4,6$) a
ΔC_{0-30}	0,37	0,12	0,20	0,06	-0,25	-	0,41
ΔC_{0-100}	0,15	0,26	0,29	0,89	-0,15	-	0,98

*Médias seguidas por mesma letra nas linhas não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade. Os valores entre parênteses representam o desvio padrão da média. ΔC : Taxa de mudança no estoque de carbono anual, em 0-30 cm e 0-100 cm.