SAÚDE DO SOLO EM ECOSSISTEMAS TROPICAIS

A BASE PARA MITIGAÇÃO E ADAPTAÇÃO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS



EDITORES

MAURÍCIO ROBERTO CHERUBIN
CARLOS ROBERTO PINHEIRO JUNIOR
LUCAS PECCI CANISARES
CARLOS EDUARDO PELLEGRINO CERRI

BRAZILIAN SOIL HEALTH PARTNERSHIP

CCARBON CENTER FOR CARBON RESEARCH IN TROPICAL AGRICULTURE UNIVERSITY OF SÃO PAULO

Fealq

SAÚDE DO SOLO EM ECOSSISTEMAS TROPICAIS

A BASE PARA MITIGAÇÃO E ADAPTAÇÃO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS







APOIADORES





Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz

Avenida Centenário, 1080 - São Dimas 13.416-000 | Piracicaba-SP | Brasil

(19) 3417-6600 | livros@fealq.com.br | www.fealq.org.br

EDITOR

Humberto Luis Marques

COORDENAÇÃO DE PRODUÇÃO EDITORIAL

Gabriela P. S. Lopes Scatamburlo

GESTÃO EDITORIAL

Fabiana Cerri de Carvalho

REVISÃO DE TEXTO

Alessandra Angelo

CAPA

Victor Benatti

DIAGRAMAÇÃO

Ana Pia

IMPRESSÃO

Idealiza Gráfica e Editora

Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Saúde do solo em ecossistemas tropicais: a base para mitigação e adaptação às mudanças climáticas [recurso eletrônico] / Maurício Roberto Cherubin ... [et al.]. - - Piracicaba : FEALQ, 2025.
774 p. : il.

ISBN: 978-65-89722-90-8
DOI: 10.37856/9786589722908.fealq.2025

1. Ecossistemas tropicais 2. Mudança climática - Mitigação 3. Qualidade do solo 4. Saúde do solo 5. Solo tropical I. Cherubin, M. R. II. Pinheiro Junior, C. R. III. Canisares, L. P. IV. Cerri, C. E. P. I. Título

CDD 631.4

Elaborada por Maria Angela de Toledo Leme - CRB-8/3359

SAÚDE DO SOLO EM ECOSSISTEMAS TROPICAIS

A BASE PARA MITIGAÇÃO E ADAPTAÇÃO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Maurício Roberto Cherubin
Carlos Roberto Pinheiro Junior
Lucas Pecci Canisares
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri

Índice

Preface 6

Mensagem do Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical (CCARBON) / Universidade de São Paulo (USP) 8

Mensagem da Coordenação da Brazilian Soil Health Partnership 10

CAPÍTULO 1 Saúde do solo: a base para ecossistemas tropicais mais produtivos e resilientes 13

CAPÍTULO 2 Carbono do solo como indicador de saúde do solo e sua relação com a mitigação e adaptação às mudanças climáticas no Brasil 39

CAPÍTULO 3 Consequências das mudanças climáticas sobre a fauna edáfica: efeitos sobre as populações e toxicidade de contaminantes 63

CAPÍTULO 4 Monitoramento da saúde dos solos brasileiros com base na tecnologia BioAS 103

CAPÍTULO 5 As interfaces entre a biologia do solo e o processamento de carbono na agricultura 123

CAPÍTULO 6 Estratégias de mitigação de estresse hídrico e mecânico para o crescimento radicular das plantas 151

CAPÍTULO 7 Agregação como indicador de qualidade do solo em diferentes biomas e sistemas de manejo 175

CAPÍTULO 8 Propriedades físicas e mecânicas afetadas pela matéria orgânica solo 205

CAPÍTULO 9 O papel da fertilidade do solo na mitigação dos estresses climáticos das plantas . 223

CAPÍTULO 10 Fertilizantes orgânicos e os seus impactos na saúde do solo e nos estoques de carbono 257

CAPÍTULO 11 Plantas de cobertura como estratégia de adaptação e mitigação das mudanças climáticas 289

CAPÍTULO 12 Benefícios dos sistemas agrícolas integrados para a saúde do solo 315

CAPÍTULO 13 Biochar na agricultura: impactos na saúde do solo, sequestro de carbono e produtividade das culturas 343

CAPÍTULO 14 Manejo da saúde do solo em sistemas de produção para grãos 375

CAPÍTULO 15 Saúde do solo na cultura algodoeira: dos indígenas à agricultura regenerativa 395

CAPÍTULO 16 Manejo da saúde do solo em sistemas de produção de café 423

CAPÍTULO 17 Manejo da saúde do solo em sistemas de produção de cana-de-açúcar 449

CAPÍTULO 18 Manejo da saúde do solo em sistemas de pastejo e produção pecuária no bioma Mata Atlântica 471

CAPÍTULO 19 KIT SOHMA®: uma ferramenta para avaliação da saúde do solo no campo 495

CAPÍTULO 20 Sensoriamento remoto como apoio na determinação da saúde do solo nas mais variadas escalas 517

CAPÍTULO 21 O microbioma do solo e as mudanças climáticas 545

CAPÍTULO 22 Carbono do solo no contexto das mudanças do clima e sua relação com a saúde do solo no semiárido brasileiro 567

CAPÍTULO 23 Técnicas moleculares aplicadas na detecção de genes e proteínas indicadores do status de saúde do solo 593

CAPÍTULO 24 Uso de índice de qualidade do solo na definição de planos de manejo inteligentes 617

CAPÍTULO 25 Agropecuária tropical sustentável em áreas de fronteira agrícola 637

CAPÍTULO 26 Serviços ecossistêmicos e saúde dos solos em manguezais 669

CAPÍTULO 27 Saúde do solo como base para a restauração florestal 691

CAPÍTULO 28 Políticas públicas para promover uma agenda global de saúde do solo 719

CAPÍTULO 29 Mecanismos financeiros para fomento a saúde do solo no brasil 749

Preface

Soil is far more than just a physical medium for plants: it is a living, complex, and dynamic system that moderates the water cycle, stores and recycles nutrients, supports biodiversity, is the largest terrestrial reservoir of carbon, and is a source of numerous critical ecosystem services for human and nature. The health of the soil resource determines the resilience of ecosystems and the capacity of human societies to ensure food, feed, water, and energy for a growing population. As Wendell Berry said *"The soil is the great connector of our lives, the source and destination of all".*

Soil health, when coupled with sustainable management practices, offers one of the most effective and cost-efficient pathways to address three of the world's most pressing challenges: climate change, land degradation, and biodiversity loss. Increasing the stock of soil organic carbon enhances soil fertility and agricultural productivity while also contributes to reducing the concentration of greenhouse gases in the atmosphere—a "win-win" for farmers and for the planet. Protecting, restoring and managing soil health is critical to advancing Sustainable Development Goals of the Agenda 2030 of the United Nations. Indeed, healthy soil means healthy future for all inhabitants of Earth.

This book, the result of a collective effort by leading researchers in the field, presents a comprehensive synthesis of knowledge on soil health, its biological, physical, and chemical dimensions, and the role of diverse production systems and management practices. More than compiling evidence, it builds bridges across science, agricultural practice, and public policy, offering tools and concrete examples that can guide action at local, national, and global levels.

The issues addressed here transcend political and ethnical borders. Soils are a shared global heritage, and their preservation demands international cooperation—among scientists, farmers, policymakers, and institutions—so that knowledge, technology, and innovation flow freely across regions. Collaborative action is essential to scale up solutions, adapt them to local realities, and ensure that the benefits of healthy soils are felt in every community, from the smallest farm to the largest urban center.

By bringing together chapters that range from technical indicators to integrated management strategies and successful case studies, this work reflects the maturity of an agenda that recognizes soil as a strategic asset for humanity. It is a call to action—rooted in science—for cross-sector and cross-border collaboration, and for valuing knowledge as a driver of transformation.

May this book inspire researchers, policymakers, and farmers to adopt practices that restore, protect, and value our soils—not merely as a production resource, but as the foundation for a safer, more prosperous, and sustainable future.

Dr. Rattan Lal

Distinguished Professor of Soil Science, The Ohio State University
2020 World Food Prize Laureate
Recipient of the IPCC Certificate for Contributions to the 2007 Nobel Peace Prize
Ambassador of Goodwill and Chair in Soil Science, Inter-American Institute for Cooperation on Agriculture (IICA)

Mensagem do Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical (CCARBON) / Universidade de São Paulo (USP)

É com grande satisfação que apresentamos o livro *"Saúde do solo em ecossistemas tropicais: a base para mitigação e adaptação às mudanças climáticas"*, fruto de um esforço coletivo de pesquisadores e instituições comprometidas com a sustentabilidade da agricultura tropical mediante às mudanças climáticas. Este livro nasce do propósito de reunir e analisar o estado da arte do conhecimento científico sobre saúde do solo, destacando suas implicações práticas e estratégicas para o enfrentamento das mudanças climáticas. Mais do que uma compilação técnica, trata-se de um marco para o Brasil no diálogo entre ciência, inovação e sociedade, reafirmando o papel do solo como alicerce essencial para a produção agropecuária, sustentabilidade e resiliência às mudanças climáticas.

Nesse cenário, esta obra está alinhada com a missão do CCARBON – Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical da Universidade de São Paulo (USP), sediado na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ) em Piracicaba-SP. O CCARBON é apoiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP - Processo nº 2021/10573-4), no âmbito do programa de Centros de Pesquisa, Inovação e Difusão (CEPID), e conta ainda com colaborações estratégicas estabelecidas junto ao setor privado. Nosso propósito central é desenvolver soluções científicas e tecnológicas que promovam uma agricultura tropical sustentável de baixo carbono, capaz de mitigar os efeitos das mudanças climáticas e, ao mesmo tempo, contribuir para a melhoria da qualidade de vida da sociedade. Almejamos consolidar-nos como uma referência internacional, liderando avanços em ciência, inovação e formação de recursos humanos em sistemas agropecuários sustentáveis.

Assim, em nome do CCARBON/USP, expresso minha imensa satisfação em reconhecer o trabalho do Prof. Maurício Roberto Cherubin e de toda a equipe associada a Brazilian Soil Health Partnership, que nos brindam com esta valiosa contribuição técnico-científica, fundamental para o avanço da missão de tornar a agropecuária brasileira cada vez mais resiliente e sustentável.

Boa leitura a todos!

Prof. Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri

Diretor do CCARBON/USP

CCARBON
CENTRO DE ESTUDOS DE CARBONO EM AGRICULTURA TROPICAL
UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Mensagem da Coordenação da Brazilian Soil Health Partnership

A Brazilian Soil Health Partnership (BSHP), iniciativa integrada ao Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical (CCARBON) da Universidade de São Paulo (USP), trata-se de uma aliança nacional que visa fortalecer a agenda de saúde do solo no Brasil. Por meio da promoção da conscientização sobre os conceitos da saúde do solo, sua mensuração e relevância para o futuro da agricultura brasileira, integra ciência, inovação e disseminação de conhecimento para fortalecer práticas agrícolas e florestais mais sustentáveis e resilientes. Esta aliança busca construir uma rede científica colaborativa capaz de responder a questões centrais da agricultura nacional, como o impacto das principais práticas de manejo, além de estabelecer protocolos padronizados para avaliação da saúde do solo em suas relações com o carbono, a biodiversidade, a qualidade da água e os benefícios socioeconômicos. Com base nos pilares “Pesquisa, Inovação e Disseminação”, a iniciativa conecta cientistas, produtores, atores do setor agrícola e sociedade em geral. Atualmente, a BSHP reúne 54 pesquisadores distribuídos em diferentes regiões do Brasil, comprometidos com a geração de soluções inovadoras que conciliem a produção agrícola e a segurança alimentar com a conservação dos recursos naturais e a mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

Neste contexto, é com imenso orgulho que anuncio nosso livro *“Saúde do solo em ecossistemas tropicais: a base para mitigação e adaptação às mudanças climáticas”*, uma grande obra composta por 29 capítulos reuniu 150 autores de 59 instituições do Brasil e exterior. Este livro é um marco à ciência e agricultura brasileira, pois oferece à sociedade uma base científica sólida sobre o papel dos solos saudáveis como aliado no enfrentamento das mudanças climáticas. Desejamos que nesta COP30 – Belém/PA,

esta mensagem seja fortalecida e que possamos mostrar ao mundo como agricultura brasileira tem se tornado cada vez mais produtiva, sustentável e resiliente.

Agradeço os editores e todos os autores pelo empenho e dedicação durante a elaboração deste livro. Muito obrigado!

Boa leitura a todos!

Prof. Dr. Maurício Roberto Cherubin

Coordenador da BSHP

♦ Capítulo 1 ♦

Saúde do solo: a base para ecossistemas tropicais mais produtivos e resilientes

Maurício Roberto Cherubin[1,2], Carlos Roberto Pinheiro Junior[1], Chukwudi Nwaogu[1], Victória Santos Souza[1], Lucas Pecci Canisares[1], Leonardo de Aro Galera[1], Lucas Freitas Nogueira Souza[1]

Introdução

A segurança alimentar global e a crescente urgência das mudanças climáticas representam os maiores desafios enfrentados pelo setor agrícola na atualidade (van Dijk et al., 2021). A demanda por alimentos cresce continuamente com o aumento populacional, impulsionando a expansão de áreas cultivadas (Zheng et al., 2022; You et al., 2025). No entanto, essa expansão frequentemente ocorre em detrimento de ecossistemas biodiversos e ambientalmente sensíveis (Knoke et al., 2013; Ray et al., 2022). Paralelamente, as mudanças climáticas já impactam negativamente a produtividade agrícola global (Ortiz-Bobea et al., 2021), e projeções apontam que, sob cenários de altas emissões de gases de efeito estufa (GEE), muitos países não conseguirão atender à demanda calórica interna até o final do século (Li et al., 2025). A interdependência entre o uso da terra e as mudanças climáticas torna-se, assim, uma fronteira crítica e ainda pouco quantificada para a segurança alimentar futura (You et al., 2025).

Nesse cenário, a saúde do solo surge como um conceito central para responder a esses desafios, pois está diretamente relacionada à produtividade sustentável, à resiliência dos agroecossistemas e à manutenção dos serviços ecossistêmicos (Karlen et al., 2019; Lehmann et al., 2020). Definida como a capacidade contínua do solo de funcionar como um ecossistema vivo que sustenta plantas, animais e seres humanos,

[1] Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” / Universidade de São Paulo (ESALQ/USP), Piracicaba, São Paulo, Brasil.
[2] Centro de Estudo de Carbono em Agricultura Tropical / Universidade de São Paulo (CCARBON/USP), Piracicaba, São Paulo, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.1

a saúde do solo está associada à maior eficiência no uso de recursos, sequestro de carbono e adaptação dos sistemas produtivos às mudanças do clima (Qiao et al., 2022; Romero et al., 2024).

A preservação da saúde do solo é reconhecida como condição essencial para a segurança alimentar e climática (Smith et al., 2021; Kopittke et al., 2022), sendo também estratégica para o cumprimento de metas globais de desenvolvimento sustentável, como a Agenda 2030 da ONU (Snapp et al., 2025). Estudos recentes têm demonstrado que sistemas agrícolas que mantêm ou restauram a saúde do solo são mais produtivos e menos vulneráveis a extremos climáticos, o que reforça a importância de compreender a saúde do solo como uma métrica concreta de resiliência ambiental (Kaye & Quemada, 2017; Davis et al., 2023; Cherubin et al., 2025a; Souza et al., 2025)

O Brasil desempenha papel estratégico nesse contexto. Como líder global na produção de alimentos e o quarto país com maior número de publicações sobre saúde do solo (Cherubin et al., 2025b), o país destaca-se pela adoção de sistemas como o plantio direto, o uso de culturas de cobertura e a integração lavoura, pecuária, floresta (Gama-Rodrigues et al., 2022). Essas práticas são amplamente reconhecidas por sua eficácia na redução de emissões de GEE, na melhoria da qualidade do solo e no aumento da produtividade agrícola (Mehra et al., 2018; Silva et al., 2024; Oliveira et al., 2024). Políticas públicas como o Plano ABC (atualmente Renovagro) e a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) têm fomentado tanto a adoção de práticas sustentáveis quanto a pesquisa científica sobre seus impactos.

Contudo, o país também enfrenta desafios expressivos. Embora práticas conservacionistas estejam disseminadas, cerca de 35 milhões de hectares ainda adotam o sistema de plantio convencional, e aproximadamente 60% das pastagens estão degradadas (Fuentes-Llanillo et al., 2021; Bolfe et al., 2024). Essa realidade é especialmente preocupante diante da crescente ocorrência de eventos climáticos extremos, como secas, inundações e ondas de calor (Figura 1.1), que afetam amplamente os biomas brasileiros (Feron et al., 2024). Projeções indicam aumentos de temperatura e redução da precipitação em regiões como Amazônia, Caatinga e Cerrado (Brasil, 2020; Feron et al., 2024), comprometendo a estabilidade da produção agrícola. Nesse contexto, a adoção de sistemas mais resilientes e o monitoramento contínuo da saúde do solo tornam-se instrumentos indispensáveis para reduzir vulnerabilidades.

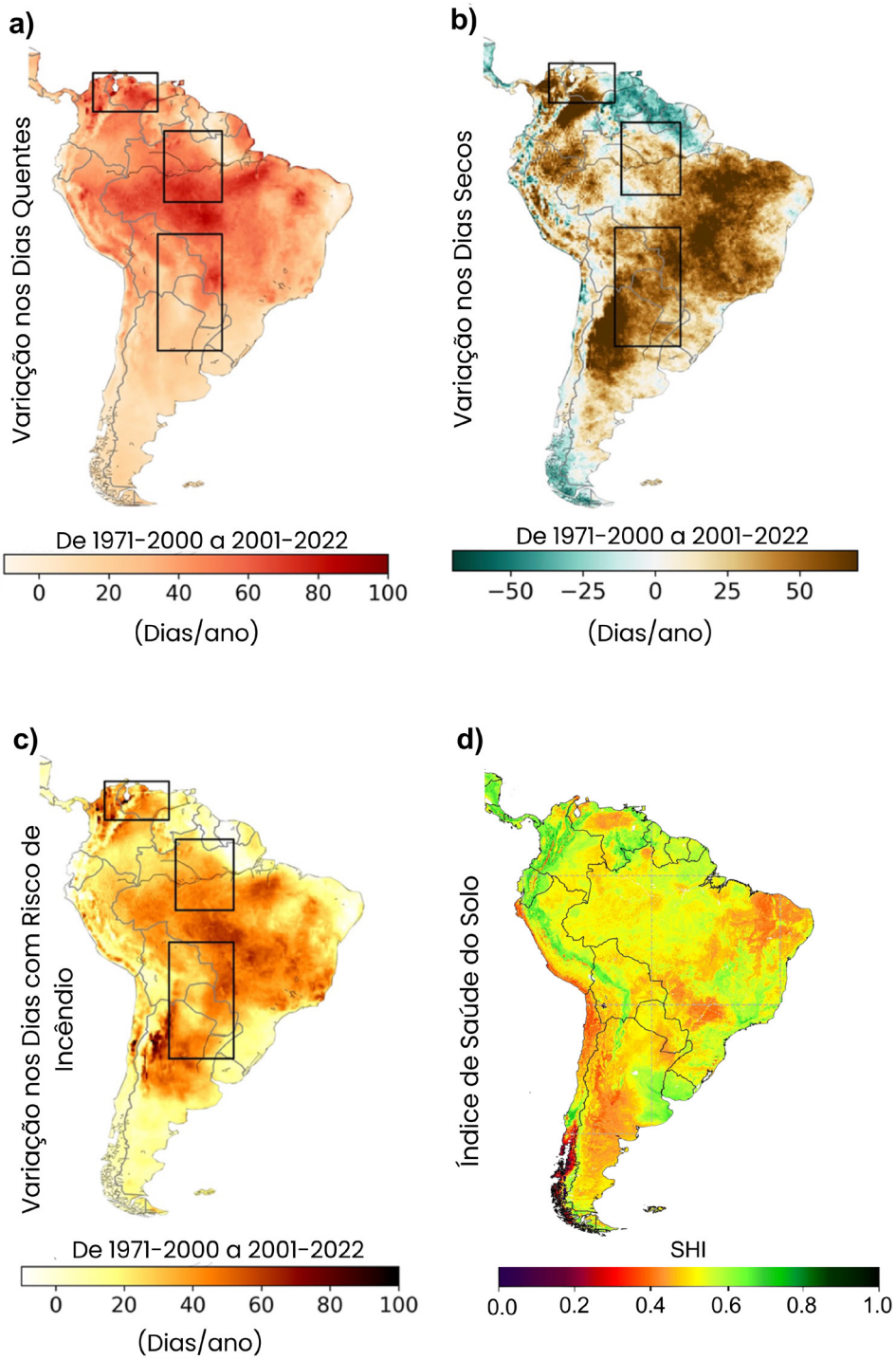


Figura 1.1. Mudança de 1971-2000 a 2001-2022 no número de: (a) dias quentes por ano, (b) dias secos por ano, e (c) dias inflamáveis por ano na América do Sul. (d) Mapa do índice de saúde do solo para a América do Sul. Fonte: Adaptado de Ferron et al. 2024 (a, b, c) e Poppiel et al. 2025 (d).

O Cerrado, por exemplo, ainda que seja o segundo bioma mais estudado em saúde do solo, sofre intensa pressão de conversão para agricultura e consequente perda de carbono (Moraes Sá et al., 2025). A Caatinga, por sua vez, enfrenta riscos crescentes de desertificação, erosão, salinização e escassez hídrica (Rocha et al., 2024). Mesmo com a expansão da pesquisa nos últimos anos, 48% das publicações brasileiras sobre saúde do solo ocorreram nos últimos cinco anos. Há uma concentração geográfica preocupante, a maioria dos estudos está restrita ao bioma Mata Atlântica, enquanto grandes áreas dos biomas tropicais permanecem subexploradas (Cherubin et al., 2025c).

Além disso, o escopo temático da pesquisa ainda é limitado. A maioria dos estudos concentra-se em indicadores isolados, como carbono e fertilidade química, enquanto ameaças críticas como erosão, perda de biodiversidade e poluição seguem pouco abordadas (Cherubin et al., 2025c). Apenas 3% dos estudos nacionais integram indicadores químicos, físicos e biológicos em um índice composto de saúde do solo, o que compromete a compreensão de sua funcionalidade plena (Cherubin et al., 2025c). Essa fragmentação metodológica dificulta diagnósticos mais precisos sobre a resiliência dos sistemas de uso da terra e limita a capacidade de avaliação dos serviços ecossistêmicos que o solo oferece.

Diante desse panorama, a saúde do solo deve ser promovida como uma abordagem sistêmica, regionalmente adaptada e integrada à gestão climática e de uso da terra. Iniciativas como a Brazilian Soil Health Partnership (BSHP) são cruciais para preencher as lacunas regionais, padronizar protocolos de avaliação, fortalecer redes de pesquisa e aproximar o conhecimento científico da extensão rural. Ao promover avaliações consistentes da saúde do solo em diferentes solos e climas, essas redes podem orientar políticas públicas mais eficazes, apoiar agricultores na transição agroecológica e garantir a multifuncionalidade do solo em diversas realidades produtivas.

Em síntese, a saúde do solo representa uma ponte entre segurança alimentar e adaptação às mudanças climáticas. Solos funcionais são a base da estabilidade e da produtividade dos sistemas agrícolas tropicais, e seu monitoramento deve ser tratado como componente central da resiliência climática nacional. Reconhecer a saúde do solo como uma métrica integradora da sustentabilidade agroambiental permite alinhar objetivos produtivos e ambientais de forma sinérgica. Este capítulo se propõe a aprofundar o papel da saúde do solo na construção de sistemas agroalimentares sustentáveis e a demonstrar como sua gestão adequada pode ampliar a multifuncionalidade, a produtividade e a capacidade de resposta dos agroecossistemas tropicais frente às adversidades climáticas.

Saúde do solo: a base para a multifuncionalidade do solo

A saúde do solo refere-se à capacidade contínua do solo de atuar como um ecossistema vivo, essencial para sustentar a produtividade agrícola, preservar a qualidade da água e do ar, e promover a saúde de plantas, animais e seres humanos (Chang et al., 2022; Haney et al., 2018; Karlen et al., 2019; Lehmann et al., 2020). Esse conceito destaca a importância do solo não apenas como suporte físico para as plantas, mas como um sistema dinâmico que influencia diretamente o equilíbrio ambiental e o bem-estar das populações. Assim, conservar a saúde dos solos agrícolas é fundamental para enfrentar desafios globais urgentes, como a segurança alimentar e as mudanças climáticas, tanto em termos de mitigação quanto de adaptação (Capítulos 11, 12 e 13).

Dado seu caráter complexo e multifuncional, não há um método único e direto para medir a saúde do solo. Em vez disso, sua avaliação depende da combinação de múltiplos indicadores físicos, químicos e biológicos, que devem ser interpretados de forma integrada. A descrição detalhada desses indicadores pode ser encontrada nos Capítulos 2 a 10, com foco nos aspectos biológicos (Capítulos 2 a 5), físicos (Capítulos 6 a 8) e químicos (Capítulos 9 e 10). Esse monitoramento é essencial para acompanhar os efeitos das práticas de manejo ao longo do tempo e subsidiar decisões mais sustentáveis. A adoção de ferramentas que considerem essa abordagem integrada permite avançar em políticas públicas e estratégias produtivas mais resilientes e regenerativas. A seleção de indicadores de saúde do solo exige uma compreensão profunda da dinâmica e das propriedades do solo, que variam tanto em função de características intrínsecas quanto de fatores dinâmicos relacionados ao uso e manejo. Propriedades intrínsecas determinadas pelos cinco fatores de formação do solo (clima, organismos, relevo, material de origem e tempo) moldam os limites naturais e as tendências dos valores observados nos indicadores. Dessa forma, solos com origem e formação distintas apresentam valores de base diferentes, o que significa que comparações diretas entre eles podem ser inadequadas quando o objetivo é avaliar o estado funcional atual. Avaliações mais precisas requerem a distinção entre as propriedades intrínsecas associadas à qualidade natural do solo e alterações induzidas pelo manejo, que refletem sua saúde atual. Assim, a seleção e interpretação dos indicadores devem considerar essa complexidade para evitar diagnósticos equivocados, favorecendo comparações dentro de classes de solo semelhantes ou o uso de áreas de referência representativas.

Um exemplo é apresentado por Cherubin et al. (2021), que observaram índices de saúde do solo consistentemente mais baixos em solos arenosos quando comparados a solos argilosos, mesmo sob condições de manejo semelhantes. Essa diferença não

indica, necessariamente, manejo inadequado; reflete limitações intrínsecas dos solos arenosos, como menor retenção de água e nutrientes, menor agregação e maior suscetibilidade à compactação. Naturalmente, esses solos apresentam maior densidade (1,3 a 1,8 g cm^{-3}), em comparação aos solos argilosos (0,9 a 1,3 g cm^{-3}), devido à menor porosidade intra-agregados. Quando se utiliza curvas de interpretação para analisar a saúde do solo, solos arenosos tendem a receber notas mais baixas por apresentarem valores de densidade mais elevados, o que pode mascarar sua real condição funcional. Essa constatação reforça a ideia de que os solos arenosos são, em geral, mais sensíveis ao manejo e, portanto, exigem estratégias específicas e cuidadosas para manter ou melhorar sua saúde ao longo do tempo. Ao mesmo tempo, destaca-se a importância de contextualizar os indicadores dentro das características intrínsecas de cada solo, evitando comparações diretas entre classes texturais distintas. Para avaliar adequadamente o efeito do manejo, o ideal é comparar áreas com atributos semelhantes, como textura, profundidade, relevo e condições climáticas. Assim, é possível isolar os efeitos do manejo sobre a saúde do solo, sem interferência de fatores naturais permanentes.

A saúde do solo, em sua dimensão dinâmica, é fortemente influenciada pelos sistemas de uso e manejo aplicados. Essa propriedade reflete alterações de curto e médio prazo provocadas por intervenções antrópicas, como o preparo do solo (Capítulo 6 a 8), aplicação de fertilizantes (Capítulo 9), cobertura vegetal (Capítulo 11), sistemas integrados (Capítulo 12) e trânsito de máquinas. Essas práticas afetam diretamente o funcionamento do ecossistema edáfico, impactando funções essenciais como a regulação do fluxo de água, a manutenção da estrutura física, a ciclagem de matéria orgânica e nutrientes, o fornecimento de habitat para organismos e o controle biológico natural de patógenos. Por essa razão, a saúde do solo deve ser monitorada de forma contínua e integrada, considerando indicadores sensíveis às mudanças provocadas pelo manejo.

Os processos ecológicos que sustentam a saúde do solo são interdependentes e garantem a estabilidade do ambiente agrícola. A cobertura do solo, por exemplo, protege contra a erosão e reduz perdas por evaporação, promovendo maior infiltração e armazenamento de água (Ward et al., 2012). A atividade biológica, como a formação de bioporos por raízes e organismos edáficos, melhora a aeração e o escoamento da água, contribuindo para um ambiente radicular mais saudável. A agregação do solo, promovida por exsudatos microbianos e matéria orgânica, garante estabilidade estrutural e reduz riscos de compactação (Rauber et al., 2025). Além disso, a ciclagem de nutrientes e a fixação biológica do nitrogênio, impulsionadas por microrganismos benéficos, garantem o suprimento contínuo de elementos essenciais, contribuindo diretamente para a fertilidade do solo e o aumento da produtividade agrícola (Souza et al., 2024). Manter

e melhorar a saúde do solo é uma estratégia central para a adaptação às mudanças climáticas. Solos saudáveis são mais resilientes a eventos extremos, como secas e chuvas intensas, pois têm maior capacidade de infiltração e retenção de água, melhor estrutura física e atividade biológica mais estável (Blanco-Canqui & Ruis, 2020; Haruna et al., 2020; Souza et al., 2025). Além disso, solos ricos em matéria orgânica atuam como importantes sumidouros de carbono e contribuem para mitigar gases de efeito estufa. Ao promover práticas conservacionistas e sistemas integrados que favorecem a saúde do solo, é possível construir agroecossistemas mais sustentáveis, produtivos e adaptáveis às novas condições climáticas (Figura 1.2).

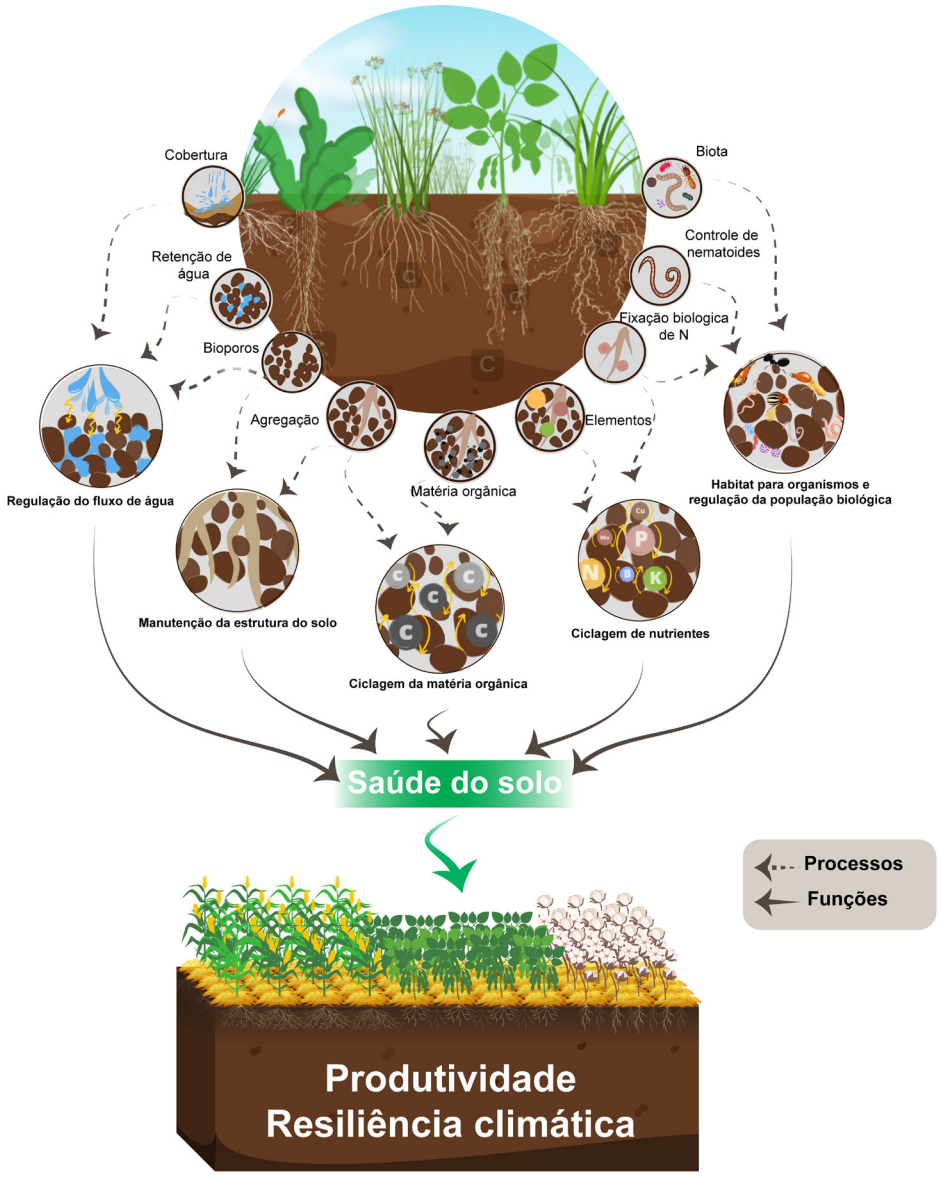


Figura 1.2. Relação entre processos do solo, funções ecossistêmicas e saúde do solo. Fonte: Adaptado de Souza et al. (2024).

Manejo da saúde do solo para o aumento da produtividade e resiliência das culturas

A saúde do solo é um pilar fundamental para a resiliência agrícola e adaptação às mudanças climáticas, sendo considerada uma estratégia crucial para enfrentar esses desafios (Chahal et al., 2020; Cherubin et al., 2025; Deng et al., 2023; Droste et al., 2020; Gaudin et al., 2015; Jat et al., 2023; Kane et al., 2021; Nouri et al., 2021; Qiao et al., 2022; Souza et al., 2025). Solos saudáveis proporcionam produtividades mais estáveis e menos variáveis, contribuindo para maiores ganhos em condições climáticas favoráveis e minimizando perdas em eventos climáticos adversos, como secas e chuvas excessivas (Chahal et al., 2020; Deng et al., 2023; Droste et al., 2020; Kane et al., 2021; Souza et al., 2025). Solos com maior teor de carbono orgânico (SOC) têm melhor capacidade de retenção de água, protegendo as culturas contra perdas causadas por calor extremo e estiagem (Droste et al., 2020; Kane et al., 2021; Nouri et al., 2021). Por exemplo, um aumento de 1% na matéria orgânica do solo pode estar associado a uma redução de 36% nos pagamentos de seguros agrícolas durante secas severas para o milho nos EUA (Kane et al., 2021).

A melhoria da estrutura do solo e da atividade biológica aumenta a resiliência das culturas ao ampliar a capacidade do solo de atenuar estresses climáticos como seca, enchente e extremos de temperatura. A estrutura do solo é significativamente aprimorada pela formação e estabilização de agregados, incluindo macroagregados e aumento do diâmetro médio ponderado (MWD) (Droste et al., 2020; Gaudin et al., 2015; Jat et al., 2023; Kane et al., 2021; Nouri et al., 2021; Souza et al., 2025). Práticas que aumentam o SOC, como o uso de plantas de cobertura e o plantio direto, promovem a formação de agregados estáveis, favorecendo a porosidade, aeração e retenção de água (Droste et al., 2020; Gaudin et al., 2015; Jat et al., 2023; Kane et al., 2021; Nouri et al., 2021). Essas melhorias estruturais permitem maior penetração radicular, ampliando o acesso a umidade e nutrientes mesmo sob estresse hídrico ou térmico, como demonstrado pela braquiária na descompactação do solo (Balbinot Junior et al., 2024).

Além disso, uma biologia do solo mais saudável, incluindo maior biomassa microbiana e associações micorrízicas benéficas, melhora diretamente a resiliência das culturas ao aumentar a eficiência de absorção de nutrientes e otimizar o uso de água pelas plantas (Chahal et al., 2020; Droste et al., 2020; Jat et al., 2023; Yang et al., 2024). Práticas como plantas de cobertura, menor revolvimento do solo, adubação orgânica e rotação diversificada de culturas estimulam a atividade enzimática (por exemplo, β-glicosidase, arilsulfatase, DHA), refletindo em maior funcionalidade biológica que sustenta o ciclo

de nutrientes e produtividades estáveis (Jat et al., 2023; Sünnemann et al., 2023). A macrofauna, como as minhocas, abundantes em sistemas conservacionistas, também aumentam a resiliência ao melhorar a aeração, infiltração e ciclagem de nutrientes no solo, garantindo acesso das plantas a recursos vitais (Jat et al., 2023).

O indicador mais confiável de que o manejo sustentável do solo aumenta a resiliência agrícola é o SOC, por ser a base da produtividade e da estabilidade dos agroecossistemas a longo prazo (Cherubin et al., 2025; Droste et al., 2020; Gaudin et al., 2015; Kane et al., 2021; Nouri et al., 2021). No entanto, o indicador que melhor captura a natureza multidimensional da resiliência das culturas e do solo é o Índice de Saúde do Solo (ISS). Em vez de depender de métricas isoladas, o ISS integra indicadores biológicos, físicos e químicos em um único índice composto (Cherubin et al., 2021). Essa abordagem integrada está conceitualmente associada à melhoria da produtividade agrícola, à eficiência do uso da água e à maior capacidade do sistema de enfrentar estresses climáticos (Deng et al., 2023; Jat et al., 2023; Nouri et al., 2021; Qiao et al., 2022). Diversos estudos de longo prazo e meta-análises em grande escala reforçam que o aprimoramento da saúde do solo melhora a produtividade agrícola e a resiliência ao clima (Deng et al., 2023; Droste et al., 2020; Gaudin et al., 2015; Kane et al., 2021; Qiao et al., 2022). Dessa forma, o ISS atua não apenas como ferramenta de monitoramento, mas também como guia estratégico para o manejo sustentável da terra.

Resultados do manejo da saúde do solo

Os impactos da saúde do solo e das práticas de manejo associadas sobre a produtividade agrícola e a resiliência variam conforme o contexto, mas a maioria dos estudos em diferentes regiões reporta resultados positivos (Figura 1.3). Diversas práticas sustentáveis de manejo de culturas melhoram a saúde do solo, gerando benefícios ambientais, sociais e econômicos. Por exemplo, a diversificação de culturas melhora significativamente a saúde do solo ao fornecer serviços ecossistêmicos essenciais e aumentar a resiliência do solo a parasitas (Xing et al., 2025). Uma meta-análise global identificou que a melhoria da saúde do solo com biocarvão favorece substancialmente os rendimentos agrícolas e reduz a acumulação de metais potencialmente tóxicos nas plantas, com maior redução nos grãos (36,1%), seguida pelas partes aéreas (31,1%) e raízes (27,5%) (Chen et al., 2024).

Na Índia, o consórcio com leguminosas melhorou a saúde do solo e promoveu a eficiência no uso de recursos, segurança alimentar, serviços ecossistêmicos, retenção

de água, controle de pragas e doenças e resiliência climática. Essa prática reduziu a densidade do solo, rompeu camadas compactadas, diminuiu a erosão, aumentou a matéria orgânica e fixou nitrogênio atmosférico (cerca de 125 kg N/ha/safra), reduzindo a necessidade de fertilizantes nitrogenados inorgânicos (Akchaya et al., 2025). Além disso, aumentou a produtividade agrícola em 30–35% e a produtividade da terra por área e tempo, mitigou perdas totais de colheita e favoreceu a biodiversidade. A eficiência no uso da água aumentou em 20–25%, a eficiência no uso de nutrientes em 25–30%, e as perdas por pragas e doenças caíram 20–25% em comparação aos sistemas de monocultura.

Estudos também mostram que solos enriquecidos com esterco apresentam maior disponibilidade de macro e micronutrientes, especialmente nitrogênio, em comparação com solos adubados apenas com fertilizantes inorgânicos (Sharma et al., 2024). Isso ocorre porque os fertilizantes orgânicos liberam nutrientes de forma mais lenta e contínua, reduzindo a lixiviação. A decomposição da matéria orgânica e a presença de ácidos orgânicos aumentam a disponibilidade de fósforo e regulam sua fixação, sustentando os serviços ecossistêmicos e a resiliência ao estresse. A capacidade da saúde do solo de amortecer restrições ambientais, como clima ou topografia, já foi demonstrada em diversas regiões (Chen et al., 2024; Fowler et al., 2024; Tembo et al., 2025).

A saúde do solo é tão crucial quanto o clima na determinação da produtividade agrícola e da resiliência ecológica. No entanto, nos principais países produtores de alimentos do mundo (como China, Índia, Estados Unidos e Brasil), sua influência sobre a produtividade e a eficiência do uso do nitrogênio costuma ser mascarada pelo uso intensivo de fertilizantes e outras práticas de manejo (Xu et al., 2025). Globalmente, a saúde do solo é responsável por cerca de 12% da variação na produção agrícola e 22% na eficiência do uso do nitrogênio. A promoção da saúde do solo em escala global poderia aumentar a produção de grãos em 7,8 milhões de toneladas e reduzir o uso de nitrogênio em 8,1 milhões de toneladas até 2050 (Xu et al., 2025). Embora a eficiência de uso do nitrogênio tenha melhorado em países desenvolvidos, a taxa global permanece em apenas 55,47%, o que significa que cerca de 44,53% do nitrogênio aplicado é perdido por lixiviação, volatilização ou desnitrificação. Esse baixo desempenho global se deve, em grande parte, à má qualidade dos solos e ao manejo menos sustentável em países em desenvolvimento (Kabato et al., 2025).

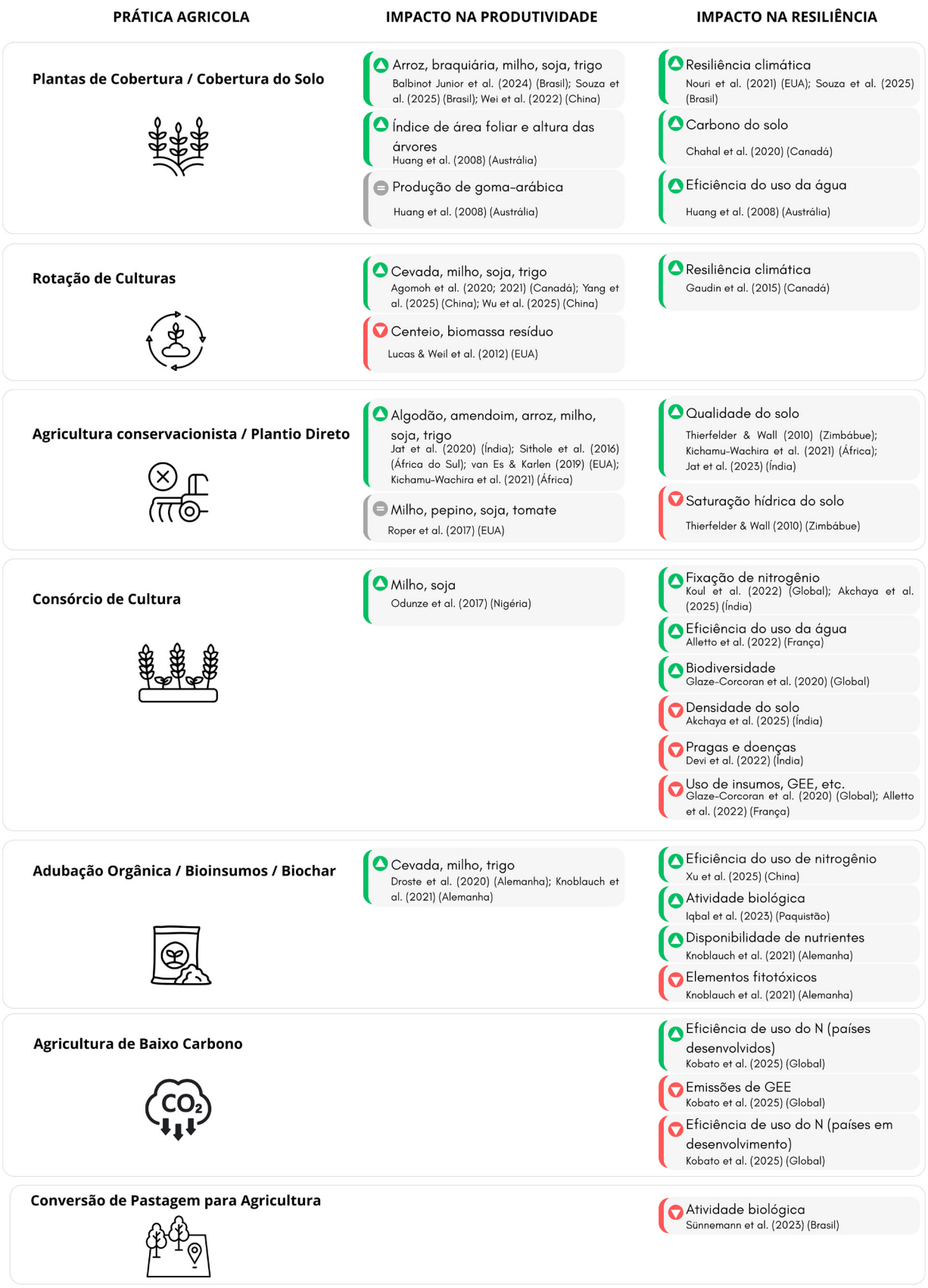


Figura 1.3. Resumo comparativo dos impactos da saúde do solo sobre a produtividade e a resiliência das culturas

Avanços e desafios na saúde do solo no Brasil

Os estudos recentes de Cherubin et al. (2025a), Cherubin et al. (2025c) e Souza et al. (2025) representam avanços complementares e inovadores na compreensão da saúde do solo e seus impactos sobre a resiliência e a produtividade agrícola em condições tropicais brasileiras. A análise da produção científica sobre saúde do solo no Brasil revela uma expansão acelerada nas publicações, com quase metade de todos os artigos nacionais na área sendo publicados nos últimos cinco anos (Cherubin et al., 2025c). Além disso, embora uma ampla gama de indicadores químicos, físicos e biológicos seja avaliada nos estudos, menos de 25% empregam abordagens verdadeiramente integradas, e apenas 3% utilizam índices compostos de saúde do solo, dificultando a avaliação robusta da multifuncionalidade do solo e das respostas ao manejo (Cherubin et al., 2025c). Reconhece-se, assim, a necessidade de padronização metodológica, ampliação das colaborações e maior investimento em regiões e biomas negligenciados (Cherubin et al., 2025c).

Evidências de campo destacam a eficácia de abordagens integradas para mensurar e promover a saúde do solo. Um experimento de cinco anos no Cerrado, utilizando um índice composto de saúde do solo, demonstrou que sistemas com maior biodiversidade de cultivos, especialmente aqueles que combinam gramíneas e leguminosas como plantas de cobertura, apresentaram escores significativamente mais altos de saúde do solo, maiores produtividades e maior estabilidade de rendimento ao longo do tempo, com menor sensibilidade a estresses climáticos (Souza et al., 2025). Foi observada uma associação positiva entre a saúde do solo e a produtividade da soja, indicando que solos mais saudáveis favorecem o desempenho produtivo da cultura. Além disso, os sistemas mais diversificados apresentaram os maiores escores de saúde do solo, refletindo benefícios simultâneos sobre componentes químicos, biológicos e, em menor grau, físicos do solo (Figura 1.4).

Em Souza et al. (2025), os indicadores biológicos, como a atividade da β-glicosidase, mostraram-se especialmente sensíveis ao manejo e explicaram 35% da resiliência da produtividade da soja à variabilidade climática, enquanto o SOC explicou 20% da variação observada na produtividade. Solos mais saudáveis apresentaram, de forma consistente, menores coeficientes de variação da produtividade, indicando maior estabilidade produtiva mesmo sob condições climáticas adversas (Souza et al., 2025). A relação negativa observada entre o coeficiente de variação da produtividade e o índice de saúde do solo reforça que sistemas com maior diversidade de culturas e práticas regenerativas tendem a reduzir a instabilidade produtiva (Figura 1.5).

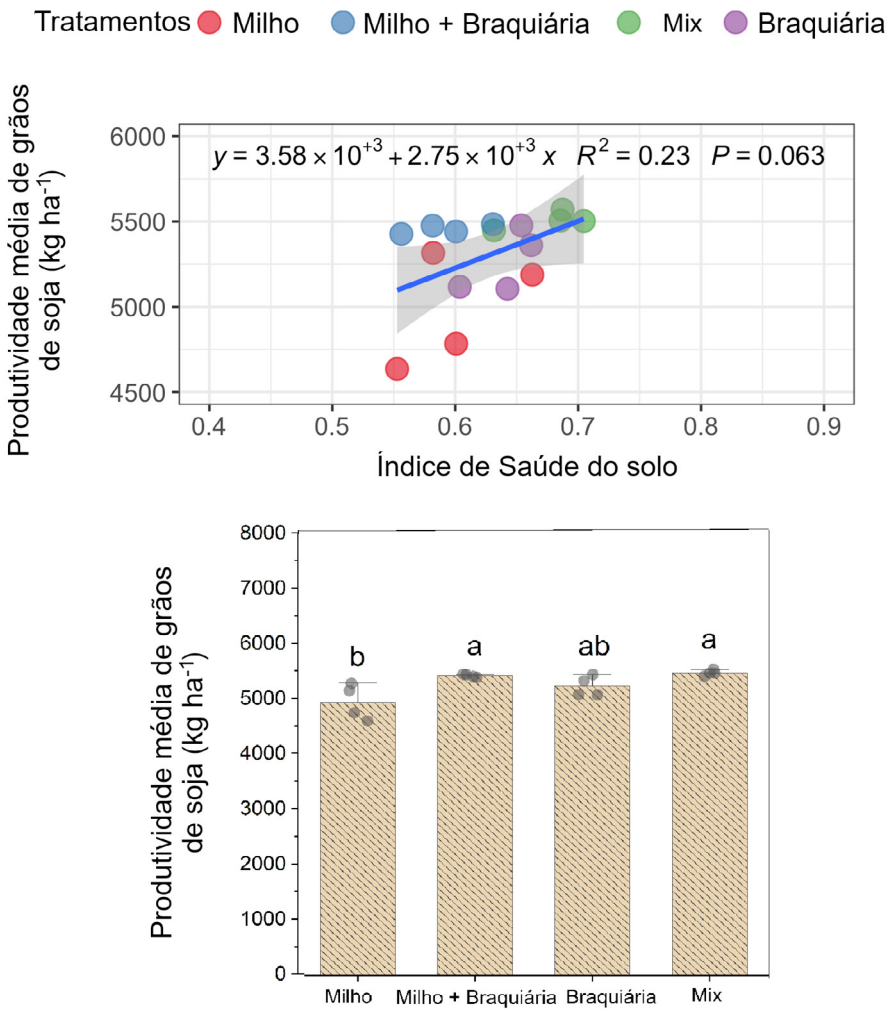


Figura 1.4. a) Relação entre o Índice de Saúde do Solo e a produtividade média de grãos de soja em quatro sistemas: milho, milho com braquiária, braquiária e mix de espécies. Cada ponto corresponde à média anual de cada tratamento, e a linha exibe o ajuste de regressão linear. b) Produtividade média de grãos de soja ao longo de cinco safras nos mesmos sistemas. Barras indicam a média ± desvio padrão e pontos cinza representam valores individuais. Letras diferentes identificam diferenças significativas entre tratamentos (teste de Tukey, P < 0,05). Fonte: Adaptado de Souza et al. (2025).

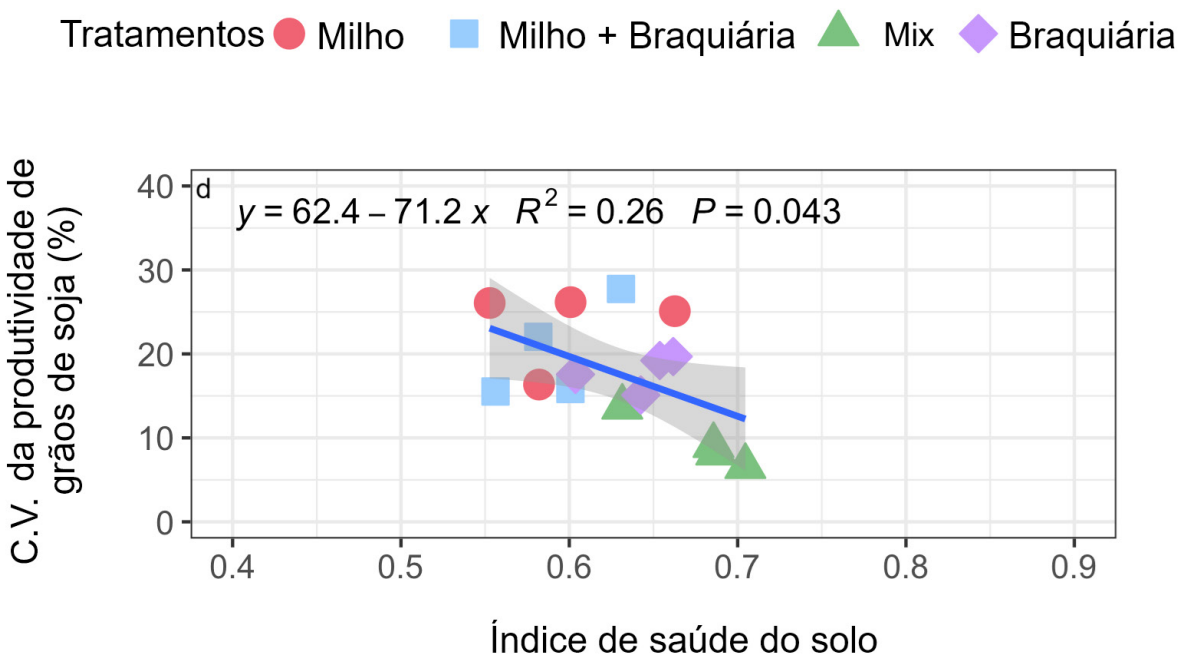


Figura 1.5. Relação entre o coeficiente de variação da produtividade de soja e o índice de saúde do solo em quatro sistemas: milho (círculos vermelhos), milho + braquiária (quadrados azuis), braquiária (losangos lilases) e mix de espécies (triângulos verdes). A linha mostra o ajuste de regressão linear com faixa sombreada indicando o intervalo de confiança de 95%.
Fonte: Adaptado de Souza et al. (2025).

Na prática, o estudo de caso no Cerrado também ilustra a lógica econômica e o fundamento ecológico de sistemas agrícolas diversificados. A introdução de plantas de cobertura não apenas promoveu a multifuncionalidade do solo e a estabilidade dos agregados, como também amortizou os efeitos da variabilidade pluviométrica e melhorou a eficiência de uso de fertilizantes. Isso é especialmente relevante em regiões tropicais, onde a elevada pluviosidade, a acidez dos solos e a rápida decomposição da matéria orgânica dificultam a retenção de nutrientes e a manutenção da estrutura do solo. Esses resultados justificam a ampliação dessas práticas por meio de incentivos políticos e apoio técnico em programas de extensão rural, alinhando os objetivos de produtividade, resiliência climática e recuperação de paisagens degradadas.

Adicionalmente, foi observada uma relação positiva entre o índice de saúde do solo e a eficiência do uso da água (EUA), conforme mostra Cherubin et al. (2025a). As evidências apontam para o fato de que solos mais saudáveis convertem melhor cada milímetro de chuva em biomassa (Figura 1.6). Os tratamentos de rotação de culturas (CR1, CR2 e CR3) e o de sucessão soja-braquiária (CS2), cujos componentes biológicos dominam o índice, apresentaram as maiores eficiências hídricas, enquanto o pousio se manteve na faixa mais baixa de ambos os indicadores. A decomposição do índice de saúde do solo mostra que esses ganhos estão ligados principalmente ao incremento

de atributos biológicos, ou seja, a melhoria desses atributos, como maior atividade enzimática e aumento da biomassa microbiana, promove maior agregação do solo e incremento na exsudação radicular, favorecendo a estrutura e a retenção de água no solo, além de melhorar a absorção hídrica pelas raízes. Esses resultados reforçam que práticas que elevam a saúde do solo também aumentam a eficiência no uso da água, um fator crítico para a sustentabilidade agrícola em regiões tropicais com alta variabilidade pluviométrica.

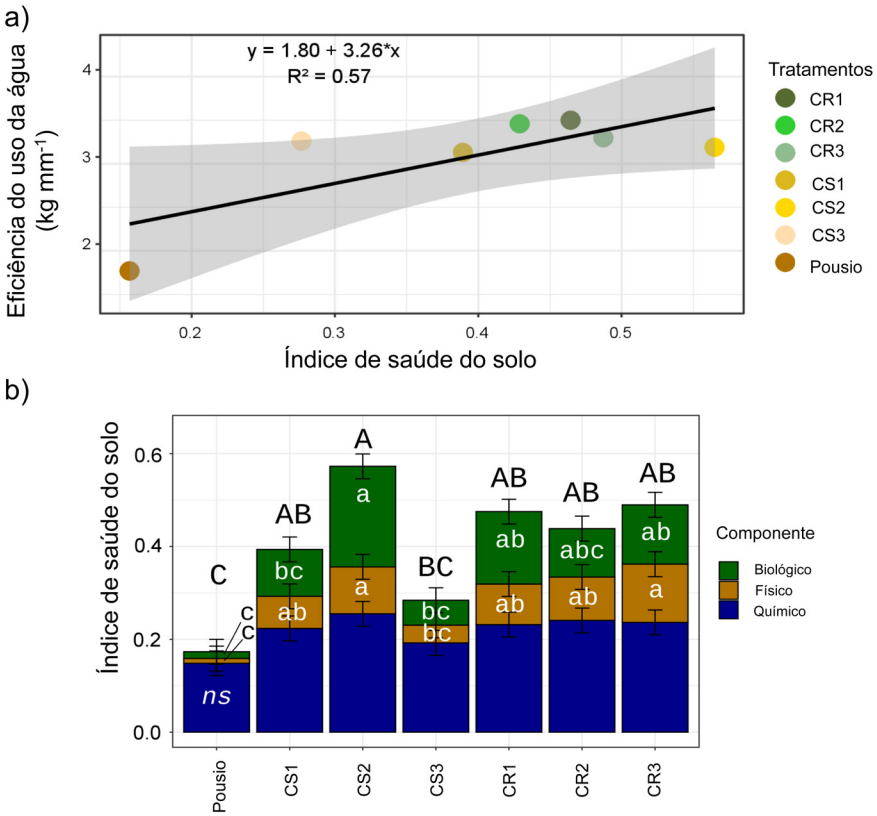


Figura 1.6. a) Relação entre o índice de saúde do solo e a eficiência do uso da água (kg mm^{-1}), com cada ponto correspondendo à média de cada tratamento. b) Índice de saúde do solo de diferentes sistemas agrícolas, decomposto nos componentes biológico (verde), físico (laranja) e químico (azul). Letras maiúsculas comparam o ISS total entre tratamentos e letras minúsculas comparam os componentes dentro de cada tratamento (teste de Tukey, $p < 0,05$). CS1, CS2 e CS3 representam as sucessões soja-milheto, soja-braquiária e soja-milho, respectivamente. CR1 representa a rotação soja-milheto, soja-crotalária e milho consorciado com braquiária; CR2 inclui soja-crotalária, milho consorciado com braquiária e novamente soja-crotalária; CR3 consiste em soja-crotalária, soja-milho e braquiária. Fonte: Adaptado de Cherubin et al. (2025a).

De forma mais ampla, a literatura científica aponta para uma mudança de paradigma: a transição de avaliações do solo estáticas, fragmentadas ou centradas apenas em indicadores químicos para protocolos dinâmicos, espacialmente explícitos e adaptados ao contexto. No Brasil, isso implica não apenas validar índices em solos tropicais altamente intemperizados, mas também expandir os esforços de pesquisa para

biomas e sistemas de produção ainda negligenciados. Em síntese, a incorporação de índices compostos de saúde do solo nos marcos da pesquisa e do manejo agrícola representa o início de uma nova era, em que a saúde do solo é tratada como um ativo nacional estratégico. Essa abordagem não apenas torna a saúde do solo mensurável e comparável entre sistemas, como também cria as bases científicas, políticas e práticas para uma agricultura tropical resiliente, rentável e socialmente inclusiva no Brasil (Cherubin et al., 2025a; Cherubin et al., 2025c; Souza et al., 2025).

A saúde do solo como ferramenta para o enfrentamento dos desafios socioeconômico

Solos saudáveis oferecem benefícios que vão além da esfera ecológica, alcançando também dimensões socioeconômicas (Bouma e Reijneveld, 2024; Miner et al., 2020; Singh et al., 2025). A saúde do solo é fundamental para o cumprimento de diversos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas, especialmente ODS 1 (Erradicação da pobreza), ODS 2 (Fome zero e agricultura sustentável), ODS 3 (Saúde e bem-estar), ODS 6 (Água potável e saneamento), ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima) e ODS 15 (Vida terrestre). Indiretamente, solos saudáveis também favorecem o cumprimento do ODS 7 (Energia limpa e acessível) e do ODS 10 (Redução das desigualdades), uma vez que muitos países dependem da agricultura como motor do desenvolvimento econômico. A longo prazo, a melhoria da saúde do solo contribui para o ODS 16 (Paz, justiça e instituições eficazes), ao assegurar o acesso a recursos essenciais como alimento, água, fibras e energia, o que auxilia na mitigação da pobreza e da fome, fatores frequentemente associados a conflitos sociais e criminalidade (Dunn, 2025; Kennedy et al., 2024; Matthias Olufemi Dada et al., 2025).

Sharma et al. (2024) também destaca o papel dos solos saudáveis na manutenção da qualidade do ar e da água, bem como no suporte à produtividade biológica livre de contaminação. Solos saudáveis são essenciais não apenas para áreas agrícolas, mas também para florestas e pastagens, que fornecem alimentos, madeira e outros produtos fundamentais para os meios de subsistência. A interconexão entre o solo, as pessoas, os animais e os ecossistemas implica que impactos sobre um desses componentes afetam todo o sistema (Swan et al., 2024). Assim, integrar a saúde do solo à resiliência socioeconômica e ecológica representa uma abordagem adaptativa e específica ao local para o manejo de longo prazo (Davis et al., 2023).

Considerações finais

A funcionalidade dos solos é um fator central para a resiliência da produção de alimentos e para a resposta do setor agrícola às pressões climáticas. A adoção de práticas conservacionistas, como o não revolvimento do solo, a diversificação de culturas e a integração de componentes produtivos, favorece o funcionamento do solo ao estimular processos biológicos, físicos e químicos sinérgicos. Solos com maior qualidade funcional apresentam melhor capacidade de armazenamento hídrico e maior disponibilidade de nutrientes, o que se traduz em maior estabilidade da produtividade mesmo em cenários climáticos adversos, além de promover o sequestro de carbono da atmosfera.

No Brasil, observa-se uma disparidade entre a adoção de práticas conservacionistas e o alcance da investigação científica sobre seus efeitos. A pesquisa em saúde do solo apresenta distribuição geográfica desigual, com concentração em biomas específicos em detrimento de outros ecossistemas. Adicionalmente, predomina uma abordagem analítica que privilegia indicadores químicos de forma isolada, subutilizando o potencial de avaliações integradas que considerem os atributos físicos e biológicos. Essa limitação metodológica restringe a compreensão da complexidade das respostas do solo ao manejo.

A abordagem desses desafios implica no desenvolvimento de métodos de avaliação da saúde do solo que sejam integrados e ajustados às diversas condições edafoclimáticas do país. O desenvolvimento e a padronização de protocolos com índices compostos são necessários para gerar diagnósticos mais precisos, que possam orientar a tomada de decisão e a formulação de políticas públicas. A integração da gestão da saúde do solo no planejamento agrícola é um requisito para conciliar metas de produtividade com a sustentabilidade e a segurança climática, visando a manutenção da competitividade do agronegócio a longo prazo.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES, Código de Financiamento 001), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP # 2022/16368-6 e 2024/06095-8, 2022/13531-3; 2022/14212-9; 2022/09977-6) pelas bolsas de estudo. Também somos gratos pelo apoio do CCARBON - Centro de Pesquisa em Carbono na Agricultura Tropical (2021/10573-4); do RCGI – Research Centre for Greenhouse Gas Innovation (2020/15230-5); e da

Bayer S/A (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*"). Maurício R. Cherubin agradece ao CNPq pela Bolsa de Produtividade em Pesquisa (311787/2021-5).

Referências

Agomoh, I. V., Drury, C. F., Phillips, L. A., Reynolds, W. D., & Yang, X. (2020). Increasing crop diversity in wheat rotations increases yields but decreases soil health. *Soil Sci. Soc. Am. J, 84*(1), 170–181. https://doi.org/10.1002/saj2.20000

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 Sci. Soc. Am. J, 85*(4), 1185–1195. https://doi.org/10.1002/saj2.20241

Akchaya, K., Parasuraman, P., Pandian, K., Vijayakumar, S., Thirukumaran, K., Mustaffa, M. R. A. F., Rajpoot, S. K., & Choudhary, A. K. (2025). Boosting resource use efficiency, soil fertility, food security, ecosystem services, and climate resilience with legume intercropping: A review. *Front. Sustain. Food Syst, 9*,. https://doi.org/10.3389/fsufs.2025.1527256

Alletto, L., Vandewalle, A., & Debaeke, P. (2022). Crop diversification improves cropping system sustainability: An 8-year on-farm experiment in South-Western France. *Agric. Syst, 200*, 103433. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103433

Balbinot Junior, A. A., Debiasi, H., Franchini, J. C., Oliveira, M. A., Coelho, A. E., & Moraes, M. T. (2024). Soybean yield, seed protein and oil concentration, and soil fertility affected by off-season crops. *Eur. J. Agron, 153*, 127039. https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.127039

Blanco-Canqui, H., & Ruis, S. J. (2020). Cover crop impacts on soil physical properties: A review. *Soil Sci. Soc. Am. J, 84*(5), 1527–1576. https://doi.org/10.1002/saj2.20129

Bolfe É.L., Victoria D. de, C., Sano, E. E., Bayma, G., Massruhá, S. M. F. S., & de Oliveira, A. F. (2024). Potential for agricultural expansion in degraded pasture lands in Brazil based on geospatial databases. *Land, 13*(2). https://doi.org/10.3390/land13020200

Bouma, J., & Reijneveld, J. A. (2024). How meeting the ten pedometrics challenges can deliver healthy-soil contributions to SDG-related ecosystem services. *Eur. J. Soil Sci, 75*(5), e13550. https://doi.org/10.1111/ejss.13550

Brasil (2020). *Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações, Brasília. 620 p.

Chahal, I., Vyn, R. J., Mayers, D., & Van Eerd, L. L. (2020). Cumulative impact of cover crops on soil carbon sequestration and profitability in a temperate humid climate. *Sci. Rep, 10*(1), 13381. https://doi.org/10.1038/s41598-020-70224-6

Chang, T., Feng, G., Paul, V., Adeli, A., & Brooks, J. P. (2022). Soil health assessment methods: Progress, applications and comparison. *Adv. Agron, 172*, 1st ed. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.10.002

Chen, L., Yang, X., Huang, F., Zhu, X., Wang, Z., Sun, S., Dong, F., Qiu, T., Zeng, Y., & Fang, L. (2024). Unveiling biochar potential to promote safe crop production in toxic metal(loid) contaminated soil: A meta-analysis. *Environ. Pollut, 356*, 124309. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124309

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. *Ind. Crops Prod, 163*, 113315. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113315

Cherubin, M. R., Canisares, L. P., Souza, L. F. N., Pinheiro Júnior, C. R., De Moraes, M. T., Bertol, F., Bortolo, L., Menillo, R. B., & Cerri, C. E. P. (2025a). Long-term effects of crop diversification on soil health, crop yield and resilience of tropical agroecosystems. J. Environ. Manag. (under review).

Cherubin, M. R., Pinheiro Júnior, C. R., Souza, L. F. N., Canisares, L. P., Ferreira, T. O., Cerri, C. E. P., Minasny, B., & Smith, P. (2025b). Global blind spots and priorities in soil health research. *Commun. Earth Environ*, (under review)

Cherubin, M. R., Pinheiro Júnior, C. R., Souza, L. N., Canisares, L. P., & Cerri, C. E. P. (2025c). Exploring soil health research in Brazil: A critical analysis of national challenges, opportunities, and priorities. *Land Use Policy, 157*, 107677. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2025.107677

Dada, M. O., Aduke, F., & Ibechone, P. D. (2025). Economic hardships and rising youth crime: Perspectives from Igbesa community, Ogun State, Nigeria. *J. Afr. Innov. Adv. Stud, 7*(2),. https://doi.org/10.70382/ajaias.v7i2.007

Davis, A. G., Huggins, D. R., & Reganold, J. P. (2023). Linking soil health and ecological resilience to achieve agricultural sustainability. *Front. Ecol. Environ, 21*(3), 131–139. https://doi.org/10.1002/fee.2594

Deng, X., Huang, Y., Yuan, W., Zhang, W., Ciais, P., Dong, W., Smith, P., & Qin, Z. (2023). Building soil to reduce climate change impacts on global crop yield. *Sci. Total Environ, 903*, 166711. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166711

Devi, J., Mishra, G. P., Sagar, V., Kaswan, V., Dubey, R. K., Singh, P. M., Sharma, S. K., & Behera, T. K. (2022). Gene-based resistance to Erysiphe species causing powdery mildew disease in peas (*Pisum sativum* L.). *Genes, 13*(2), 316. https://doi.org/10.3390/genes13020316

Droste, N., May, W., Clough, Y., Börjesson, G., Brady, M. V., & Hedlund, K. (2020). Soil carbon insures arable crop production against increasing adverse weather due to climate change. *Environ. Res. Lett*. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abc5e3

Dunn, A. (2025). The poverty-crime nexus revisited: Absolute poverty, relative poverty, and crime rates in 105 countries. *Int. J. Comp. Appl. Crim. Justice, 49*(2), 107–123. https://doi.org/10.1080/01924036.2023.2292044

Feron, S., Cordero, R. R., Damiani, A., MacDonell, S., Pizarro, J., Goubanova, K., Valenzuela, R., Wang, C., Rester, L., & Beaulieu, A. (2024). South America is becoming warmer, drier, and more flammable. *Commun. Earth Environ, 5*(1),. https://doi.org/10.1038/s43247-024-01654-7

Fowler, A., Basso, B., Maureira, F., Millar, N., Ulbrich, R., & Brinton, W. F. (2024). Spatial patterns of historical crop yields reveal soil health attributes in US Midwest fields. *Sci. Rep, 14*(1), 465. https://doi.org/10.1038/s41598-024-51155-y

Fuentes-Llanillo, R., Telles, T. S., Soares Junior, D., de Melo, T. R., Friedrich, T., & Kassam, A. (2021). Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. *Soil Tillage Res, 208*, 104877. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877

Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Vicente, L. C., Alvarenga, L. C. B. R., Müller, M. W., Partelli, F. L., Gonçalves, J. L. M., Freitas, L. S., Alvaristo, D. M., Cruz, I. B., Souza, I. N. G., & Faitanin, M. A. (2022). Perspectives on carbon footprint of agricultural land-use in Brazil. *Carbon Footprints, 1*(1),. https://doi.org/10.20517/cf.2022.01

Gaudin, A. C., Tolhurst, T. N., Ker, A. P., Janovicek, K., Tortora, C., Martin, R. C., & Deen, W. (2015). Increasing crop diversity mitigates weather variations and improves yield stability. *PLoS One, 10*(2), e0113261. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113261

Glaze-Corcoran, S., Hashemi, M., Sadeghpour, A., Jahanzad, E., Keshavarz Afshar, R., Liu, X., & Herbert, S. J. (2020). Understanding intercropping to improve agricultural resiliency and environmental sustainability. *In: Sparks DL (Ed.)*, Adv. Agron., 162, 199–256. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.02.004

Haney, R. L., Haney, E. B., Smith, D. R., Harmel, R. D., & White, M. J. (2018). The soil health tool: Theory and initial broad-scale application. *Appl. Soil Ecol, 125*, 162–168. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.035

Haruna, S. I., Anderson, S. H., Udawatta, R. P., Gantzer, C. J., Phillips, N. C., Cui, S., & Gao, Y. (2020). Improving soil physical properties through the use of cover crops: A review. *Agrosyst. Geosci. Environ, 3*, e20105. https://doi.org/10.1002/agg2.20105

Huang, Z., Xu, Z., Blumfield, T. J., & Bubb, K. (2008). Effects of mulching on growth, foliar photosynthetic nitrogen and water use efficiency of hardwood plantations in subtropical Australia. *For. Ecol. Manage, 255*(8–9), 3447–3454. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.038

Iqbal, A., Shafi, M. I., Rafique, M., Waqar, U. N., Jabeen, A., & Asif, S. (2023). Biofertilizers to improve soil health and crop yields. *In:* Fahad, S., Danish, S., Datta, R., Saud, S. & Lichtfouse, E. (Eds.). *Sustainable Agriculture Reviews 61*: Biochar to Improve Crop Production and Decrease Plant Stress under a Changing Climate (p. 247–272). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-26983-7_11

Jat, M. L., Gathala, M. K., Choudhary, M., Sharma, S., Jat, H. S., Gupta, N., & Yadvinder, S. (2023). Conservation agriculture for regenerating soil health and climate change mitigation in smallholder systems of South Asia. *In: Adv. Agron, 183*, –277. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2023.05.003

Kabato, W., Getnet, G. T., Sinore, T., Nemeth, A., & Molnár, Z. (2025). Towards climate-smart agriculture: Strategies for sustainable agricultural production, food security, and greenhouse gas reduction. *Agronomy, 15*(3), 565. https://doi.org/10.3390/agronomy15030565

Kane, D. A., Bradford, M. A., Fuller, E., Oldfield, E. E., & Wood, S. A. (2021). Soil organic matter protects US maize yields and lowers crop insurance payouts under drought. *Environ. Res. Lett, 16*(4), 045001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe492

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 Tillage Res, 195*, 104365. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104365

Kaye, J. P., & Quemada, M. (2017). Using cover crops to mitigate and adapt to climate change: A review. *Agron. Sustain. Dev, 37*(1), 4. https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x

Kennedy, A. R., Kennedy, L. W., Giménez-Santana, A., & Caplan, J. M. (2024). Mapping food access and related risk factors in forecasting social disorder and crime. *Appl. Spat. Anal. Policy, 18*(1), 4. https://doi.org/10.1007/s12061-024-09608-4

Kichamu-Wachira, E., Xu, Z., Reardon-Smith, K., Biggs, D., Wachira, G., & Omidvar, N. (2021). Effects of climate-smart agricultural practices on crop yields, soil carbon, and nitrogen pools in Africa: A meta-analysis. *J. Soils Sediments, 21*(4), 1587–1597. https://doi.org/10.1007/s11368-021-02885-3

Knoblauch, C., Priyadarshani, S. H. R., Haefele, S. M., Schröder, N., & Pfeiffer E-M (2021). Impact of biochar on nutrient supply, crop yield and microbial respiration on sandy soils of northern Germany. *Eur. J. Soil Sci, 72*(4), 1885–1901. https://doi.org/10.1111/ejss.13088

Knoke, T., Calvas, B., Moreno, S. O., Onyekwelu, J. C., & Griess, V. C. (2013). Food production and climate protection: What abandoned lands can do to preserve natural forests. *Glob. Environ. Change, 23*(5), 1064–1072. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.07.004

Kopittke, P. M., Berhe, A. A., Carrillo, Y., Cavagnaro, T. R., Chen, D., Chen, Q-L., Román Dobarco, M., Dijkstra, F. A., Field, D. J., Grundy, M. J., He J-Z, Hoyle, F. C., Kögel-Knabner, I., Lam, S. K., Marschner, P., Martinez, C., McBratney, A. B., McDonald-Madden, E., & Menzies, N. W. (2022). Ensuring planetary survival: The centrality of organic carbon in balancing the multifunctional nature of soils. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol, 52*(23), 4308–4324. https://doi.org/10.1080/10643389.2021.2024484

Koul, B., Sharma, K., Sehgal, V., Yadav, D., Mishra, M., & Bharadwaj, C. (2022). Chickpea (Cicer arietinum L.) biology and biotechnology: From domestication to biofortification and biopharming. *Plants, 11*(21), 2926. https://doi.org/10.3390/plants11212926

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nat. Rev. Earth Environ, 1*(10), 544–553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Li, C., Camac, J., Robinson, A., & Kompas, T. (2025). Predicting changes in agricultural yields under climate change scenarios and their implications for global food security. *Sci. Rep, 15*(1), 87047. https://doi.org/10.1038/s41598-025-87047-y

Lucas, S. T., & Weil, R. R. (2012). Can a labile carbon test be used to predict crop responses to improve soil organic matter management? Agron. *J, 104*(4), 1160–1170. https://doi.org/10.2134/agronj2011.0415

Mehra, P., Baker, J., Sojka, R. E., Bolan, N., Desbiolles, J., Kirkham, M. B., Ross, C., & Gupta, R. (2018). A review of tillage practices and their potential to impact the soil carbon dynamics. *Adv. Agron, 150*, 185–230. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.03.002

Miner, G. L., Delgado, J. A., Ippolito, J. A., & Stewart, C. E. (2020). Soil health management practices and crop productivity. *Agric. Environ. Lett, 5*(1), e20023. https://doi.org/10.1002/ael2.20023

Moraes Sá, J. C., Lal, R., Lorenz, K., Bajgai, Y., Gavilan, C., Kapoor, M., Ferreira, A. D. O., Briedis, C., Inagaki, T. M., Canalli, L. B., Gonçalves, D. R. P., & Bortoluzzi, J. (2025). No-till systems restore soil organic carbon stock in Brazilian biomes and contribute to the climate solution. *Sci. Total Environ, 977*, 179370. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179370

Nouri, A., Yoder, D. C., Raji, M., Ceylan, S., Jagadamma, S., & Lee, J. (2021). Conservation agriculture increases the soil resilience and cotton yield stability in climate extremes of the southeast US. *Commun. Earth Environ, 2*(1), 223. https://doi.org/10.1038/s43247-021-00223-6

Odunze, A. C., Musa, Y. D., & Abdulkadir, A. (2017). Soil quality, carbon sequestration and yield of maize (Zea mays L.) under maize/legume cropping system in alfisols of a savanna zone, Nigeria. *Am. J. Clim. Change, 6*(4), 655–668. https://doi.org/10.4236/ajcc.2017.64032

Oliveira, D. M. S., Santos, R. S., Chizzotti, F. H. M., Bretas, I. L., Franco, A. L. C., Lima, R. P., Freitas, D. A. F., Cherubin, M. R., & Cerri, C. E. P. (2024). Crop, livestock, and forestry integration to reconcile soil health, food production, and climate change mitigation in the Brazilian Cerrado: A review. *Geoderma Reg, 37*, e00796. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00796

Ortiz-Bobea, A., Ault, T. R., Carrillo, C. M., Chambers, R. G., & Lobell, D. B. (2021). Anthropogenic climate change has slowed global agricultural productivity growth. *Nat. Clim. Change, 11*(4), 306–312. https://doi.org/10.1038/s41558-021-01000-1

Poppiel, R. R., Cherubin, M. R., Novais, J. J., & Demattê, J. A. (2025). Soil health in Latin America and the Caribbean. *Commun. Earth Environ, 6*(1), 141. https://doi.org/10.1038/s43247-025-01234-5

Qiao, L., Wang, X., Smith, P., Fan, J., Lu, Y., Emmett, B., Li, R., Dorling, S., Chen, H., Liu, S., Benton, T. G., Wang, Y., Ma, Y., Jiang, R., Zhang, F., Piao, S., Müller, C., Yang, H., & Hao, Y. (2022). Soil quality both increases crop production and improves resilience to climate change. *Nat. Clim. Change, 12*(6), 574–580. https://doi.org/10.1038/s41558-022-01376-8

Ray, D. K., Sloat, L. L., Garcia, A. S., Davis, K. F., Ali, T., & Xie, W. (2022). Crop harvests for direct food use insufficient to meet the UN's food security goal. *Nat. Food, 3*(5), 367–374. https://doi.org/10.1038/s43016-022-00504-z

Rocha, F., Rocha, W. J. S. F., Vasconcelos, R. N., Costa, D. P., Duverger, S. G., Lobão, J. S. B., Souza, D. T. M., Herrmann, S. M., Santos, N. A., Rocha, R. O. F., Ferreira-Ferreira, J., Oliveira, M., Da, L., Barbosa, S., Cordeiro, C. L., & Aguiar, W. M. (2024). Towards uncovering three decades of LULC in the Brazilian drylands: Caatinga biome dynamics (1985–2019). *Land, 13*(1), 141. https://doi.org/10.3390/land13010141

Romero, F., Labouyrie, M., Orgiazzi, A., Ballabio, C., Panagos, P., Jones, A., Tedersoo, L., Bahram, M., Guerra, C. A., Eisenhauer, N., Tao, D., Delgado-Baquerizo, M., García-Palacios, P., & van der Heijden, M. G. A. (2024). Soil health is associated with higher primary productivity across Europe. *Nat. Ecol. Evol, 8*(10), 1847–1855. https://doi.org/10.1038/s41559-024-02511-8

Roper, W. R., Osmond, D. L., Heitman, J. L., Wagger, M. G., & Reberg-Horton, S. C. (2017). Soil health indicators do not differentiate among agronomic management systems in North Carolina soils. *Soil Sci. Soc. Am. J, 81*(4), 828–843. https://doi.org/10.2136/sssaj2016.12.0400

Sharma, P., Sharma, P., & Thakur, N. (2024). Sustainable farming practices and soil health: A pathway to achieving SDGs and future prospects. *Discov. Sustain, 5*(1), 250. https://doi.org/10.1007/s43621-024-00447-4

Silva, L. J., Oliveira, D. M. S., Santos, R. S., Oliveira, P. A., Freitas, D. A. F., Cherubin, M. R., & Cerri, C. E. P. (2024). Soil carbon dynamics in integrated agricultural systems in Minas Gerais state, Brazil: A meta-analysis. *Geoderma Reg, 36*, e00761. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00761

Singh, A., Sharma, R., Singh, S., Singh, R. K., Alexiou, A., & Sousa, J. R. (2025). Addressing abiotic stresses and advancing SDGs by biochar for sustainable agriculture and environmental restoration. *Egypt. J. Soil Sci, 65*(1), 463–489. https://doi.org/10.21608/ejss.2025.340493.1927

Sithole, N. J., Magwaza, L. S., & Mafongoya, P. L. (2016). Conservation agriculture and its impact on soil quality and maize yield: A South African perspective. *Soil Tillage Res, 162*, 55–67. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.014

Smith, P., Keesstra, S. D., Silver, W. L., Adhya, T. K., De Deyn, G. B., Carvalheiro, L. G., Giltrap, D. L., Renforth, P., Cheng, K., Sarkar, B., Saco, P. M., Scow, K., Smith, J., Morel, J. C., Thiele-Bruhn, S., Lal, R., & McElwee, P. (2021). Soil-derived Nature's Contributions to People and their contribution to the UN Sustainable Development Goals. *Philos. Trans. R. Soc. B, 376*(1834), 20200185. https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0185

Snapp, S., Chamberlin, J., Winowiecki, L., Amede, T., Aynekulu, E., Gameda, S., Herrick, J. E., Lal, R., Marenya, P., Nagarajan, L., Stewart, Z., & Vågen, T. (2025). Realizing soil health for food security in Africa. *Nat. Sustain, 8*(1), 3–5. https://doi.org/10.1038/s41893-024-01482-9

Souza, V. S., Canisares, L. P., Schiebelbein, B. E., de Castro Santos, D., Menillo, R. B., Pinheiro Junior, C. R., & Cherubin, M. R. (2025). Cover crops enhance soil health, crop yield and resilience of tropical agroecosystem. *Field Crops Res, 322*, 109755. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2025.109755

Souza, V. S., Santos, D. C., Ferreira, J. G., Souza, S. O., Gonçalo, T. P., Sousa, J. V. A., & Cruvinel, A. G. (2024). Cover crop diversity for sustainable agriculture: Insights from the Cerrado biome. *Soil Use Manag, 00*, 1–13. https://doi.org/10.1111/sum.13014

Souza, V. S., Vanolli, B. S., Schiebelbein, B. E., Bortolo, L. S., Carvalho, M. L., Mendes, I. C., & Cherubin, M. R. (2024). Cover crops and soil health in Brazilian agricultural systems. *In: Mendes IC*, Cherubin MR (Eds.), Soil health and sustainable agriculture in Brazil. Soil Health Series: Volume 3, Chapter 4. ASA, CSSA, and SSSA Books. https://doi.org/10.1002/9780891187448.ch4

Stine, M. A., & Weil, R. R. (2002). The relationship between soil quality and crop productivity across three tillage systems in south central Honduras. *Am. J. Altern. Agric, 17*(1), 2–8. https://doi.org/10.1079/AJAA20011

Sünnemann, M., Beugnon, R., Breitkreuz, C., Buscot, F., Cesarz, S., & Jones, A. (2023). Climate change and cropland management compromise soil integrity and multifunctionality. *Commun. Earth Environ, 4*(1), 47. https://doi.org/10.1038/s43247-023-01047-2

Swan, T., McBratney, A., & Field, D. (2024). Linkages between soil security and one health: Implications for the 2030 sustainable development goals. *Front. Public Health, 12*, 1447663. https://doi.org/10.3389/fpubh.2024.1447663

Tembo, A., Muyabe, O., Musenge, D. C., Mhango, J., & Nkomanga, G. C. (2025). Impact of sustainable agricultural practices on farm productivity, yield, and climate resilience among smallholder farmers in Zambia. *J. Agric. Aquac. Anim. Sci, 2*(1), 30–38. https://doi.org/10.69739/jaaas.v2i1.212

Thierfelder, C., & Wall, P. C. (2010). Investigating conservation agriculture (CA) systems in Zambia and Zimbabwe to mitigate future effects of climate change. *J. Crop Improv, 24*(2), 113–121. https://doi.org/10.1080/15427520903558484

van Dijk, M., Morley, T., Rau, M. L., & Saghai, Y. (2021). A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. *Nat. Food, 2*(7), 494–501. https://doi.org/10.1038/s43016-021-00322-9

van Es, H. M., & Karlen, D. L. (2019). Reanalysis validates soil health indicator sensitivity and correlation with long-term crop yields. *Soil Sci. Soc. Am. J, 83*(3), 721–732. https://doi.org/10.2136/sssaj2018.09.0338

Ward, P. R., Flower, K. C., Cordingley, N., & Weeks, C. (2012). Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate. *Field Crops Res, 132*, 33–39.

Wei, H., Zhang, F., Zhang, K., Qin, R., Zhang, W., Sun, G., & Huang, J. (2022). Effects of soil mulching on staple crop yield and greenhouse gas emissions in China: A meta-analysis. *Field Crops Res, 284*, 108566. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2022.108566

Xing, Y., Wang, X., & Mustafa, A. (2025). Exploring the link between soil health and crop productivity. *Ecotoxicol. Environ. Saf, 289*, 117703. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.117703

Xu, J., Ren, C., Zhang, X., Wang, C., Wang, S., & Ma, B. (2025). Soil health contributes to variations in crop production and nitrogen use efficiency. *Nat. Food, 6*(6), 597–609. https://doi.org/10.1038/s43016-025-01155-6

Yang, X., Xiong, J., Du, T., Ju, X., Gan, Y., & Li, S. (2024). Diversifying crop rotation increases food production, reduces net greenhouse gas emissions and improves soil health. *Nat. Commun, 15*(1), 198. https://doi.org/10.1038/s41467-023-44464-9

You, N., Till, J., Lobell, D. B., Zhu, P., West, P. C., Kong, H., Li, W., Sprenger, M., Villoria, N. B., Li, P., Yang, Y., & Jin, Z. (2025). Climate-driven global cropland changes and consequent feedbacks. *Nat. Geosci*. https://doi.org/10.1038/s41561-025-01724-1

Zheng, Q., Siman, K., Zeng, Y., Teo, H. C., Sarira, T. V., Sreekar, R., & Koh, L. P. (2022). Future land-use competition constrains natural climate solutions. *Sci. Total Environ, 838*, 156409. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156409

♦ Capítulo 2 ♦

Carbono do solo como indicador de saúde do solo e sua relação com a mitigação e adaptação às mudanças climáticas no Brasil

Stoécio Malta Ferreira Maia[1], Crislâny Canuto dos Santos[2], Aldair de Souza Medeiros[3], Maurício Roberto Cherubin[4]

Introdução

O solo é composto por uma fase porosa preenchida com ar e/ou água, e outra sólida, composta por frações mineral e orgânica. A fração orgânica, que abrange componentes mortos e vivos, representa cerca de 5% do solo, e configura-se como matéria orgânica do solo (MOS), a qual é formada majoritariamente por C, H, O, N, P e S, sendo o carbono o elemento mais abundante, representando em média 50% da MOS (Pribyl, 2010). Este é um dos motivos pelo qual o C é o elemento de referência, nos estudos envolvendo a MOS (Silva et al., 2023).

A MOS é extremamente complexa devido à variedade de seus componentes (e.g., tecidos vegetais, microrganismos, animais, matéria orgânica exógena) e seus diferentes estágios de decomposição. Assim, a MOS pode ser definida como sendo o resultado de todos os derivados de materiais vegetais e animais incorporados ao solo ou dispostos sobre sua superfície, na forma viva ou nos vários estágios de decomposição. Embora seja uma pequena parte do solo, a MOS é crucial para a qualidade do mesmo, influenciando a produtividade das plantas, propriedades físicas e químicas do solo, tamponando a acidez, e servindo como substrato para a biota (Silva et al., 2023).

[1] Instituto Federal de Alagoas, Campus Marechal Deodoro – (IFAL-CMD). Marechal Deodoro – AL, Brasil.
[2] Universidade Federal de Alagoas, Campus de Engenharias e Ciências Agrárias – (CECA/UFAL). Maceió – AL, Brasil.
[3] Universidade Federal do Piauí, Campus Professora Cinobelina Elvas – (CPCE/UFPI). Bom Jesus – PI, Brasil.
[4] Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.2

Portanto, manter ou aumentar o teor de matéria orgânica dos solos é vital tanto do ponto de vista agronômico quanto ambiental, e isto pode ser feito por meio do sequestro de carbono no solo (SCS). De acordo com Smith et al. (2019), o estoque de MOS é um indicador importante da qualidade do solo; assim, o sequestro de carbono do solo pode melhorar muitas funções fornecidas pelos solos. Estes autores citaram sete funções fornecidas pelos solos que, na maioria dos casos, é impactada positivamente pelo sequestro de carbono. São elas: i) a produção de biomassa, incluindo agricultura e silvicultura, pode ser aprimorada pelo SCS; ii) armazenar, filtrar e transformar nutrientes, substâncias e água se beneficiam do SCS ao melhorar a saúde do solo e reduzir a erosão; iii) o *pool* de biodiversidade, como habitats, espécies e genes, é melhorado pelo SCS por meio de habitats aprimorados para a biota do solo; iv) o ambiente físico e cultural para humanos e atividades humanas é afetado positivamente pelo SCS, pois um solo saudável é importante para definir uma paisagem que pode ser usada de forma sustentável para atividades antrópicas; v) os solos são fonte de matérias-primas para diversas indústrias, fornecendo insumos para a produção de produtos farmacêuticos, argila utilizada na fabricação de tijolos e cerâmica, silício extraído da areia usado em eletrônicos e outros minerais; vi) os materiais biológicos são promovidos pelo SCS por meio da melhoria da saúde do solo. Atuar como um reservatório de carbono é muito impactado pelo SCS, pois aumenta os estoques de carbono orgânico do solo; e vii) atuar como um arquivo de patrimônio geológico e arqueológico é protegido pelo SCS, pois ajuda a prevenir a erosão.

Sendo mais específico, o carbono ou a matéria orgânica do solo impactam diferentes processos, os quais resultam em diferentes serviços ecossistêmicos, o que foi denominado por Hoffland et al. (2020) como “eco-funcionalidades” do carbono do solo (Figura 2.1). Estes processos contemplam a retenção de água, aeração, agregação, promoção da saúde das plantas, mineralização do N, P e S, sequestro de carbono, e retenção de elementos. Tais processos interagem entre si, sendo determinantes para a saúde do solo, estrutura do solo, e ciclagem de nutrientes, resultando em cinco principais serviços ecossistêmicos, que são a proteção a erosão, biodiversidade do solo, produção primária, regulação do clima, e qualidade da água.

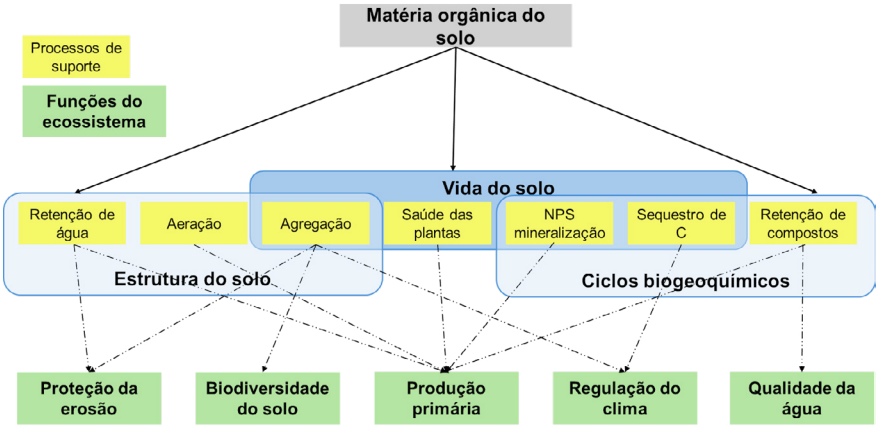


Figura 2.1. Funções ecossistêmicas da matéria orgânica do solo e os processos que as sustentam. Fonte: Adaptado de Hoffland et al. (2020).

Indicadores de saúde do solo

Inicialmente é importante discutir, mesmo que de forma sucinta, os significados dos termos “saúde do solo” e “qualidade do solo”, visto que os mesmos têm sido alvo de diferentes definições e interpretações. O termo “qualidade do solo” é mais antigo (Mausel,1971), e foi usado inicialmente no contexto da avaliação da qualidade da terra e seu potencial baseado em seus atributos, algo mais relacionado a avaliação da aptidão de uso das terras. Em seguida, o termo foi bastante utilizado sob a perspectiva agrícola, ou seja, a “aptidão agrícola” do solo para suportar o crescimento das culturas sem degradar ou prejudicar o meio ambiente (Acton e Gregorich, 1995). Mas, já existia diferentes entendimentos, os quais transcendiam apenas o foco na produtividade dos solos, e incluíam as interações entre humanos e solos, contemplando a sustentabilidade do ecossistema como a base para os benefícios que os humanos usufruem dos solos, assim como, os valores intrínsecos do solo como um recurso natural único e insubstituível (Parr et al., 1992; Carter et al., 1997).

Já o termo saúde do solo se origina da observação de que a qualidade do solo influencia a saúde de animais e humanos por meio da qualidade das colheitas (Warkentin, 1995), afetando, por exemplo, a saúde das plantas e atuando na supressão de pragas e doenças (Almario et al., 2014). Em contraste com a qualidade do solo, a saúde do solo “capturaria os atributos ecológicos do solo que têm implicações além de sua qualidade ou capacidade de produzir uma colheita específica. Esses atributos são principalmente aqueles associados à biota do solo; sua biodiversidade, sua estrutura de teia alimentar, sua atividade e a gama de funções que desempenha” (Pankhurst et al., 1997). Há,

portanto, o entendimento que, embora os conceitos de qualidade do solo e saúde do solo se sobreponham, em grande parte, e que em muitos casos os dois termos sejam usados como sinônimos, a qualidade do solo está mais relacionada a capacidade do solo de atender determinadas necessidades humanas, como o crescimento de uma cultura específica, enquanto a saúde do solo está mais relacionada a capacidade contínua do solo de sustentar o crescimento das plantas e manter suas funções.

Tem havido, no entanto, um progressivo entendimento que estes dois termos se equivalem, visto que ambos têm sido tratados atualmente de forma mais ampla, contemplando não somente um leque de atributos do solo (físicos, químicos e biológicos), mas sobretudo, o funcionamento destes atributos e os serviços ecossistêmicos que deles dependem e podem ser ofertados para o ser humano (Karlen et al., 2003; Moebius-Clune et al., 2016; Bunemann et al., 2018; Simon et al., 2022). Assim, Buneman et al. (2018) concluíram que a distinção entre qualidade do solo e saúde do solo se desenvolveu de uma questão de princípio para uma questão de preferência.

Superada a discussão conceitual sobre saúde ou qualidade do solo, é possível focar em aspectos mais relevantes, como, por exemplo, a identificação e definição dos atributos do solo que são mais adequados como indicadores da saúde do solo. Neste sentido, o carbono do solo e os diferentes compartimentos da MOS têm papel central, visto que, conforme descrito acima (Figura 2.1), o C e a MOS influenciam diretamente diferentes processos (retenção de água, agregação, aeração etc.) do solo, que por sua vez, influenciam a oferta de diferentes serviços ecossistêmicos. Assim, apesar da compreensão que a qualidade do solo deve ser avaliada levando em consideração atributos físicos, químicos e biológicos do solo, é consenso que alterações no C ou MOS são fortes indicativos que mudanças na qualidade do solo (positivas ou negativas) estão ocorrendo. Por isso, são os atributos mais utilizados com o intuito de avaliar a qualidade do solo, o que foi atestado em dois trabalhos que realizaram amplas revisões de literatura sobre o tema, sendo um estudo global (Bunemann et al., 2018), e outro voltado para o Brasil (Simon et al., 2022).

O trabalho de Bunemann et al. (2018), incluiu somente estudos que tinham minimamente uma natureza conceitual sobre qualidade/saúde do solo, ou seja, estudos que se limitaram a fazer comparações de conjunto de indicadores em diferentes sistemas de manejo foram excluídos da análise. Os resultados mostraram que o C e a matéria orgânica do solo são aqueles propostos em maior frequência – aparecem em ~ 90% dos estudos – como indicadores de qualidade do solo (Figura 2.2). Além disso, compartimentos da MOS, como a biomassa microbiana e o C lábil, também são usados com significativa frequência (Figura 2.2).

No trabalho de Simon et al. (2022), a MOS aparece como indicador da qualidade do solo em 93% dos estudos no Brasil (Figura 2.3). No entanto, vale destacar os resultados encontrados para a biomassa microbiana (~ 48% de frequência) e indicadores como a atividade enzimática, nitrogênio do solo e macrofauna, variáveis que têm estreita relação com os teores de carbono e dinâmica da MOS.

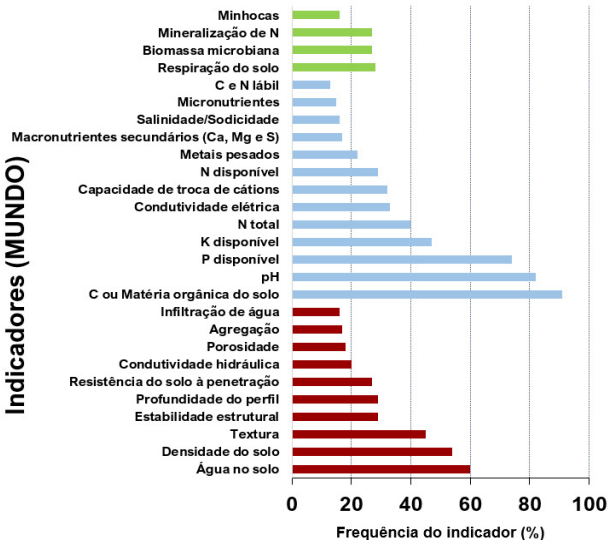


Figura 2.2. Frequência de diferentes indicadores (min. 10%) em todas as abordagens de avaliação da qualidade do solo em uma revisão sistemática de literatura global.
Fonte: Adaptado de Bunemann et al. (2018).

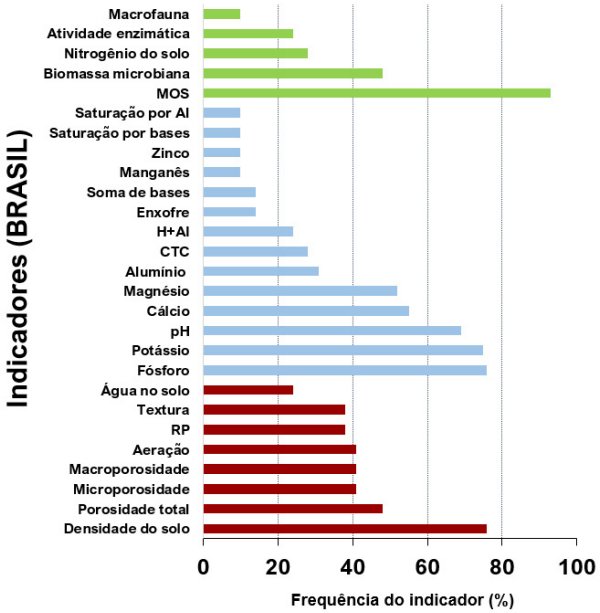


Figura 2.3. Frequência de diferentes indicadores (min. 10%) em todas as abordagens de avaliação da qualidade do solo em uma revisão sistemática de literatura para o Brasil.
Fonte: Adaptado de Simon et al. (2022).

Além de confirmar o C e a MOS como os atributos mais utilizados como indicadores da qualidade do solo, os trabalhos de Bunemann et al. (2018) e Simon et al. (2022) também evidenciaram que basicamente todos os demais atributos ou variáveis estudadas são, em certa medida, influenciados pela MOS, com destaque para a densidade do solo, pH, e para os teores de P e K, os quais surgiram com elevadas frequências tanto no Brasil como globalmente.

Portanto, adotar sistemas agrícolas que propiciem a manutenção ou aumento da MOS é essencial para melhorar os atributos do solo, consequentemente, a qualidade do solo, mas é também o caminho para promover o sequestro de carbono do solo, ou seja, mitigar as emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE). Finalmente, solos saudáveis são sinônimo de sistemas agrícolas mais equilibrados, mais resilientes, e portanto, mais adaptados aos impactos das mudanças do clima.

Sensibilidade do carbono orgânico do solo (COS) às mudanças de uso e manejo

Ficou claro nos tópicos anteriores o uso do C do solo como o principal indicador da saúde do solo. Entretanto, a sensibilidade do COS às mudanças de uso da terra e de sistemas de manejo pode variar em função de aspectos como clima, tipo de solo, o próprio sistema de manejo, e as culturas adotadas. Em outras palavras, todos estes componentes impactam o ciclo do carbono no sistema solo-planta-atmosfera, e determinarão a dinâmica do C do solo e suas respostas ao uso antrópico.

O ciclo do carbono no sistema solo-planta-atmosfera é um processo dinâmico essencial para a vida na Terra. As plantas desempenham papel fundamental na produção primária ao fixar o carbono da atmosfera por meio da fotossíntese. Durante este processo, elas absorvem dióxido de carbono (CO_2) e, com a energia solar, convertem-no em matéria orgânica, liberando oxigênio (O_2) como subproduto. O carbono fixado é então incorporado ao tecido vegetal, contribuindo para o crescimento das plantas. Parte desse carbono é transferido para o solo através da decomposição da matéria orgânica e da respiração das raízes. Micro-organismos do solo decompõem a matéria orgânica, liberando CO_2 de volta à atmosfera, completando assim o ciclo (Figura 2.4).

As plantas, ao serem a base das cadeias alimentares, não só capturam e armazenam carbono, mas também sustentam a vida de diversos organismos. Portanto, elas são vitais para manter o equilíbrio do ciclo do carbono e mitigar as mudanças climáticas ao reduzir a quantidade de CO_2 na atmosfera (Lavalle et al., 2020). Práticas de

manejo agrícola, como a rotação de culturas, o uso de culturas de cobertura, adubação verde, aplicação de compostagem, entre outras, podem aumentar a eficiência deste ciclo ao melhorar a saúde do solo e a produtividade das plantas (Paustian et al., 2016).

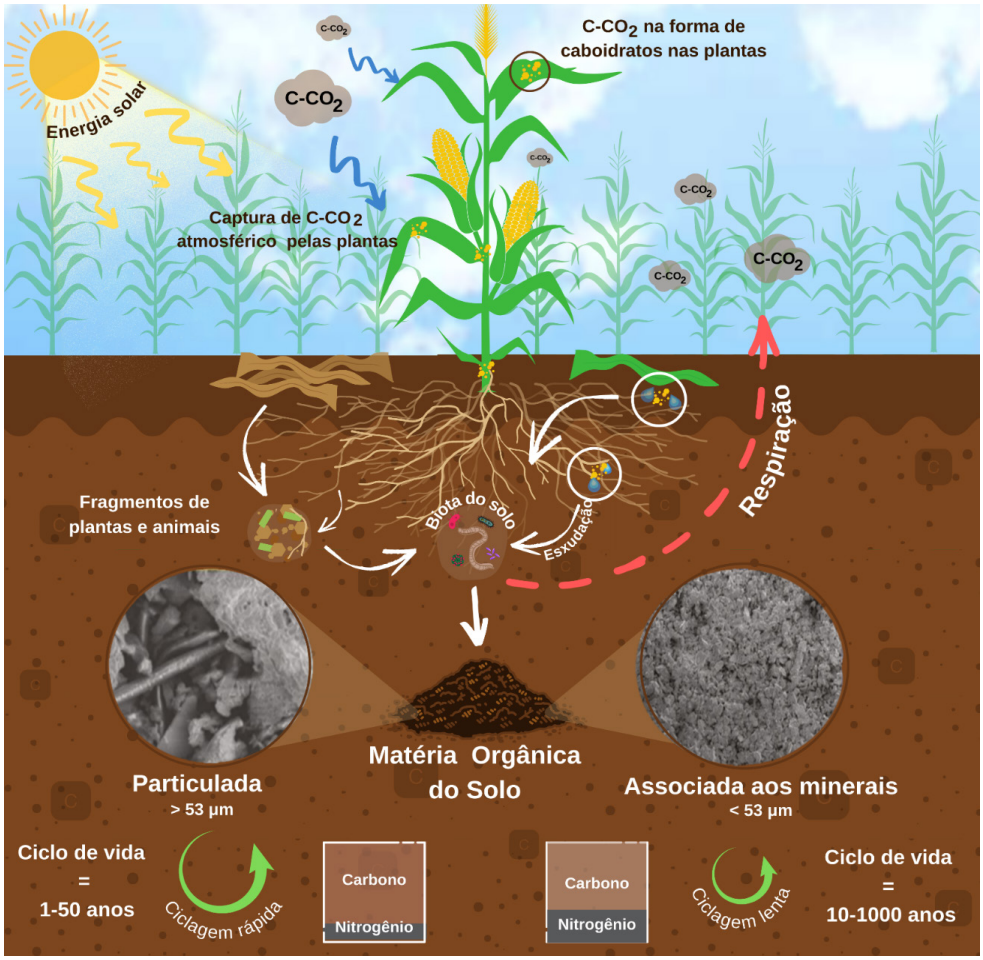


Figura 2.4. Ciclo do carbono no sistema solo-planta-atmosfera.
Fonte: Adaptado de Lavalle et al. (2020).

As práticas de uso e manejo do solo desempenham papel crucial na dinâmica dos estoques de COS e, consequentemente, na saúde do solo e no equilíbrio climático global. No Brasil, a produção agrícola e pecuária extensiva frequentemente leva à degradação do solo e à redução dos estoques de COS, enquanto práticas conservacionistas mostram-se eficazes na mitigação desse problema. O impacto dessas práticas varia conforme o sistema adotado, influenciando os estoques de COS de maneira significativa. A seguir são apresentadas as análises da magnitude das mudanças do COS para diferentes tipos de uso do solo (pastagens, plantio direto, e sistema convencional), e destes sistemas desagregados por biomas no Brasil. Os resultados foram avaliados por meio de variável resposta, a qual representa uma razão entre o estoque de COS do tipo de uso ou manejo

atual pelo estoque do uso ou manejo prévio. Uma variável resposta menor que 1 indica perda de COS, enquanto um valor maior que 1 significa ganho de C do solo.

Nas áreas de pastagem a sensibilidade do C do solo variou de uma redução de 11% nos pastos degradados ao aumento de 12% para as pastagens classificadas como “nominais”. Pastagens nominais representam pastagens não degradadas e manejadas de forma sustentável, mas sem melhorias significativas no manejo (IPCC, 2006). As pastagens melhoradas e recuperadas apresentaram aumento médio de 3%, no entanto, cabe ressaltar que as pastagens recuperadas são comparadas às degradadas, enquanto as demais são comparadas com a vegetação nativa. Já nos sistemas agrícolas, os resultados variaram dependendo do uso prévio e do sistema de manejo. Por exemplo, a conversão a partir de áreas de vegetação nativa mostrou uma redução média de 12% quando realizada para sistemas convencionais de cultivo, enquanto nos sistemas de plantio direto houve uma perda de somente 1%. A adoção de plantio direto a partir de cultivo convencional e pastagem mostrou ganhos de 6 e 5%, respectivamente. Resultado muito semelhante foi observado na conversão de plantio direto para sistema de integração lavoura-pecuária, com uma mudança média de COS de 4% (Figura 2.5).

No Brasil, a produção bovina extensiva ocorre majoritariamente em áreas desmatadas, inicialmente favorecidas pela fertilidade natural do solo das áreas de vegetação nativa (Cherubin et al., 2023). No entanto, a falta do controle de plantas daninhas, correção da acidez e adubação, levam ao empobrecimento do solo e à redução da produtividade (Dias-Filho, 2017; Campos et al., 2022). A degradação das pastagens além de comprometer a saúde do solo, também reduz os estoques de COS, contribuindo para as mudanças climáticas (Medeiros et al., 2021; Oliveira et al., 2022).

Similarmente, a substituição da vegetação nativa por sistemas de plantio convencional reduz a saúde do solo, o que se reflete na perda de COS. O revolvimento intenso do solo, monoculturas e o uso excessivo de fertilizantes e agroquímicos nesses sistemas aceleram a degradação química, física e biológica do solo, comprometendo sua capacidade de armazenar água e nutrientes, sequestrar carbono e manter a produtividade agrícola (Xavier et al., 2006; Simon et al., 2022). Essas perdas de COS podem impactar a concentração de GEE na atmosfera, contribuindo para as mudanças climáticas (Heimann; Reichstein, 2008). Em contrapartida, sistemas conservacionistas, que envolvem um manejo menos intensivo do solo, favorecem o acúmulo de matéria orgânica e aumentam os estoques de COS (Medeiros et al., 2025). Esse processo contribui diretamente para a melhoria da saúde do solo e para a mitigação das mudanças climáticas.

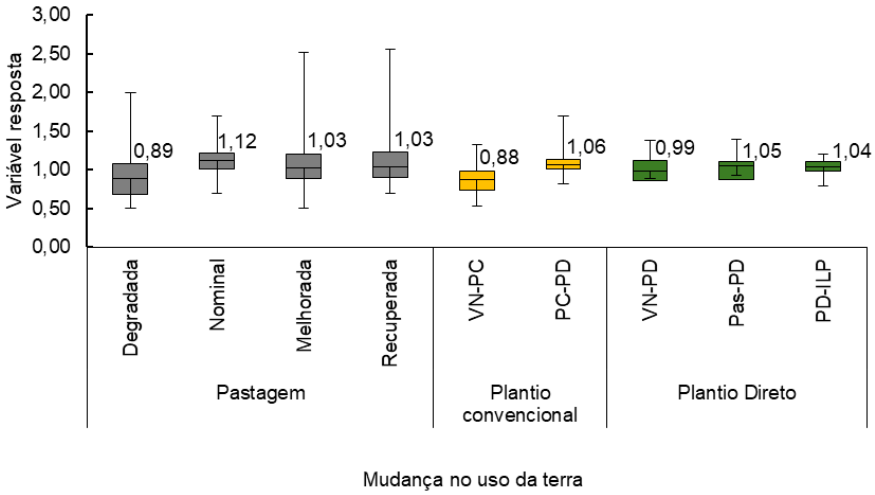


Figura 2.5. Variável resposta para as diferentes mudanças de uso ou manejo do solo no Brasil. Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2022), Maia et al. (2022), e Medeiros et al. (2025).

A seguir, serão apresentados os percentuais de variação nos estoques de COS em áreas de pastagem, plantio convencional e plantio direto desagregados por biomas. A análise, baseada em estudos da literatura, abrange os biomas Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pampa. Os resultados mostram que pastagens degradadas apresentam as maiores perdas de COS, atingindo 25% na Caatinga e 34% na Mata Atlântica. Em contrapartida, pastagens nominais registram ganhos de 11% na Amazônia e 12% no Cerrado, enquanto pastagens melhoradas e recuperadas apresentam incrementos entre 2% e 7% (Figura 2.6).

No plantio convencional, a substituição da vegetação nativa resulta em perdas de carbono orgânico do solo (COS), com reduções de 11% no Cerrado, 12% na Caatinga e 29% na Mata Atlântica. Entretanto, a conversão do plantio convencional para o plantio direto aumenta os estoques de COS, com ganhos médios de 5% no Cerrado e Pampa e 8% na Mata Atlântica (Figura 2.6).

Os sistemas de plantio direto apresentaram variações substanciais nos estoques de COS. A conversão da vegetação nativa para plantio convencional resultou em redução de 4% no Cerrado e um leve aumento de 1% na Amazônia. Quando áreas de pastagem foram transformadas em plantio direto, os estoques de COS aumentaram 1% no Cerrado e 5% na Amazônia. Já a transição do plantio direto para o sistema de integração-lavoura-pecuária mostrou resultados contrastantes, com redução de 3% no Cerrado e aumento de 7% na Amazônia (Figura 2.6).

Esses resultados demonstram que a mudança do uso ou manejo da terra para fins agropecuários, independentemente do sistema de manejo utilizado e o bioma brasileiro, promove alterações nos estoques de COS. É importante salientar que a magnitude das alterações nos estoques de COS estão intrinsicamente relacionadas às condições edafoclimáticas da região, tipo do solo, nível tecnológico implementado no sistema e tempo de manejo adotado (Oliveira et al., 2022; Cherubin et al., 2023; Medeiros et al., 2025).

Portanto, após o entendimento de que a sensibilidade do COS é um importante indicador da qualidade do solo, devido aos fluxos de carbono no solo serem dinâmicos e influenciados por fatores diretos, como mudanças no uso da terra, e indiretos, como variações climáticas e aumento do CO_2 atmosférico, é necessário compreender e monitorar os impactos positivos e negativos dos diferentes sistemas de manejo nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo visando promover práticas de manejo sustentáveis que possam contribuir para mitigar os impactos das mudanças climáticas (Xavier et al., 2006).

Carbono do solo e seu potencial de mitigação e adaptação às mudanças do clima

Os potenciais para promover a mitigação e adaptação às mudanças climáticas de um país, dependem, entre outros aspectos, dos sistemas produtivos adotados. Neste sentido, o Brasil é uma referência positiva, visto que a maior parte de sua área antropizada já é explorada com sistemas conservacionistas de uso do solo, com destaque para o sistema de plantio direto (SPD), as pastagens bem manejadas ou recuperadas, e mais recentemente, os sistemas integrados de produção lavoura-pecuária (ILP), pecuária-floresta (IPF) e lavoura-pecuária-floresta (ILPF).

De acordo com Kassam et al. (2022), globalmente, a adoção do SPD atingiu na safra 2018/2019 o total de 205,4 milhões de hectares, o que representou aumento de 93% em 10 anos. No Brasil, o incremento foi de 68,6% fazendo do país o segundo com maior área de cultivo sob SPD, sendo 43,0 milhões de hectares, ficando atrás somente dos Estados Unidos que têm aproximadamente, 44,0 milhões de hectares. Considerando as metas do Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária 2020-2030 (Plano ABC+), em 2030 o Brasil deverá alcançar um total de 46 milhões de hectares sob SPD, ou seja, o país já atingiu cerca de 93,5% da meta do Plano ABC+. Em relação às pastagens, a plataforma de monitoramento do

Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (Lapig) da Universidade Federal de Goiás, demonstra que o Brasil tem atualmente, 179,4 milhões de hectares de pastagem, sendo que desse total, 115,4 milhões apresentam algum nível de degradação. Este cenário, apesar de negativo, representa também uma excelente oportunidade para promover a mitigação por meio da recuperação das pastagens degradadas. Uma análise simples dos dados do Atlas da Pastagem do Lapig indica que entre 2013 e 2023, 4,2 milhões de hectares deixaram de ser classificadas como "degradadas", sugerindo que foram recuperadas. Excluindo o Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas (PNCPD), o qual prevê a conversão de até 40 milhões de hectares de pasto degradado para sistemas de produção agropecuários e florestais sustentáveis, o Brasil ainda terá 75,4 milhões de hectares de pasto a serem recuperados. Neste contexto, o Plano ABC+ estabeleceu como meta a recuperação de 30 milhões de hectares até 2030.

Historicamente, os exemplos mais representativos de mudanças no uso da terra no Brasil são as conversões de vegetação nativa para pastagens e lavouras, que na maioria das vezes resultaram em emissões significativas de GEE para a atmosfera, principalmente devido ao desmatamento e à queima de biomassa. Entretanto, nas últimas décadas, várias estratégias de intensificação do uso da terra têm sido experimentadas no território brasileiro, incluindo a adoção dos sistemas integrados de produção, tais como sistemas agroflorestais (SAF); ILP, IPF, e ILPF. É importante pontuar que os dados para os sistemas integrados são mais escassos e imprecisos. De toda forma, de acordo com relatório apresentado pela Rede ILPF, atualmente 17,4 milhões de hectares têm algum tipo de integração no Brasil. O Plano ABC+ tem como meta a adoção de 10 milhões de hectares, especificamente de ILPF até 2030.

Potencial de sequestro de carbono em sistemas agrícolas

Mudanças no uso da terra podem emitir grandes quantidades de CO_2. No Brasil, os setores de uso da terra e agropecuária são responsáveis por cerca de 56% de todas as emissões de GEE do país (Brasil, 2020). No entanto, considerando que o sequestro de carbono (C) no solo representa um dos principais serviços ecossistêmicos fornecidos pelos sistemas agrícolas, a adoção de práticas sustentáveis de manejo representa uma alternativa para reverter essa perda de C em ganhos (Petersson et al., 2025). Entre as opções de mitigação, destacam-se as práticas e medidas de manejo como reflorestamento, recuperação de pastagens degradadas e expansão da área sob sistemas integrados e plantio direto.

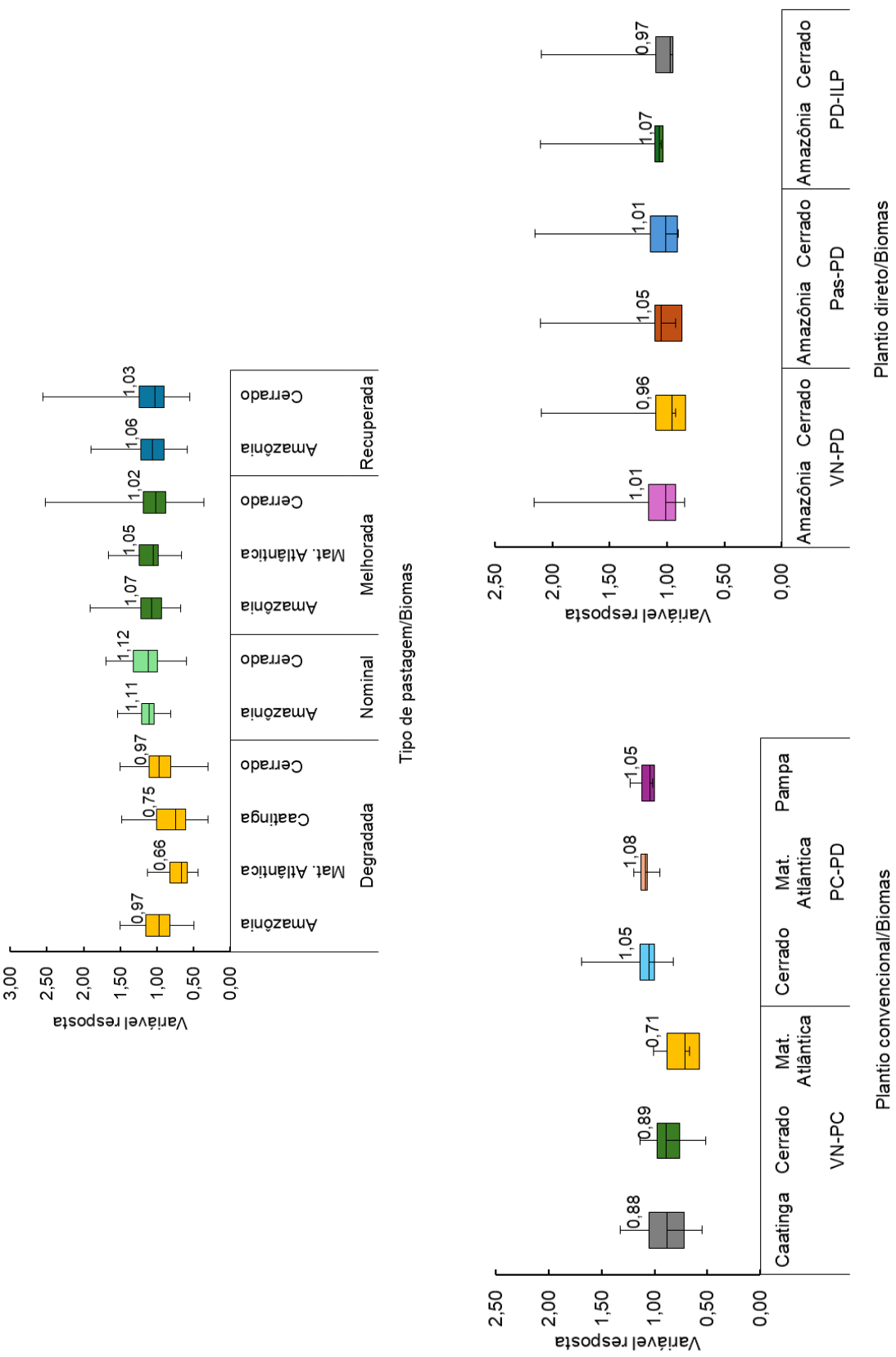


Figura 2.6. Variável resposta para as diferentes mudanças de uso ou manejo do solo nos diferentes biomas brasileiros.
Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2022), Maia et al. (2022), e Medeiros et al. (2025).

Com base em fatores de mudança de C do solo (fatores de emissão), é possível estabelecer cenários para demonstrar as alterações nos estoques de C do solo diante da mudança de uso da terra e sistemas de manejo no Brasil (Figura 2.7). Em ecossistemas naturais, os estoques de COS permanecem constantes ao longo do tempo. No entanto, uma vez que a vegetação nativa é convertida em sistemas com cultivo convencional e pastagens, é possível observar redução substancial nos estoques de C a longo prazo (linhas vermelhas – Figura 2.7). As perdas foram estimadas na ordem de 23% em sistemas agrícolas convencionais e 10% nos pastos degradados ao longo de 30 anos.

Por outro lado, pastagens bem manejadas, melhoradas e recuperadas podem promover o acúmulo de C no solo. Por exemplo, estima-se que pastagens melhoradas (que receberam algum tipo de *input*, como adubação, calagem, adubação verde etc.) tendem a aumentar o COS na ordem de 8% ao longo do tempo (linhas verdes escuras – Figura 2.7), em relação à vegetação nativa. Nas pastagens nominais, que representam aquelas que são manejadas de forma racional, mas que não recebem melhorias significativas de manejo, os incrementos do estoque de C do solo foram na ordem de 15% em relação ao uso anterior com vegetação nativa. Este resultado evidencia o grande potencial que as áreas de pastagem têm para estocar C no solo, pois mesmo sem maiores investimentos em manejo, o manejo nominal das pastagens é suficiente para promover sequestro de C. Por fim, tem-se as pastagens recuperadas, as quais podem promover aumento de COS de até 23%, neste caso, em relação às pastagens degradadas (linha verde claro - Figura 2.7).

Esse cenário indica que a recuperação de pastagens é base para a produção agropecuária sustentável no Brasil, pois vem se consolidando como uma das principais estratégias nacionais para promover a agricultura de baixo carbono, ao mesmo tempo em que aumenta a produtividade da pecuária no país, o que pode aliviar a pressão pela ampliação das fronteiras agrícolas. Aumentos nos estoques de C do solo em pastagens estão ligados ao sistema radicular robusto das gramíneas, que pode alcançar grandes profundidades. Assim, é crucial aproveitar o potencial das pastagens para absorver CO_2 atmosférico (Oliveira et al., 2022).

Os cenários com SPD demonstram o potencial de sequestro de C do solo desses sistemas ao longo do tempo (linhas azuis – Figura 2.7). Para entender melhor o efeito final do plantio direto, é necessário compreender a dinâmica do uso da terra no Brasil. Estima-se que 53,7% da área sob SPD no país concentra-se no bioma Cerrado, cuja mudança predominante no uso da terra começou com a conversão de VN para cultivo convencional (CC), que foi gradualmente substituída por SPD. Maia et al. (2022) destacam que essa sequência de mudança no uso e manejo da terra também se aplica aos outros biomas.

Dessa forma, considerando a conversão de CC para SPD, vinte anos após a conversão, as áreas mostram aumento médio de 9% no C do solo. A conversão de pastagem para SPD é menos frequente do que a conversão de CC para SPD, mas resulta em aumentos de até 16% nos estoques de COS ao longo dos anos.

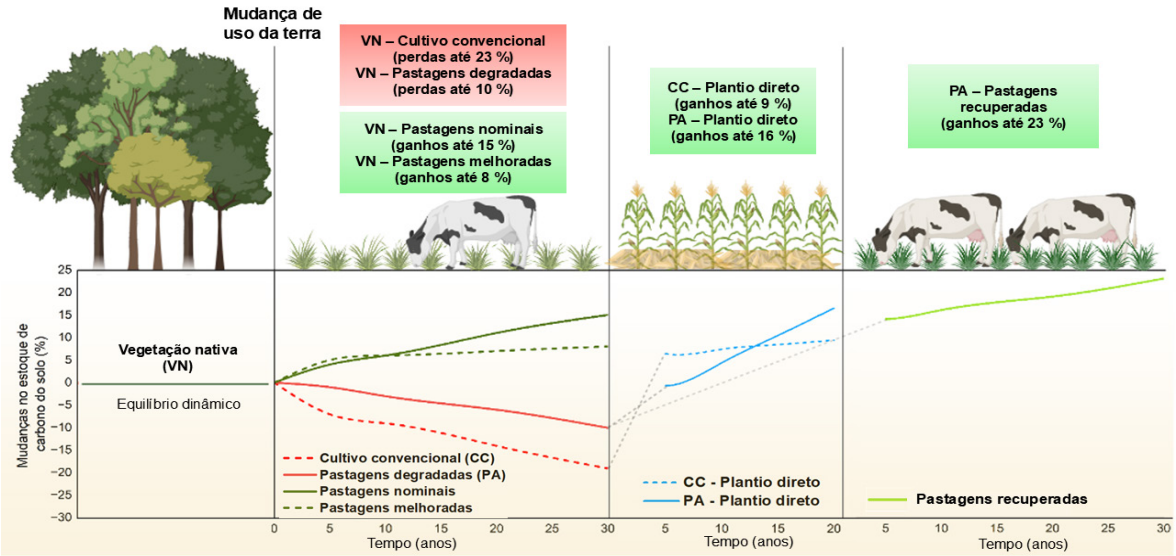


Figura 2.7. Mudanças nos estoques de carbono do solo (0-30 cm) em função de diferentes cenários de mudança de uso da terra. Curvas apresentadas basearam-se nos fatores de emissão para 5, 10, 20, e 30 anos calculados com base nos trabalhos de Maia et al. (2022), Medeiros et al. (2022), e Oliveira et al. (2022).

Por fim, na Figura 2.8 são apresentados resultados provenientes de uma revisão sistemática de literatura sobre as mudanças dos estoques de carbono no solo (0-30 cm) em sistemas integrados de produção ILP e ILPF (dados não publicados). A adoção do sistema de ILPF resultou em ganho de C do solo de 7% quando adotado a partir de áreas de pastagem, mas há perda de C de 11% quando implantado a partir de áreas de vegetação nativa. Já nos sistemas de ILP, houve ganhos médios de C do solo de 7%, 3% e 9% quando adotado a partir, respectivamente, de áreas sob plantio direto, pastagem e cultivo convencional, perdendo C (1,0%) apenas quando adotado diretamente de áreas de vegetação nativa.

Estes resultados confirmam o potencial dos sistemas integrados quando são adotados a partir de outros sistemas de uso do solo, mas evidenciam que a conversão a partir do desmatamento de vegetação nativa, assim como em outras mudanças de uso da terra, resulta na perda inicial de C do solo. Alguns apontamentos podem ser retirados desses resultados, como, por exemplo, é preciso buscar métodos para reduzir o nível de distúrbio do solo no momento da implantação de sistemas agropecuários; assim como constatado em outros tipos de mudança de uso da terra, nos sistemas de

ILPF é possível que com o tempo, as perdas de COS sejam diminuídas. Portanto, é necessário adotar sistemas integrados sem o revolvimento do solo (plantio direto), e que proporcionem maior aporte de material orgânico, com a incorporação de culturas de cobertura, adubos verdes etc. Isso é fundamental para manter ou recuperar os estoques de C e, consequentemente, a saúde do solo.

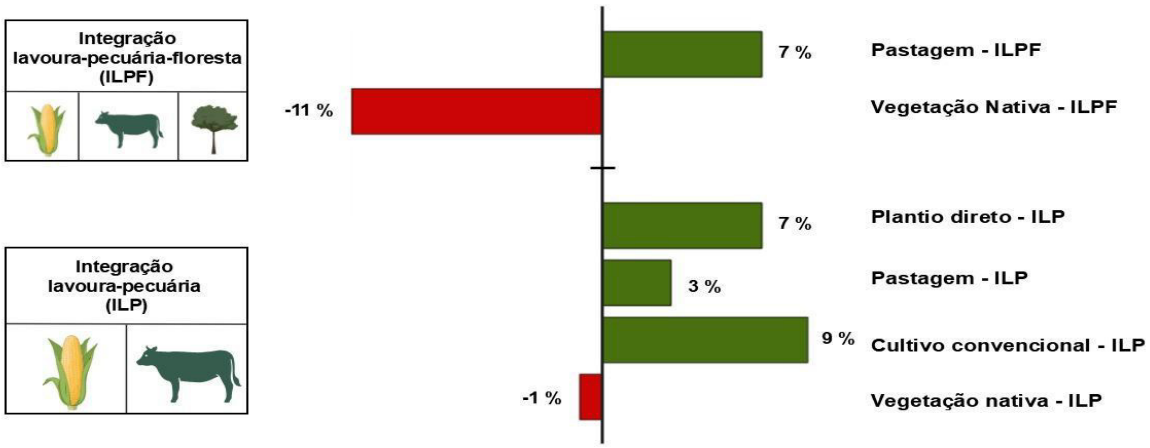


Figura 2.8. Mudanças nos estoques de carbono do solo (%) (0-30 cm) com a adoção do sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) provenientes de diferentes usos da terra.

Em termos absolutos, o Plano ABC+ estimou que o cumprimento de suas metas para o aumento da adoção dos sistemas de plantio direto, sistemas integrados, e recuperação de pastos degradados tem o potencial de sequestro de C de 12,1, 37,9, e 113,7 milhões de Mg CO_2 eq. até 2030. No entanto, principalmente para a recuperação de pastos degradados, este potencial é muito maior. Considerando o trabalho de Oliveira et al. (2022), que obteve uma taxa de sequestro de carbono de 0,42 Mg C ha^{-1} ano^{-1} para a camada de 0-30 cm, e a área de pasto degradado de 75,4 milhões de hectares (já excluindo a área destinada ao PNCPD), a recuperação dos pastos no Brasil pode significar em 20 anos o sequestro de aproximadamente 2.300 milhões de Mg CO_2 eq., ou seja, 20 vezes o previsto no Plano ABC+.

As alterações promovidas pela adoção de práticas e sistemas de manejo, que garantem maior resiliência da agricultura frente às mudanças climáticas, se destacam como estratégias muito positivas no sequestro e na estabilização do C do solo. Ao conciliar segurança alimentar e sustentabilidade ambiental, diminui-se a pressão sobre os ecossistemas naturais, atendendo às demandas do mercado por práticas agrícolas mais responsáveis e eficazes.

Dessa forma, a adoção de sistemas de manejo conservacionistas (por exemplo, SPD, ILP, ILF, ILPF e SAF) não apenas fortalece a resiliência da agricultura frente as mudanças climáticas globais, mas também promove a melhoria da qualidade do solo em função do aumento do estoque de COS e a mitigação dos impactos ambientais (Maia et al., 2022). Ao promover o sequestro do carbono no solo, esses sistemas de manejo favorecem a formação da estrutura do solo mais equilibrada, rica em matéria orgânica e capaz de sustentar a biodiversidade do solo (Medeiros et al., 2025).

Adaptação

No que se refere à adaptação às mudanças climáticas, a MOS tem papel relevante, visto que conforme já mencionado anteriormente, trata-se de um componente essencial para a qualidade dos solos, pois influencia positivamente vários atributos, como CTC, infiltração e retenção de água, agregação do solo etc., com o benefício adicional da cobertura do solo, que em geral, ocorre em sistemas agropecuários, ajudando a manter ou aumentar o conteúdo da MOS, importante para regular a temperatura e umidade do solo. Todos estes aspectos contribuem para tornar os sistemas mais resilientes e adaptados, contribuindo para aumentar a produtividade e a estabilidade das culturas diante das mudanças do clima.

A Figura 2.9 apresenta uma representação esquemática que correlaciona a qualidade dos solos com produtividade agrícola diante das mudanças do clima. Solos com alta qualidade devem aumentar a produtividade das culturas e reduzir a variação diante de mudanças do clima, incluindo a ocorrência de eventos extremos, enquanto em solos com menor qualidade, a tendência é inversa. Ou seja, solos de alta qualidade levam a um rendimento atingível ou médio mais alto e a uma resposta menos variável aos impactos climáticos do que solos de baixa qualidade. Além disso, onde a mudança climática impacta positivamente os rendimentos das colheitas, em um solo de boa qualidade aumentaria esse efeito positivo. Em contraste, se a mudança climática afeta negativamente o rendimento, então um solo de alta qualidade compensaria pelo menos parcialmente esses impactos negativos.

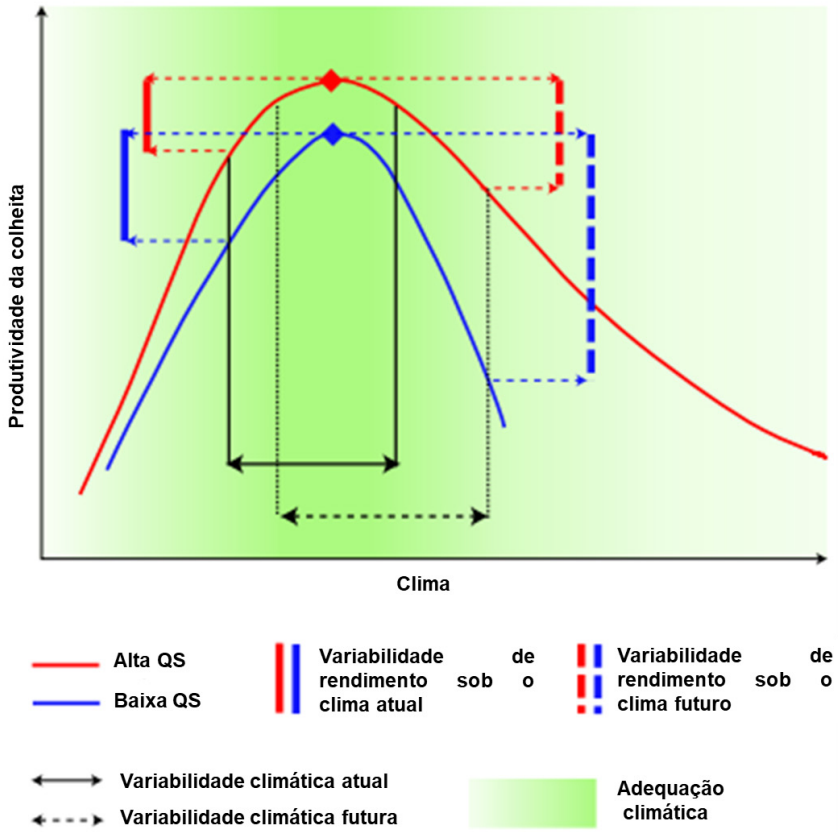


Figura 2.9. Representação esquemática do padrão de qualidade do solo moderando a resiliência do rendimento à variabilidade e mudança climática. QS: qualidade do solo.
Fonte: Adaptado de Qiao et al. (2022).

Portanto, sistemas que promovem o aumento ou manutenção dos níveis de C e MOS, promovem a qualidade dos solos. Tais sistemas trazem outros efeitos positivos, como a redução da erosão do solo e a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, o que pode aumentar a capacidade de infiltração e retenção de água no solo e a disponibilidade de nutrientes na superfície do solo, construindo um ambiente mais favorável ao crescimento radicular das culturas (Bonetti et al., 2023), aumentando, assim, a eficiência de uso da água e, por consequência, a redução das perdas de produtividade ocasionadas por eventos de seca. Ou seja, quando bem executados, sistemas conservacionistas podem resultar em sistemas de produção mais resilientes e adaptados às mudanças globais do clima.

Neste sentido, Vignola et al. (2022) avaliaram os benefícios de diversas práticas e sistemas agrícolas para pequenos produtores na América Latina quanto à adaptação aos eventos climáticos extremos, e encontraram que os principais benefícios relacionados aos SPD são, nesta ordem de importância: i) conservação do solo; ii) aumento da

produtividade; iii) conservação da água; iv) redução da infestação de pragas; v) redução dos custos de produção; e vi) resistência aos eventos extremos. Portanto, além dos aspectos relacionados ao uso dos recursos naturais descritos anteriormente, os SPDs também podem contribuir como forma de adaptação às mudanças do clima por meio de outros aspectos, que contemplam questões econômicas e sociais, como, por exemplo, o aumento da produtividade e a redução dos custos de produção. Os resultados de Vignola et al. (2022) focaram no SPD, mas se adequam perfeitamente aos demais sistemas conservacionistas do solo, como as pastagens bem manejadas, cana-de-açúcar com colheita mecanizada e sem queima da palhada, sistemas integrados e SAFs.

Apesar de tais benefícios, alguns desafios ainda se apresentam, e serão necessárias estratégias para superá-los. No longo prazo, o melhoramento genético buscando espécies ou variedades mais adaptadas às secas e choques térmicos são sugeridas como estratégias. Já para o curto e médio prazo, algumas estratégias têm sido identificadas com o objetivo de melhor se adequar às condições mais favoráveis para o crescimento das culturas ou compensar os impactos negativos, como, por exemplo, a mudança dos períodos de semeadura; mudança das espécies ou cultivares; melhorar as rotações de culturas e uso de culturas de cobertura; uso de bioinsumos e melhoria na fertilização; e introdução ou expansão da irrigação (Debaeke et al., 2017).

Considerações finais

No presente capítulo buscamos demonstrar que os benefícios proporcionados pelo carbono do solo são fundamentais para a saúde do solo e para a manutenção de suas funções, que, por sua vez, garantem a oferta de serviços ecossistêmicos essenciais. A presença de carbono e matéria orgânica no solo não é apenas um indicador da qualidade deste recurso, mas é crucial para sustentar a produtividade agrícola, preservar a biodiversidade e regular o clima.

A adoção de práticas de manejo que promovem o sequestro de carbono, como o plantio direto, sistemas integrados, e a recuperação de pastagens degradadas, não apenas melhora a qualidade do solo, mas também contribui para a mitigação das mudanças climáticas. Esses sistemas são vitais para a resiliência da agricultura frente a eventos climáticos extremos, alinhando-se com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente aqueles que visam garantir segurança alimentar, preservar ecossistemas terrestres e promover práticas agrícolas sustentáveis.

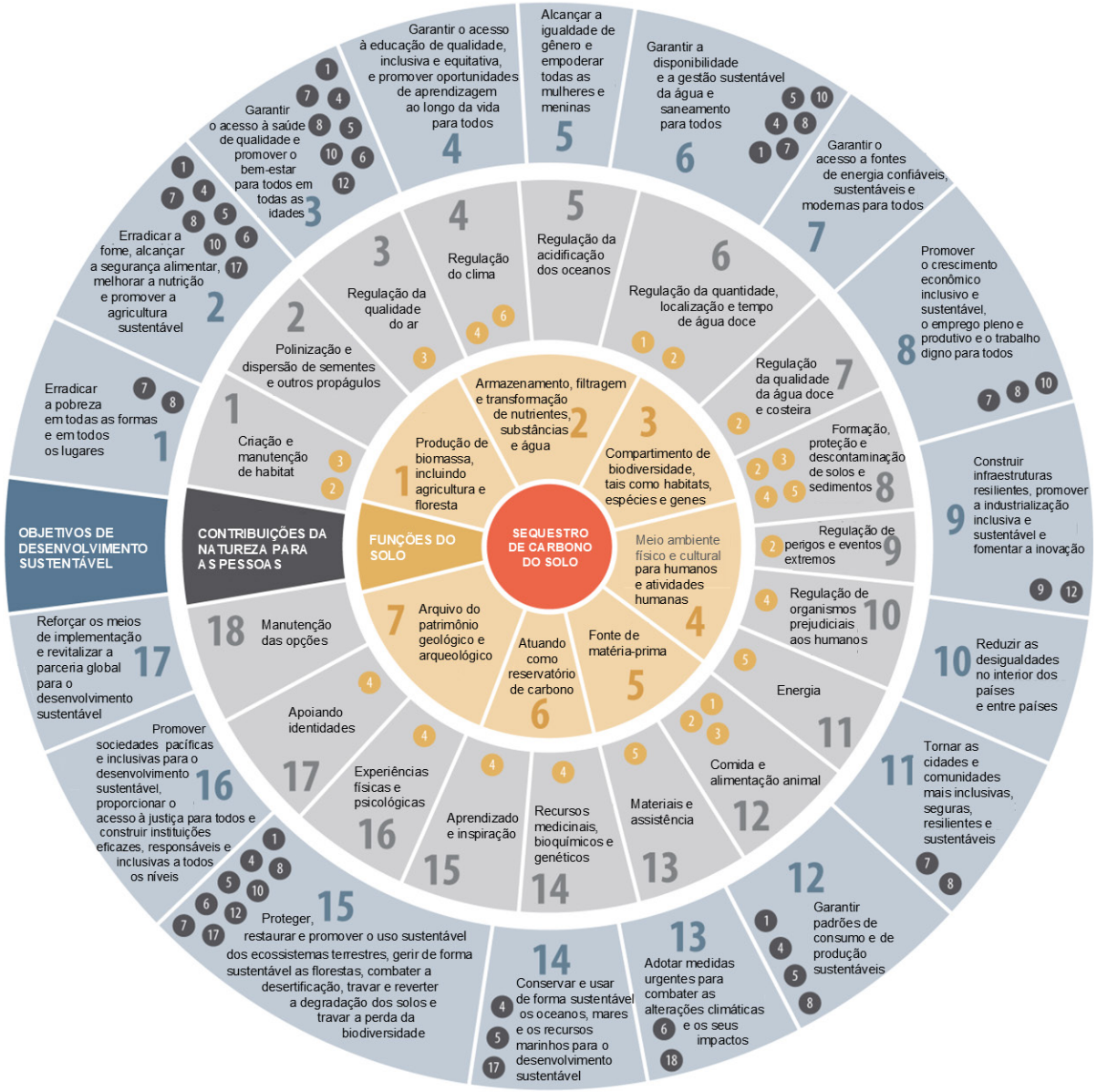


Figura 2.10. Impacto do sequestro de carbono no solo nas funções do solo, nas Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNPs) e nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas, mostrando o impacto de cada função em cada CNP e a contribuição das CNPs para cada um dos ODS. Fonte: Adaptado de Smith et al. (2019).

Além disso, a manutenção e o aumento dos níveis de carbono no solo são fundamentais para otimizar a capacidade de retenção de água, melhorar a fertilidade e reduzir a erosão. Estes fatores são essenciais para garantir a estabilidade das colheitas e a produtividade agrícola em um clima em constante mudança. Portanto, um solo saudável, rico em carbono e matéria orgânica, não só sustenta a agricultura como também serve como um poderoso aliado na luta contra as alterações climáticas.

Estes aspectos e outros mais podem ser visualizados na Figura 2.10, a qual ilustra o papel do carbono do solo para várias das funções do solo, refletindo em sua saúde, como estas funcionalidades se transformam ou impactam amplamente as soluções baseadas na natureza, como, por exemplo, regulação do clima, quantidade e qualidade da água, descontaminação dos solos, regulação e impacto de eventos extremos, produção de alimentos, fibras e energia, biodiversidade etc., e por fim, como tudo isto se conecta em alguma medida com todos os 17 ODS.

Diante desse panorama, é imperativo que políticas públicas e iniciativas privadas incentivem a adoção de práticas de manejo sustentável no Brasil. A integração de estratégias que promovam a saúde do solo e o sequestro de carbono deve ser uma prioridade, não apenas para garantir a sustentabilidade da produção agrícola, mas também para alcançar um futuro mais equilibrado e resiliente para todos os ecossistemas e comunidades que dependem deles. A harmonização entre a produtividade agrícola e a preservação ambiental é, portanto, o caminho a seguir para um desenvolvimento verdadeiramente sustentável.

Referências

Acton, D. F., & Gregorich, L. J. (1995). *The health of our soils: Toward sustainable agriculture in Canada*. Centre for Land and Biological Resources Research, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. Ottawa, Ont., xiv + 138 pp.

Almario, J., Muller, D., Défago, G., & Moënne-Loccoz, Y. (2014). Rhizosphere ecology and phytoprotection in soils naturally suppressive to Thielaviopsis black root rot of tobacco. *Environmental Microbiology, 16*(7), 1949–1960. https://doi.org/10.1111/1462-2920.12459

Bonetti, J. A., Nunes, M. R., Fink, J. R., Tretto, T., & Tormena, C. A. (2023). Agricultural practices to improve near-surface soil health and crop yield in subtropical soils. *Soil & Tillage Research, 234*, 105835. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105835

Brasil. (2020). *Emissões em dióxido de carbono equivalente por setor*. (Acessado em fevereiro de 2025). Disponível em: https://sirene.mctic.gov.br/portal/opencms/paineis/2018/08/24/Emissoes_em_dioxido_de_carbono_equivalente_por_setor.html

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*, 105–125. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Campos, M. O., Cerri, C. E. P., & La Scala Jr, N. (2022). Atmospheric CO2, soil carbon stock and control variables in managed and degraded pastures in central Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment, 28*, 1–13. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100848

Carter, M. R., Gregorich, E. G., Anderson, D. W., Doran, J. W., Janzen, H. H., & Pierce, F. J. (1997). Concepts of soil quality and their significance. In E. G. Gregorich & M. R. Carter (Eds.), *Developments in soil science* (pp. 1–19). Elsevier.

Cerri, C. E. P., Abbruzzini, T. F., Carvalho, J. L. N., Cherubin, M. R., Frazão, L. A., Maia, S. M. F., & Oliveira, D. M. S. (2023). Matéria orgânica do solo e o equilíbrio global de carbono. 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* (pp. 211–254). Brasília, DF: Embrapa.

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* (pp. 601–625). Brasília, DF: Embrapa.

Debaeke, P., Pellerin, S., & Scopel, E. (2017). Climate-smart cropping systems for temperate and tropical agriculture: Mitigation, adaptation and trade-offs. *Cahiers Agricultures, 26*, 34002. https://doi.org/10.1051/cagri/2017028

Dias-Filho, M. B. (2017). *Degradação de pastagens: o que é e como evitar* (19 p.). Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1070416/degradacao-de-pastagens-o-que-e-e-como-evitar

Heimann, M., & Reichstein, M. (2008). Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature, 451*, 289–292. https://doi.org/10.1038/nature06591

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

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019). *Climate change and land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. (Acessado em 15 fev. 2025). Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.SPM_Approved_Microsite_FINAL.pdf

Karlen, D. L., Ditzler, C. A., & Andrews, S. S. (2003). Soil quality: Why and how? *Geoderma, 114*, 145–156. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9

Kassam, A., Friedrich, T., & Derpsch, R. (2022). Successful experiences and lessons from conservation agriculture worldwide. *Agronomy, 12*, 769. https://doi.org/10.3390/agronomy12030769

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*, 261–273. https://doi.org/10.1111/gcb.14859

Maia, S. M. F., Medeiros, A. S., 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 & Tillage Research, 220*, 105368. https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105368

Mausel, P. W. (1971). Soil quality in Illinois—An example of a soils geography resource analysis. *The Professional Geographer, 23*, 127–136.

Medeiros, A. S., Cesário, F. V., Santos, T. C., & Maia, S. M. F. (2025). Differences in the storage of soil organic carbon in Brazil's agricultural land: A meta-analysis. *Catena, 249*, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108680

Medeiros, A. S., Santos, T. C., & Maia, S. M. F. (2022). Effect of long-term and soil depth on soil organic carbon stocks after conversion from native vegetation to conventional tillage systems in Brazil. *Soil & Tillage Research, 2019*, 105336. https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105336

Medeiros, A. S., Maia, S. M. F., Santos, T. C., & Gomes, T. C. A. (2021). Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. *Scientia Agricola, 78*, 1–8. https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0076

Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D., Gugino, B., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., Van Es, H., Thies, J., Shayler, H., McBride, M., Wolfe, D., & Abawi, G. (2016). *Comprehensive assessment of soil health: The Cornell framework manual* (3rd ed.). Geneva: Cornell University.

Oliveira, D. C., Maia, S. M. F., Freitas, R. A., & Cerri, C. E. P. (2022). Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. *Regional Environmental Change, 22*, 87. https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9

Pankhurst, C. E., Doube, B. M., & Gupta, V. V. S. R. (1997). Biological indicators of soil health: Synthesis. In C. E. Pankhurst, B. M. Doube, & V. V. S. R. Gupta (Eds.), *Biological indicators of soil health* (pp. 419–435). Wallingford, Oxon: CAB International.

Parr, J. F., Papendick, R. I., Hornick, S. B., & Meyer, R. E. (1992). Soil quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture, 7*, 5–11.

Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S. M., Robertson, P. G., & Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature, 532*, 49–57. https://doi.org/10.1038/nature17174

Petersson, T., Antoniella, G., Perugini, L., Chiriacò, M. V., & Chiti, T. (2025). Carbon farming practices for European cropland: A review on the effect on soil organic carbon. *Soil & Tillage Research, 247*, 106353. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106353

Pribyl, D. W. A. (2010). Critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma, 156*, 75–83. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003

Qiao, L., Wang, X., Smith, P., et al. (2022). Soil quality both increases crop production and improves resilience to climate change. *Nature Climate Change, 12*, 574–580. https://doi.org/10.1038/s41558-022-01376-8

Silva, C. A., Cerri, C. E. P., Andrade, C. A., Martin-Neto, L., & Bettiol, W. (2023). Matéria orgânica do solo: Ciclo, compartimentos e funções. 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* (pp. 17–47). Brasília, DF: Embrapa.

Simon, C. P., Gomes, T. F., Pessoa, T. N., Soltangheisi, A., Bieluczyk, W., Camargo, P. B., Martinelli, L. A., & Cherubin, M. R. (2022). Soil quality literature in Brazil: A systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 46*, 1–21. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210103

Smith, P., Adams, J., Beerling, D. J., Beringer, T., Calvin, K. V., Fuss, S., Griscom, B., Hagemann, N., Kammann, C., Kraxner, F., Minx, J. C., Popp, A., Renforth, P., Vicente, J. L., & Keesstra, S. (2019). Land-management options for greenhouse gas removal and their impacts on ecosystem services and the sustainable development goals. *Annual Review of Environment and Resources, 44*, 255–286. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129

Vezzani, F. M., & Mielniczuk, J. (2009). Uma visão sobre qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 33*, 743–755. https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400001

Vignola, R., Esquivel, M. J., Harvey, C., Rapidel, B., Bautista-Solis, P., Alpizar, F., Donatti, C., & Avelino, J. (2022). Ecosystem-based practices for smallholders' adaptation to climate extremes: Evidence of benefits and knowledge gaps in Latin America. *Agronomy, 12*, 2535. https://doi.org/10.3390/agronomy12102535

Warkentin, B. P. (1995). The changing concept of soil quality. *Journal of Soil and Water Conservation, 50*, 226–228.

Xavier, F. A. Z., Maia, S. M. F., Oliveira, T. S., & Mendonça, E. S. (2006). Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na Chapada da Ibiapaba – CE. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 30*, 247–258. https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000200006

♦ Capítulo 3 ♦

Consequências das mudanças climáticas sobre a fauna edáfica: efeitos sobre as populações e toxicidade de contaminantes

Marie Luise Carolina Bartz[1], Wilian Carlo Demetrio[2], George Gardner Brown[3], Miguel Cooper[2], Jérome Mathieu[4], Felipe Ogliari Bandeira[5], Paulo Roger Lopes Alves[6], Carolina Riviera Duarte Maluche Baretta[7], Dilmar Baretta[8]

Introdução

O solo é considerado um dos hábitats mais biodiversos do planeta, abrigando aproximadamente 60% da biodiversidade global (Anthony et al., 2023). Dentre os diversos grupos que compõem essa biota, os invertebrados edáficos destacam-se pelo papel funcional que desempenham, influenciando diretamente a provisão e a regulação de múltiplos serviços ecossistêmicos. Esses serviços são essenciais para a estabilidade e o funcionamento dos ecossistemas terrestres, refletindo-se, em última instância, na manutenção da vida do planeta (Brown et al., 2018).

Nesse contexto, a fauna do solo representa um componente fundamental, com funções ecológicas distintas. Esses organismos atuam principalmente na decomposição da matéria orgânica, no controle de populações microbianas e na modificação das propriedades físicas e químicas do solo, em função de seus hábitos alimentares (detritívoros ou geófagos). Alguns podem ser considerados como pragas urbanas ou de

[1] Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Curitibanos – SC, Brasil.
[2] Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[3] Laboratório de Ecologia do Solo, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Florestas (EMBRAPA). Colombo – PR, Brasil.
[4] Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris - Sorbonne Université. Paris, França.
[5] Departamento de Zootecnia, Centro de Educação Superior do Oeste, Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Chapecó – SC, Brasil.
[6] Laboratório de Ecotoxicologia do Solo, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Chapecó – SC, Brasil.
[7] Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Comunitária da Região de Chapecó (UNOCHAPECÓ). Chapecó – SC, Brasil.
[8] Laboratório de Solos, Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Lages – SC, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.3

culturas agrícolas ou florestais, mas muitos animais edáficos promovem o crescimento das plantas e o controle biológico de pragas (Lavelle et al., 2006). Além de sua relevância nos processos ecossistêmicos, a fauna apresenta elevada sensibilidade a variações nas condições bióticas e abióticas do ambiente (Rousseau et al., 2013; 2014). A conversão de áreas de vegetação nativa em sistemas agrícolas ou pastoris impacta diretamente a composição, abundância e diversidade da fauna edáfica, comprometendo, assim, a oferta e a qualidade dos serviços ecossistêmicos por ela fornecidos.

As mudanças climáticas, caracterizadas por aumentos nas temperaturas médias globais, alterações nos regimes de precipitação e elevação nas concentrações atmosféricas de dióxido de carbono, configuram-se como ameaças significativas à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos em escala planetária (IPCC, 2023). A interação entre os organismos do solo e essas mudanças é tanto crucial quanto complexa. Cobrindo mais de 70% da superfície terrestre livre de gelo, o solo constitui um importante reservatório de carbono e representa um ecossistema dinâmico, cuja funcionalidade é impulsionada pela atividade biológica de sua comunidade edáfica.

As alterações climáticas afetam diretamente a qualidade e funcionalidade do solo ao influenciar os processos fisiológicos, as taxas de sobrevivência e a atividade metabólica dos organismos edáficos, comprometendo sua capacidade de prover serviços ecossistêmicos essenciais (Pritchard, 2011). Variações nos padrões de precipitação, temperatura e salinidade podem modificar a distribuição geográfica das espécies do solo, promovendo uma reorganização das comunidades edáficas. A ocorrência de eventos extremos, como excesso ou escassez de chuvas, pode induzir condições adversas, como anaerobiose, no caso de saturação hídrica, ou estresse hídrico severo, na ausência de precipitação, afetando negativamente os processos de decomposição da matéria orgânica, o metabolismo, o crescimento e a sobrevivência dos organismos. De forma semelhante, temperaturas excessivamente altas ou baixas impõem limitações fisiológicas adicionais, agravando os impactos sobre a estrutura e o funcionamento do ecossistema edáfico (Blankinship et al., 2011). Em contrapartida, tais condições afetam diretamente a maior ou menor toxicidade de substâncias, alterando padrões de solubilidade, adsorção e mecanismos de degradação de moléculas exógenas, aumentando a sua toxicidade e impactando a sobrevivência dos organismos que vivem no solo (Dai et al., 2023; Kudureti et al., 2023).

Neste capítulo serão explorados alguns dos possíveis efeitos das mudanças climáticas sobre as comunidades da fauna do solo nos diferentes biomas brasileiros e, também, o impacto dessas mudanças na biodisponibilidade de diversos contaminantes

nos solos, bem como, as consequências dessas mudanças sobre organismos que desempenham papéis centrais em diversas funções edáficas.

A Fauna do solo

No mundo, a fauna edáfica representa quase 1 milhão de espécies de animais que apresentam os mais variados hábitos alimentares, estratégias de vida e tamanho. Dentre as várias maneiras de classificar a fauna do solo, a mais simples e amplamente utilizada é pelo tamanho dos organismos, dividindo-os em microfauna, mesofauna, macrofauna e megafauna (Swift et al., 1979). Esse último inclui os vertebrados como toupeiras, roedores, répteis ou anfíbios que vivem parte de seu ciclo de vida dentro do solo, enquanto os três primeiros são todos invertebrados.

A microfauna inclui animais microscópicos, como nematoides (Nematoda), rotíferos (Rotifera) e tardígrados (Tardigrada) que vivem dentro da lâmina de água higroscópica no solo. A mesofauna é composta por organismos geralmente pouco visíveis ao olho nu, exceto algumas espécies de tamanho avantajado. Tem alguns táxons bastante abundantes, como os ácaros (Acari), colêmbolos (Collembola), além dos dipluros (Diplura), proturos (Protura), enquitreídeos (Enchytraeidae), sínfilos (Symphyla) e pseudoescorpiões.

Já a macrofauna do solo inclui organismos visíveis a olho nu, abrangendo mais de 50 grupos taxonômicos, sendo muitos organismos familiares à população em geral, tais como minhocas (Crassiclitellata), cupins (Isoptera), formigas (Formicidae), lacraias/centopeia (Chilopoda), milipeias/piolhos-de-cobra (Diplopoda), baratas (Blattaria), aranhas (Araneae), tesourinhas (Dermaptera), grilos (Orthoptera), caracóis (Gastropoda), escorpiões (Scorpionida), percevejos (Heteroptera), cigarras (Auchenorrhyncha), tatuzinhos-de-jardim (Isopoda), traças (Thysanura), larvas de mosca (Diptera), larvas e adultos de besouros (Coleoptera) (Brown et al., 2025).

As estimativas indicam que o Brasil tem aproximadamente 105 mil espécies conhecidas de invertebrados que passam pelo menos uma parte importante do seu ciclo de vida no solo ou na serrapilheira/palhada, ou seja, em torno de 10% da biodiversidade do solo no planeta. No entanto, para muitos grupos este número está superestimado pois inclui espécies aquáticas e que ocorrem em plantas epífitas. Para tanto, entre os organismos mais particularmente associados ao solo e à serrapilheira, os mais diversificados (com mais de 300 espécies) são os besouros (35.699 espécies), as aranhas (3.146 espécies), as cigarras/cigarrinhas (2.407), as formigas (1.556 espécies),

as baratas (729), as milipeias (540 espécies), os tatuzinhos-de-jardim (424 espécies), os cupins (349 espécies), as minhocas (306 espécies), as centopeias (150 espécies) e os grilos (99 espécies), os quais representam grande parte das espécies conhecidas da fauna edáfica. É importante ressaltar que muito pouco se conhece sobre a biologia da grande maioria destes grupos (Brown et al., 2025).

Funções e serviços ecossistêmicos da fauna edáfica

Devido à ampla diversidade de papéis funcionais da macrofauna, essa está envolvida em uma série de processos no solo (3). Para entender melhor a funcionalidade desempenhada por estes organismos, ecologistas têm em geral utilizado a classificação em grupos funcionais, definidos principalmente por seu hábito alimentar (2), facilitando assim a compreensão do papel da macrofauna nos ecossistemas e seu funcionamento (Brussaard, 2012). Os principais grupos funcionais são: fungívoros/microbívoros, predadores/parasitas, detritívoros/decompositores, geófagos/bioturbadores e fitófagos/pragas.

Os fungívoros/microbívoros e os detritívoros/decompositores são fundamentais para a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes no solo, pois se alimentam de material vegetal e/ou animal morto e das comunidades microbianas. Entre os mais representativos na fauna edáfica estão os colêmbolos, as milipeias, os tatuzinhos-de-jardim, os besouros escarabeídeos, as minhocas e larvas de algumas espécies de dípteros e besouros.

Outro grupo funcional relevante, os geófagos/bioturbadores, têm como principal característica a ingestão e/ou movimentação do solo ao longo do perfil (Lavelle et al., 1997). Esses organismos desempenham um papel fundamental na bioturbação, promovendo a redistribuição de partículas minerais e matéria orgânica, além de favorecerem a aeração, a infiltração de água e a estruturação do solo. Entre os principais representantes dos geófagos/ bioturbadores destacam-se as minhocas, as microminhocas (enquitreídeos) e os cupins, cujas atividades escavadoras e alimentares têm impacto direto sobre a formação e manutenção da estrutura do solo. Outros organismos, como alguns besouros e milipeias, também ingerem solo como parte de sua dieta, sendo capazes de extrair da camada mineral o alimento e/ou nutrientes necessários, contribuem ativamente para a formação de galerias e cavidades, mesmo que não sejam considerados bioturbadores estritos. A atuação desses organismos reforça sua importância na manutenção da saúde

e funcionalidade dos solos, sobretudo em ambientes sujeitos a perturbações antrópicas ou mudanças climáticas.

Os organismos predadores/parasitas constituem outro importante grupo funcional da fauna edáfica, atuando na regulação populacional de diversas outras espécies do solo e da serrapilheira. Esses organismos afetam negativamente a sobrevivência, o desenvolvimento ou a reprodução de suas presas ou hospedeiros, desempenhando papel essencial na dinâmica trófica do ecossistema edáfico. Entre os principais representantes desse grupo encontram-se os nematoides, aracnídeos, onicóforos, planárias terrestres, coleópteros predadores (especialmente estafilinídeos, carábidos e elaterídeos), além de formigas, vespas, centopeias, dipluros, sínfilos, percevejos, tesourinhas e sanguessugas.

Finalmente há também diversos organismos da fauna edáfica que executam desserviços, atuando como pragas urbanas ou de culturas agrícolas ou florestais, e como parasitas humanos ou animais. Entre esses, os mais conhecidos estão algumas espécies de nematoides, ácaros, formigas, cupins, baratas, besouros e percevejos.

Os grupos funcionais apresentados modificam diversas funções dos solos, as quais, consequentemente, alteram a provisão de serviços ecossistêmicos (benefícios obtidos pelos seres humanos a partir do funcionamento dos ecossistemas), classificados em categorias de provisão, regulação, suporte e culturais (MEA, 2005). A fauna edáfica, ainda que atue de forma predominantemente indireta, influencia todos esses serviços, sobretudo por meio de processos como a bioturbação, decomposição e ciclagem de nutrientes (Brown et al., 2018; Lavelle et al., 2006).

A atividade da fauna edáfica, diante das funções já descritas anteriormente, promove modificações físicas, químicas e biológicas no ambiente edáfico, repercutindo em funções essenciais como a estruturação do solo, disponibilidade hídrica, sequestro de carbono, produtividade primária, decomposição da matéria orgânica e dinâmica dos gases. Além disso, contribui para a formação e conservação do solo (pedogênese), controle da erosão, dispersão de sementes, tratamento de resíduos, e manutenção da biodiversidade ao modificar o solo como hábitat para outras espécies. Em contextos específicos, também desempenham papéis na polinização, no controle biológico e até em atividades culturais e educativas ligadas à fauna (Brown et al., 2018; Lavelle et al., 2006). Informações mais detalhadas sobre a atuação da fauna do solo e os serviços ecossistêmicos por ela provida podem ser encontradas em Brown et al. (2025).

A macrofauna do solo no Brasil

Intensidade de amostragem nos biomas brasileiros

O número de trabalhos publicados sobre a macrofauna do solo no Brasil ainda é insuficiente considerando sua superfície e seus diferentes biomas (Demetrio et al., 2025). Considerando apenas trabalhos que avaliaram a macrofauna pelo método de coleta manual de monólitos de solo (Figura 3.1) até 2022, foram realizados 66 estudos na Mata Atlântica, seguidos pela Amazônia (21 estudos), Cerrado (16 estudos), e Caatinga (9 estudos). Pouco se sabe sobre as comunidades destes organismos nos biomas do Pampa e Pantanal, com apenas três e dois estudos, respectivamente. Esses estudos compreenderam 536 diferentes locais/sistemas de uso e manejo do solo avaliados, incluindo áreas com vegetação nativa (florestas e pastagens), lavouras (culturas anuais e perenes), áreas de pastagem e plantios florestais. Embora o número de locais amostrados pareça grande, dadas as proporções continentais do Brasil, é possível observar na Figura 3.1, as grandes lacunas de coleta que existem em diversos biomas.

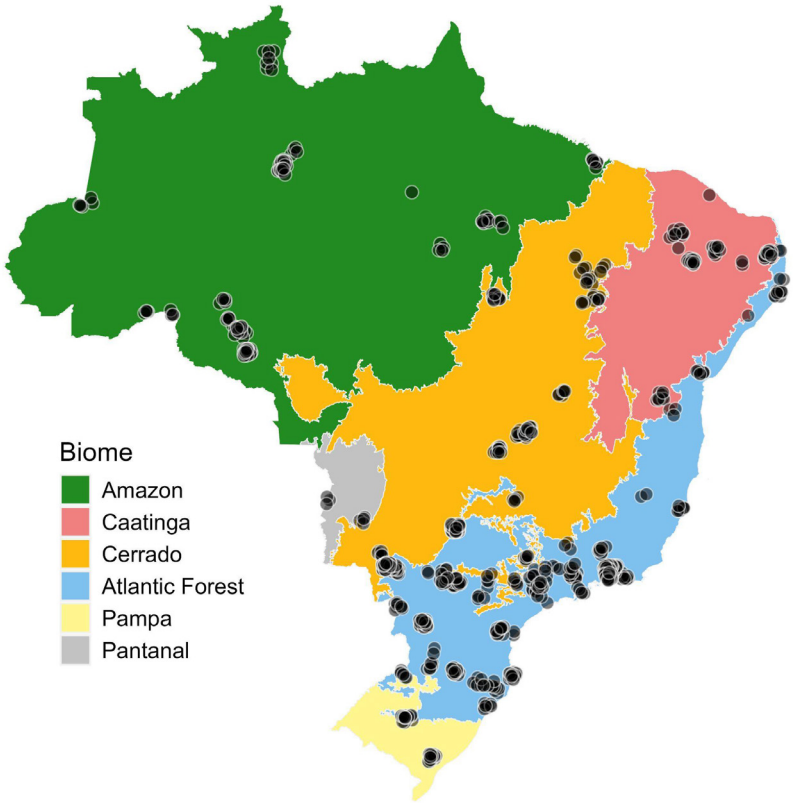


Figura 3.1. Distribuição dos locais de coleta da macrofauna do solo usando o método de monólitos nos biomas Brasileiros.

Mudanças climáticas e as populações da macrofauna do solo nos biomas brasileiros

Os efeitos das mudanças climáticas sobre a macrofauna do solo dependem do contexto analisado, sendo algumas variáveis como o tipo climático/bioma, o sistema de uso atual e o táxon considerado fatores importantes que alteram as respostas observadas. Embora existam alguns estudos relacionados a alguns táxons da macrofauna como, por exemplo, minhocas (Singh et al., 2019), formigas (Parr & Bishop, 2022) e cupins (Zanne et al., 2022), no geral, esses trabalhos apresentam diversas limitações, entre elas, a baixa representatividade climática, com muitos trabalhos realizados somente em regiões temperadas. Dessa forma, para contextualizar a nossa realidade climática, realizamos uma análise de correlação entre a densidade (número de organismos por m^2) dos grupos mais abundantes da macrofauna do solo com as temperaturas e precipitações médias anuais de 113 estudos (Tabela 3.1) realizados nos seis biomas brasileiros, a fim de demonstrar como essas variáveis afetam os diferentes grupos de organismos (Figura 3.2). É válido ressaltar que, devido ao número diminuto de áreas avaliadas para alguns biomas e sistemas de uso, essas correlações devem ser consideradas com cautela.

Tabela 3.1. Estudos da macrofauna do solo usando o método de coleta de monólito nos biomas brasileiros.

Estudo	**Estado**	**Bioma**	**Número de áreas avaliadas**
Schiavon (2012)	RS	Pampa	4
Giracca et al. (2008)	RS	Pampa	5
Alves et al. (2008)	SC	Mata Atlântica	6
Baretta et al. (2003)	SC	Mata Atlântica	6
Gois et al. (2007)	SC	Mata Atlântica	5
Pompeo et al. (2016)	SC	Mata Atlântica	3
Alberton et al. (2010)	SC	Mata Atlântica	4
Benito et al. (2008)	PR	Mata Atlântica	4
Trogello et al. (2008)	PR	Mata Atlântica	2
Pasqualin et al.(2012)	PR	Mata Atlântica	5
Franchini et al. (2009)	PR	Mata Atlântica	4
Benito (2005)	PR	Mata Atlântica	4
Santos et al. (2015)	PR	Mata Atlântica	2
Klenk (2010)	PR	Mata Atlântica	3
Pereira et al. (2012)	BA	Mata Atlântica	4
Baretta (2007)	SP	Mata Atlântica	3
Merlim (2005)	SP	Mata Atlântica	3
Marchiori (2008)	SP	Mata Atlântica	5

Buch et al. (2015)	RJ	Mata Atlântica	2
Ferreira et al. (2012)	RJ	Mata Atlântica	8
Bianchi (2009)	RJ	Mata Atlântica	7
Pimentel (2005)	RJ	Mata Atlântica	12
Menezes (2008)	RJ	Mata Atlântica	4
Dias et al. (2006)	RJ	Mata Atlântica	1
Dias et al. (2007)	RJ	Mata Atlântica	1
Cordeiro et al. (2004)	RJ	Mata Atlântica	5
Benazzi (2011)	ES	Mata Atlântica	4
Marques & Silva (2011)	MG	Cerrado	3
Vicente et al. (2010)	MG	Mata Atlântica	3
Silva et al. (2014)	MG	Mata Atlântica	4
Oliveira (2012)	MG	Mata Atlântica	3
Silva et al. (2001)	MS	Mata Atlântica	3
Otsubo et al. (2002)	MS	Mata Atlântica	5
Portilho et al. (2011)	MS	Mata Atlântica	9
Pezarico et al. (2006)	MS	Mata Atlântica	2
Marchini et al. (2010)	MS	Mata Atlântica	3
Brito et al. (2016)	MS	Pantanal	4
Dias et al. (2006)	MS	Pantanal	3
Marchão et al. (2009)	DF	Cerrado	14
Bento (2009)	DF	Cerrado	10
Marchão et al. (2008)	BA	Cerrado	6
Santos et al. (2008)	GO	Cerrado	8
Lourente et al. (2007)	MS	Cerrado	6
Brigante (2000)	SP	Cerrado	6
Brossard et al. (2012)	MG	Cerrado	4
Santos et al. (2013)	PI	Cerrado	3
Triana (2014)	MA	Amazônia	8
Moura et al. (2015)	MA	Amazônia	1
Velásquez et al. (2012)	PA	Amazônia	10
Braga (2015)	PA	Amazônia	2
Pontes (2009)	AM	Amazônia	4
Viana (2012)	AM	Amazônia	4
Tarra et al. (2012)	AM	Amazônia	1
Barros et al. (2003)	AM	Amazônia	5
Costa et al. (2004)	RR	Amazônia	4
Luizão et al. (2002)	RO	Amazônia	2
Silva et al. (2005)	AC/RO	Amazônia	3
Barros et al. (2002)	AC/RO	Amazônia	15
Catanozi (2010)	SP/PA/RO	Cerrado/Amazônia	12
Araújo (2010)	CE	Caatinga	7
Santos et al. (2017)	PI	Caatinga	6

Lima et al. (2007)	CE	Caatinga	9
Amazonas et al. (2018)	SP	Mata Atlântica	6
Barros (2017)	PR	Mata Atlântica	2
Bonini (2012)	MS	Mata Atlântica	9
Borges et al. (2016)	PB	Caatinga	2
Damasceno (2005)	SP	Mata Atlântica	3
Freitas et al. (2015)	RS	Mata Atlântica	1
Silva (2015)	MS	Mata Atlântica	3
Kitamura et al.(2008)	MS	Mata Atlântica	7
Rezende et al. (2017)	MA	Cerrado	2
Silva et al. (2015a)	RJ	Mata Atlântica	2
Silva et al. (2015b)	MS	Mata Atlântica	7
Wiggers (2017)	SC	Mata Atlântica	3
Ferreira et al. (2019)	PR	Mata Atlântica	4
Vasconcelos (2019)	PA	Amazônia	3
Silva et al. (2007)	MT	Mata Atlântica	5
Bandeira & Harada (1998)	AM	Amazônia	6
Nogueira (2006)	RJ	Amazônia	3
Bussinguer (2018)	DF	Cerrado	6
Vasconcellos et al. (2013)	SP	Mata Atlântica	4
Benito (2002)	PR	Mata Atlântica	4
Silva et al. (2006)	MS	Mata Atlântica	5
Uzeda et al. (2007)	SP	Mata Atlântica	2
Santos et al. (2017)	PI	Cerrado	3
Bandeira et al. (2020)	PB	Caatinga	8
Caproni et al. (2011)	RO	Amazônia	4
Matos et al. (2019)	BA	Caatinga	4
Lima et al. (2017)	PB	Mata Atlântica	2
Martins et al. (2015)	PB	Caatinga	2
Corrêa et al. (2011)	RO	Amazônia	6
Moreira et al. (2013)	AM	Amazônia	5
Tessaro (2013)	PR	Mata Atlântica	7
Granha et al. (2009)	SP	Mata Atlântica	2
Santos et al. (2020)	PI	Cerrado	18
Ferreira (2012)	SP	Mata Atlântica	3
Nascimento (2006)	AM	Amazônia	7
Casaril et al. (2019)	SC	Mata Atlântica	3
Pequeno et al. (2010)	RO	Amazônia	5
Santos et al. (2019)	PR	Mata Atlântica	2
Oliveira et al. (2020)	PR	Amazônia	4
Steffen et al. (2024)	RS	Pampa	7
Silva (2017)	PR	Mata Atlântica	5
Santos et al. (2016)	PI	Cerrado	12

Nascimento (2021)	BA	Mata Atlântica	3
Silva et al. (2020)	PB	Mata Atlântica	5
Morais Sobrinho et al. (2019)	PB	Mata Atlântica	2
Crepaldi (2011)	MS	Mata Atlântica	9
Souza et al. (2016)	PB	Caatinga	3
Vasconcellos (2021)	SP	Mata Atlântica	8
Cabral et al. (2021)	AL	Mata Atlântica	1
Araújo et al. (2010)	PB	Caatinga	2
Ribeiro et al. (2018)	RR	Amazônia	4

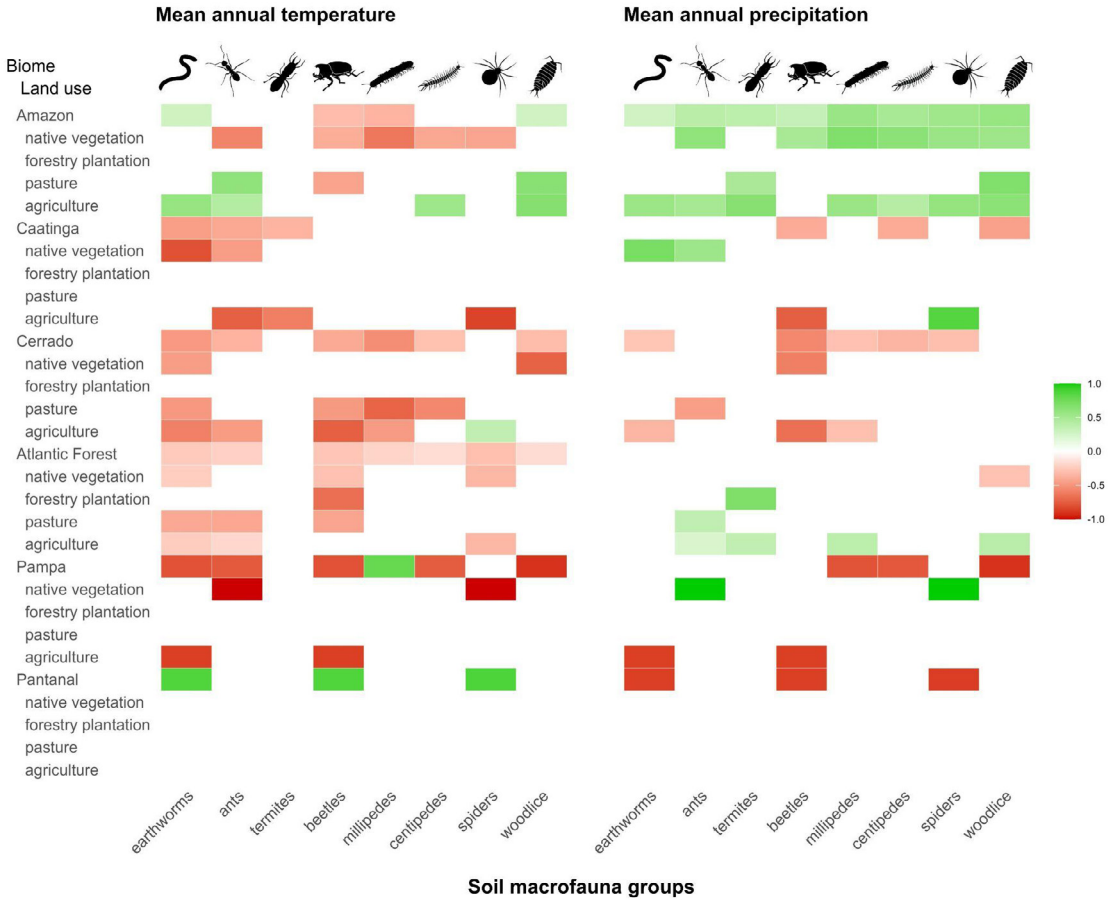


Figura 3.2. Correlação (Spearman) entre a abundância (ind. m-2) dos principais grupos da macrofauna do solo com as temperaturas e precipitações médias anuais em diferentes sistemas de uso do solo nos biomas brasileiros. Todas as correlações apresentadas são significativas (p<0,05).

Projeções futuras indicam um aumento da temperatura média global de 1,5 ºC nas próximas décadas (IPCC, 2022). Observando a Figura 3.2, nota-se que, no geral, existe uma correlação negativa entre a temperatura média anual e a abundância dos principais grupos da macrofauna do solo em todos os biomas brasileiros (exceto no Pantanal), indicando que, em locais mais quentes são observadas menores densidades destes organismos. Na Amazônia, nas áreas nativas, o aumento da temperatura média

esteve negativamente relacionado com a densidade de formigas, besouros, milipeias, centopeias e aranhas, com valores variando entre -0,64 e -0,39. Já nas pastagens, apenas três grupos apresentaram valores significativos, entretanto, nesse sistema de uso o efeito da temperatura foi positivo para as formigas (r = 0,61) e tatuzinhos-de-jardim (0.64), enquanto continuou sendo negativo para besouros (-0,43). Já em áreas agrícolas, apenas correlações positivas foram observadas para minhocas (0,57), formigas (0.42), centopeias (0.53) e tatuzinhos-de-jardim (0.66).

Na caatinga, os efeitos da temperatura foram menos pronunciados, no entanto, todas as correlações observadas foram negativas, com as minhocas apresentando valores de -0,80 em áreas nativas e formigas, cupins e aranhas apresentando valores variando entre -0,60 e -0,85 nas áreas agrícolas. No Cerrado, todas as correlações significativas observadas foram negativas, exceto para aranhas em áreas agrícolas (0,35). No geral, dos oito grupos avaliados, seis apresentaram uma relação negativa entre maiores valores de temperatura média e densidade, com destaque para tatuzinhos-de-jardim, milipeias e besouros em diferentes sistemas de uso.

Na Mata Atlântica, o bioma com o maior número de sistemas/locais avaliados (28 sistemas), similarmente ao Cerrado, apenas relações negativas foram encontradas entre a macrofauna e maiores valores de temperatura média anual. Para o Pampa e o Pantanal, embora as correlações observadas tenham sido as maiores (variando entre -1 a 1), dado o baixo número de locais avaliados nestes biomas, estes resultados não serão discutidos.

As mudanças climáticas vão além das alterações da temperatura média global, apresentando efeito significativo no regime de chuvas em todo o globo (IPCC, 2023). Entretanto, as mudanças no regime de chuvas não são tão fáceis de serem preditas, ocorrendo um aumento na frequência e intensidade da pluviosidade em alguns locais e redução do volume de chuvas esperado em outras regiões (IPCC, 2023). A biota do solo, em geral, apresenta uma relação positiva com a umidade do solo e, consequentemente, com a pluviosidade, já que muitos organismos apresentam baixa capacidade de evitar a perda de água do corpo (Coleman et al., 2017).

Se observarmos a Figura 3.2, para a Amazônia, foram observadas relações positivas entre a pluviosidade média anual e a abundância dos principais grupos da macrofauna, com valores médios variando de 0,28 até 0,68. Já na Caatinga, os efeitos variaram bastante dependendo do sistema de uso do solo considerado. Foram observadas relações positivas para minhocas (0,71) e formigas (0,54) em vegetação nativa, enquanto nas áreas agrícolas as correlações foram negativas para besouros

(-0,75) e positivas para as aranhas (-0.85). Ao contrário do esperado, no Cerrado, todos os grupos (exceto cupins e tatuzinhos-de-jardim) demonstraram correlações negativas com a precipitação média anual. Na Mata Atlântica, as populações nas áreas agrícolas foram as mais sensíveis à precipitação, com formigas, cupins, milipeias e tatuzinhos-de-jardim apresentando uma relação positiva com o volume de chuvas.

Os resultados apresentados demonstram que, para os principais táxons da macrofauna edáfica, exceto para algumas exceções, maiores temperaturas resultam em menores populações, independentemente do bioma ou do sistema de uso do solo avaliado. A temperatura média anual do ar entre todos os estudos incluídos nesta análise variou de 13,1 a 27,9 ºC, uma variação de 14,8 ºC entre as regiões mais frias e mais quentes. Portanto, o aumento esperado de 1,5 ºC, representaria um aumento de 10% na diferença de temperatura nestas regiões, o que sem dúvida impactará as comunidades de organismos que habitam o solo. Da mesma forma, como apresentado, as alterações no regime de chuvas também terão grande impacto nestas populações. Na Amazônia, por exemplo, vem sendo observado o aumento de anomalias climáticas durante as épocas seca e chuvosa (Marengo & Espinoza, 2016), e, dada a alta correlação entre a macrofauna e a precipitação média nesse bioma, é provável que essas mudanças venham alterando estas comunidades e, consequentemente as funções e serviços ecossistêmicos desempenhados por estes organismos em sistemas naturais e áreas de produção.

Fauna edáfica como bioindicadora das iInfluências das mudanças climáticas na toxicidade de contaminantes

As mudanças climáticas interferem em uma série de fatores do solo, tais como umidade, temperatura e salinidade. Estes parâmetros, além de exercerem influência direta sobre os organismos da fauna edáfica, também modificam a estabilidade, a persistência e o comportamento dos contaminantes no solo. Neste sentido, a fauna do solo representa um importante bioindicador para a mensuração dos efeitos das mudanças climáticas sobre a toxicidade de contaminantes no solo. Nos últimos anos, o uso da fauna edáfica em testes ecotoxicológicos simulando cenários de mudanças climáticas vem crescendo, principalmente em virtude da constatação de que a toxicidade já conhecida de uma série de contaminantes, deverá sofrer alterações em cenários de temperatura, umidade ou salinidade modificadas (Kudureti et al., 2023; Biswas et al., 2018).

De acordo com o IPCC (2022), a temperatura média global em 2017 já aumentou

1 °C (0,8 – 1,2 °C) acima dos níveis pré-industriais, e poderá ainda aumentar 1,5-3,0 °C até 2050, a depender do cenário de emissão de gases do efeito estufa (Jabir et al., 2021). Estas modificações na temperatura atmosférica global afetam diretamente a temperatura do solo e, consequentemente, a fauna edáfica, uma vez que a temperatura é fator chave para uma série de processos biológicos dos organismos que vivem no solo, tal como a atividade metabólica, a respiração, o crescimento e a reprodução. Além disso, as alterações na temperatura influenciam a dinâmica dos contaminantes no solo, modificando a velocidade de degradação das moléculas, seu particionamento e solubilidade no solo, e a fração biodisponível aos invertebrados do solo (Rani & Sud, 2015).

Os padrões de precipitação ao redor do globo também deverão sofrer modificações. Até o momento, já se constatou que as mudanças climáticas estão intensificando o ciclo da água, trazendo chuvas mais intensas e inundações em algumas regiões, e secas mais prolongadas em outras. Em regiões de maiores altitudes, por exemplo, é esperado um aumento na precipitação média, enquanto em grandes partes do subtrópico as chuvas diminuirão (IPCC, 2023). A mudança nos padrões de chuva afeta diretamente a disponibilidade de água no solo, um fator regulador do crescimento e reprodução da fauna edáfica. A água é essencial para os processos metabólicos dos organismos edáficos, e em condições de seca, os processos fisiológicos desses organismos podem ser comprometidos. Por exemplo, no caso das minhocas, as secas podem dificultar a manutenção da umidade corporal e induzi-las a um processo de dormência (Kaka et al., 2021). Por outro lado, em regiões onde existe previsão de aumento da frequência de eventos extremos de chuva - como tempestades e enxurradas – os casos de inundação do solo deverão se tornar mais comuns. Nestes cenários, a disponibilidade de oxigênio no interior do solo fica limitada e a função hábitat comprometida, o que pode representar um fator de declínio das populações, especialmente para as espécies que não estão adaptadas a cenários de saturação do solo (Bicho et al., 2025; Plum & Filser, 2005).

Além do mais, a redução ou aumento da umidade do solo afeta diretamente a concentração de contaminantes na água dos poros, a qual é uma importante via de exposição da fauna edáfica aos contaminantes (Ogungbemi & Van Gestel, 2018). Em situações de inundação, por exemplo, existe uma tendência dos contaminantes ficarem mais dissolvidos na solução do solo e, portanto, a quantidade de compostos biodisponíveis aos organismos da fauna tende a ser menor. Por outro lado, em situações de seca, onde o volume da solução do solo tende a ser reduzido, espera-se encontrar uma maior concentração dos contaminantes por volume de solução e, portanto, a quantidade internalizada pelos organismos pode ser maior (Hennig et al., 2023).

Além da temperatura e da umidade do solo, outro parâmetro edáfico que pode vir a sofrer influência das mudanças climáticas é a salinidade do solo. Embora a salinização de solos seja um processo natural em solos derivados de rochas com altos teores de sais, o derretimento das geleiras e do gelo polar amplificado pelas mudanças climáticas favorece a elevação do nível do mar, causando a intrusão de água salgada nos solos costeiros (Eswar et al., 2021). Além disso, as maiores temperaturas globais contribuem para uma maior evaporação da água do solo, e, especialmente em regiões onde os padrões de precipitação tendem a ser reduzidos, o aumento da concentração de sais no solo é esperado em virtude do menor volume da solução do solo. Ainda, a irrigação de solos agrícolas com água contendo altos teores de sais solúveis também contribui para este fenômeno (Owojori et al., 2009). Neste viés, a salinização dos solos pode afetar diretamente a sobrevivência e reprodução da fauna edáfica (Owojori et al., 2009), bem como modificar a toxicidade de outros contaminantes, como metais pesados e agrotóxicos (Owojori et al., 2008; Silva et al., 2015).

Em virtude das inúmeras influências que as mudanças climáticas trazem à fauna edáfica e à sua resposta frente aos contaminantes do solo, na sequência será apresentado um apanhado de estudos avaliando as potenciais implicações das alterações de alguns fatores climáticos (temperatura, umidade e salinidade do solo) sobre a toxicidade de contaminantes para organismos do solo (Figura 3.3).

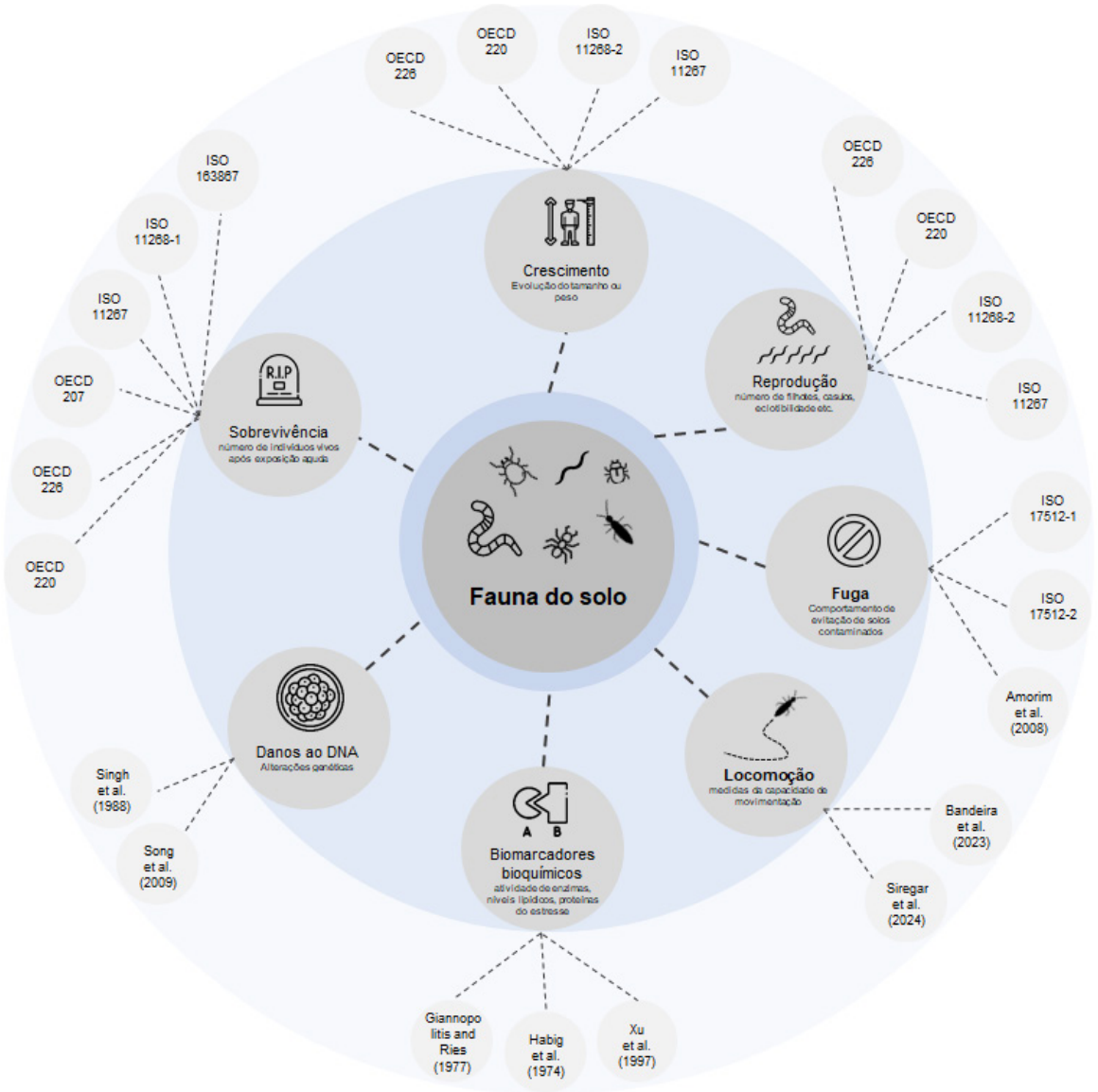


Figura 3.3. Exemplos de parâmetros biológicos e metodologias utilizadas pela comunidade científica para avaliar a resposta de organismos da fauna do solo aos contaminantes do solo, em cenários de mudança climática.

Efeito da variação de temperatura na toxicidade de contaminantes para invertebrados da fauna edáfica

De acordo com o último relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), divulgado em março de 2023, as atividades antrópicas, em especial a emissão de gases do efeito estufa (GEE), ocasionaram a elevação da temperatura da superfície da Terra de 1,1 °C em 2011-2020, em comparação à temperatura média do período pré-industrial (1850-1900) (Calvin et al., 2023). Além disso, se os padrões

de emissão dos GEE continuarem os mesmos, o aquecimento muito provavelmente ultrapassará 1,5 °C até o final do século XXI. Estes acréscimos na temperatura atmosférica certamente induzem aumentos na temperatura interna do solo, aos quais os organismos da fauna estão expostos.

Os fatores ambientais tal como a temperatura não apenas podem tornar os organismos do solo mais vulneráveis aos contaminantes, mas eles mesmos podem se tornar estressores diretos. Boa parte dos organismos da fauna do solo são considerados ectotérmicos, o que significa que sua temperatura corporal varia conforme a do ambiente. Isso ocorre porque eles não têm mecanismos internos eficientes para regular a temperatura, e sendo assim, flutuações na temperatura do ambiente podem afetar diretamente sua atividade, respiração e metabolismo (Edwards & Bohlen, 1996).

O estresse térmico pode provocar mudanças na homeostase e distúrbios metabólicos nos organismos do solo, bem como alterações nos padrões habituais de ciclo de vida, taxas de crescimento e reprodução. Além disso, a exposição a temperaturas acima da faixa ótima para a espécie pode induzir uma série de alterações fisiológicas, incluindo a inibição da síntese de proteínas ou mesmo a sua desnaturação, o decréscimo da atividade de enzimas responsáveis pela detoxificação, além de potencial genotoxicidade e estresse oxidativo (Bandeira et al., 2020; Jensen et al., 2009). Nestas condições, os organismos podem alocar uma maior parcela de energia em mecanismos de reparação ou compensação das injúrias causadas pelo estresse térmico, tal como a produção de proteínas de choque térmico (Dai et al., 2023). Estes mecanismos de defesa representam um custo energético importante, e podem em última instância reduzir a quantidade de recursos destinados à reprodução e/ou ao crescimento.

Além disso, a magnitude da influência da temperatura também depende da profundidade na qual as espécies vivem no solo. Por exemplo, no caso das minhocas, é esperado que espécies epigeicas (que vivem em camadas superficiais do solo) e anécicas (que se alimentam na superfície) sejam mais influenciadas pelas mudanças na temperatura pela sua atividade mais próxima à superfície do solo, comparativamente a espécies endogeicas que vivem em camadas mais subsuperficiais (Velki & Ečimović, 2015).

Além dos efeitos diretos da temperatura sobre os organismos edáficos, há de se considerar sua influência sobre a resposta da fauna frente aos contaminantes do solo. De maneira geral, sabe-se que temperaturas maiores tendem a aumentar a atividade e a absorção de contaminantes pelos organismos edáficos, o que pode representar um aumento na quantidade de contaminantes internalizada pelos organismos e, consequentemente, uma maior toxicidade. Sabe-se, por exemplo, que boa parte

dos organismos da fauna do solo (tal como os microartrópodes e as oligoquetas) se expõem aos contaminantes do solo principalmente através da ingestão da solução do solo (Ogungbemi & Van Gestel, 2018). Em cenários de temperatura aumentada, os contaminantes (em especial os agrotóxicos) podem sofrer alterações na forma como estão particionados nas diferentes fases do solo, com tendência de aumento em sua solubilidade (Broznić & Milin, 2012), o que implica em uma menor quantidade das moléculas retida na matriz sólida do solo enquanto uma maior parcela tende a ficar biodisponível aos organismos na solução do solo. Ainda, no caso das minhocas, além das mesmas se exporem aos contaminantes através da ingestão de partículas sólidas contaminadas, uma parcela importante da absorção também ocorre pela difusão passiva através da epiderme (Wang et al., 2024). Sendo assim, as maiores temperaturas podem ainda aumentar a permeabilidade da epiderme das minhocas, e com isso, favorecer a absorção dos contaminantes pelas oligoquetas.

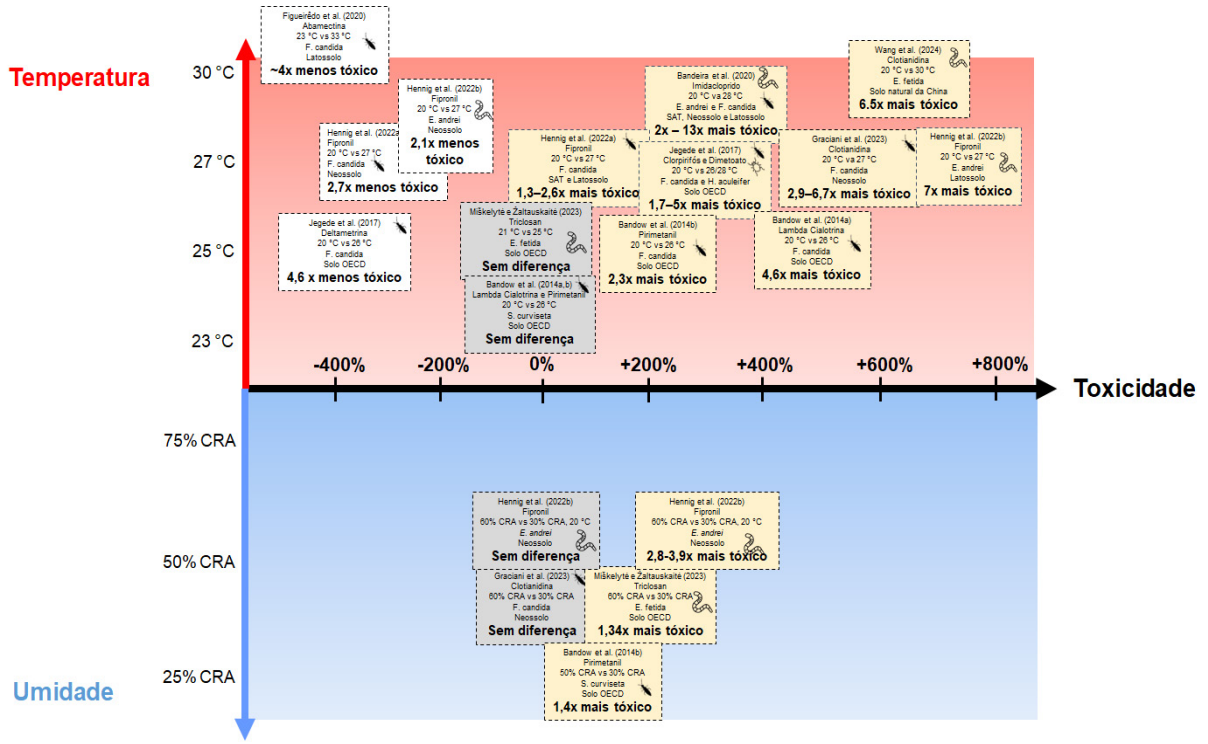
A exposição a temperaturas mais altas pode também afetar indiretamente a capacidade dos organismos de se defender das injúrias causadas pelos contaminantes, principalmente pelo aumento do estresse oxidativo causado pelo estresse térmico. Nestes casos, mecanismos antioxidantes enzimáticos e não enzimáticos são ativados para neutralizar o dano oxidativo causado pelas espécies reativas de oxigênio (Wang et al., 2024), e assim uma menor quantidade de recursos fica disponível para a ativação de enzimas detoxificantes.

Estas alterações nos mecanismos de defesa dos organismos edáficos frente aos contaminantes, bem como as alterações na biodisponibilidade dos contaminantes são o que provavelmente explica o aumento de toxicidade observado para uma série de contaminantes em cenários de temperatura aumentada, incluindo os inseticidas clotianidina, imidacloprido, fipronil, lambda-cialotrina e clorpirifós, bem como o fungicida pirimetanil (Figura 3.4).

Por outro lado, o aumento da temperatura também pode favorecer uma maior excreção dos contaminantes pela renovação intestinal (Jegede et al., 2017), bem como maior volatilização e degradação mais rápida dos compostos, resultando na diminuição de sua biodisponibilidade no solo e, consequentemente, ecotoxicidade, tal como observado por Figueirêdo et al. (2020) para abamectina e Jegede et al. (2017) para o piretróide deltametrina (Figura 3.4).

As evidências científicas encontradas até o momento sugerem que a influência da temperatura na toxicidade dos contaminantes é complexa e varia com o tipo de contaminante, com o solo e com a espécie testada. Por exemplo, Hennig et al. (2022a)

verificaram que a toxicidade do fipronil aumentou com o aumento da temperatura para colêmbolos quando a exposição ocorreu em Solo Artificial Tropical (SAT) ou Latossolo, mas diminuiu com o aumento da temperatura quando a exposição ocorreu em um solo arenoso (Neossolo Quartzarênico). Para minhocas, a toxicidade do inseticida também foi aumentada com a elevação da temperatura em Latossolo, mas o inverso ocorreu na exposição em Neossolo (Hennig et al., 2022b). Nesta linha, observa-se também que a toxicidade de lambda-cialotrina para os colêmbolos da espécie *F. candida* foi aumentada com o aumento da temperatura, mas para *S. curviseta*, a variação na temperatura não alterou significativamente a ecotoxicidade (Figura 3.4, Tabela 3.2).



* ícones em amarelo indicam estudos que verificaram aumento da toxicidade com o aumento da temperatura ou diminuição da umidade do solo; ícones em branco indicam estudos que verificaram diminuição da toxicidade com o aumento da temperatura ou diminuição da umidade do solo; ícones em cinza indicam estudos que não verificaram influência significativa do aumento da toxicidade com o aumento da temperatura ou diminuição da umidade do solo.

Figura 3.4. Síntese dos estudos avaliando a influência do aumento da temperatura e/ou da diminuição da umidade do solo na toxicidade de contaminantes para a fauna do solo. CRA = Capacidade de retenção de água.

Tabela 3.2. Revisão bibliográfica dos estudos avaliando a influência do aumento da temperatura e da diminuição da umidade do solo na toxicidade de contaminantes para a fauna do solo.

Espécie	*Duração do teste e parâmetro analisado*	*Solo*	*Contaminante*	*Condição testada*	*Principais resultados*	*Referência*
E. andrei, F. candida	*56 dias (minhocas), 28 dias (colêmbolos); sobrevivência, reprodução e crescimento*	*SAT, Latossolo e Neossolo*	*Imidacloprido*	*20 °C vs 25 °C vs 28 °C*	*Aumento da toxicidade com o aumento da temperatura. SAT: EC50s de 1,48, 0,66 e 0.40 mg kg^{-1} para minhocas e 0,3, 0,2 w 0,06 mg kg^{-1} para colêmbolos, em 20, 25 e 28 °C; Latossolo: EC50s de 0,21, 0,07, 0,06 mg kg^{-1} para minhocas e 0,16, 0,09, 0,06 mg kg^{-1} para colêmbolos. Neossolo: EC50s de 0,19, 0,03 e 0,14 mg kg^{-1} para minhocas e 0,04, 0,02, 0,01 mg kg^{-1} para colêmbolos*	*Bandeira et al. (2020)*
F. candida	*28 dias; sobrevivência, crescimento e reprodução*	*SAT, Latossolo e Neossolo*	*Fipronil*	*20 °C vs 25 °C vs 27 °C*	*Aumento da toxicidade com o aumento da temperatura em SAT (EC50 de 0,81, 0,70, e 0,31 mg kg^{-1} em 20, 25 e 27 °C) e Latossolo (EC50 de 0,52, 0,54, 0,40 mg kg^{-1}). Diminuição da toxicidade com o aumento da temperatura em Neossolo (EC50 a 27 °C de 0,33 mg kg^{-1} em comparação a 0,12 mg kg^{-1} em 20 °C).*	*Hennig et al. (2022a)*
F. candida, Hypoaspis aculeifer	*28 dias (colêmbolos), 14 dias (ácaros); sobrevivência e reprodução*	*Solo OECD (5.2% turfa)*	*Deltametrina, Clorpirifós e Dimetoato*	*20 ºC vs 26 ºC (colêmbolos); 20 ºC vs 28 ºC (ácaros);*	*Diminuição da toxicidade da deltametrina com o aumento da temperatura para colêmbolos ($EC50_{20°C}$ = 2,77 mg kg^{-1} vs $EC50_{26°C}$ = 12,85 mg kg^{-1}). Aumento da toxicidade do clorpirifós e dimetoato com o aumento da temperatura (clorpirifós em colêmbolos: $EC50_{20°C}$ = 0,031 mg kg^{-1} vs $EC50_{26°C}$ = 0,018 mg kg^{-1}; clorpirifós em ácaros: $EC50_{20°C}$ = 6,18 mg kg^{-1} vs $EC50_{28°C}$ = 1,42 mg kg^{-1}; dimetoato em colêmbolos: $EC50_{20°C}$ = 0,36 mg kg^{-1} vs $EC50_{26°C}$ = 0,17 mg kg^{-1}).*	*Jegede et al. (2017)*

F. candida	*28 dias; sobrevivência e reprodução*	*Latossolo*	*Abamectina e difenoconazol*	*23 °C vs 33 °C*	*Diminuição da toxicidade da abamectina com o aumento da temperatura (~25% de mortalidade em 33 °C, 100% de mortalidade em 23 °C). Difenoconazol não causou toxicidade para colêmblos.*	*Figueirêdo et al. (2020)*
F. candida	*28 dias; sobrevivência e reprodução*	*Neossolo*	*Clotianidina*	*Temperatura: 20 vs 25 vs 27 °C Umidade do solo: 30% vs 60% CRA*	*Aumento da toxicidade com o aumento da temperatura ($EC50_{60\%CRA}$ de 0,03, 0,01 e 0,006 mg kg^{-1} para 20, 25 e 27 °C). Não houve influência significativa da umidade na toxicidade da clotianidina.*	*Graciani et al. (2023)*
E. fetida	*56 dias; sobrevivência, reprodução e crescimento*	*Solo OECD (10% turfa)*	*Triclosan*	*Temperatura: 21 °C e 25 °C Umidade do solo: 30% vs 60% CRA*	*Aumento da toxicidade com a diminuição da umidade (60% CRA: LC50 de 311,82 mg kg^{-1} vs 30% CRA: LC50: 232,38 mg kg^{-1}). Não houve influência significativa da temperatura na toxicidade do triclosan.*	*Miškelytė e Žaltauskaitė (Miškelytė & Žaltauskaitė, 2023)*
E. fetida	*56 dias; sobrevivência, reprodução e crescimento*	*Solo natural chinês*	*Clotianidina*	*20 °C vs 22,5 °C vs 25 °C vs 30 °C*	*Aumento da toxicidade com o aumento da temperatura (LC50 em 20, 22,5, 25 e 30 °C: 0,774, 0,486, 0,330, e 0,199 mg/kg, respectivamente).*	*Wang et al. (2024)*
E. andrei	*56 dias; sobrevivência, reprodução e crescimento*	*Neossolo, Latossolo*	*Fipronil*	*Temperatura: 20 vs 25 vs 27 °C Umidade do solo: 30% vs 60% CRA*	*Aumento da toxicidade do fipronil com o aumento da temperatura em Neossolo ($EC50_{20°C}$ = 52,58 mg kg^{-1} vs $EC50_{27°C}$ = 110,00 mg kg^{-1}) e Latossolo ($EC50_{20°C}$ = 277,57 mg kg^{-1} vs $EC50_{27°C}$ = 39,89 mg kg^{-1}). Não houve influência significativa da umidade na toxicidade do fipronil no cenário de 20 °C em neossolo, mas houve aumento da toxicidade com a diminuição da umidade nos cenários de 25 °C ($EC50_{30\%CRA}$ = 17,19 mg kg^{-1} vs $EC50_{60\%CRA}$ = 48,40 mg kg^{-1}) e 27 °C ($EC50_{30\%CRA}$ = 27,95 mg kg^{-1} vs $EC50_{60\%CRA}$ = 110,00 mg kg^{-1}).*	*Hennig et al. (2022b)*

Efeito da variação na umidade do solo na toxicidade de contaminantes para invertebrados da fauna edáfica

De maneira geral, a manutenção da vida da fauna no solo está intimamente relacionada à disponibilidade de água e alimento para o desenvolvimento das espécies. Um destaque deve ser feito à umidade do solo, que desempenha um papel crucial na regulação dos processos biogeoquímicos e na manutenção da fauna edáfica. Alguns invertebrados, como, por exemplo, as minhocas, requerem grandes quantidades de água por causa de seu sistema de respiração cutânea. Na falta de umidade, é induzido um processo de estivação, no qual estes oligoquetos reduzem seu metabolismo e ficam protegidos em pequenas câmaras para evitar a desidratação (Lee, 1985). Mesmo no caso dos insetos e outros artrópodes, os quais têm um exoesqueleto quitinoso que lhes confere maior proteção contra a desidratação, o estresse hídrico pode comprometer parcial ou totalmente os estádios de desenvolvimento biológico (Gullan & Cranston, 2005).

Por outro lado, o excesso de água no solo também pode ser prejudicial aos invertebrados edáficos, uma vez que os poros de ar são preenchidos com água, reduzindo a disponibilidade de oxigênio para as espécies. Em situações de alagamento, muitos invertebrados podem procurar refúgio na superfície do solo, onde se tornam vulneráveis ao ataque de predadores, entre outras ameaças como a exposição a altas intensidade de radiação solar, à deriva de agrotóxicos e outros poluentes.

Além disso, alterações no teor de umidade do solo podem influenciar diretamente na dinâmica (sorção/dessorção, degradação, biodisponibilidade entre outros aspectos) dos poluentes nos ecossistemas terrestres (Kookana et al., 2010). Por exemplo, o aumento da umidade no solo pode favorecer processos de hidrólise, onde os íons de hidrogênio (H^+) e hidróxido (OH^-) causam mudanças na estrutura molecular dos contaminantes (especialmente os orgânicos) por meio da quebra de ligações químicas e, consequentemente, podem alterar os seus potenciais de toxicidade para as espécies edáficas. A solubilidade das substâncias e elementos potencialmente tóxicos também pode ser significativamente alterada pelo teor de água disponível nos solos, sendo que em solos mais úmidos ou encharcados pode haver aumento de processos de dessorção dos poluentes das matrizes sólidas, favorecendo a sua biodisponibilidade na água dos poros, ou a sua diluição/lixiviação no perfil do solo, a depender da capacidade de retenção de água e dos níveis de chuvas atingidos. Por exemplo, para alguns metais potencialmente tóxicos, como o Cd e Pb, há maior tendência de disponibilidade em solos mais úmidos e menor sob condições de seca.

Por outro lado, a escassez de água pode gerar maior retenção dos contaminantes nas partículas minerais e orgânicas, onde ocorre menor biodisponibilidade nas águas dos poros e menor exposição por essa via. Para as minhocas, alguns autores sugerem que os solos secos podem reduzir suas exposições dérmica e oral às substâncias tóxicas, visto que nessas condições a movimentação dos oligoquetos é reduzida (MišKelytė & Žaltauskaitė, 2023). Contudo, os cenários de seca também podem prolongar a persistência das substâncias orgânicas que têm alta afinidade por matéria orgânica do solo (altos valores de Koc), tais como os organoclorados, ampliando a sua meia-vida no solo e, consequentemente, aumentando o risco de toxicidade crônica para as espécies que têm sua principal via de exposição por meio da ingestão de partículas de solo/matéria orgânica do solo. Além disso, a permanência dos invertebrados em solos secos pode gerar desidratação, o que resulta no aumento da concentração das substâncias/elementos no corpo e, consequentemente, aumenta a probabilidade dos processos de toxicidade (Holmstrup et al., 2010).

Em cenários de seca, a depender de características dos solos (i.e., capacidade de retenção de água, textura e mineralogia) pode ainda haver concentração dos poluentes em volumes menores de água nos poros, gerando microssítios de exposição altamente concentrados no solo, nas quais espécies com menor potencial de locomoção são mais prejudicadas, mas espécies com maior capacidade de locomoção são menos afetadas (Wang et al., 2023). Portanto, verifica-se que tanto o aumento quanto a redução da umidade do solo podem influenciar direta e indiretamente na toxicidade dos contaminantes, onde os distintos cenários de exposição aos poluentes podem condicionar a resposta dos organismos edáficos ao estresse químico.

No contexto das mudanças climáticas, a ocorrência de eventos extremos, como secas prolongadas e chuvas intensas, pode modificar substancialmente o impacto dos poluentes sobre a fauna edáfica. Portanto, compreender essas interações é essencial para avaliar os riscos ambientais e o funcionamento dos ecossistemas terrestres sob condições climáticas futuras. Uma série de estudos realizados nas últimas duas décadas tem revelado um crescente número de evidências de que as alterações climáticas terão grandes impactos negativos sobre a distribuição e toxicidade de contaminantes ambientais (Delcour et al., 2015; Nadal et al., 2015). Segundo Noyes et al. (2009), a mudança no clima poderá facilitar uma série de processos de depleção de solventes, incluindo o derretimento do gelo e da neve, alterando as estruturas tróficas, as dinâmicas de bioacumulação, biomagnificação e a ciclagem de carbono orgânico, mudança que, por sua vez, poderá causar aumentos substanciais de elementos persistentes em água, solo, sedimentos e nos seres vivos.

As preocupações em torno dos efeitos das mudanças climáticas sobre a biologia da fauna invertebrada do solo tornam-se ainda mais alarmantes quando se constata que as alterações no clima podem estar ocorrendo em um ritmo muito mais acelerado do que o tempo que os organismos dispõem para desenvolver suas capacidades de adaptação ao ambiente modificado. Consequentemente, serão mais afetadas as espécies que vivem no limite de sua tolerância fisiológica, às margens das faixas ótimas de umidade, temperatura, salinidade, pH etc. (Noyes et al., 2009). Além disso, a capacidade das populações de se desenvolverem normalmente em seu hábitat natural não dependerá somente de sua habilidade em lidar com as mudanças na precipitação, entre outros fatores, por meio de adaptações fisiológicas ou comportamentais (Chown & Gaston, 2008), mas também será dependente da sua capacidade de lidar com as interações entre as mudanças climáticas e a dinâmica dos contaminantes no solo (Tripathi et al., 2015).

Estratégias de minimização dos efeitos tóxicos de contaminantes agravados pelas mudanças climáticas

Em virtude dos potenciais efeitos ecotoxicológicos aumentados dos contaminantes para a fauna do solo em cenários de mudanças climáticas, faz-se necessário desenvolver e validar métodos de mitigação dos efeitos deletérios, com vistas à preservação da biodiversidade e funcionalidade do ecossistema edáfico.

Atualmente, existem diversas estratégias para reduzir os efeitos tóxicos causados pelos poluentes no solo, tal como a biorremediação (uso de microrganismos para degradar poluentes em ambientes contaminados), a fitorremediação (uso de plantas para remover, estabilizar ou degradar contaminantes do solo) e a entomorremediação (uso de insetos para decompor contaminantes no solo), além de outras. Dentro do contexto das mudanças climáticas, uma das técnicas promissoras investigada e validada pela comunidade científica é a adição de compostos orgânicos ricos em carbono ao solo, a qual será foco desta seção. A incorporação de compostos ricos em carbono no solo representa uma possibilidade de ampliação dos sítios de adsorção de contaminantes na matriz sólida do solo, favorecendo uma menor biodisponibilidade dos mesmos na solução do solo. Além do mais, a incorporação destes compostos ao solo representa uma forma de sequestro de carbono, pois embora a degradação microbiana tende a liberar uma certa quantidade de CO_2 de volta à atmosfera no curto prazo, boa parte do carbono é convertido em formas estáveis de carbono orgânico (por exemplo, o húmus), que permanecerá no solo por longos períodos. A adição destes materiais orgânicos

também favorece a melhoria da estruturação do solo e o crescimento das raízes das plantas (Luo et al., 2023).

Entre os compostos orgânicos ricos em carbono, o biochar - um tipo de carvão vegetal produzido a partir da queima controlada de biomassa - destaca-se por ser um dos mais estudados e com efeitos de diminuição da ecotoxicidade de alguns contaminantes para a fauna do solo. Até o momento, já se constatou que o biochar tem potencial para reduzir a toxicidade do imidacloprido para minhocas *Eisenia fetida* (Nyoka et al., 2021) e enquitreídeos *Enchytraeus albidus* (Nyoka et al., 2018) quando adicionado em altas quantidades (equivalentes a 10% do peso do solo). Quando aplicado em menores doses, variando de 1-3%, o biochar também aliviou os efeitos tóxicos pelo herbicida mesotriona para *E. fetida* (Zhang et al., 2019). A adição de biochar também diminuiu a toxicidade de partículas de prata para *F. candida* (Mocová et al., 2022) e *E. albidus* (Nyoka et al., 2018), quando adicionado ao solo em doses de 5% e 10%, respectivamente; e a toxicidade do chumbo para minhocas *E. fetida*, em doses variando de 1 a 5% (Sun et al., 2022).

Outros estudos, entretanto, observaram efeitos controversos do biochar na toxicidade de contaminantes. Boughattas et al. (2022) verificaram que embora a presença de biochar (2%) tenha diminuído o estresse oxidativo induzido pelo cádmio e o agrotóxico 2,4-D para minhocas *E. andrei*, ele também aumentou a biodisponibilidade dos contaminantes, além de elevar a frequência de geração de micronúcleos e a estabilidade da membrana lisossomal das minhocas. Semelhantemente, Kumari et al. (2024) verificaram que o biochar (3-5%) reduziu a mortalidade de minhocas *E. fetida* expostas a solos contaminados com clorpirifós; contudo o grupo de minhocas do solo contendo biochar apresentou maior estresse oxidativo em relação ao grupo do solo sem biochar. Estes resultados sugerem que a influência do biochar na ecotoxicidade dos contaminantes pode variar, e para algumas moléculas, o seu efeito ainda precisa ser melhor elucidado.

Embora compostos orgânicos submetidos a tratamentos térmicos (tal como o biochar), geralmente apresentam maior estabilidade e menor risco ao ambiente em comparação aos materiais não tratados, outros tipos de compostos orgânicos também têm potencial de remediação de solos contaminados e de diminuição da toxicidade de contaminantes em cenários de mudanças climáticas. Neste contexto, Bandeira et al. (2022) verificaram que o lodo de esgoto diminuiu a toxicidade do imidacloprido para *F. candida* a partir de doses equivalentes a 2% em solo argiloso (Latossolo) e 8% em solo arenoso (Neossolo).

Cabe ressaltar, no entanto, que todos os trabalhos acima mencionados foram realizados apenas em laboratório, e faltam, ainda, trabalhos que avaliem impactos do uso de compostos orgânicos aplicados em campo, sobre a toxicidade de contaminantes em situações mais ecologicamente e agronomicamente relevantes.

Considerações finais

O clima é um dos grandes fatores responsáveis por modificar as populações de comunidades de organismos do solo. Desta forma, as mudanças climáticas terão, sem dúvida, um papel central na modificação das comunidades edáficas nos próximos séculos, representando uma séria ameaça para inúmeras espécies, principalmente aquelas mais sensíveis a fatores abióticos como temperatura e pluviosidade. No Brasil, as drásticas mudanças esperadas na temperatura e precipitação em todos os biomas, poderão impactar de maneira negativa diversos táxons da macrofauna do solo, principalmente em áreas com vegetação nativa, dado o alto endemismo observado nestes organismos. Adicionalmente, além do impacto direto causado pelo clima, diversos estudos têm demonstrado que contaminantes em geral, mas principalmente agrotóxicos, apresentam maior toxicidade para a fauna do solo quando em condições de aumento de temperatura, o que sem dúvida ampliará os efeitos negativos esperados das mudanças climáticas sobre estes organismos.

Referências

Anthony, M. A., Bender, S. F., & van der Heijden, M. (2023). Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 120*(33), e2304663120.

Alberton, J. V., Oliveira Filho, L. C. I. de, Viapiana, C. M., Dal'Bianco, V., Miquelluti, D. J., & Santos, J. C. P. (2010). Macrofauna do solo em áreas reconstruídas após mineração de carvão. In: *Fontes de nutrientes e produção agrícola: modelando o futuro: anais*. Guarapari – ES: SBCS.

Alves, M. V., Santos, J. C. P., Gois, D. T. D., Alberton, J. V., & Baretta, D. (2008). Macrofauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes químicos e dejetos de suínos no oeste do estado de Santa Catarina. *Rev Bras Ciênc Solo, 32*(2), 589–598.

Amazonas, N. T., Viani, R. A. G., Rego, M. G. A., Camargo, F. F., Fujihara, R. T., & Valsechi, O. A. (2018). Soil macrofauna density and diversity across a chronosequence of tropical forest restoration in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology, 78*(3), 449–456.

Araújo, A. O. (2010). Avaliação de propriedades físicas dos solos e da macrofauna edáfica em áreas submetidas a manejo florestal de vegetação nativa na chapada do Araripe [Dissertação]. [Fortaleza – CE]: Universidade Federal do Ceará.

Araújo, V. F. P., Bandeira, A. G., & Vasconcellos, A. (2010). Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology, 70*(3 suppl), 737–746.

Bandeira, A. G., & Harada, A. Y. (1998). Densidade e distribuição vertical de macroinvertebrados em solos argilosos e arenosos na Amazônia Central. *Acta Amazonica, 28*(2), 191–204.

Bandeira, F. O., Lopes Alves, P. R., Hennig, T. B., Toniolo, T., Natal-da-Luz, T., & Baretta, D. (2020). Effect of temperature on the toxicity of imidacloprid to Eisenia andrei and Folsomia candida in tropical soils. *Environmental Pollution, 267*, 115565.

Bandeira, F. O., Lodi, M. R., Graciani, T. S., Oroski, S., Mattias, J. L., Cardoso, E. J. B. N., et al. (2022). The use of sewage sludge as remediation for imidacloprid toxicity in soils. *Environmental Science and Pollution Research, 30*(8), 20159–20167.

Barros, C. E. (2017). *Indicadores de qualidade do solo de parte dos lotes do assentamento rural companheiro Keno – Jacarézinho/PR: Uma síntese inacabada* [Dissertação]. [Ourinhos – SP]: Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus Experimental de Ourinhos.

Barros, E., Neves, A., Blanchart, E., Fernandes, E. C. M., Wandelli, E., & Lavelle, P. (2003). Development of the soil macrofauna community under silvopastoral and agrosilvicultural systems in Amazonia. *Pedobiologia, 47*(3), 273–280.

Barros, E., Pashanasi, B., Constantino, R., & Lavelle, P. (2002). Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils, 35*(5), 338–347.

Barros, E., & Luizão, R. C. C. (2002). Soil biota and nutrient dynamics through litterfall in agroforestry system in Rondônia, Amazônia. In: Brown, G., Hungria, M., Oliveira, L. J., Bunning, S., & Montañez, A. (Eds.). *International Technical Workshop on Biological Management of Soil Ecosystems for Sustainable Agriculture* (pp. 49–53). Londrina: Embrapa Soja. (Documentos 182).

Baretta, D. (2007). *Fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo em áreas com Araucaria angustifolia no Estado de São Paulo* [Tese]. Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

Baretta, D., Santos, J. C. P., Mafra, Á. L., Wildner, L. do P., & Miquelluti, D. J. (2003). Fauna edáfica avaliada por armadilhas e catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. *Revista de Ciências Agroveterinárias, 2*(2), 97–106.

Benazzi, E. dos S. (2011). *Produtividade, fertilidade e fauna do solo em um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar sob diferentes sistemas de colheita* [Dissertação]. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Benito, N. P. (2002). *Interferência de sistemas de cultivo sobre a macrofauna invertebrada do solo* [Dissertação]. [Londrina – PR]: Universidade Estadual de Londrina.

Benito, N. P. (2005). *Diversidade da macrofauna invertebrada do solo em áreas agrícolas de Jaguapitã – PR* [Dissertação]. [Londrina]: Universidade Estadual de Londrina.

Benito, N. P., Guimarães, M. D. F., & Pasini, A. (2008). Caracterização de sistemas de manejo em latossolo vermelho utilizando parâmetros biológicos, físicos e químicos. *Semina: Ciências Agrárias, 29*(3), 473–484.

Bento, M. A. B. (2009). *Avaliação da qualidade dos substratos minerados em cinco cascalheiras revegetadas no Distrito Federal* [Dissertação]. Universidade de Brasília.

Bianchi, M. de O. (2009). *Avaliação da funcionalidade do solo em sistemas florestais enriquecidos com leguminosas* [Dissertação]. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Bicho, R. C., Scott-Fordsmand, J. J., & Amorim, M. J. B. (2025). Impacts of climate change–simulated flooding and drought events–on terrestrial invertebrates (Enchytraeids and Collembolans). *Soil Ecology Letters, 7*(1), 240262.

Biswas, B., Qi, F., Biswas, J. K., Wijayawardena, A., Khan, M. A. I., & Naidu, R. (2018). The fate of chemical pollutants with soil properties and processes in the climate change paradigm—A review. *Soil Systems, 2*(3), 51.

Blankinship, J. C., Niklaus, P. A., & Hungate, B. A. (2011). A meta-analysis of responses of soil biota to global change. *Oecologia, 165*(3), 553–565.

Bonini, C. S. B. (2012). *Restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópica há 17 anos* [Tese]. [Ilha Solteira – SP]: Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Campus de Ilha Solteira.

Borges, C. H. A., Souto, P. C., Souto, J. S., Costa, R. M. C., Novais, D. B., & Barroso, R. F. (2016). Artrópodes edáficos em fragmentos de floresta ombrófila aberta na Paraíba, Brasil. *Revista Verde, 11*(2), 26.

Boughattas, I., Zitouni, N., Mkhinini, M., Missawi, O., Helaoui, S., Hattab, S., et al. (2022). Combined toxicity of Cd and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on the earthworm *Eisenia andrei* under biochar amendment. *Environmental Science and Pollution Research, 30*(12), 34915–34931.

Brito, M. F. D., Tsujigushi, B. P., Otsubo, A. A., Silva, R. F. D., & Mercante, F. M. (2016). Diversidade da fauna edáfica e epigeica de invertebrados em consórcio de mandioca com adubos verdes. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 51*(3), 253–260.

Broznić, D., & Milin, Č. (2012). Effects of temperature on sorption-desorption processes of imidacloprid in soils of Croatian coastal regions. *Journal of Environmental Science and Health, Part B, 47*(8), 779–794.

Brussaard, L. (2012). Ecosystem services provided by the soil biota. In: Wall, D. H., Bardgett, R. D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J. E., Jones, T. H., Ritz, K., et al. (Eds.). *Soil Ecology and Ecosystem Services* (pp. 45–58). Oxford: Oxford University Press.

Available from: https://academic.oup.com/book/4275/chapter/146152105

Braga, D. P. P. (2015). *Sistemas agroflorestais com cacau para recuperação de áreas degradadas, em São Félix do Xingu – PA* [Dissertação]. Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

Brigante, J. (2000). *Comparação de algumas comunidades de macrofauna e microrganismos de solo, encontradas em áreas de mata e pastagem, em um Latossolo* [Tese]. Universidade Federal de São Carlos.

Brossard, M., De Freitas Fregonezi, G. A., Guimarães, M. D. F., De Conti Medina, C., Pasini, A., Vilela, L., et al. (2012). Analysis of an illustrative interaction between structural features and earthworm populations in Brazilian ferralsols. *Comptes Rendus Géoscience, 344*(1), 41–49.

Brown, G., Demetrio, W., Nadolny, H., Santos, A., Ferreira, T., Bartz, M., et al. (2025). Macrofauna do solo e sua importância nos processos edáficos e na provisão de serviços ecossistêmicos. In: Bartz, M., Demetrio, W., Nadolny, H., Santos, A., Bruz, L., Ferreira, T., et al. (Eds.). *Macrofauna edáfica nos ecossistemas brasileiros*. Londrina – PR: Madrepérola. (No prelo).

Brown, G. G., da Silva, E., Thomazini, M. J., Niva, C. C., Decaëns, T., Cunha, L., et al. (2018). The role of soil fauna in soil health and delivery of ecosystem services. In: Reicosky, D. (Ed.). *Managing soil health for sustainable agriculture* (pp. 197–241). Cambridge: Burleigh Dodds Science Publishing Limited.

Buch, A. C., Correia, M. E. F., Teixeira, D. C., & Silva-Filho, E. V. (2015). Characterization of soil fauna under the influence of mercury atmospheric deposition in Atlantic Forest, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Environmental Sciences, 32*, 217–227.

Bussinguer, A. P. (2018). *Efeito de diferentes usos do solo no Cerrado sobre a composição da fauna edáfica* [Tese]. [Brasília – DF]: Universidade de Brasília.

Cabral, M. J. D. S., Lima, J. S. D., Pinheiro, R. A., & Lopes, E. A. P. (2021). Macrofauna do solo em área de vegetação espontânea em pomar de jurubeba *Solanum paniculatum* L. (Solanaceae). *Diversity Journal, 6*(1), 499–506.

Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., et al. (2023). IPCC, 2023: *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee & J. Romero (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. Available from: https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/

Caproni, A. L., Granha, J. R. D. de O., Souchie, E. L., Figueira, A. F., & Oliveira, A. C. S. de. (2011). Diversidade da macrofauna do solo em ecossistemas no município de Rolim de Moura, RO. *Global Science and Technology, 4*(3), 48–57.

Casaril, C. A., Oliveira Filho, L. C. I., Santos, J. C. P., & Rosa, M. G. (2019). Fauna edáfica em sistemas de produção de banana no Sul de Santa Catarina. *Agrária, 14*(1), 1–12.

Catanozi, G. (2010). *Análise espacial da macrofauna edáfica sob diferentes condições ambientais dos trópicos úmidos* [Tese]. [Campinas – SP]: Universidade Estadual de Campinas.

Chown, S. L., & Gaston, K. J. (2008). Macrophysiology for a changing world. *Proceedings of the Royal Society B, 275*(1642), 1469–1478.

Coleman, D. C., Callaham, M. A., & Crossley Jr., D. A. (2017). *Fundamentals of soil ecology* (3rd ed.). Academic Press. 370 p.

Constantino, R., Pashanasi, B., Barros, E., & Lavelle, P. (2002). Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils, 35*(5), 338–347.

Cordeiro, F. C., Dias, F. D. C., Merlim, A. D. O., Correia, M. E. F., Aquino, A. M. D., & Brown, G. (2004). Diversidade da macrofauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistema de manejo orgânico de produção. *Revista Universitária Rural, 24*(2), 29–34.

Corrêa, F. L. de O., Caproni, A. L., Granha, J. R. D. de O., & Muller, M. W. (2011). Fauna edáfica em sistema agroflorestal multiestratificado em Rondônia, Brasil. *Agrotrópica, 23*, 125–134.

Costa, P. da, Costa, M. I. da S., Amaral, M. da C., & Mourão Júnior, M. (2004). Macrofauna edáfica em sistemas agroflorestais e outros sistemas de uso da terra em Roraima – Resultados iniciais. Boa Vista – RR: Embrapa. (Comunicado Técnico).

Crepaldi, R. A. (2011). *Bioindicadores de qualidade do solo em agroecossistemas* [Dissertação]. [Dourados – MS]: Universidade Federal da Grande Dourados.

Dai, W., Slotsbo, S., Xie, L., Wang, Y., Damgaard, C., & Holmstrup, M. (2023). Increased daily temperature fluctuations exacerbate the toxicity of phenanthrene in *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae). *Science of The Total Environment, 873*, 162403.

Damasceno, A. C. F. (2005). *Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema* [Dissertação]. [Campinas – SP]: Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

Delcour, I., Spanoghe, P., & Uyttendaele, M. (2015). Literature review: Impact of climate change on pesticide use. *Food Research International, 68*, 7–15.

Demetrio, W., Nadolny, H., Gabriac, Q., Mathieu, J., Cooper, M., Lavelle, P., et al. (2025). Macrofauna nos solos brasileiros: Estado da arte e recomendações de coleta. In: Bartz, M., Demetrio, W., Nadolny, H., Santos, A., Bruz, L., Ferreira, T., et al. (Eds.). *Macrofauna edáfica nos ecossistemas brasileiros*. Londrina – PR: Madrepérola. (No prelo).

Dias, A. M., Silva, R. F., & Mercante, F. M. (2006). Caracterização da macrofauna invertebrada do solo sob diferentes fitofisionomias do Pantanal Sul-Mato-Grossense. In: *A busca das raízes*. Bonito: Embrapa Agropecuária Oeste.

Dias, P. F., Souto, S. M., Correia, M. E. F., Rocha, G. P., Moreira, J. F., Rodrigues, K. D. M., et al. (2006). Árvores fixadoras de nitrogênio e macrofauna do solo em pastagem de híbrido de *Digitaria*. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 41*(6), 1015–1021.

Dias, P. F., Souto, S. M., Correia, M. E. F., Rodrigues, K. de M., & Franco, A. A. (2007). Efeito de leguminosas arbóreas sobre a macrofauna do solo em pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. *Pesquisa Agropecuária Tropical, 37*(1), 38–44.

Dilmar, Baretta., Santos, J. C. P., Mafra, Á. L., Wildner, L. do P., & Miquelluti, D. J. (2003). Fauna edáfica avaliada por armadilhas e catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. *Revista de Ciências Agroveterinárias, 2*(2), 97–106.

Edwards, C. A., & Bohlen, P. J. (1996). *Biology and ecology of earthworms* (3rd ed.). London: Chapman and Hall. 426 p.

Eswar, D., Karuppusamy, R., & Chellamuthu, S. (2021). Drivers of soil salinity and their correlation with climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability, 50*, 310–318.

Ferreira, C. D. R., Guedes, J. D. N., Rosset, J. S., Anjos, L. H. C. D., & Pereira, M. G. (2019). Diversity of the edaphic macrofauna in areas managed under no-tillage for different periods. *Soil & Crop Agronomy, 40*(2), 599.

Ferreira, C. R., Correia, M. E. F., Rezende, A. S., & Oliveira, R. S. de. (2012). Composição da macrofauna do solo em dois fragmentos florestais no município de Itaboraí-RJ. In: *A responsabilidade socioambiental da pesquisa agrícola*. Maceió: SBCS.

Ferreira, J. (2012). *Macrofauna do solo como indicadora de qualidade do solo em São Pedro do Turvo/SP* [Trabalho de conclusão de curso]. [Ourinhos – SP]: Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

Figueirêdo, L., Athayde, D. B., Daam, M. A., Van Gestel, C. A. M., Guerra, G. D. S., Duarte-Neto, P. J., et al. (2020). Impact of temperature on the toxicity of Kraft 36 EC® (a.s. abamectin) and Score 250 EC® (a.s. difenoconazole) to soil organisms under realistic environmental exposure scenarios. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 194*, 110446.

Franchini, J. C., Debiasi, H., Hoffmann-Campo, C. B., Sacoman, A., Pasini, A., Silva, J. R., et al. (2009). Abundância e diversidade da macrofauna do solo em diferentes fases de um sistema de integração lavoura-pecuária no Arenito Paranaense. In: *Workshop integração lavoura-pecuária-floresta na Embrapa*. Brasília: Embrapa.

Freitas, C. C. de, Silva, B. de A., Melo, J. L. M., Lima, S. M. da S., Oliveira, A. W. F. de, & Aguiar, M. I. de. (2015). Composição e diversidade da fauna do solo em área de caatinga e em policultivo. In: *O solo e suas múltiplas funções*. Natal – RN: SBCS.

Giracca, E. M. N., Antoniolli, Z. I., Steffen, R. B., Steffen, G. P. K., Schirmer, G. K., & Eltz, F. L. F. (2008). Influência da aplicação de calcário na população da meso e macrofauna do solo sob plantio direto. *Ciência e Agrotecnologia, 32*(6), 1794–1801.

Gois, D. T. D., Santos, J. C. P., Alves, M. V., Prando, A. M., Toledo, G. C. D., & Souza, D.

G. (2007). Avaliação da macrofauna edáfica em áreas de reflorestamento de pinus com diferentes tipos de uso, no Litoral Catarinense. In: *Conquistas & Desafios da Ciência do Solo brasileira*. Gramado – RS: SBCS, Núcleo Regional Sul.

Graciani, T. S., Bandeira, F. O., Cardoso, E. J. B. N., & Alves, P. R. L. (2023). Influence of temperature and soil moisture on the toxic potential of clothianidin to collembolan *Folsomia candida* in a tropical field soil. *Ecotoxicology, 32*(1), 82–92.

Granha, J. R. D. de O., Caproni, A. L., Mattos, J. L. H., & Stela, S. L. (2009). Biodiversidade da fauna do solo em três plantios de cana-de-açúcar em Itapira/SP. In: Toledo, F. dos S. (Ed.). *Meio ambiente em foco* (pp. 40–53). Belo Horizonte – MG: Poisson.

Hennig, T. B., Bandeira, F. O., Puerari, R. C., Fraceto, L. F., & Matias, W. G. (2023). A systematic review of the toxic effects of a nanopesticide on non-target organisms: Estimation of protective concentrations using a species sensitivity distribution (SSD) approach – The case of atrazine. *Science of The Total Environment, 871*, 162094.

Hennig, T. B., Lopes Alves, P. R., Schiehl, A., De Araújo, R. S., Da Costa Cabrera, L., Morelato, R. R., et al. (2022a). Can the increase in atmospheric temperature enhance the toxicity and risk of fipronil for collembolans in tropical soils? *Environmental Science and Pollution Research, 29*(18), 27104–27114.

Hennig, T. B., Alves, P. R. L., Toniolo, T., Bandeira, F. O., Dos Santos, W. E., Da Costa Cabrera, L., et al. (2022b). Toxicity of fipronil to *Folsomia candida* in contrasting tropical soils and soil moisture contents: effects on the reproduction and growth. *Ecotoxicology, 31*(1), 64–74.

Holmstrup, M., Bindesbøl, A. M., Oostingh, G. J., Duschl, A., Scheil, V., Köhler, H. R., et al. (2010). Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Science of The Total Environment, 408*(18), 3746–3756.

Holmstrup, M., Slotsbo, S., Damgaard, C. F., & Wang, Y. (2023). Influence of soil moisture on bioaccumulation, growth, and recruitment of *Folsomia candida* exposed to phenanthrene-polluted soil. *Environmental Science & Technology, 57*(8), 3085–3094.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). *Global Warming of 1.5°C: IPCC special report on impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels in context of strengthening response to climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Internet]. 1st ed. Cambridge University Press. Available from: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/9781009157940/type/book

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2023). *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Internet]. 1st ed. Cambridge University Press. Available from: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/9781009157896/type/book

Jabir, A. A., Hasan, G. M. J., & Anam, M. M. (2021). Correlation between temperature, sea level rise and land loss: An assessment along the Sundarbans coast. *Journal of King Saud University – Engineering Sciences.* S1018363921001136.

Jegede, O. O., Owojori, O. J., & Römbke, J. (2017). Temperature influences the toxicity of deltamethrin, chlorpyrifos and dimethoate to the predatory mite *Hypoaspis aculeifer* (Acari) and the springtail *Folsomia candida* (Collembola). *Ecotoxicology and Environmental Safety, 140*, 214–221.

Jänsch, S., Amorim, M. J., & Römbke, J. (2005). Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species. *Environmental Reviews, 13*(2), 51–83.

Jensen, D., Bayley, M., & Holmstrup, M. (2009). Synergistic interaction between 4-nonylphenol and high but not low temperatures in *Dendrobaena octaedra*. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 72*(1), 10–16.

Kaka, H., Opute, P. A., & Maboeta, M. S. (2021). Potential impacts of climate change on the toxicity of pesticides towards earthworms. *Journal of Toxicology, 2021*, 1–14.

Kitamura, A. E., Alves, M. C., Suzuki, L. G. A. S., & Paz Gonzalez, A. (2008). Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 32*(1), 405–416.

Klenk, L. A. (2010). *Macrofauna invertebrada edáfica em pastagem com pastoreio rotativo sob diferentes preparos orgânicos em condições subtropicais no Sul do Brasil* [Tese]. Universidade Federal do Paraná.

Kookana, R., Holz, G., Barnes, C., Bubb, K., Fremlin, R., & Boardman, B. (2010). Impact of climatic and soil conditions on environmental fate of atrazine used under plantation forestry in Australia. *Journal of Environmental Management, 91*(12), 2649–2656.

Kudureti, A., Zhao, S., Zhakyp, D., & Tian, C. (2023). Responses of soil fauna community under changing environmental conditions. *Journal of Arid Land, 15*(5), 620–636.

Kumari, T., Phogat, D., Phogat, J., & Shukla, V. (2024). Biochar & fly ash amendments lower mortality and increase antioxidant activity in chlorpyrifos-exposed earthworms. *Applied Biological Chemistry, 67*(1), 65.

Lavelle, P., Bignell, D., Heal, W., Lepage, M., Roger, P., & Dhillion, S. (1997). Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology, 33*(4), 159–193.

Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., et al. (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology, 42*, S3–S15.

Lee, K. L. E. (1985). *Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press. 411 p.

Lima, F. G. F., Duarte, C. F., Dantas, C. T., & Souza, C. C. (2017). Riqueza e abundância da macrofauna edáfica em solos com diferentes tipos de manejo. In: *Anais II CONIDIS*. Campina Grande – PB: Editora Realize.

Lima, H. V. D., Oliveira, T. S. D., Oliveira, M. M. D., Mendonça, E. D. S., & Lima, P. J. B. F. (2007). Indicadores de qualidade do solo em sistemas de cultivo orgânico e convencional no semi-árido cearense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 31*(5), 1085–1098.

Lourente, E. R. P., Silva, R. F. D., Silva, D. A. D., Marchetti, M. E., & Mercante, F. M. (2007). Macrofauna edáfica e sua interação com atributos químicos e físicos do solo sob diferentes sistemas de manejo. *Acta Scientiarum Agronomy, 29*(1), 17–22.

Luizão, R. C. C., Barros, E., Luizão, F. de J., & Alfaia, S. S. (2002). Soil biota and nutrient dynamics through litterfall in agroforestry system in Rondônia, Amazônia. In: Brown, G., Hungria, M., Oliveira, L. J., Bunning, S., & Montañez, A. (Eds.). *International Technical Workshop on Biological Management of Soil Ecosystems for Sustainable Agriculture* (pp. 49–53). Londrina: Embrapa Soja. (Documentos 182).

Marchão, R. L., Lavelle, P., Celini, L., Balbino, L. C., Vilela, L., & Becquer, T. (2009). Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 44*(8), 1011–1020.

Marchão, R. L., Vilela, L., Santos Junior, J. de D. G., Sá, M. A. C., Bergamaschi, L. C., & Bortoncelllo, L. R. (2008). Impacto de sistemas agrícolas nos atributos físicos, químicos e macrofauna num Latossolo do oeste baiano. Planaltina: Embrapa Cerrados. 30 p.

Marchini, D. de C., Alves, M. C., Pinto, C. C., Oliveira, C. O., Souto Filho, S. N., Arruda, O. G., et al. (2010). Uso da macrofauna como indicador biológico de um latossolo vermelho em recuperação. In: *Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas*. Uberlândia: SBCS.

Marchiori, A. C. C. (2008). *Sustentabilidade de sistemas de produção de gengibre (Zingiber officinale R.) consorciado com leguminosas no bioma Mata Atlântica em Ubatuba* [Dissertação]. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Marengo, J. A., & Espinoza, J. C. (2016). Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *International Journal of Climatology, 36*(3), 1033–1050.

Marques, D. M., & Silva, L. M. (2011). *Macrofauna edáfica em solos submetidos a diferentes sistemas de manejo, no Município de Campos Gerais – MG* [Trabalho de conclusão de curso]. Faculdade de Ciências e Tecnologias de Campos Gerais.

Martins, A. F., Costa, G., Oliveira, F. P., Gomes, C. C. B., Nascimento, I. S., & Andrade, E. S. (2015). Quantificação e identificação de macrofauna em Vertissolo sob diferentes condições de uso nas várzeas de Sousa (PB). In: *O solo e suas múltiplas funções*. Natal – RN: SBCS.

Matos, P. S., Barreto-Garcia, P. A. B., & Scoriza, R. N. (2019). Effect of different forest management practices on the soil macrofauna in the arboreal Caatinga. *Revista Caatinga, 32*(3), 741–750.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystem and human well-being: synthesis*. Washington: World Resources Institute. 155 p.

Menezes, C. E. G. (2008). *Integridade de paisagem, manejo e atributos do solo no médio Vale do Paraíba do Sul, Pinheiral – RJ* [Tese]. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Merlim, A. D. O. (2005). *Macrofauna edáfica em ecossistemas preservados e degradados de araucária no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP* [Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas]. [Piracicaba]: Universidade de São Paulo. Available from: http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-21062005-144943/

Miškelytė, D., & Žaltauskaitė, J. (2023). Effects of elevated temperature and decreased soil moisture content on triclosan ecotoxicity to earthworm *E. fetida*. *Environmental Science and Pollution Research, 30*(17), 51018–51029.

Mocová, K. A., Petrová, Š., Pohořelý, M., Martinec, M., & Tourinho, P. S. (2022). Biochar reduces the toxicity of silver to barley (*Hordeum vulgare*) and springtails (*Folsomia candida*) in a natural soil. *Environmental Science and Pollution Research, 29*(25), 37435–37444.

Moreira, F. M. de S., Lima, A., Acioli, A., Moino Junior, A., Tregue, A. P., & Barberi, A., et al. (2013). Biodiversidade do solo em sistemas de uso da terra na Amazônia Ocidental. In: Peres, C., Barlow, J., Gardner, T., & Vieira, C. G. (Eds.). *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil* (pp. 293–326). Curitiba – PR: Editora UFPR.

Morais Sobrinho, R. de F., Araujo, E. C. G., Silva, T. C., Lins, T. R. da S., Walter, L. S., Reis, C. A., et al. (2019). Distribuição vertical da macrofauna edáfica em áreas de dossel e clareira no Jardim Botânico do Recife – PE. In: Santos, C. A. dos (Ed.). *Grandes temas em agronomia* (pp. 53–60). Maringá – PR: UNIEDUSUL.

Moura, E. G., Aguiar, A. D. C. F., Piedade, A. R., & Rousseau, G. X. (2015). Contribution of legume tree residues and macrofauna to the improvement of abiotic soil properties in the eastern Amazon. *Applied Soil Ecology, 86*, 91–99.

Nadal, M., Marquès, M., Mari, M., & Domingo, J. L. (2015). Climate change and environmental concentrations of POPs: A review. *Environmental Research, 143*, 177–185.

Nascimento, A. R. L. (2006). *Estudos da macrofauna do solo em agroecossistemas na Amazônia Central* [Dissertação]. [Manaus – AM]: Universidade Federal do Amazonas.

Nascimento, M. dos S. (2021). *Carbono em agregados e macrofauna do solo em sistemas de cultivo de café no sudoeste da Bahia* [Dissertação]. [Vitória da Conquista – BA]: Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia.

Nayoka, N. W. K., Kanyile, S. N., Bredenhand, E., Prinsloo, G. J., & Voua Otomo, P. (2018). Biochar alleviates the toxicity of imidacloprid and silver nanoparticles (AgNPs) to *Enchytraeus albidus* (Oligochaeta). *Environmental Science and Pollution Research, 25*(11), 10937–10945.

Nayoka, N. W. K., Ogbeide, O., & Otomo, P. V. (2021). Reproduction and biomarker responses of *Eisenia fetida* after exposure to imidacloprid in biochar-amended soil. *Biochar, 3*(4), 615–624.

Nogueira, R. M. (2006). *Utilização de pseudocaule de bananeira como cobertura morta de solos cultivados com laranjeira lima (Citrus sinensis Osbeck) e mamoeiro (Carica papaya L.) sob manejo orgânico de produção* [Dissertação]. [Seropédica – RJ]: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Noyes, P. D., McElwee, M. K., Miller, H. D., Clark, B. W., Van Tiem, L. A., Walcott, K. C., et al. (2009). The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International, 35*(6), 971–986.

Nyoka, N. W. K., Kanyile, S. N., Bredenhand, E., Prinsloo, G. J., & Voua Otomo, P. (2018). Biochar alleviates the toxicity of imidacloprid and silver nanoparticles (AgNPs) to *Enchytraeus albidus* (Oligochaeta). *Environmental Science and Pollution Research, 25*(11), 10937–10945.

Ogungbemi, A. O., & Van Gestel, C. A. M. (2018). Extrapolation of imidacloprid toxicity between soils by exposing *Folsomia candida* in soil pore water. *Ecotoxicology, 27*(8), 1107–1115.

Oliveira, C. C. de. (2012). *Inferência ambiental do sombreamento da araucária (Araucaria angustifolia L.) na lavoura cafeeira* [Dissertação]. Universidade Federal de Itajubá.

Oliveira, R. A. G. D., Rando, J. S. S., Bartz, M. L. C., & Alves, V. S. (2020). Macrofauna edáfica em cultivo orgânico de cana-de-açúcar no norte do estado do Paraná, Brasil. *Research, Society and Development, 9*(10), e2649108467.

Otsubo, A. A., Mercante, F. M., Silva, R. F., Aquino, A. M. D., & Araújo, H. S. (2002). Cultivo de mandioca em plantio direto e sua influência na dinâmica da biota do solo e na produtividade da cultura. In: *Agricultura: bases ecológicas para o desenvolvimento social e econômico sustentado*. Rio de Janeiro: SBCS, SBM, UFRRJ, Embrapa Solos.

Owojori, O. J., Reinecke, A. J., & Rozanov, A. B. (2008). Effects of salinity on partitioning, uptake and toxicity of zinc in the earthworm *Eisenia fetida*. *Soil Biology and Biochemistry, 40*(9), 2385–2393.

Owojori, O. J., Reinecke, A. J., Voua-Otomo, P., & Reinecke, S. A. (2009). Comparative study of the effects of salinity on life-cycle parameters of four soil-dwelling species (*Folsomia candida, Enchytraeus doerjesi, Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*). *Pedobiologia, 52*(6), 351–360.

Parr, C. L., & Bishop, T. R. (2022). The response of ants to climate change. *Global Change Biology, 28*(10), 3188–3205.

Pasqualin, L. A., Dionisio, J. A., Zawadneak, M. A. C., & Marcal, C. T. (2012). Macrofauna edáfica em lavouras de cana-de-açúcar e mata no noroeste do Paraná – Brasil. *Semina: Ciências Agrárias, 33*(1), 7–18.

Pezarico, C. R., Lopes, S. de M., Silva, R. F., Rangel, M. A. S., & Mercante, F. M. (2006). Biodiversidade da macrofauna em solo cultivado com milho em sistemas de manejo orgânico e plantio direto. *Revista Brasileira de Agroecologia, 1*, 1–6.

Pimentel, M. S. (2005). *Indicadores da qualidade do solo em sistema orgânico de café, hortaliça, pasto e floresta, durante as estações do ano* [Tese]. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Pimentel, M. S. (2012). *Indicadores da qualidade do solo em sistema orgânico de café, hortaliça, pasto e floresta, durante as estações do ano* [Tese]. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Pritchard, S. G. (2011). Soil organisms and global climate change. *Plant Pathology, 60*(1), 82–99.

Pompeo, P. N., Borges dos Santos, M. A. B. dos, Biasi, J. P., Siqueira, S., Rosa, M. G. D., Barreta, C. R. D. M., et al. (2016). Fauna e sua relação com atributos edáficos em Lages, Santa Catarina – Brasil. *RSA, 17*(1), 42–51.

Pontes, T. M. (2009). *Estoques de biomassa e de nutrientes de pousios enriquecidos com Inga edulis Martius em áreas com histórico de agricultura e de pecuária no Assentamento Tarumã-Mirím, Manaus – AM* [Dissertação]. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia.

Portilho, I. I. R., Crepaldi, R. A., Borges, C. D., Silva, R. F. D., Salton, J. C., & Mercante, F. M. (2011). Fauna invertebrada e atributos físicos e químicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 46*(10), 1310–1320.

Rani, S., & Sud, D. (2015). Effect of temperature on adsorption–desorption behaviour of triazophos in Indian soils. *Plant, Soil and Environment, 61*(1), 36–42.

Rezende, L. P., Portela, G. de F., Macedo, N. C., & Diniz, K. D. (2017). Identificação da macrofauna do solo em pastagem de *Panicum maximum* Jacq. e área submetida à queima no município de Sambaíba – MA. *Biodiversidade, 16*(1), 155–166.

Ribeiro, T. P. S., Magalhães, A. S., Santos, C. B. D., Alencar, A. C., Gomide, P. H. O., & Nunes, J. C. (2018). Influência de diferentes sistemas de uso do solo na densidade e diversidade de macrofauna em Boa Vista – RR. *Ambiente (Boa Vista), 11*(1), 230–240.

Rousseau, G. X., Silva, P. R. dos S., Celentano, D., & Carvalho, C. J. R. de. (2014). Macrofauna do solo em uma cronosequência de capoeiras, florestas e pastos no Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental. *Acta Amazonica, 44*(4), 499–512.

Rousseau, L., Fonte, S. J., Téllez, O., Van Der Hoek, R., & Lavelle, P. (2013). Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators, 27*, 71–82.

Santos, D. P., Marchão, R. L., Barbosa, R. S., Silva Junior, J. P. D., Silva, E. M. D., Nóbrega, J. C. A., et al. (2020). Soil macrofauna associated with cover crops in an Oxisol from the southwest of Piauí state, Brazil. *Arquivos do Instituto Biológico, 87*, e0822018.

Santos, D. P., Moura, R. S., Araújo, F. B. C., Silva Júnior, J. P., & Pereira, M. M. (2017). Macrofauna edáfica e suas funções ecológicas em áreas irrigadas no Sudoeste do Piauí. In: *Anais do Simpósio de Agricultura Ecológica da Bahia*. Brasília: Scientific Electronic Archives.

Santos, D. P., Santos, G. G., Santos, I. L. D., Schossler, T. R., Niva, C. C., & Marchão, R. L. (2016). Caracterização da macrofauna edáfica em sistemas de produção de grãos no Sudoeste do Piauí. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 51*(9), 1466–1475.

Santos, D. P., Santos, I. L. dos, Souza, T. R. S., Júnior, J. P. da S., Santos, G. G., & Marchão, R. L. (2013). Macrofauna edáfica sob sistemas de manejo em Latossolo do Cerrado piauiense. In: *Ciência do solo: para quê e para quem*. Florianópolis: SBCS.

Santos, E., Santos, R. C. dos, & Marques, R. (2015). Macrofauna edáfica na interface solo-serrapilheira sob dois diferentes sistemas de conservação e uso do solo no município de Paranaguá – PR. *Enciclopédia Biosfera, 11*(21), 2294–2307.

Santos, E., Toledo, V., Fernandes, H., & Pereira, L. (2019). Macrofauna edáfica invertebrada como bioindicador em dois diferentes fragmentos remanescentes de floresta ombrófila mista no Paraná. *Enciclopédia Biosfera, 16*(29), 1010–1025.

Santos, G. G., Silveira, P. M. D., Marchão, R. L., & Becquer, T. (2008). Macrofauna edáfica associada a plantas de cobertura em plantio direto em um Latossolo Vermelho do Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 43*(1), 115–122.

Schiavon, G. de A. (2012). *Fauna edáfica em diferentes sistemas de manejo: avaliações sob a ótica acadêmica e do conhecimento local* [Dissertação]. Universidade Federal de Pelotas.

Souza, T. A. F., Rodrígues, A. F., & Marques, L. F. (2016). Long-term effects of alternative and conventional fertilization on macroarthropod community composition: a field study with wheat (*Triticum aestivum* L) cultivated on a ferralsol. *Orgânica Agricultura, 6*(4), 323–330.

Tarra, I. L. C., Luizão, F. de J., Wandelli, E. V., Teixeira, W. G., & Morais, W. J. (2012). Grupos funcionais da macrofauna e macroporos do solo em sistemas agroflorestais da Amazônia central. *Prospectiva, 10*, 6–17.

Tessaro, D. (2013). *Doses de água residuária da suinocultura nas culturas do milho, aveia e soja e suas influências sobre a meso e macrofauna* [Dissertação]. [Cascavel – PR]: Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Trogello, E., Trogello, A. G., & Silveira, E. R. (2008). Avaliação da fauna do solo em diferentes sistemas de cultivo, milho orgânico e milho em plantio direto. *Revista Brasileira de Biociências, 6*(1), 25–26.

Tripathi, V., Abhilash, P. C., Singh, H. B., Singh, N., & Patra, D. D. (2015). Effect of temperature variation on lindane dissipation and microbial activity in soil. *Ecological Engineering, 79*, 54–59.

Triana, S. P. (2014). *Impacto da degradação de florestas ripárias na composição e diversidade da macrofauna* [Dissertação]. Universidade Estadual do Maranhão.

Uzeda, M. C., Garcia, M. A., & Costa, J. R. (2007). Análise das relações entre populações de *Enchytraeidae* e seu uso como bioindicador da qualidade do solo. In: Brown, G., & Fragoso, C. (Eds.). *Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia* (pp. 489–495). Londrina – PR: Embrapa Soja.

Vasconcelos, W. L. F. de. (2019). *Macrofauna edáfica em floresta secundária, pastagem e eucalipto no sudeste paraense* [Dissertação]. [Manaus – AM]: Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia.

Vasconcellos, R. L. F., Segat, J. C., Bonfim, J. A., Baretta, D., & Cardoso, E. J. B. N. (2013). Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology, 58*, 105–112.

Vasconcellos, T. C. de. (2021). *Atributos do solo como indicadores de qualidade para avaliação de áreas em processo de restauração ativa na Mata Atlântica* [Tese]. [Piracicaba – SP]: Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

Velásquez, E., Fonte, S. J., Barot, S., Grimaldi, M., Desjardins, T., & Lavelle, P. (2012). Soil macrofauna-mediated impacts of plant species composition on soil functioning in Amazonian pastures. *Applied Soil Ecology, 56*, 43–50.

Velki, M., & Ečimović, S. (2015). Changes in exposure temperature lead to changes in pesticide toxicity to earthworms: A preliminary study. *Environmental Toxicology and Pharmacology, 40*(3), 774–784.

Vicente, N. M. D. F., Curtinhas, J. N., Perez, A. L., & Prezotti, L. (2010). Fauna edáfica auxiliando a recuperação de áreas degradadas do córrego Brejaúba, MG. *Floresta e Ambiente, 17*(2), 104–110.

Viana, R. de M. (2012). *Indicadores de qualidade do solo para avaliação da restauração florestal: estudo de caso UHE Balbina – AM* [Dissertação]. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia.

Vasconcelos, W. L. F. de. (2019). *Macrofauna edáfica em floresta secundária, pastagem e eucalipto no sudeste paraense* [Dissertação]. [Manaus – AM]: Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia.

Wang, Y., Shen, J., Lang, H., Shen, F., Zhang, L., Fang, H., et al. (2024). Elevated temperature magnifies the acute and chronic toxicity of clothianidin to *Eisenia fetida*. *Environmental Pollution, 355*, 124210.

Wang, Y., Slotsbo, S., Damgaard, C. F., & Holmstrup, M. (2023). Influence of soil moisture on bioaccumulation, growth, and recruitment of *Folsomia candida* exposed to

phenanthrene-polluted soil. *Environmental Science & Technology, 57*(8), 3085–3094.

Wiggers, S. B. (2017). *Fauna edáfica em fragmentos de floresta ombrófila mista altomontana no planalto sul catarinense* [Dissertação]. [Lages – SC]: Universidade do Estado de Santa Catarina.

Zanne, A. E., Flores-Moreno, H., Powell, J. R., Cornwell, W. K., Dalling, J. W., Austin, A. T., et al. (2022). Termite sensitivity to temperature affects global wood decay rates. *Science, 377*(6613), 1440–1444.

Zhang, Q., Saleem, M., & Wang, C. (2019). Effects of biochar on the earthworm (*Eisenia foetida*) in soil contaminated with and/or without pesticide mesotrione. *Science of The Total Environment, 671*, 52–58.

♦ Capítulo 4 ♦

Monitoramento da saúde dos solos brasileiros com base na tecnologia BioAS

Iêda de Carvalho Mendes[1], Fábio Bueno dos Reis Junior[1], Guilherme Montandon Chaer[2], Maria Inês Lopes de Oliveira[1], Ozanival Dario Dantas[3], Juaci Vitoria Malaquias[1], José Roberto Rodrigues Peres[1]

Introdução

Não existe vida sem solo e nem solo sem vida!

O solo é um ambiente diverso e complexo, que abriga uma vasta gama de organismos vivos, como bactérias, fungos, minhocas, nematoides e outros micro e macrorganismos. Processos conduzidos por esses seres vivos, como a ciclagem de nutrientes e a formação/decomposição da matéria orgânica, são essenciais para o funcionamento do solo. O componente biológico desempenha um papel fundamental na manutenção e melhoria da saúde do solo, interagindo com as características físicas e químicas, contribuindo para a melhoria da fertilidade, a estrutura e a capacidade de retenção de água. A base do conceito de saúde do solo está relacionada à capacidade do solo funcionar para fornecer os importantes serviços ambientais associados à manutenção de sua capacidade produtiva (produção de grãos, carne, madeira, agroenergia, fibras etc.), à promoção da saúde de animais, plantas e pessoas (solos saudáveis, ambientes saudáveis) e também à preservação da qualidade ambiental (armazenando e filtrando água, sequestrando carbono, protegendo a biodiversidade etc.).

A biota do solo, por meio de sua atividade metabólica, está intimamente ligada à dinâmica dos elementos químicos presentes no solo. Os microrganismos, como

[1] Embrapa Cerrados. Brasília – DF, Brasil.
[2] Embrapa Agrobiologia. Seropédica – RJ, Brasil.
[3] Embrapa Sede – Auditoria. Brasília – DF, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.4

as bactérias e fungos, participam ativamente da mineralização da matéria orgânica, disponibilizando nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio para as plantas. Além disso, alguns organismos têm a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, convertendo-o em formas que podem ser aproveitadas pelas plantas. Os microrganismos do solo também interagem com as raízes das plantas, promovendo um ambiente propício à absorção de nutrientes. A presença de fungos micorrízicos, por exemplo, melhora a eficiência na captação de água e nutrientes essenciais, como o fósforo. A produção de substâncias e ácidos orgânicos produzidos pela biota do solo, também pode promover alterações no pH, favorecendo a disponibilidade de alguns elementos para as plantas.

A biologia do solo também atua na melhoria das suas propriedades físicas. A ação de organismos, como minhocas e outros constituintes da macro e microbiota edáfica, ajuda na formação de agregados, o que aumenta a porosidade e a capacidade de retenção de água. Isso favorece a circulação de ar, essencial para o desenvolvimento das raízes e a respiração celular das plantas. O húmus, resultado da transformação da matéria orgânica pela biota do solo, também melhora a estrutura do solo, o que facilita o crescimento das raízes e a absorção de nutrientes pelas plantas, com reflexos inclusive nos processos de sequestro de carbono, além da mitigação da emissão de gases de efeito estufa (GEE).

Devido às suas características, o componente biológico é também o mais sensível para mostrar alterações no solo, por exemplo, em função de mudanças no uso da terra ou práticas de manejo, quando comparado aos componentes químicos, físicos e a própria matéria orgânica (MOS). Embora sejam importantes para a produtividade das lavouras, os componentes de acidez e os teores de macro e micronutrientes não são suficientes para avaliar a saúde dos solos. A expansão e a adoção de sistemas de manejo conservacionistas por longos períodos, como o sistema de plantio direto (SPD) e a integração lavoura-pecuária (ILP), têm demonstrado que os aumentos de produtividade ou a manutenção da produção agrícola frente a situações ambientais adversas, frequentemente não são explicados pelos resultados das análises químicas do solo (Drinkwater e Snapp, 2007; Nicolodi et al., 2008; Mendes et al., 2017, 2020). Por essas razões, os atributos biológicos são considerados importantes indicadores da saúde do solo e devem constar nas análises de rotina, para que os agricultores possam tomar decisões baseadas em informações mais precisas e dinâmicas sobre a sustentabilidade e a capacidade produtiva do solo. Porém, apesar desta importância, no Brasil, as análises de atributos biológicos do solo estavam restritas aos centros de pesquisa e à academia.

Desde 1999, a Embrapa tem se dedicado à pesquisa, desenvolvimento e inovação associados a bioindicadores robustos, que permitam ao agricultor brasileiro monitorar a

saúde de seu solo (Mendes et al., 2018, 2019a). Assim, em uma iniciativa pioneira em nível mundial, a Tecnologia Embrapa de Bioanálise de Solo (BioAS) foi lançada em julho de 2020, para agregar o componente biológico às análises tradicionais de rotina de solo.

Próximo de completar cinco anos desde o lançamento da BioAS, os produtores brasileiros já realizaram cerca de 50.000 análises (fevereiro 2025) buscando informações que lhes permitam conhecer melhor os solos de suas propriedades e ter mais subsídios para tomarem decisões associadas ao manejo de suas lavouras. Neste capítulo, apresentaremos um panorama sobre as bases de desenvolvimento dessa tecnologia, como ela é utilizada para avaliar a saúde dos solos e, adicionalmente, como a BioAS pode ser utilizada para avaliar tendências de ganho ou perda de carbono (C) no solo. Além disso, mostraremos como a análise geoespacial, baseada no banco de dados da BioAS pode ser utilizada no mapeamento da saúde dos solos brasileiros a fim de contribuir para a melhoria das práticas de manejo agrícola.

Os bioindicadores utilizados na BioAS

Ao longo dos anos, nos estudos que culminaram com o lançamento da Tecnologia BioAS, foram avaliados diversos bioindicadores de saúde do solo, como o carbono, nitrogênio e fósforo da biomassa microbiana, a respiração basal e a atividade de várias enzimas (ex. fosfatase ácida, fosfatase alcalina, celulase, b-glucosaminidase, FDA, urease). Após 20 anos de estudos, as atividades das enzimas arilsulfatase (ARIL) e β-glicosidase (BETA), em conjunto ou separadamente, foram os indicadores que consistentemente apresentaram maior sensibilidade para detectar alterações no solo, de acordo com os sistemas de manejo (Mendes et al., 2019a). Essas duas enzimas, associadas aos ciclos do enxofre e do carbono, respectivamente, têm uma estreita relação com a MOS e o rendimento de grãos. Dessa maneira, refletem o aspecto ambiental associado a MOS (indicador primário de saúde do solo) e o aspecto econômico das lavouras associado ao rendimento de grãos, que é fundamental para a sustentabilidade da agricultura (Lopes et al., 2013, 2018; Mendes et al., 2019a).

A capacidade do solo de estabilizar e proteger as enzimas está diretamente relacionada à sua habilidade em preservar a MOS, visto que as enzimas são moléculas orgânicas. No entanto, mudanças na MOS podem levar anos para serem detectadas, ao contrário da atividade enzimática (Bandick e Dick, 1999; Dick e Burns, 2011). Por esse motivo, o aumento ou a queda da atividade enzimática ao longo do tempo podem ser

um indicativo de que o sistema está favorecendo ou prejudicando o acúmulo de MOS, respectivamente.

Dentre as características que viabilizaram a utilização da ARIL e BETA na tecnologia da BioAS pode-se citar que, i) as enzimas são parâmetros integradores relacionados a todos os componentes biológicos do solo, sejam animais, microrganismos ou plantas; ii) apresentam sensibilidade para detectar mudanças no solo; iii) estão relacionadas ao funcionamento do solo (ciclagem de nutrientes); iv) estão relacionadas a MOS e ao rendimento de grãos das lavouras; v) se correlacionam com vários outros atributos biológicos (carbono da biomassa microbiana, respiração basal, fosfatase ácida, celulase, desidrogenase etc.); vi) seus resultados podem ser interpretados, indicando se determinado nível de atividade enzimática pode ser considerado baixo, médio ou alto; vii) os procedimentos analíticos são relativamente simples e não geram resíduos; viii) não são influenciadas por fertilizantes e corretivos; ix) se adequam ao conceito FertBio de amostragem de solo, permitindo unificar os procedimentos de coleta e preparo das amostras para análises de biologia e química do solo; x) têm custo de análise relativamente baixo e seus resultados apresentam precisão, coerência e reprodutibilidade. Esse conjunto de características permitiu a seleção de apenas dois indicadores para expressar o funcionamento da maquinaria biológica dos solos.

Interpretando os dados de atividade enzimática

Provavelmente, o maior desafio para viabilizar a BioAS tenha sido a necessidade de interpretação dos valores individuais de atividade enzimática, obtidos com as análises das amostras de solo. Para isso, foi elaborada uma estratégia para interpretação desses valores, com a utilização dos mesmos princípios dos ensaios de calibração de nutrientes (Lopes et al., 2013, 2018; Mendes et al., 2019b). Até então, apenas os indicadores químicos de fertilidade contavam com limites (baixo, médio, adequado e alto) relativamente bem definidos para cada nutriente. Por outro lado, os estudos com bioindicadores eram realizados com base em um controle ou referencial de comparação (uma área sob vegetação nativa, por exemplo).

Utilizando dados de experimentos de longa duração da Embrapa Cerrados, a proposta para interpretação individual dos valores de atividade enzimática teve como base as suas relações com o rendimento relativo acumulado (RRA) de grãos de soja e milho e com os teores de MOS. Como a atividade enzimática se correlacionava positiva e significativamente com o RRA e com a MOS, foi possível, por meio de análises de

regressão, definir limites para os valores de cada enzima, de acordo com os seguintes critérios: ≤ 40 % do RRA = baixo; de 41 % a 80 % do RRA = moderado; e > 80 % do RRA = adequado. Assim, surgiram as primeiras tabelas para interpretação de bioindicadores de saúde do solo (Lopes et al., 2013, 2018; Mendes et al., 2019b).

Para o desenvolvimento das primeiras tabelas de interpretação (Lopes et al., 2013), foram utilizadas amostras de solo coletadas durante o florescimento das culturas, em pleno período chuvoso. Essas amostras deveriam ser rapidamente transportadas para processamento no laboratório, onde eram mantidas resfriadas e na umidade natural do solo. Porém, logo se percebeu que essa época de coleta coincidia com um período de trabalho intenso na lavoura e com as culturas estabelecidas em máximo desenvolvimento. Na prática, pensando em uma tecnologia que deveria ser adotada pelo setor produtivo, esse processo de coleta e o envio dessas amostras para o laboratório não se mostrava factível. O ideal seria que o produtor pudesse unificar as amostragens para as análises de atividade enzimática e fertilidade, assim como os laboratórios comerciais de análises de solo pudessem utilizar os mesmos processos de preparação das amostras para todas as análises (secagem à temperatura ambiente e peneiramento). Diante disso, foi proposto o conceito de amostra de solo chamado de FertBio para fertilidade química (FERT) e biológica (BIO) do solo (Mendes et al., 2019b). Dessa maneira, foi possível unificar a época de amostragem (realizada na fase de pós-colheita) e os procedimentos de pré-tratamento das amostras (com o solo seco ao ar). A amostragem FertBio se mostrou vantajosa para os agricultores e para os laboratórios comerciais de análise de solo, resultando em praticidade e redução de custos operacionais.

Deve-se destacar que a unificação da profundidade de coleta das amostras de solo não foi possível. Na amostragem de solo para análise da fertilidade química, geralmente, utiliza-se a profundidade de 0-20 cm ou estratifica-se de 0-10 cm e 10-20 cm. Para a análise da atividade das enzimas presentes na BioAS, a coleta deve ser na profundidade de 0-10 cm, pois, essa camada é a mais impactada pelas plantas, principais agentes moduladores da biologia do solo. Portanto, a camada diagnóstica de 0-10 cm para a BioAS, em especial em áreas sob SPD e/ou cultivo mínimo, maximiza a sensibilidade dos bioindicadores, evitando que os impactos na saúde do solo, decorrentes do uso e do manejo, sejam diluídos quando se faz a amostragem na profundidade de 0-20 cm.

Atualmente, com a evolução da BioAS, os resultados das análises realizadas pelos laboratórios são interpretados a partir de algoritmos ajustados de acordo com características como a textura do solo, o clima da região e o uso atual da terra. Em seu estágio atual, a BioAS está calibrada para atender áreas sob cultivos anuais de grãos no Cerrado e no sul do Brasil, abrangendo uma área superior a 45 milhões de hectares

sob cultivo. Novos estudos vêm sendo conduzidos visando a formatação de algoritmos de interpretação para novos cultivos como café, cana-de-açúcar, eucalipto e pastagens. No entanto, dados de áreas com cana e outros cultivos já estão sendo submetidos na plataforma da BioAS, porém, a interpretação está sendo realizada com os algoritmos desenvolvidos para cultivos anuais (Cerrado e Sul do Brasil).

Um novo cenário onde as informações vão além da quantidade de nutrientes no solo

Buscando explorar as informações fornecidas pelas análises de rotina de fertilidade química do solo e a atividade enzimática, uma inovação importante da BioAS é a avaliação de funções-chave do solo e a integração destas funções em índices para avaliar a qualidade química (IQSQUIMICO), biológica (IQSBIOLÓGICO) ou global do solo (IQSFERTBIO), com base no conceito proposto por Karlen e Stott (1994) (Figura 4.1).

Três funções-chave do solo são avaliadas, sendo relacionadas à sua capacidade de i) ciclar nutrientes (F1), baseada na atividade das enzimas ARIL e BETA; ii) armazenar nutrientes (F2), baseada nas determinações da CTC e da MOS; e iii) suprir nutrientes (F3), baseada nas análises de Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, P disponível, pH, H+Al; Al^{3+}, soma de bases e saturação por bases (Mendes et al., 2021a). Para todas as funções-chave e índices de qualidade do solo são determinados escores que variam de 0 a 1, em que o valor 1 reflete o desempenho máximo. Esses escores foram calibrados em relação ao rendimento de grãos e à MOS, do mesmo modo que a estratégia para interpretação dos valores individuais de atividade enzimática (Mendes et al., 2021a).

Comparado com um laudo tradicional de análise de fertilidade do solo (Tabela 4.1) nota-se que o laudo da BioAS, com a apresentação dos escores das funções e dos índices, é bastante diferente (Tabela 4.2). Nesse laudo, os valores da atividade das enzimas ARIL e BETA, da matéria orgânica, dos escores das funções e dos índices são classificados em um padrão cromático tipo sinalização semafórica, em que verde-escuro e verde-claro significam valores adequados; amarelo indica valores intermediários; e laranja e vermelho, valores baixos (Tabela 4.3).

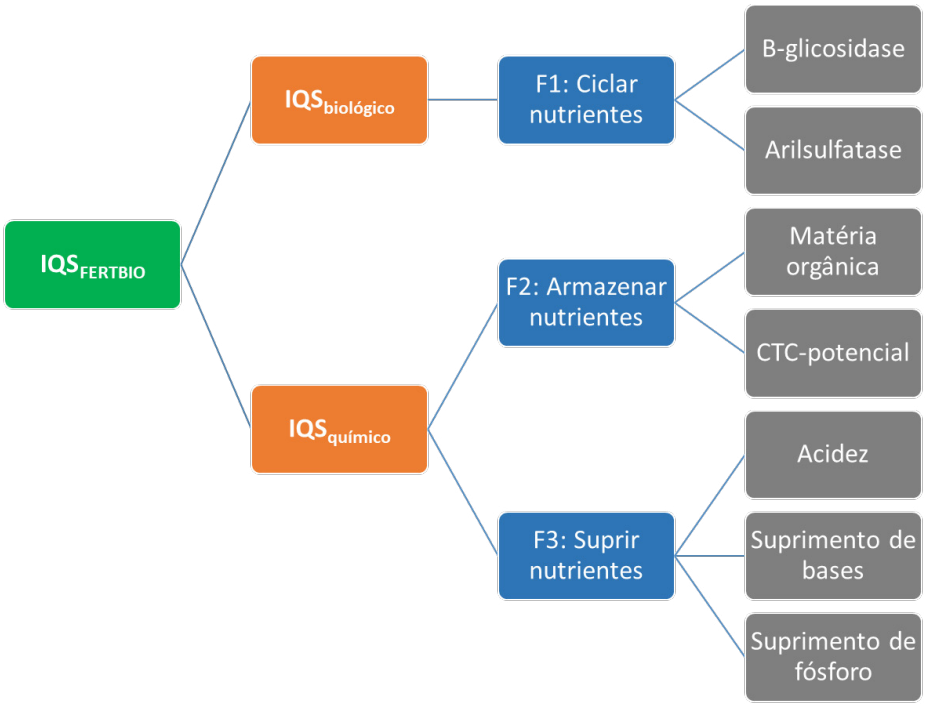


Figura 4.1. Representação esquemática do modelo utilizado para avaliação de funções-chave do solo e os cálculos dos índices IQSBIOLÓGICO, IQSQUIMICO e IQSFERTBIO.

Tabela 4.1. Laudo tradicional de análise de química de solo de vários talhões de uma fazenda no estado de Mato Grosso.

Análise de química de solo											
Amostra	**pH (H2O)**	**Al**	**Ca**	**H+Al**	**Mg**	**CTC**	**SB**	**P**	**K**	**V %**	**Arg %**
		.....cmol$_c$ dm^3.....						..... mg dm^3.....			
1001 LV01	5,5	0,05	3,1	5,3	1,3	10	5	17	96	46	67
1002 09	5,6	0,01	7,7	2,6	4,0	15	12	39	114	82	70
1003 02/19 BC	5,1	0,08	2,8	5,6	0,9	9	4	14	55	40	52
1004 12	5,7	0,03	6,6	5,2	1,8	14	9	27	75	62	71
1005 20	6,2	0,02	5,9	4,0	0,9	11	7	10	92	64	52
LV 101	5,6	0,01	5,5	5,3	1,1	12	7	35	36	56	73
LV 102	5,7	0,02	4,0	5,1	1,1	10	5	18	54	51	71
LV 103	6,1	0,01	3,7	3,9	2,2	10	6	13	39	60	66
LV 104	5,5	0,02	2,1	3,5	0,6	6	3	22	35	44	41
LV 105	5,9	0,02	5,3	4,1	0,8	10	6	17	61	60	69

P: fósforo disponível (Mehlich1); SB: soma de bases; V %: saturação de bases; Arg %: teor de argila.

Tabela 4.2. Laudo da BioAS gerado pela plataforma Módulo de Interpretação da Qualidade do Solo (MIQS) de uma fazenda no estado de Mato Grosso.

Laudo da BioAS									
Amostra	ARIL[1]	BETA[2]	MOS[3]	IQS Fertbio[4]	IQS Biológico[4]	IQS Químico[4]	CICLAR nutrientes[4]	Armazenar nutrientes[4]	Suprir nutrientes[4]
1001 LV01	161	165	34	0,73	0,70	0,75	0,70	0,59	0,91
1002 09	219	151	45	0,72	0,71	0,72	0,71	0,61	0,83
1003 02 19 BC	78	96	32	0,82	0,61	0,93	0,61	0,88	0,97
1004 12	319	196	44	0,89	0,83	0,92	0,83	0,86	0,99
1005 20	71	60	34	0,79	0,51	0,93	0,51	0,88	0,98
LV 101	68	87	39	0,67	0,36	0,82	0,36	0,70	0,94
LV 102	73	94	35	0,63	0,39	0,76	0,39	0,58	0,93
LV 103	77	69	33	0,64	0,40	0,76	0,40	0,58	0,95
LV 104	23	45	19	0,54	0,42	0,61	0,42	0,35	0,86
LV 105	56	72	33	0,62	0,34	0,76	0,34	0,58	0.95

(1)ARIL = atividade da arilsulfatase (mg para-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1}).
(2)BETA = atividade da β-glicosidase (mg para-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1}).
(3)MOS = Matéria orgânica do solo (g kg^{-1}) (Walkley & Black).
(4)Pontuação (escore) da BioAS.

Tabela 4.3. Escala cromática usada para classificar os bioindicadores (atividade das enzimas arilsulfatase e β-glicosidade), a matéria orgânica, funções-chave do solo e índices apresentados no laudo da BioAS.

Classe	Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto
Escore	0 a 0,20	0,21 a 0,40	0,41 a 0,60	0,61 a 0,80	0,81 a 1,00

Todo solo saudável é produtivo, mas nem todo solo produtivo é saudável

Com base no laudo da BioAS, pode-se observar distintos padrões que fornecem indicações relevantes sobre a saúde do solo (Tabela 4.4). Esses padrões são classificados como estáveis ou de transição e são observados por meio da análise das cores atribuídas às funções F1 (ciclar nutrientes) e F2 (armazenar nutrientes).

Padrões estáveis são identificados quando as funções F1 e F2 apresentam cores próximas ou similares no laudo da BioAS. Por exemplo, se F1 e F2 estão com tonalidades verdes, o solo é considerado saudável. Por outro lado, quando essas funções estão simultaneamente nas cores laranja ou vermelha, o solo é considerado doente. Da mesma maneira, se F1 e F2 estão na cor amarela, também se considera o solo em uma condição estável, com nível intermediário de saúde. Esses padrões estáveis normalmente ocorrem quando o uso e o manejo do solo são praticados durante um

longo período em determinada área, geralmente por mais de cinco anos. Nesses casos, espera-se que a MOS e a atividade biológica atinjam um certo nível de equilíbrio. Para solos considerados saudáveis, geralmente, indica-se a manutenção das práticas de manejo em curso. Obviamente que para solos doentes ou com nível intermediário de saúde recomenda-se uma reavaliação e provável alteração das práticas de manejo ou mesmo de todo o sistema de produção que esteja sendo utilizado.

Padrões de transição podem ser identificados no laudo da BioAS quando as cores atribuídas às funções F1 e F2 são diferentes. Espera-se que os padrões de transição ocorram em áreas nas quais alterações significativas no uso e no manejo do solo tenham acontecido em período relativamente recente (normalmente até 3 anos). Nessas situações é provável ocorrer um desequilíbrio temporário entre os níveis de atividade biológica e MOS, que, a depender de cada situação, poderá levar a saúde do solo a níveis mais baixos ou mais elevados do que aquele apresentado anteriormente.

Dois padrões de transição são comuns. O primeiro ocorre quando a função F1 está associada às cores laranja ou vermelha (classes baixo ou muito baixo) e a função F2 na cor verde (classes alto e muito alto). Resultados deste tipo indicam que o solo está perdendo qualidade ou adoecendo. Em solos manejados de modo inadequado, espera-se queda na atividade enzimática que, sendo mais sensível, reduz os níveis mais rapidamente que a MOS, cujas alterações ocorrem lenta e gradualmente. Diante desse tipo de laudo o agricultor deve repensar as práticas adotadas em sua propriedade agrícola, visando à utilização de práticas regenerativas em tempo de evitar perdas de MOS. Se nada for feito, espera-se que a função F2 também transite da cor verde para a vermelha em longo prazo.

A segunda condição de transição ocorre quando a função F1 está na cor verde e F2 nas cores laranja ou vermelha. Essa condição indica um solo em processo de recuperação. Nesse caso, um solo doente (com as funções relacionadas à ciclagem e armazenamento de nutrientes comprometidas) começa a se recuperar. Como as enzimas são mais sensíveis, a função F1 é rapidamente melhorada durante os primeiros anos após utilização de práticas adequadas de uso e manejo, que privilegiem a saúde do solo. Diante dessa condição, naturalmente, a recomendação é de manutenção das práticas de manejo que vêm sendo utilizadas, pois, espera-se que, no longo prazo, a função F2 também irá alcançar patamares condizentes com solos saudáveis. O tempo para que isso aconteça dependerá das condições de clima e solo de cada local e das práticas agrícolas regenerativas adotadas (intensidade e duração).

Nota-se que nessas classificações os escores da função F3 (suprir nutrientes) não são considerados. Isso ocorre porque, diferentemente de F1 e F2, que são interdependentes e influenciadas pelo uso e manejo do solo de forma mais ampla (p. ex. sistema de plantio, rotação de culturas etc.), a F3 se relaciona diretamente ao manejo da fertilidade química do solo (p. ex. operações de correção e fertilização). Os valores dos escores de F3 são independentes daqueles observados para F1 e F2. Por exemplo, corrigir e adubar um solo diagnosticado como doente pela BioAS (F1 e F2 baixas) não muda essa condição. Ademais, um solo ácido e pobre em nutrientes não é necessariamente um solo doente, como normalmente é o caso de solos sob vegetação nativa. Aqui reside uma das grandes vantagens da BioAS, que é a possibilidade de diferenciar solos quimicamente semelhantes, embora biologicamente distintos. Obviamente, o suprimento adequado de nutrientes é tão crucial quanto a ciclagem e o armazenamento para a produção agrícola. Um solo pobre em nutrientes dificilmente alcançará altas produtividades. Entretanto, como já mencionado, apenas condições químicas adequadas não garantem solos saudáveis e produtivos.

Tabela 4.4. Padrões de saúde do solo que podem ser identificados em laudos da BioAS a partir das cores atribuídas às funções F1 e F2. Verde-escura ou verde-clara significam valores adequados; amarela, valores intermediários; e laranja ou vermelha, valores baixos.

Condição do solo	F1 Ciclar nutrientes	F2 Armazenar nutrientes	Recomendação
Solo saudável	alto / muito alto	alto / muito alto	manter práticas de manejo
Solo doente	baixo / muito baixo	baixo / muito baixo	reavaliar / mudar práticas de manejo
Intermediário	médio	médio	verificar as práticas de manejo
Solo adoecendo	baixo / muito baixo	alto/muito alto	reavaliar / mudar práticas de manejo
Solo em recuperação	alto/muito alto	baixo / muito baixo	manter práticas de manejo

Um exemplo bastante didático de como solos produtivos podem não estar em um estado considerado saudável é o do experimento de rotação de culturas na soja (RCS), conduzido desde 2008 pela Fundação MT, na estação experimental Cachoeira (Itiquira, MT). Nesse experimento, são avaliados distintos sistemas de manejo agrícola, incluindo monocultivo, sucessão e rotação de culturas (Mendes et al., 2020). Até a safra 2013/2014, não havia diferenças marcantes de produtividade da soja entre os tratamentos, que girava em torno de 3.200 - 4.200 kg ha^{-1} (Mendes et al., 2017). No entanto, no sétimo ciclo

de cultivo (2014/2015), a ocorrência de um veranico, em janeiro de 2015, possibilitou evidenciar, pela primeira vez, o início do declínio de produtividade dos tratamentos com monocultivo de soja (Figura 4.2). No tratamento sob monocultivo (soja/pousio), a produtividade de grãos foi de apenas 1.750 kg ha^{-1}. Por outro lado, no tratamento com sucessão soja/braquiária (*Urochloa ruziziensis*), a produtividade de grãos foi de 3.550 kg ha^{-1}. Apesar da diferença significativa de 1.800 kg ha^{-1} na produtividade de grãos, as características químicas dos solos (0-10 cm) sob esses tratamentos eram semelhantes (Tabela 4.5). A única exceção foi a MOS cujo teor no tratamento com braquiária foi 1,5 vezes (50%) maior do que no tratamento de soja/pousio. Essa semelhança entre as características químicas do solo nos dois tratamentos mostra a insuficiência do conceito mineralista, com base apenas nos teores absolutos dos nutrientes no solo, para explicar resultados como esses (Nicolodi et al., 2008). Áreas com teores semelhantes de nutrientes, mas com produtividades de grãos distintas, evidenciam que existem outras variáveis relevantes que estão influenciando os níveis de produção.

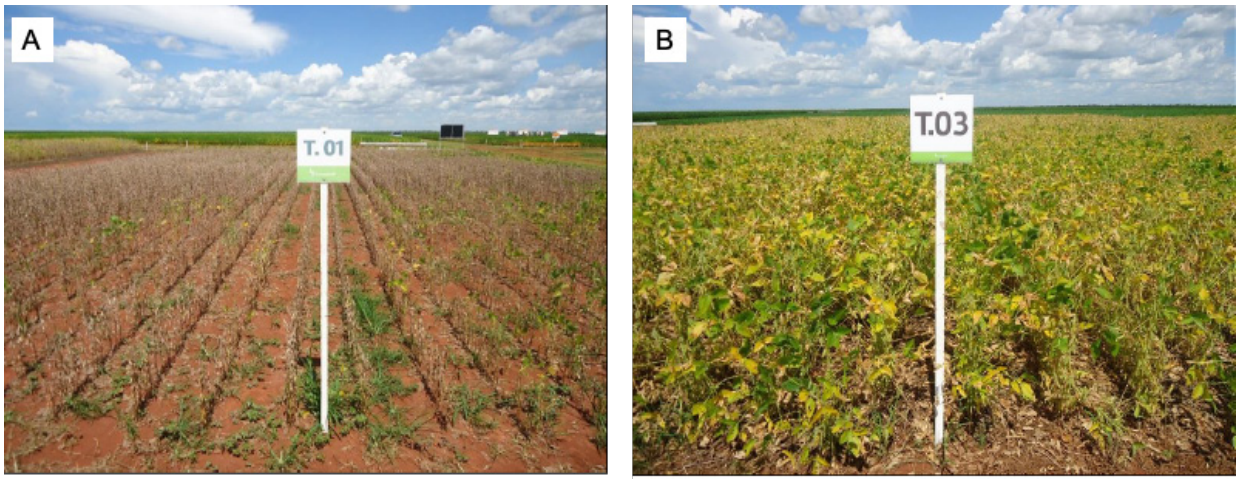


Figura 4.2. Aspecto visual do desenvolvimento da soja (cv. TMG 7262 RR) no veranico da safra 2014/2015, após sete safras consecutivas de monocultivo (A) e em sucessão com braquiária (B) sob SPD, em Itiquira, MT. Fotografias: Fábio Ono / Fundação MT.

Tabela 4.5. Propriedades químicas do solo, na camada de 0-10 cm, nos tratamentos com soja/pousio e soja/braquiária do experimento de rotação de culturas na soja (RCS), conduzido pela Fundação MT, em Itiquira, MT (safra 2015/2016).

Tratamento	**MOS**	**pH**	**Al**	**H+Al**	**Ca**	**Mg**	**P**	**K**
	g kg^{-1}	H_2O	---------- $cmol_c$ dm^3 ----------				--- mg dm^3 ---	
Soja/pousio	28,2	6,3	0,0	3,0	3,8	2,2	15	131
Soja/braquiária	42,3	6,4	0,0	2,5	4,4	3,1	16	151

Os resultados das análises de ARIL e BETA, realizadas na safra 2015/2016, para os tratamentos soja/pousio e soja/braquiária, mostram que houve, no tratamento com sucessão de culturas, um incremento de 8 e 4 vezes nas atividades dessas enzimas, respectivamente (Tabela 4.6). Esses resultados evidenciam a sensibilidade da ARIL e da BETA para detectar mudanças nos sistemas de manejo, com diferenças bem mais acentuadas que as observadas nos teores de MOS, revelando aspectos de saúde do solo que passavam despercebidos nas análises de química de rotina. Dessa maneira, embora os dois solos fossem quimicamente semelhantes, os resultados de atividade enzimática mostraram que o componente biológico era bastante distinto. Nesse caso, o solo mais ativo biologicamente, em resposta à presença da braquiária no sistema de produção, foi também o mais produtivo. Ou seja, a estabilidade produtiva do sistema de sucessão de culturas foi mantida pela presença da braquiária, que gera diversos benefícios ao solo, associados a: i) um sistema radicular robusto e profundo que libera exsudatos que são fontes de energia para a biota do solo e promove a ciclagem de nutrientes; ii) manutenção da cobertura do solo que permite menores oscilações de temperatura e umidade; iii) produção de palhada; e iv) consequente acúmulo de MOS, melhoria da estrutura e capacidade de armazenamento de água. Assim, o solo do sistema em sucessão com braquiária foi mais resiliente, ou seja, suportou melhor uma situação de estresse quando comparado ao solo com o monocultivo.

Tabela 4.6. Níveis de atividade da arilsulfatase e da β-glicosidase na camada de 0-10 cm nos tratamentos com soja/pousio e soja/braquiária sob SPD do experimento de rotação de culturas na soja (RCS), conduzido pela Fundação MT, em Itiquira, MT (safra 2015/2016).

Tratamento	**Arilsulfatase**	**β-glicosidase**
	---------- mg p-nitrofenol kg-1 solo h-1 ----------	
Soja/pousio	28	64
Soja/braquiária	223	233
Diferença	8 x	4 x

Com base nos seis primeiros anos de condução desse experimento, não houve diferença de rendimento de grãos entre os tratamentos soja/pousio e soja/braquiária, evidenciando que a produtividade inicial não garante a saúde do solor (Figura 4.3). Curioso notar que, após a ocorrência do veranico no 7º ano de cultivo, os rendimentos de grãos entre esses dois tratamentos nunca mais foram equiparados. A partir de então, até a safra 2022/2023, a diferença acumulada entre eles totalizou 12.166 kg ha^{-1}. Ou seja, o solo do tratamento soja/pousio cuja saúde estava comprometida não conseguiu se recuperar, mesmo após quatro anos da ocorrência do veranico.

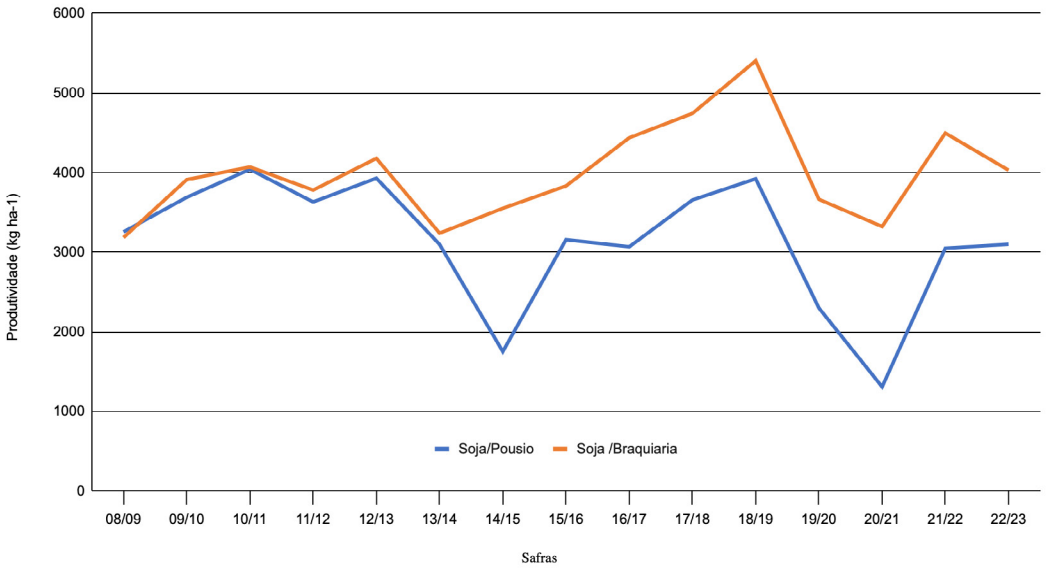


Figura 4.3. Produtividade da soja no experimento RCS (rotação de culturas na soja) em Itiquira, MT, conduzido pela Fundação MT.

Esse exemplo mostra que os bioindicadores presentes na BioAS são capazes de detectar problemas assintomáticos de saúde do solo, permitindo aos tomadores de decisão das propriedades agrícolas anteciparem problemas que podem impactar negativamente o desempenho agronômico e econômico das lavouras. A adoção de sistemas de manejo e de práticas agrícolas, como o plantio direto, a rotação de culturas, o uso de plantas de cobertura e a ILP, conduz à obtenção de solos saudáveis, biologicamente mais ativos e produtivos.

O modelo de quatro quadrantes da BioAS e as tendências de ganho ou perda de carbono no solo

O modelo de quatro quadrantes (M4Q) constitui mais uma funcionalidade da BioAS, sendo pensado como método prático para avaliar tendências de ganho ou perda de carbono no solo, identificadas em um gráfico relacionando os valores da atividade enzimática específica média (AEM) da ARIL e BETA versus o carbono orgânico do solo (COS) obtidos na camada de 0-10 cm (Chaer et al., 2023).

O M4Q é baseado nas seguintes premissas: i) as enzimas ARIL e BETA são mais sensíveis a alterações nos sistemas de manejo do que o COS; ii) mudanças na atividade de ARIL, BETA e no COS seguem a mesma direção, porém, por serem mais sensíveis, esse processo ocorre mais rapidamente nas enzimas; iii) áreas sob os mesmos sistemas

de manejo por um longo período devem atingir um estado de equilíbrio entre a atividade das enzimas e o COS; iv) com base nas duas primeiras premissas, áreas que sofrem mudanças recentes e significativas nas práticas de manejo agrícola, que melhoram ou degradam a saúde do solo, apresentam um desacoplamento do equilíbrio da atividade enzimática com o COS.

No M4Q, o primeiro e o terceiro quadrantes indicam os estados de equilíbrio do solo, enquanto o segundo e o quarto quadrantes indicam estados transitórios (Figura 4.4). O quadrante 1 (Q1) representa solos saudáveis, com níveis elevados de AEM e COS. Em Q1 considera-se que o COS está estável. Geralmente, esses são solos sob boas práticas de manejo por longo período. Esse estado pode ser alterado com o uso de práticas de manejo inadequadas, que em solos saudáveis resultaria em uma rápida redução da AEM, deslocando o solo de Q1 para Q2. Em Q2 assume-se uma tendência para perda de COS. Se as práticas de manejo inadequadas fossem mantidas em longo prazo, o COS também diminuiria, de modo compatível com o nível mais baixo de AEM alcançado anteriormente, atingindo estabilidade em um novo estado de equilíbrio no Q3. Um solo no Q3 é considerado doente e pode ser recuperado com o uso de práticas de manejo conservacionistas. Nesse caso, o componente biológico é melhorado e a atividade enzimática aumenta rapidamente, enquanto o COS ainda permanece em níveis mais baixos, passando para Q4 e sendo considerado um solo em recuperação. Consequentemente, em Q4 há uma tendência para aumento do COS. Mantidas as práticas de manejo conservacionistas a longo prazo, o COS deve atingir um novo patamar de estabilidade (mais elevado) novamente compatível com a atividade enzimática, retornando o solo ao estado de equilíbrio (Q1) em uma condição saudável.

As linhas de corte para o COS (15,5 g kg^{-1}) e para a atividade enzimática específica média (AEM = 4,3) foram definidas com base em 50% do rendimento acumulado de grãos (RAG) obtido em experimentos de longa duração conduzidos em latossolos argilosos na Embrapa Cerrados. Esses valores foram utilizados para definir o M4Q em um gráfico de dispersão AEM x COS e validados em fazendas da região do Cerrado com solos saudáveis, em processo de degradação, degradados e em recuperação (Figura 4.5).

O M4Q tem se mostrado capaz de revelar as respostas do solo a diferentes práticas de manejo agrícola e fornece um método prático e rápido para avaliar tendências do COS. Assim, o M4Q oferece também um esquema de visualização simples para diferentes talhões da fazenda, permitindo que o agricultor identifique de forma rápida e fácil os locais onde o manejo do solo está seguindo trajetórias de ganho ou perda de COS.

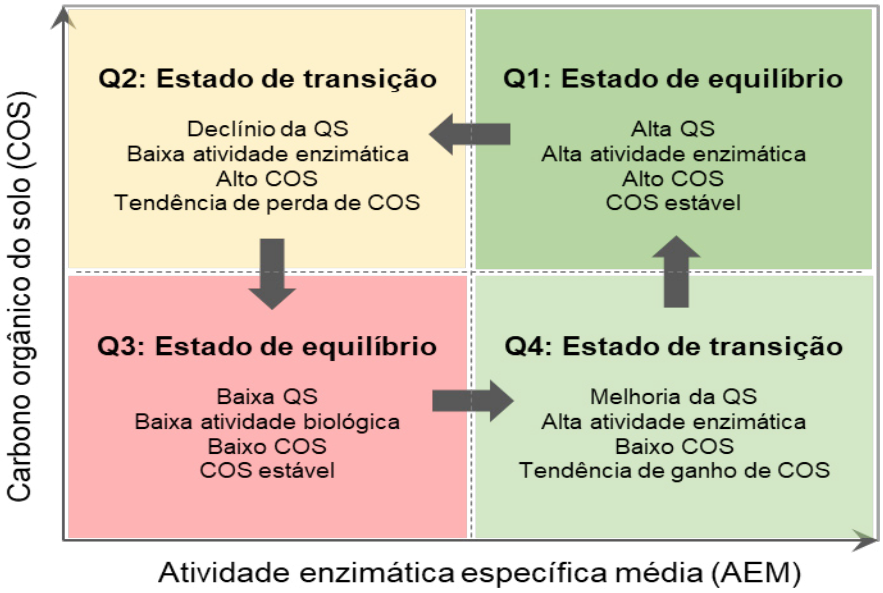


Figura 4.4. Representação esquemática do modelo de quatro quadrantes para avaliar as tendências de C no solo usando um gráfico de dispersão de atividade enzimática específica média (AEM) versus carbono orgânico do solo (COS). (Q: quadrante; QS: saúde do solo).

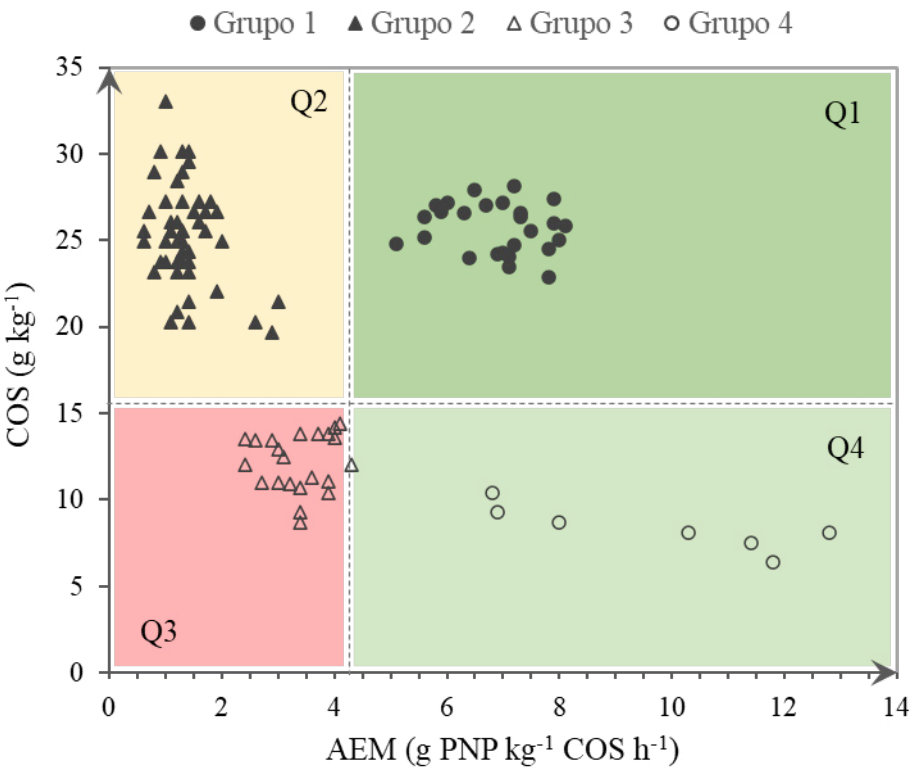


Figura 4.5. Amostras de solo (0 a 10 cm) do conjunto de dados das fazendas de referência dos grupos 1 a 4 plotadas no modelo de quatro quadrantes. As linhas de limite nos eixos x (AEM) e y (COS) foram definidas com base em 50% do rendimento acumulado de grãos (RAG) obtido em experimentos de longa duração conduzidos em latossolos argilosos na Embrapa Cerrados (Chaer et al., 2023).

Mapeando a saúde dos solos brasileiros

Com base no universo amostral da BioAS, que é dinâmico e cresce diariamente, é possível determinar o estado de saúde do solo (saudável, em recuperação, em processo de degradação ou doente) nas áreas de produção dos municípios usuários.

Considerando que a representação da condição de saúde dos solos resulta da combinação das funções F1 (ciclar nutrientes) e F2 (armazenar nutrientes), os resultados do banco de dados em fevereiro de 2025, mostraram que 73,8 % dos municípios apresentavam solos saudáveis/em recuperação, 21,9% solos com sinais de degradação (adoecendo) e apenas 1,2% solos considerados doentes. Adicionalmente, 2,9% dos municípios apresentaram resultados de saúde do solo considerados intermediários (indefinidos). O fato de que 73,8% dos municípios apresentaram solos considerados saudáveis ou em recuperação é um indicativo positivo e reflete a jornada transformadora da agricultura brasileira nas últimas décadas, associada à adoção de boas práticas de manejo que promovem a saúde do solo, com ganhos para a produtividade das culturas e a sustentabilidade deste setor (Vezzani et al. 2024).

Em médio prazo, espera-se que o banco de dados da BioAS esteja disponível para consulta pública, tornando o Brasil o primeiro país a criar uma Plataforma Nacional de Saúde dos Solos, com mapas interativos geoespacializados. Essa plataforma poderá servir de apoio para o desenvolvimento de práticas e políticas públicas (locais, regionais ou nacionais) que visem a conservação e promoção da saúde do solo, incentivando o uso racional de insumos e a adoção de boas práticas de manejo.

O modelo de parceria entre a Embrapa e os laboratórios de análise de solo que tornou a BioAS uma realidade

O uso da BioAS em escala comercial, desde julho de 2020 (https://youtu.be/IBJYc30aFas), é uma iniciativa pioneira que está alinhada ao objetivo da Embrapa de viabilizar tecnologias que promovam a sustentabilidade das atividades agrícolas. Em um modelo de parcerias inédito, a Embrapa tem capacitado uma rede de laboratórios comerciais de análise de solo para realização das análises de atividade das enzimas ARIL e BETA. Para se integrar à **Rede Embrapa BioAS**, os laboratórios passam por rigorosos treinamentos teóricos e práticos. A confiabilidade nos resultados gerados por laboratórios de todo o país é garantida pela padronização dos protocolos de amostragem

de solo e dos métodos analíticos. Além disso, os laboratórios da rede participam de testes interlaboratoriais que visam assegurar padrões de excelência das análises.

Após a habilitação, os laboratórios da Rede Embrapa BioAS se conectam a um servidor da Embrapa, por meio da plataforma web denominada Módulo de Interpretação da Qualidade do Solo da Tecnologia BioAS (MIQS). A partir dos algoritmos desenvolvidos para diferentes tipos de solo os valores de atividade enzimática e MOS são interpretados, indicando se eles estão baixos, moderados ou elevados. A plataforma MIQS também apresenta os escores das funções ciclar, armazenar e suprir nutrientes e dos IQS, com base nas propriedades químicas e biológicas em conjunto (IQSFERTIBIO) e separadamente (IQSBIOLÓGICO e IQSQUÍMICO). Os laudos gerados são repassados aos laboratórios, que os encaminham aos seus clientes.

Atualmente (fevereiro de 2025), a Rede BioAS conta com 33 laboratórios comerciais de análise de solos capacitados e habilitados (https://www.embrapa.br/busca-de-solucoes-tecnologicas/-/produto-servico/6047/bioas--tecnologia-de-bioanalise-de-solo), com outros 31 em fase de capacitação.

Saúde do solo e o Programa Nacional de Zoneamento Agrícola de Risco Climático (ZARC) uma perspectiva para o futuro

O ZARC, regido pelo Decreto nº 9.841/2019, é considerado uma das mais importantes ferramentas de política agrícola do Brasil. Esse programa sinaliza os períodos de semeadura com menor risco climático, indicando, por município, a probabilidade de perdas na produção de determinada cultura. O zoneamento é obtido a partir de um amplo banco de dados oficial, sistematizado pela Embrapa, que envolve séries climatológicas históricas, tipos de solo, comportamento e exigências das espécies plantadas, cultivares e sistemas de produção. Consequentemente, o ZARC se tornou um programa indispensável para políticas agrícolas de crédito e seguro rural, sendo requisito obrigatório para concessão de financiamentos agropecuários por instituições financeiras, no âmbito do crédito rural e acesso ao Proagro e Proago-Mais, como também ao Programa de Subvenção ao Prêmio do Seguro Rural (PSR).

Atualmente, um conjunto de indicadores que determinam os níveis de manejo que estão sendo praticados nos sistemas de produção, nas diferentes regiões brasileiras, tem sido proposto para inclusão no ZARC (Debiase, 2022). Isso certamente irá ajudar a mitigar, ainda mais, perdas nas lavouras em função de adversidades climáticas. Nesse

sentido, levando-se em consideração a forte relação existente entre as práticas de manejo nos sistemas de produção e a saúde dos solos, vislumbra-se a possibilidade de inclusão da BioAS no ZARC. A BioAS tem se mostrado uma excelente ferramenta para avaliação do manejo usado pelos produtores em seus sistemas de produção, inclusive mostrando como solos saudáveis são capazes de associar produtividade com maior resiliência, tolerando melhor as condições advindas de estresses climáticos.

O ZARC é um instrumento essencial e consolidado para a gestão de riscos na agricultura brasileira, que contribui para a segurança produtiva e financeira dos agricultores. A possível inclusão de indicadores de manejo em conjunto com a BioAS neste programa deve representar um avanço significativo, pois, permitirá uma abordagem ainda mais integrada e eficiente visando a mitigação de perdas decorrentes de eventos climáticos adversos. Ao alinhar o manejo e a saúde dos solos com a resiliência da produção agrícola, o ZARC poderá reafirmar e fortalecer seu papel estratégico dentre as políticas agrícolas do país, promovendo maior sustentabilidade, estabilidade e competitividade ao setor agropecuário.

Considerações finais

A tecnologia BioAS representa um avanço significativo para o monitoramento e a gestão da saúde dos solos no Brasil. Seu uso tem permitido aos produtores, consultores, agrônomos, técnicos e pesquisadores acessarem informações que fornecem importantes subsídios na busca por um manejo agrícola mais eficiente e sustentável. Os dados gerados pela BioAS demonstram que solos saudáveis não apenas apresentam maior resiliência a condições adversas, como também promovem maior eficiência no uso de insumos agrícolas. A consolidação de uma base de dados nacional sobre a saúde dos solos, com milhares de amostras já analisadas, abre novas possibilidades para a formulação de políticas públicas visando a adoção de práticas agrícolas regenerativas em larga escala. O potencial de aplicação da BioAS em diferentes biomas e sistemas produtivos reforça a necessidade de sua contínua expansão e aprimoramento, garantindo que a gestão do solo seja cada vez mais baseada em informações com bases científicas robustas e acessíveis aos produtores.

Agradecimentos

Agradecemos os funcionários da Embrapa Cerrados: Clodoaldo Alves de Sousa e Osmar Teago de Oliveira e a todos os estudantes de graduação e pós-graduação do Laboratório de Microbiologia do Solo.

Os autores agradecem, ainda, o auxílio de bolsas e financiamento de projetos pela Embrapa (Projeto Bioindicadores - MP2), CNPq (Edital de Redes REPENSA, Processo: 562433/2010-4, Edital Universal 404764/2016-9 e 407642/2023-4), FAPDF (Fundação de Apoio à Pesquisa Científica e Tecnológica do Distrito Federal), INCT-Microrganismos Promotores do Crescimento de Plantas Visando à Sustentabilidade Agrícola e à Responsabilidade Ambiental – MPCPAgro - (CNPq 465133/2014-4, Fundação Araucária-STI 043/2019, CAPES) e Projeto PronaSolos - FINEP/CT-AGRO/FNDCT (Convênio 01.22.0081.00, Ref. 1218/21).

Referências

Bandick, A. K., & Dick, R. P. (1999). Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry, 31*, 1471–1499. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00051-6

Chaer, G. M., Mendes, I. C., Dantas, O. D., Malaquias, J. V., 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

Debiasi, H., Monteiro, J. E. B. A., Franchini, J. C., Farias, J. R. B., Conte, O., Cunha, G. R., Moraes, M. T., Balbinot Junior, A. A., Silva, F. A. M., Evangelista, B. A., & Marafon, A. C. (2022). *Níveis de manejo do solo para avaliação de riscos climáticos na cultura da soja*. *Documentos / Embrapa Soja*, n. 447, 137 p.

Dick, R. P., & Burns, R. G. (2011). A brief history of soil enzyme research. In: Dick, R. P. (Ed.). *Methods of soil enzymology* (pp. 1–19). Madison: Soil Science Society of America.

Drinkwater, L. E., & Snapp, S. S. (2007). Nutrients in agroecosystems: Re-thinking the management paradigm. *Advances in Agronomy, 92*, 163–186. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)92003-2

Embrapa. (2024). *Agrivisum (2021) Culturas Temporárias BR* [Internet]. Embrapa Tabuleiros Costeiros. Disponível em: https://public.tableau.com/app/profile/embrapa.tabuleiros.costeiros/viz/1CulturasTemporariasBR/Menu

Karlen, D. L., & Stott, D. E. (1994). A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. R., & Stewart, B. A. (Eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment* (pp. 53–72). Madison: Soil Science Society of America.

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Chaer, G. M., Reis Junior, F. B., Goedert, W. J., & Mendes, I. C. (2013). Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal, 77*, 461–472. https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0191

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Figueiredo, C. C., Malaquias, J. V., Souza, L. M., & Mendes, I. C. (2018). Temporal variation and critical limits of microbial indicators in Oxisols in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional, 12*, 72–82. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.01.003

Mendes, I. C., Ono, F. B., Oliveira, M. I., Silva, R. G., Kappes, C., Reis Junior, F. B., Zancanaro, L., & Lopes, A. A. C. (2020). Rotação de culturas, bioindicadores e saúde do solo. In: Silva, P. A., & Oliveira, L. C. (Editores). *Rotação de culturas, bioindicadores e saúde do solo* (19ª ed., v. 19, pp. 102–110). Rondonópolis: Fundação MT.

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Kappes, C., Ono, F. B., Semler, T. D., Zancanaro, L., & Lopes, A. A. C. (2017). Qualidade biológica do solo: por que e como avaliar. *Boletim de Pesquisa da Fundação MT, 1*, 98–105.

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., & Lopes, A. A. C. (2018). Indicadores de qualidade biológica para manejo sustentável de solos arenosos. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 44*, 20–25.

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Lopes, A. A. C., Souza, L. M., & Chaer, G. M. (2019a). Bioanálise de solo: aspectos teóricos e práticos. *Tópicos em Ciência do Solo, 10*, 399–462.

Mendes, I. C., Souza, L. M., Sousa, D. M. G., Lopes, A. A. C., Reis Junior, F. B., Lacerda, M. P. C., & Malaquias, J. V. (2019b). Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. *Applied Soil Ecology, 139*, 85–93. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.025

Mendes, I. C., Chaer, G. M., Reis Junior, F. B., Sousa, D. M. G., Dantas, O. D., Oliveira, M. I., & Malaquias, J. V. (2021a). *Tecnologia BioAS: uma maneira simples e eficiente de avaliar a saúde do solo*. *Série Documentos / Embrapa Cerrados*, n. 369, 50 p.

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 Ciência do Solo, 32*, 2735–2741. https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000700017

Vezzani, F. M., Anghinoni, I., Cherubin, M. R., & Mendes, I. C. (2024). Soil health and modern Brazilian agriculture. In: Mendes, I. C., & Cherubin, M. R. (Eds.). *Soil Health and Sustainable Agriculture in Brazil* (Vol. 3, pp. 1–18). Madison: Soil Science Society of America and Wiley.

♦ Capítulo 5 ♦

As interfaces entre a biologia do solo e o processamento de carbono na agricultura

Fernando Dini Andreote[1], Simone Raposo Cotta[1], Alberto Vinicius S. Rocha[2]

Introdução

O desenvolvimento de estratégias do manejo voltadas à melhoria da ciclagem do carbono (C) em sistemas agrícolas requer a consideração de diversos componentes que influenciam direta ou indiretamente os aspectos biológicos do sistema solo-planta. A biologia dos solos está profundamente integrada ao processo de formação dos solos e é modulada pela paisagem que se estabelece nos mais diferentes ambientes. Recentemente, tem crescido o número de evidências sobre a influência da atividade agrícola às características biológicas dos solos.

Assim, compreender os aspectos biológicos do ambiente agrícola e sua interface com o fluxo de C nos diferentes sistemas produtivos é essencial para o desenvolvimento de uma agricultura mais sustentável, dado que a atividade biológica está diretamente relacionada ao processamento da matéria orgânica do solo, à saúde do solo e à sua capacidade de sustentar adequadamente o desenvolvimento das plantas. O conhecimento desses processos, dos organismos envolvidos e de seus produtos pode subsidiar inovações no manejo e no monitoramento dessas transformações, contribuindo para o acúmulo e persistência de C nos solos. Além disso, os organismos do solo podem contribuir indiretamente para o aumento do aporte de C em áreas cultivadas ao promoverem o crescimento vegetal, especialmente quando associadas à adoção de

[1] Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2] Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST). Esch-Belval Esch-sur-Alzette, Luxemburgo.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.5

práticas agrícolas inovadoras, como o uso de bioinsumos. A substituição de insumos tradicionais por biológicos pode otimizar o fluxo de C, diminuindo a demanda de carbono na produção de fertilizantes e defensivos, e contribuindo para o balanço desse elemento nas áreas de cultivo (Figura 5.1).



Figura 5.1. Interfaces entre a biologia dos solos e as transformações do carbono nesse ambiente, evidenciando o potencial de contribuição no desenvolvimento de sistemas de manejos mais eficientes no fluxo de carbono.

Este capítulo tem como premissa apresentar informações compiladas sobre os processos biológicos que conectam a biologia do solo à dinâmica do C nos sistemas agrícolas, abordando seu papel na transformação do C, na promoção do desenvolvimento vegetal e na substituição de insumos com alta demanda energética para produção e aplicação. Esses temas estruturam o conteúdo aqui desenvolvido, destacando os principais avanços do conhecimento, os desafios relacionados à aplicabilidade e as lacunas que ainda demandam investigação mais aprofundada. Em conjunto, evidencia-se a integração entre os processos biológicos do solo e a dinâmica do carbono, reforçando o potencial desse conhecimento para o desenvolvimento de sistemas agrícolas mais sustentáveis e eficientes na estabilização do carbono nos solos.

Processos biológicos de transformação de carbono nos solos

Cerca de 50% da matéria orgânica existente na natureza, incluindo animais, plantas e microrganismos, é composta por C. A biomassa das plantas, especialmente

acima do solo, se apresenta como grande reservatório desse elemento no planeta, dado as ferramentas e o conhecimento científico avançado para estimar essa porção de C. Contudo, é no solo que se concentra o maior reservatório de C terrestre, com estoques estimados em 2.400 Gt, ou seja, três vezes a quantidade disponível na atmosfera (Beillouin et al., 2023). Assim, compreender os processos bióticos e abióticos envolvidos na formação, acumulação e persistência do C no solo, bem como os efeitos das ações antrópicas (com ênfase na agricultura) sobre a ciclagem desse elemento, é uma tarefa crucial para a conservação dos recursos naturais e a maximização da capacidade de produção biológica dos agroecossistemas. Em última análise, é crucial conhecer o papel do C na provisão de serviços ecossistêmicos, na regulação da saúde do solo e na mitigação das mudanças climáticas em curso.

Interação entre macro, meso e microrganismos e sua relação com a MOS

Em ecossistemas naturais e agrícolas, a matéria orgânica do solo (MOS) é amplamente processada pelas comunidades biológicas ali presentes, incluindo macro, meso e microrganismos. Os processos desempenhados por esses organismos vão desde a fragmentação física de folhas e raízes nos estágios iniciais da decomposição (fauna do solo, ou seja, macro e meso-organismos) até a mineralização da matéria orgânica por vias bioquímicas em fases mais avançadas (conduzida por grupos microbianos especializados). Seja pela ingestão ou transformação da matéria orgânica em formas mais ou menos decomponíveis, bem como produção de fezes e indução da atividade microbiana, a fauna influencia diversas propriedades biofísico-químicas dos solos, incluindo a diversidade microbiana, a estrutura e textura do solo, além da disponibilidade de nutrientes (Angst et al., 2024).

As minhocas são os principais representantes desse serviço ecológico, desempenhando um papel central na formação e estabilização da MOS via processos de transformação e translocação (mais conhecidos como “bioturbação”). No entanto, colêmbolos, ácaros, nematoides, cupins e besouros (e diversos outros grupos), também influenciam esses processos, embora a pesquisa sobre esses grupos ainda seja escassa e/ou fragmentada na literatura (Angst et al., 2024). Consequentemente, a capacidade de prever os efeitos das mudanças na composição da fauna do solo devido a mudanças no uso da terra e na intensificação de práticas agrícolas, por exemplo, sobre os processos ecossistêmicos e a transformação da MOS ainda é bastante limitada (Bonfanti et al., 2025). Por outro lado, os estudos sobre o papel dos microrganismos do solo na ciclagem e, mais

recentemente, na contribuição direta aos teores da MOS têm crescido exponencialmente e despertado interesse da comunidade científica, agricultores e formuladores de políticas públicas em nível global.

A atividade, diversidade e fisiologia do chamado "microbioma do solo" (comunidade microbiana associada taxonômica e funcionalmente ao solo e às plantas em um dado ambiente) (Andreote et al., 2014; Sokol et al., 2022) influencia fortemente as taxas de mineralização e imobilização de carbono no solo. As enzimas extracelulares hidrolíticas produzidas por microrganismos que atuam nesse processo quebram macromoléculas e promovem a liberação de substâncias de baixo peso molecular durante a mineralização, incluindo frações de C lábil e nutrientes essenciais (Cardoso & Andreote, 2016). Parte dos nutrientes liberados, como nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), é então imobilizada na biomassa microbiana para atender à demanda nutricional dos microrganismos do solo, enquanto outra parcela se torna disponível para as plantas e contribui para a manutenção da saúde do solo (Cardoso & Andreote, 2016).

A diversidade (taxonômica e funcional) e a fisiologia microbiana podem determinar tanto a versatilidade quanto a eficiência no uso de substratos pela comunidade microbiana. Isso significa que esses parâmetros ecológicos influenciam o consumo das fontes de C e consequentemente a dinâmica temporal e espacial dos nutrientes no ambiente solo. No contexto da microbiologia do solo e da ecologia microbiana, microrganismos com alta versatilidade podem decompor uma ampla gama de substratos orgânicos como, por exemplo, celulose, lignina, açúcares, proteínas e lipídios, facilitando a ciclagem de nutrientes. Essa habilidade permite que esses microrganismos se adaptem às mudanças na disponibilidade de recursos no ambiente, como alterações na composição da MOS ou na presença de compostos químicos exógenos. Enquanto isso, a eficiência do uso do substrato pode determinar a taxa entre acúmulo e perda do substrato utilizado, determinando de forma significativa os fluxos de C no sistema.

Especificamente no âmbito da MOS, Tao et al. (2023) indicaram uma relação íntima entre aspectos da atividade microbiana e a eficiência de uso de carbono no solo (*CUE*, na sigla em inglês). A partir de uma abordagem em escala global, observou-se que o *CUE* pode ser mais sensível na determinação do armazenamento de COS do que outros fatores bióticos e abióticos, incluindo as entradas de C das plantas, a qualidade do substrato e as modificações no ambiente. Em outras palavras: um *CUE* elevado pode indicar uma maior alocação de C para a biomassa microbiana e seus subprodutos, favorecendo o acúmulo de carbono orgânico no solo (COS) devido ao aumento da formação de necromassa microbiana (tópico discutido em detalhes nas próximas seções) e/ou à redução das perdas na forma de CO_2. Isso implica que certos

grupos de microrganismos, sob determinadas condições ambientais, podem ser mais eficientes na utilização de recursos e na maximização de seu crescimento do que outros. Em contraste, um *CUE* baixo pode implicar que mais C é direcionado para a respiração celular, reduzindo a alocação para biomassa e acelerando a perda do COS, advindo tanto do C recentemente adicionado ao sistema (de origem vegetal e/ou microbiana) ou do C previamente estabilizado (efeito *priming*). Isso indicaria, em última instância, menor eficiência e maior alocação para a manutenção das funções celulares.

O uso de *traits* microbianas (propriedades genômicas, bioquímicas, termodinâmicas, e/ou biofísicas de microrganismos) também podem ser utilizadas para explicar processos mediados por microrganismos no solo. No entanto, ainda não está claro quais *traits* preveem consistentemente os diferentes compartimentos da MOS. Apesar disso, o tamanho do genoma (Wilhelm et al., 2023) e das células microbianas (Dang & Morrissey, 2024), bem como as taxas de crescimento (Foley et al., 2024), o conteúdo de melanina nos tecidos microbianos (Whalen et al., 2024) e a cinética de absorção do substrato (Marschmann et al., 2024) parecem ser fortes candidatos para esse propósito. Ao serem integradas em estratégias de vida microbiana, como a recente estrutura Y-A-S (Y – *High Yield*, A – *Resource Acquisition*, S – *Stress Tolerance*) (Malik et al., 2020), abordagens baseadas em *traits* oferecem uma perspectiva inovadora para compreender as interações entre microrganismos e as diferentes frações de C no solo. Dado o número exponencial de estudos em andamento nesse campo, avanços são esperados nos próximos anos, de modo a prover evidências para validar ou refutar essas interações.

Qualidade do substrato, respostas microbianas e os fluxos de C no solo

Nas últimas décadas, houve uma mudança de paradigma a respeito da dinâmica da MOS, que passou de uma visão focada na recalcitrância bioquímica para uma abordagem que considera as interações entre plantas, microrganismos e minerais (Cotrufo et al., 2013; Rocci et al., 2024). Em outras palavras, a lógica de acúmulo e persistência da MOS deixou de ser essencialmente focada nas propriedades moleculares dos compostos, mas nas interações em nível de ecossistema (Schmidt et al., 2011). Essa mudança na compreensão foi impulsionada por evidências que destacaram (a) vias microbianas e (b) a estabilização via associação organo-mineral com ênfase em compostos lábeis como mecanismos para o acúmulo de C nos solos (Angst et al., 2023). Isso afastou o foco tradicional na recalcitrância química das entradas de C vegetal como determinantes chave das taxas de decomposição, incluindo o teor de lignina, compostos

fenólicos e a razão C:N (Cardoso & Andreote, 2016; Buckeridge et al., 2022).

Em particular, esse novo conceito desafiou a ideia de que a “recalcitrância” da biomassa de entrada (a suposição de que a estrutura molecular por si só poderia gerar matéria orgânica estável) e substâncias húmicas (produtos de condensação biótica ou abiótica) seriam responsáveis pela acumulação e persistência da MOS (Schmidt et al., 2011). Nesse sentido, o paradigma atual enfatiza as frações físicas da MOS, conceitualmente subdivididas em matéria orgânica particulada relativamente lábil (MOP) e matéria orgânica associada a minerais mais persistente (MOAM), como caminhos mais tangíveis para se manejar os teores de C e, por extensão, a MOS (Lavallee et al., 2020). Enquanto substratos de C mais lábeis tendem a formar MAOM, os mais recalcitrantes contribuem para MOP (Cotrufo et al., 2013; Angst et al., 2023; Lavallee et al., 2020). Isso ocorre devido à estrutura química dos substratos mais recalcitrantes ser menos eficientemente assimilada pela biomassa microbiana, permanecendo no solo como partículas orgânicas incompletamente decompostas por mais tempo e estimulando a formação de MOP (Cotrufo et al., 2013). Enquanto isso, a MOAM é formada principalmente por compostos lábeis de plantas (lixiviados foliares e/ou rizodeposição), que são facilmente sorvidos em superfícies minerais (“sorção direta”) ou assimilados pela comunidade microbiana por meio da “bomba de carbono microbiana” (*MCP*, na sigla em inglês) (Liang et al., 2017). Após os ciclos de vida e morte microbiana, parte do C retido/assimilado na biomassa torna-se disponível como necromassa microbiana e é então associada às superfícies minerais do solo (Buckeridge et al., 2022) (Figura 5.2).

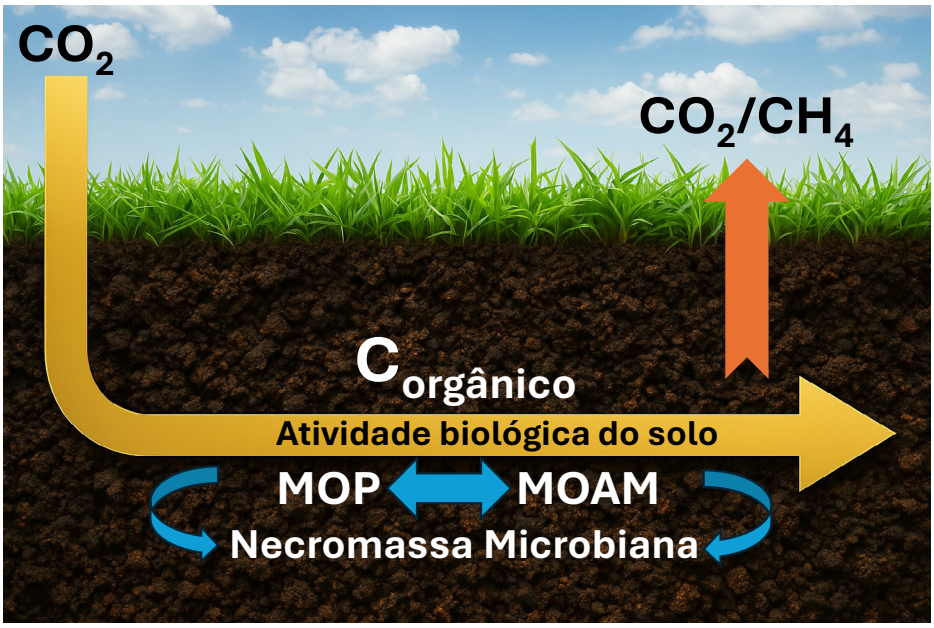


Figura 5.2. Dinâmica do carbono no sistema solo, suas frações e a interação com aspectos da biologia do solo.

Entretanto, substratos de alta qualidade (por exemplo, baixa relação C:N) nem sempre aumentam os teores de MOAM, mas incrementam os níveis de POM em vez disso (Elias et al., 2024). Isso ocorre devido à interação desigual e variável entre a matriz do solo (mineralogia e textura) e as respostas microbianas às entradas de matéria orgânica (veja a seção anterior), bem como à influência dos teores de C preexistente e dos parâmetros químicos do solo (pH, teores de Fe^{3+}, Ca^{2+} e Al^{3+}, entre outros) no balanço líquido da MOS (Elias et al., 2024; Wang & Kuzyakov, 2024). Desse modo, avançar para uma visão mais holística das interações entre a qualidade do substrato, os parâmetros ecológicos da comunidade microbiana e a matriz mineral do solo é essencial para compreender os mecanismos subjacentes à ciclagem da MOS e, consequentemente, aprimorar tanto a eficiência das práticas de manejo solo quanto os modelos biogeoquímicos de predição de C em cenários de mudança climática (Elias et al., 2024; Li et al., 2025).

Morte microbiana e seu papel na estabilização de carbono nos solos via necromassa

Os produtos e resíduos do metabolismo microbiano, incluindo células mortas, detritos celulares e substâncias poliméricas extracelulares são denominados de “necromassa microbiana”, um componente amplo, dinâmico e persistente do COS (Buckeridge et al., 2022). Enquanto a biomassa microbiana representa uma fração muito pequena da MOS (1-5%), a necromassa pode responder por 15 a 80% do COS, dependendo do ambiente e do uso do solo (floresta, pastagem ou áreas agrícolas) (Liang et al., 2019; Bai & Cotrufo, 2022). Isso ocorre devido aos ciclos de vida e morte microbiana (impulsionados por fatores bióticos e abióticos) promoverem o acúmulo progressivo de resíduos microbianos via ligações minerais, especialmente nas frações mais estáveis, como a MOAM. Por esse motivo, a necromassa microbiana vem sendo relatada como um componente chave do COS em adição aos resíduos derivados de plantas, especialmente em solos agrícolas, e sua quantificação está se tornando uma prática padrão na pesquisa de C do solo (Buckeridge et al., 2022).

Esta nova abordagem está ligada à mudança de paradigma sobre a dinâmica da MOS discutida na seção anterior e se apoia na chamada “bomba de carbono microbiana” (MCP). A MCP enfatiza dois mecanismos complementares que impulsionam o acúmulo e a persistência de necromassa no solo: (a) eficiência da retenção de C na biomassa microbiana e (b) adsorção de necromassa à matriz mineral do solo após a morte microbiana (Liang et al., 2017). Além disso, mecanismos de reciclagem (onde a necromassa é utilizada como substrato pela comunidade microbiana nativa) e mineração microbiana

(desestabilização de necromassa de C previamente estabilizada para reutilização como substrato pela comunidade) também podem desempenhar um papel crítico nos fluxos de C e, por extensão, no balanço líquido de necromassa no solo (Buckeridge et al., 2020; 2022; Mou et al., 2025).

De modo geral, a necromassa fúngica domina o conteúdo total de necromassa no COS em comparação à bacteriana, com estimativas globais indicando uma proporção próxima de 3:1 (25). Essa predominância tem sido atribuída ao consenso sobre a maior biomassa fúngica viva em relação à biomassa bacteriana observada em solos ao redor do mundo, embora os processos subjacentes ainda não estejam totalmente esclarecidos (Wang et al., 2021). Apesar dessa proporção fungo:bactéria e das contribuições expressivas de necromassa ao COS tipicamente reportadas (15-80%), muitos ambientes terrestres permanecem não representados (ou sub-representados), e o conteúdo de C derivado dos microrganismos ainda é pouco compreendido, principalmente em regiões tropicais (Beidler et al., 2020; Hu et al., 2023).

Além disso, a maior parte da pesquisa sobre este tópico é focada na determinação do conteúdo total de necromassa no solo e não necessariamente em torno dos mecanismos relacionados à ciclagem desse componente da MOS no solo. Métodos de cromatografia gasosa (GC) e líquida (LC), assim como suas variantes associadas à espectrometria de massas (MS), são comumente utilizados para estimar essa fração de C. Contudo, cabe destacar que esses métodos dão origem a estimativas baseadas na concentração de aminoaçúcares (biomarcadores de necromassa, incluindo ácido murâmico para bactérias e glucosamina para fungos) e não nos reservatórios reais de necromassa de C. Outro ponto importante é que a necromassa não é composta apenas por fungos e bactérias, mas também por uma diversidade de outros microrganismos, como arqueias, protozoários e possivelmente vírus, que ainda não foram devidamente incorporados nos modelos atuais de estimativa. Assim, os dados atualmente gerados apresentam certo grau de subestimativa, embora esforços estejam sendo conduzidos para suprir essa lacuna (Salas et al., 2024).

Do ponto de vista mecanicista, também há lacunas que precisam ser preenchidas nesse campo, tal como o balanço líquido de necromassa em ecossistemas naturais e agrícolas. Esse balanço é útil para se compreender quais são as taxas reais de ganho e perda de C microbiano em nível de sistema, de modo a superar as atuais estimativas baseadas estritamente em aminoaçúcares. Tais valores podem ser determinados a partir de estudos que integrem “produtores” e “consumidores” de necromassa (Buckeridge et al., 2022). Isso significa investigar quais são os grupos microbianos com maior propensão à produção de necromassa em nível de comunidade - ou seja, aqueles com taxas mais

elevadas de crescimento, morte e/ou liberação de subprodutos metabólicos - e aqueles mais envolvidos no seu consumo, ou seja, na reciclagem. É igualmente importante compreender como a composição química-estrutural da necromassa (diretamente ligada ao táxon) pode influenciar sua ciclagem, dado que experimentos de laboratório utilizando necromassa advinda de isolados e consórcios mostraram taxas distintas de acúmulo e persistência nos solos (Whalen et al., 2024; Buckeridge et al., 2020).

Com base nessas informações, será possível entender como diferentes práticas agrícolas e fatores ambientais, por exemplo, influenciam as vias de acúmulo e/ou perda de necromassa, permitindo o aprimoramento e/ou desenvolvimento de modelos de predição de C que considerem os microrganismos do solo não apenas como mediadores, mas também como contribuintes diretos para a MOS. Integrar aspectos relacionados ao tipo e à origem dos solos (Manzoni & Cotrufo, 2024), o clima (temperatura e precipitação) (Buckeridge et al., 2020), o regime de manejo agrícola (Zhou et al., 2023) e, no último nível, os atributos microbianos (atividade, diversidade e fisiologia) na ciclagem de necromassa também será útil para se obter uma visão mais completa sobre as interações complexas que moldam o acúmulo e, principalmente, o tempo de residência/persistência desse reservatório da MOS.

Atividades microbianas promotoras da geração de biomassa vegetal

A interação entre microrganismos e plantas tem sido estudada há décadas, impulsionando avanços na agricultura. Em 1904, Hiltner definiu a rizosfera como a interface do solo onde ocorre intensa troca metabólica entre microrganismos e raízes (Hiltner, 1904). A compreensão desse ambiente tem possibilitado o desenvolvimento de estratégias para aumentar a biomassa vegetal de forma sustentável, beneficiando tanto a produtividade quanto o estoque de C no solo (Mason et al., 2023). Esse estoque resulta da biomassa acumulada e do aporte de C lábil via exsudação radicular, que pode ser convertido em biomassa e, posteriormente, em necromassa microbiana. Este tópico abordará os processos que estruturam o ambiente rizosférico, bem como os mecanismos microbianos envolvidos na geração de biomassa vegetal e sua aplicação em estratégias agrícolas mais eficientes.

Embora a formação e organização da rizosfera sejam processos complexos e dinâmicos, é fundamental compreendê-los, pois as interações entre plantas e microrganismos nesse ambiente são essenciais para o crescimento vegetal e o acúmulo

de biomassa (Mason et al., 2023). A rizosfera corresponde à fração do solo diretamente influenciada pela atividade radicular das plantas (Hiltner, 1904; Cripps-Guazzone et al., 2025). A exsudação de compostos orgânicos modifica suas características químicas e nutricionais, favorecendo o crescimento microbiano, especialmente em solos que tendem a ser ambientes oligotróficos. Além de fornecer C e energia, a planta libera compostos de baixo peso molecular que atuam como sinalizadores, permitindo a seleção ativa de microrganismos conforme suas necessidades. Assim, a montagem da rizosfera ocorre essencialmente por meio de interações químicas entre as plantas e a microbiota do solo (Yang et al., 2024).

Nesse contexto, a planta utiliza o solo como um “reservatório” de diversidade microbiana, selecionando organismos adequados para compor sua rizosfera. A saúde do solo desempenha um papel crucial nesse processo, influenciando a eficiência dessa seleção. Fatores como diversidade vegetal, clima, dispersão microbiana e histórico de manejo afetam diretamente a composição da comunidade microbiana rizosférica e suas interações com as plantas. Os microrganismos selecionados desempenham funções essenciais para o crescimento vegetal, ampliando o repertório funcional da planta, razão pela qual alguns estudos os consideram um “segundo genoma vegetal” (Xun et al., 2024).

Os microrganismos da rizosfera favorecem o desenvolvimento vegetal por mecanismos diretos e indiretos. Diretamente, promovem a disponibilização de nutrientes como fósforo e nitrogênio e produzem hormônios vegetais, como o ácido indolacético. Indiretamente, fortalecem a defesa da planta contra patógenos, induzem respostas imunes e contribuem para a resiliência do ambiente por meio de interações microbianas positivas, negativas e/ou neutras (Mason et al., 2023; Cotta et al., 2025) (Figura 5.3).

A formação de um ambiente rizosférico saudável é essencial para o desenvolvimento da planta e para a entrada de C no sistema, principalmente sob a forma de biomassa vegetal, uma das principais fontes de C para o solo (Domeignoz-Horta et al., 2024). Nos próximos tópicos, serão discutidos os principais microrganismos promotores do crescimento vegetal, os processos microbianos que favorecem o desenvolvimento das plantas e as aplicações e limitações do uso desses organismos na promoção do crescimento vegetal e no aumento do estoque de carbono no solo.

Diversos microrganismos foram identificados como promotores do crescimento vegetal. Alguns estabelecem interações específicas, como rizóbios com leguminosas e certos fungos micorrízicos com plantas hospedeiras, enquanto outros são cosmopolitas e interagem com uma ampla variedade de espécies vegetais em diferentes ambientes, promovendo processos como a disponibilização de fósforo, a produção de hormônios

vegetais, o controle de fitopatógenos e o estabelecimento de interações microbianas benéficas.

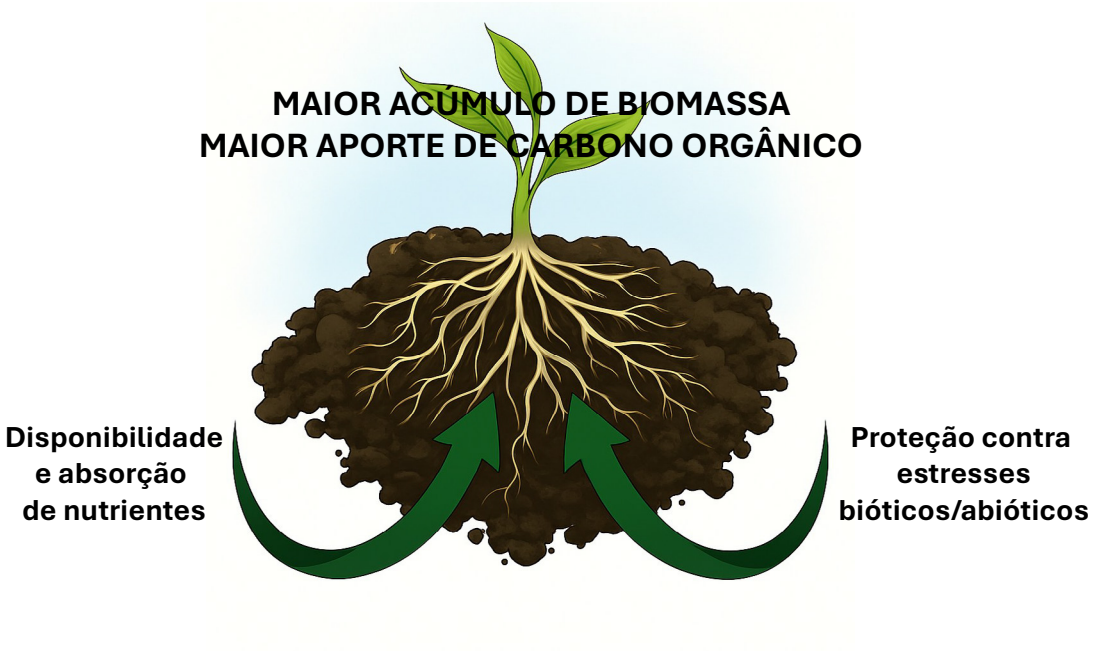


Figura 5.3. Processos microbianos que fomentam o desenvolvimento das plantas, e consequentemente promovem maior aporte de carbono sob formas orgânicas em sistemas agrícolas.

A fixação biológica de nitrogênio e os organismos diazotróficos

O nitrogênio é frequentemente um fator limitante para o desenvolvimento vegetal. Seu maior reservatório está na atmosfera, predominantemente na forma de N_2, um gás quimicamente inerte e indisponível para a maioria dos organismos. As formas assimiláveis, como amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e compostos orgânicos ($R\text{-}NH_2$) são escassas nos ambientes naturais e, por isso, utilizadas com alta eficiência pelos organismos. Em sistemas agrícolas, a adubação (mineral ou orgânica) é a principal estratégia para suprir a demanda das culturas por esse nutriente (Cardoso & Andreote, 2016).

A fixação biológica do nitrogênio (FBN) é a principal via natural de incorporação de N_2 ao solo, realizada exclusivamente por microrganismos diazotróficos. Esse processo converte o nitrogênio atmosférico em formas assimiláveis por meio da nitrogenase, um complexo enzimático altamente regulado devido ao seu elevado custo energético e sensível ao oxigênio. A ativação desse mecanismo ocorre apenas quando os níveis

intracelulares de nitrogênio são baixos, há alta disponibilidade de ATP e formas assimiláveis de nitrogênio são escassas no ambiente (Cardoso & Andreote, 2016).

Os microrganismos fixadores de nitrogênio podem ser de vida livre ou estabelecer associações simbióticas com plantas. Dentre os simbiontes, os rizóbios são os mais estudados, formando nódulos radiculares em leguminosas, onde realizam a FBN em um ambiente protegido e rico em C fornecido pela planta. Esses microrganismos, pertencentes majoritariamente à classe *Alphaproteobacteria*, incluem os gêneros *Rhizobium, Allorhizobium, Azorhizobium, Bradyrhizobium, Mesorhizobium* e *Sinorhizobium*. A nodulação é um processo altamente específico, mediado por sinais químicos entre a planta e a bactéria.

Por outro lado, a maioria dos diazotróficos são de vida livre, e realizam a FBN sob condições ambientais menos favoráveis em comparação aos simbiontes. No solo, a atividade da nitrogenase é inibida pela alta concentração de oxigênio, e a disponibilidade de matéria orgânica como fonte de C é limitada. Além disso, esses organismos estão mais expostos a variações ambientais, como temperatura, umidade e osmolaridade, enquanto os rizóbios dentro dos nódulos desfrutam de um ambiente mais estável (Cardoso & Andreote, 2016).

Os ciclos do nitrogênio e do C estão intimamente interligados, regulando conjuntamente a produtividade primária e o sequestro de C, processos fundamentais diante das mudanças climáticas. O aumento da produtividade vegetal se intensifica via FBN, promovendo maior acúmulo de biomassa e, consequentemente, de C no sistema. Sob condições de alta concentração de CO_2, esse efeito é ainda mais pronunciado, impulsionando a incorporação de nitrogênio no ecossistema e reduzindo suas perdas. Esse processo gera um acúmulo progressivo de matéria orgânica, sustentando a dinâmica do C e do nitrogênio no solo e na vegetação, e ajustando o ciclo do nitrogênio às novas demandas do ecossistema (Niu et al., 2023).

Os fungos micorrízicos e as interações com as plantas

O termo micorriza, derivado do grego, significa “fungos-raízes” e descreve a interação simbiótica mutualista entre plantas e algumas espécies específicas de fungos do solo (Marro et al., 2022). Nessa relação, a planta hospedeira transfere C orgânico fixado na fotossíntese para o fungo micorrízico, que, em contrapartida, fornece elementos inorgânicos essenciais para o crescimento vegetal. As micorrizas atuam como uma extensão do sistema radicular, ampliando o volume de exploração do solo e tornando

a absorção de água e nutrientes mais eficientes. Além disso, desempenham funções fundamentais na estruturação do solo, no aumento da tolerância a estresses abióticos e na resistência/tolerância a doenças (Cardoso & Andreote, 2016; Marro et al., 2022).

Em ecossistemas tropicais, caracterizados por solos altamente intemperizados e oxídicos, essas associações são essenciais para a aquisição de fósforo (P), um nutriente de baixa mobilidade e frequentemente limitante para a produtividade agrícola e florestal. Além de melhorar a nutrição das plantas, os fungos micorrízicos contribuem para a estabilidade do solo por meio de sua extensa rede de hifas, que pode atingir 30 metros por grama de solo. Essas hifas, juntamente com a secreção de glomalinas (glicoproteínas agregadoras do solo), favorecem a formação de agregados, aumentam a retenção de água e reforçam a estruturação do solo (Mason et al., 2023), fatores importantes também nas transformações e acúmulo de C nesse sistema.

As plantas investem, em média, 30% do carbono fixado na fotossíntese para sustentar os fungos micorrízicos, promovendo o crescimento das hifas, a formação de biomassa fúngica e a estimulação de outros microrganismos na rizosfera (Silva et al., 2023). Além de interagir com as plantas, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) também se associam a bactérias promotoras do crescimento vegetal.

As micorrizas são classificadas em ectomicorrizas e endomicorrizas. As ectomicorrizas formam estruturas nos espaços intercelulares das raízes, enquanto as endomicorrizas, representadas principalmente pelos FMA, desenvolvem-se dentro das células vegetais (Cardoso & Andreote, 2016). Assim como ocorre na FBN por organismos diazotróficos, a interação micorrízica inicia-se com a troca de sinais químicos entre a planta e o fungo, determinando a especificidade da associação. Essa especificidade varia desde interações altamente seletivas, envolvendo apenas determinadas espécies vegetais e fúngicas, até relações mais generalistas, mas ainda com algum grau de seletividade. No caso dos FMA, realizada por membros do grupo Glomeromycotina, a simbiose é tão estreita que esses fungos são considerados biotróficos obrigatórios, ou seja, dependem da planta hospedeira para completar seu ciclo de vida (Marro et al., 2022). Além de seu papel na absorção de nutrientes, as micorrizas influenciam diretamente o estoque de C no solo. Isso ocorre tanto pela melhoria da estruturação do solo, promovida pela rede de hifas e pela secreção de glomalina (Agnihotri et al., 2024), quanto pelo estímulo ao crescimento vegetal e ao consequente acúmulo de biomassa. A diversidade de FMA é fundamental não apenas para a conservação da biodiversidade e a manutenção das funções e serviços ecossistêmicos, mas também para garantir a estabilidade dos estoques de C orgânico em diferentes ambientes terrestres (Basiru & Hijri, 2024).

Mecanismos e processos de promoção vegetal por microrganismos

Além da presença e atividade de grupos microbianos específicos, que ao longo da evolução desenvolveram mecanismos regulados de interação com diversas espécies vegetais em diferentes contextos ambientais, os microrganismos do solo também podem favorecer o crescimento e o desenvolvimento das plantas por meio de interações menos especializadas. Nesse caso, a promoção do crescimento vegetal não está diretamente relacionada a grupos taxonômicos específicos, mas sim à realização de funções essenciais desempenhadas por microrganismos cosmopolitas. Entre esses mecanismos, destacam-se a disponibilização de P, a produção de hormônios vegetais, o controle de patógenos e o aumento da resiliência do sistema, contribuindo para o desenvolvimento vegetal de forma integrada e sustentável.

Mecanismos microbianos de disponibilização de fósforo

O P é o segundo principal nutriente limitante para o crescimento vegetal, ficando atrás apenas do nitrogênio. Em solos altamente intemperizados, como os brasileiros, o P tende a ser fortemente adsorvido a minerais de argila e óxidos de ferro e alumínio, tornando-se pouco disponível para as plantas. Nesse contexto, os microrganismos desempenham um papel essencial na disponibilização desse nutriente, adotando diversos mecanismos para aumentar sua acessibilidade no solo. Os principais mecanismos compreendem o processo de solubilização que consiste na conversão de formas insolúveis de P inorgânico em formas solúveis de P; e o processo de mineralização, que consiste na conversão do P orgânico em P inorgânico solúvel (Cardoso & Andreote, 2016).

A solubilização do P ocorre por meio da produção e liberação de ácidos orgânicos e inorgânicos por plantas e microrganismos. Esses compostos dissolvem diretamente minerais fosfatados ou quelam cátions como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{3+}, Al^{3+}, Mn^{2+} e Zn^{2+}, liberando o ânion fosfato para o sistema (Moreira & Siqueira, 2006). Já o processo de mineralização de P ocorre por meio da degradação da matéria orgânica e sua conversão em formas inorgânicas assimiláveis, mediada por enzimas extracelulares pertencentes a classes como fosfatases (mais estudadas) ou fosforomonoesterases, fitases e fosfonates (Moreira & Siqueira, 2006).

A concentração de P no solo influencia diretamente o crescimento vegetal e a formação de biomassa. Recentemente, tem sido evidenciada a relação entre o teor

nutricional do solo e o sequestro de C. Em ambientes com baixa disponibilidade de P, a biomassa microbiana pode competir com as plantas por esse nutriente, reduzindo sua absorção.

Produção de fitormônios e estímulo do crescimento vegetal

Os fitormônios desempenham um papel essencial na regulação do crescimento, desenvolvimento e produtividade das plantas, além de contribuírem para sua adaptação a variações ambientais. Seus níveis no solo e nos tecidos vegetais são modulados por microrganismos, impactando diretamente a produção de biomassa e a arquitetura vegetal. Entre os principais fitormônios envolvidos nesses processos estão o ácido abscísico, ácido salicílico, citocininas, giberelinas, auxinas, ácido jasmônico e etileno. Esses regulam desde a germinação das sementes até o crescimento radicular e da parte aérea, influenciando a expansão foliar por meio da elongação, divisão e diferenciação celular (Timofeeva et al., 2024).

A interação entre microrganismos e fitormônios ocorre de diversas formas. Microrganismos promotores do crescimento vegetal podem tanto sintetizar quanto degradar fitormônios específicos, modulando sua disponibilidade e ação sobre as plantas. Além disso, compostos voláteis microbianos também influenciam a regulação hormonal. Um exemplo desse efeito pode ser observado em condições de déficit hídrico, onde a inoculação de *Azospirillum brasilense* em batata resultou em maior acúmulo de biomassa foliar e no caule, associado ao aumento da concentração de fitormônios nesses tecidos (Timofeeva et al., 2024).

Dentre os fitormônios, as auxinas se destacam por sua influência direta no crescimento vegetal. Esse hormônio é produzido por diversos microrganismos, incluindo fungos e bactérias, por meio de vias biossintéticas específicas. As auxinas microbianas desempenham um papel fundamental na estruturação do sistema radicular, promovendo o crescimento das raízes, a formação de pelos radiculares e a modificação da arquitetura radicular. Esse fortalecimento do sistema radicular melhora a captação de água e nutrientes, além de estimular a exsudação radicular, favorecendo a atividade microbiana na rizosfera. Como consequência, há um aumento na colonização por bactérias promotoras do crescimento vegetal, tanto específicas quanto cosmopolitas (Eichmann et al., 2021).

Além da síntese de fitormônios, microrganismos também podem degradá-los, regulando sua concentração nos tecidos vegetais. Um exemplo relevante é a atividade

da enzima ACC deaminase (1-aminociclopropano-1-carboxilato deaminase), responsável por degradar o ACC (1-aminociclopropano-1-carboxilato), precursor do etileno. Essa conversão resulta na formação de α-cetobutirato e amônia, reduzindo os níveis de etileno nos tecidos vegetais. Esse mecanismo é benéfico para o crescimento vegetal, pois concentrações elevadas de etileno podem inibir o desenvolvimento das plantas. Vale destacar que esses microrganismos frequentemente apresentam outras características promotoras do crescimento, como a FBN e a solubilização de P, auxiliando as plantas no desenvolvimento e na tolerância a estresses bióticos e abióticos por meio de mecanismos variados (Chandwani & Amaresan, 2022).

Interações microbianas na rizosfera e benefícios para as plantas

Nos tópicos anteriores, foram discutidas as interações positivas entre microrganismos e plantas, com ênfase nos processos mutualísticos estabelecidos na rizosfera. No entanto, além de interagirem com as plantas, os microrganismos também se relacionam entre si, formando redes ecológicas que influenciam diretamente a estrutura da comunidade microbiana e, consequentemente, o desenvolvimento vegetal. Em ambientes mais colaborativos, a maior conectividade entre os microrganismos fortalece a comunidade, tornando o solo mais resiliente e resistente/tolerante a estresses bióticos e abióticos, o que, em última instância, favorece o crescimento das plantas (Cotta et al., 2025).

Por outro lado, as interações microbianas também podem ser negativas, manifestando-se por meio de competição, parasitismo e predação. Esses processos são essenciais para a regulação das populações microbianas e são amplamente explorados na agricultura para o controle biológico de fitopatógenos. Microrganismos benéficos podem inibir ou eliminar patógenos por diferentes mecanismos, incluindo a produção de enzimas hidrolíticas, antibióticos e toxinas, além da competição por nicho e nutrientes. Em alguns casos, a predação e o parasitismo levam à destruição de estruturas fúngicas, como esporos e micélios, bem como de células e endósporos bacterianos (Boro et al., 2022).

Dentre os microrganismos com atividade antimicrobiana, destacam-se bactérias dos gêneros *Bacillus* e *Pseudomonas*, além dos fungos *Trichoderma, Aspergillus* e *Penicillium*. Esses organismos atuam por diferentes mecanismos, como a produção de metabólitos antimicrobianos (antibióticos, compostos voláteis e enzimas), a competição

por espaço e nutrientes, a hipovirulência, o parasitismo e a indução de resistência sistêmica nas plantas. Além desses, vírus e bacteriófagos específicos têm sido empregados no biocontrole, pois infectam seletivamente fungos e bactérias patogênicas (Boro et al., 2022).

Fungos do gênero *Trichoderma* se destacam por sua ampla aplicação no combate a fitopatógenos, especialmente na rizosfera. Seus mecanismos de ação incluem a competição e o antagonismo direto, funcionando como a primeira linha de defesa das plantas contra estresses bióticos e abióticos. Além disso, *Trichoderma* pode modular a resposta das plantas a eventos futuros de estresse por meio da ativação da memória transcricional. Esse fungo também apresenta micotropismo, ou seja, a capacidade de parasitar outros fungos, o que o torna uma ferramenta valiosa no controle biológico. Outro mecanismo relevante é a produção de espécies reativas de oxigênio, que degradam a parede celular de fitopatógenos celulolíticos, como *Pythium ultimum* (Woo et al., 2023).

Além dos microrganismos que atuam contra fitopatógenos, há também aqueles que exercem controle biológico sobre insetos-praga. Organismos entomopatogênicos, como fungos, bactérias, vírus e nematoides, infectam tanto insetos do solo quanto aqueles que habitam a parte aérea das plantas. Dentre os principais fungos entomopatogênicos, destacam-se os gêneros *Metarhizium*, *Beauveria, Pochonia, Nomuraea, Entomophthora* e *Neozygites*, que parasitam insetos de ordens como Lepidoptera, Coleoptera e Diptera. Assim como ocorre no controle de fitopatógenos, o uso de entomopatógenos representa uma alternativa sustentável aos pesticidas químicos, reduzindo impactos ambientais e favorecendo a manutenção do equilíbrio ecológico nos agroecossistemas (Bamisile et al., 2021).

Manejo microbiano para maximizar o estoque de carbono e a produção de biomassa

Nos tópicos anteriores, foram apresentados diversos mecanismos e processos mediados por microrganismos que, ao promoverem o desenvolvimento vegetal, contribuem para o aumento do estoque de C no solo.

A inoculação de microrganismos no solo, uma estratégia “probiótica”, depende essencialmente da capacidade dos microrganismos de se adaptarem e persistirem no ambiente de campo (Fierer & Walsh, 2023) e vem sendo bastante difundida nos últimos anos na agricultura. Essa abordagem pode incluir a introdução de bactérias fixadoras de nitrogênio, fungos micorrízicos ou microrganismos multifuncionais. Dentre

os mecanismos alvos de promoção, alguns se destacam como estratégias promissoras para a captação de carbono, tanto de forma direta como indireta.

Diretamente relacionado ao C, pode-se considerar o uso dos FMA para facilitar a transição do C de formas lábeis para pools mais recalcitrantes. Também pode-se considerar o uso de fungos endofíticos melanizados, cuja alta concentração de melanina (um composto altamente recalcitrante) está diretamente relacionada à formação de necromassa microbiana (Whalen et al., 2024; Mason et al., 2023). De maneira indireta, os organismos disponibilizadores de nutrientes ou antagonistas a patógenos promoveriam esse processo via maior acúmulo de C na biomassa vegetal.

Uma alternativa à inoculação probiótica é a estratégia ”prebiótica”, que consiste na adição de substâncias ou substratos capazes de enriquecer grupos específicos de microrganismos. Esses substratos prebióticos podem ser incorporados às sementes, estimulando o crescimento de microrganismos promotores do crescimento vegetal nativos. Outra abordagem viável envolve a seleção ou modificação genética de culturas agrícolas para otimizar a liberação de compostos de C que favorecem interações benéficas com microrganismos, como aquelas que promovem a simbiose micorrízica. Além disso, há a possibilidade de manipular diretamente funções microbianas nas comunidades nativas do solo. Isso pode ser feito por meio da edição gênica mediada por *Clustered Regularly Interspaced Short Palindromic Repeats* (CRISPR), embora essa metodologia ainda esteja em estágios iniciais de desenvolvimento (Fierer & Walsh, 2023).

No entanto, as estratégias acima descritas apresentam desafios. O aumento do aporte de C vegetal pode não resultar em um acúmulo duradouro de C no solo, especialmente se desencadear um efeito *priming*, estimulando a decomposição do C já existente no sistema. Além disso, a efetividade dessas abordagens é altamente contexto-dependente, sendo frequentemente mais expressiva em ambientes onde o crescimento vegetal é limitado por fatores como baixa disponibilidade de nutrientes ou água (Fierer & Walsh, 2023).

Bioinsumos como alternativas para produtos de alta demanda de carbono na cadeia agrícola

Adicionalmente aos processos de transformação, estabilização, ou imobilização do C no fluxo que ocorrem nos solos, intermediados por processos microbianos, há também ganhos indiretos do emprego de insumos biológicos no balanço de C nas cadeias agrícolas. Um primeiro benefício indireto é resultante do maior desenvolvimento

das plantas, com maior assimilação do C pelo processo fotossintético, e consequente maior aporte desse elemento no solo (seja via exsudação radicular ou pela ciclagem de partes senescentes das plantas). Outro ganho esperado está relacionado à menor demanda de energia na geração de insumos empregados para a sanidade e a nutrição das plantas, pilares que embasam a produtividade da agricultura, o que será alvo de discussão nesse tópico.

Gifford (1984) classifica as emissões derivadas das operações realizadas na agricultura em 3 grupos; i) derivadas de operações físicas (preparo, semeadura, colheita e transporte, bombeamento de água, secagem de grãos etc.), ii) fabricação, embalagem e estocagem de fertilizantes e defensivos, iii) aquisição de equipamentos e construções rurais. Somado a estratégias de manejo, que interferem diretamente no fluxo de C nos solos, os pontos destacados por Gifford (1984) devem ser observados, na busca da eficiência de cada um dos componentes, levando a uma redução nas emissões em toda a cadeia. Dentro dessa mesma separação, existe a necessidade de melhor compreender e quantificar os ganhos oriundos da substituição de defensivos químicos e fertilizantes, por processos microbianos.

Lal (2004) agrupou e sumarizou os gastos em C-equivalente (CE) das diversas operações agrícolas, e também estimou os valores de produção dos insumos empregados na agricultura em relação a este parâmetro. Em relação aos insumos, o autor destaca as estimativas para fertilizantes e defensivos, destacando a variabilidade que ocorre a depender da molécula a ser avaliada (Tabela 5.1). Observa-se na tabela que, entre os fertilizantes, as fontes nitrogenadas são as mais expressivas no consumo de CE para seu uso (produção, transporte e estocagem), com valores entre 0,9 e 1,8 Kg CE ha^{-1}. Já para os defensivos, os valores de Kg CE ha^{-1} são mais variáveis, principalmente devido à variabilidade na estrutura molecular de cada ingrediente ativo (1,2 a 12,6 Kg CE ha^{-1}). No entanto, ao observarmos as dosagens empregadas de fertilizantes e defensivos por área cultivada, a contribuição dos fertilizantes tende a ser maior no que diz respeito ao gasto de CE ha^{-1}.

Contemplando a inclusão dos bioinsumos na agricultura, como previamente discutido, observa-se um ganho adicional pela substituição de insumos e potenciais reduções nos valores de kg CE ha^{-1} empregados. No entanto, ainda há carência da determinação acurada de valores de consumo CE para a produção dos bioinsumos. Não há dados sobre a quantidade de CE necessária para a produção de 150 mL de *Bradyrhizobium japonicum*, para ser empregado em sementes a serem plantadas em 1 ha de soja. Da mesma forma, não se conhece o valor exato de CE para a produção de 200 mL de *Trichoderma harzianum*, a ser usado como biodefensivos em 1 ha de cana-

de-açúcar. Dessa forma, uma primeira tentativa de aproximar-se dos ganhos da adoção de bioinsumos deve considerar dois pontos referentes a essa tecnologia: os sistemas de produção dos bioinsumos e as dosagens empregadas a campo.

Tabela 5.1. Estimativa de Kg de CE ha^{-1} de insumo utilizado na agricultura. Adaptado de Lal (2004).

Insumo	Emissão (Kg CE ha^{-1})
Fertilizantes	
Nitrogênio	0,9 – 1,8
Fósforo	0,1 – 0,3
Potássio	0,1 – 0,2
Pesticidas	
Herbicidas	1,7 – 12,6
Inseticidas	1,2 – 8,1
Fungicidas	1,2 – 8,0

Os sistemas de produção de produtos biológicos apresentam características favoráveis de balanço de C quando comparados a fertilizantes e defensivos. Isso ocorre porque costumam ser compactos, exigem baixo gasto energético para instalação e têm alto índice de uso, o que dilui o CE da infraestrutura empregada. Adicionalmente, os sistemas de produção empregam poucos insumos e de baixa complexidade de obtenção. As fermentações líquidas (majoritariamente realizada para bactérias), realizadas em biorreatores, consomem basicamente os meios de cultura, que são bastante diluídos em relação a seus constituintes (de 1 a 5% do volume total), sendo a maior parte desses materiais orgânicos como açucares, fontes de proteínas, entre outros. Já as fermentações sólidas (empregada na propagação de fungos filamentosos) são realizadas em materiais orgânicos como arroz, ou outra fonte estruturada para permitir a propagação microbiana de forma adequada. Com essas características, o gasto energético (equivalente a CE) se restringe a manutenção das condições de cultivo (líquida ou sólida) e ao posterior processamento do material produzido, que é na maioria das vezes composto por operações simples de extração, estabilização/formulação e envase. Quando comparado aos processos físicos e químicos, empregados tanto na produção de fertilizantes como de defensivos, essas etapas se mostram menos exigentes na demanda de energia e mais simples na obtenção final dos produtos a serem empregados.

As etapas posteriores, referentes a envase, transporte e aplicação em campo, se assemelham mais aos procedimentos já empregados, mas também resguardam particularidades, das quais duas devem ser destacadas. A primeira é mais importante na possível substituição de fertilizantes, pois se refere às dosagens de produtos aplicadas em cada hectare cultivado. As dosagens de produtos biológicos são bastante reduzidas, variando em média, entre 0,1 e 1,0 L de produto por ha, enquanto os fertilizantes que

formulam os macronutrientes são utilizados em centenas de Kg para a mesma área. O outro ponto se refere à aplicação dos insumos, sendo os biológicos majoritariamente aplicados de forma combinada com outros insumos, e não carregando, portanto, este componente em sua estimativa de CE.

Com base no conjunto de pontos acima apresentados, apesar de não haver por hora estimativas de CE ha^{-1} para os insumos biológicos, pode-se considerar que esses valores sejam bastante reduzidos quando comparados os encontrados para fertilizantes e defensivos. Mesmo reconhecendo a demanda pela geração desses valores, é possível detalhar um pouco mais as expectativas geradas pelo uso dos inoculantes e biodefensivos na otimização do fluxo de C nas cadeias agrícolas.

Alterações no balanço de carbono pelo uso de inoculantes

Os inoculantes tem seu uso baseado na premissa de otimizar a nutrição e/ou estimular o desenvolvimento vegetal, por meio dos processos descritos anteriormente nesse capítulo. Frente ao crescente uso dos inoculantes, torna-se possível estimar a substituição do uso de fertilizantes por essas tecnologias, o que nos possibilita contemplar uma primeira estimativa de alterações no balanço de C devido à exploração de processos biológicos na agricultura. Para exemplificar este raciocínio, podemos utilizar o processo de fixação biológica do nitrogênio em soja.

Em termos gerais, podemos assumir que a área cultivada de soja no Brasil seja de ao menos 30 milhões de ha, dentro os quais aproximadamente 80% empregam a inoculação com espécies de *Bradyrhizobium* spp. (*B. japonicum* e *B. elkanii*) noduladores, os quais fornecem aproximadamente 280 kg ha^{-1} de nitrogênio para essa cultura (Prando et al., 2024; Zilli et al., 2010). Caso esse nitrogênio fosse aplicado a partir de fontes minerais, o impacto no fluxo de C seria bastante intenso. Por exemplo, se a ureia fosse empregada para suprir essa demanda, o valor seria de aproximadamente 700 kg ha^{-1} de ureia, estimada por Lal (2004) com CE médio de 1,8 Kg de CE ha^{-1}, totalizando 1.260 Kg CE ha^{-1}. Com esses dados, pode-se estimar a diminuição de ao menos $3{,}78.10^{7}$ Mg de CE na cultura da soja anualmente pelo emprego da inoculação.

Alterações no balanço de carbono pelo uso de biodefensivos

Da mesma forma que os inoculantes, os biodefensivos também já foram aqui abordados, com seus mecanismos descritos para a proteção das plantas contra estresses

bióticos (pragas e doenças). Para esse grupo de insumos, as substituições por processos biológicos são menos densamente documentadas, sendo dados de mercado a base das inferências que podem ser realizadas.

Estima-se que na safra 2023/2024, cerca de 20 milhões de ha foram cultivados com o emprega de defensivos para o combate de nematoides, com destaque para as áreas de soja (aproximadamente 16 milhões de ha tratados). Em relação aos fungicidas, mais amplamente empregados, e em mais de uma aplicação a cada ciclo de cultivo, estima-se aproximadamente 200 milhões de ha tratados (considerando-se aplicações diferentes na mesma área como somatório). Esses insumos vêm sendo parcialmente substituídos por tecnologias biológicas, o que acarreta dentre outros ganhos, num menor fluxo de C nas áreas. Considerando aproximações similares as realizadas no tópico anterior para o nitrogênio em soja, podemos estimar ganhos com o uso dos biodefensivos para esse parâmetro. A proposta não é determinar números exatos, para os quais estudos de ciclo de vida seriam necessários, mas atingir grandezas relacionadas a oportunidades presentes nessa aproximação para as tecnologias em análise.

De forma geral, iremos considerar uma dosagem de 100 g ha^{-1} de ingrediente ativo a ser usado, e um valor médio de 2,0 Kg de CE ha^{-1} de produto (Lal, 2004). Ainda, iremos estimar o uso de 80% de nematicidas na forma de biodefensivos, e 10% dos fungicidas baseados em tecnologias biológicas. Com isso, os ganhos promovidos pelo desenvolvimento e uso dos bioinsumos se aproxima a valores de $3{,}2.10^3$ Mg de CE para os nematicidas, e $4{,}0.10^3$ Mg de CE para os fungicidas. Esses valores são estimativas de ganhos no fluxo de C em cada ano safra, e podem aumentar com a mais ampla adoção de ferramentas biológicas na agricultura.

Considerações finais

Os conceitos e dados acima apresentados evidenciam a importância da fração biológica do solo e sua interação com a dinâmica do C em sistemas agrícolas. Apesar dos avanços, essa ainda é uma área incipiente, com elevado potencial para o desenvolvimento científico e tecnológico. A compreensão detalhada dos processos de transformação do C, da complexidade da matéria orgânica do solo, incluindo a necromassa microbiana, e da contribuição direta e indireta dos microrganismos para o seu armazenamento e persistência de C no solo pode ampliar o entendimento sobre os mecanismos que regulam o balanço desse elemento, tanto no ambiente agrícola quanto nos processos de produção de insumos, sejam eles tradicionais ou inovadores, com destaque para os

bioinsumos. Esse conhecimento é essencial para aprimorar a quantificação dos ganhos de C equivalente CE associados às práticas adotadas. O uso eficiente dos processos biológicos poderá impulsionar o desenvolvimento de práticas e manejos agrícolas que otimizem a estabilização do C no solo e, consequentemente, contribuirá para a mitigação de alterações ambientais em andamento em escala global.

Referências

Agnihotri, R., Pandey, A., Sharma, M. P., Prakash, A., Ramesh, A., Maheshwari, H. S., *et al.* (2024). Enhanced soil carbon storage and arbuscular mycorrhizal fungal biomass in a long-term nutrient management under soybean-based cropping system. *Environmental Science and Pollution Research*.

Andreote, F. D., Gumiere, T., & Durrer, A. (2014). Exploring interactions of plant microbiomes. *Sci Agric.*, *71*(6), 528–539.

Angst, G., Mueller, K. E., Castellano, M. J., Vogel, C., Wiesmeier, M., & Mueller, C. W. (2023). Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key. *Nat Commun.*, *14*(1), 2967.

Angst, G., Potapov, A., Joly, F. X., Angst, Š., Frouz, J., Ganault, P., *et al.* (2024). Conceptualizing soil fauna effects on labile and stabilized soil organic matter. *Nat Commun.*, *15*(1), 5005.

Bai, Y., & Cotrufo, M. F. (2022). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science (1979).*, *377*(6606), 603–608.

Bamisile, B. S., Akutse, K. S., Siddiqui, J. A., & Xu, Y. (2021). Model application of entomopathogenic fungi as alternatives to chemical pesticides: Prospects, challenges, and insights for next-generation sustainable agriculture. *Front Plant Sci.*, *12*.

Basiru, S., & Hijri, M. (2024). Trade-off between soil organic carbon sequestration and plant nutrient uptake in arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Fungal Biol Rev.*, *49*, 100381.

Beidler, K. V., Phillips, R. P., Andrews, E., Maillard, F., Mushinski, R. M., & Kennedy, P. G. (2020). Substrate quality drives fungal necromass decay and decomposer community structure under contrasting vegetation types. In R. Bardgett (Ed.), *Journal of Ecology* [Internet], *108*(5), 1845–1859. Available from: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.13385

Beillouin, D., Corbeteels, M., Demenois, J., Berre, D., Boyer, A., Fallot, A., *et al.* (2023). A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nat Commun.*, *14*(1), 3700.

Bonfanti, J., Potapov, A. M., Angst, G., Ganault, P., Briones, M. J. I., Calderón-Sanou, I., *et al.* (2025). Linking effect traits of soil fauna to processes of organic matter transformation. *Funct Ecol.*, *39*(2), 446–461.

Boro, M., Sannyasi, S., Chettri, D., & Verma, A. K. (2022). Microorganisms in biological control strategies to manage microbial plant pathogens: a review. *Arch Microbiol.*, *204*(11), 666.

Buckeridge, K. M., Creamer, C., & Whitaker, J. (2022). Deconstructing the microbial necromass continuum to inform soil carbon sequestration. *Funct Ecol.* [Internet]. Available from: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2435.14014

Buckeridge, K. M., La Rosa, A. F., Mason, K. E., Whitaker, J., McNamara, N. P., Grant, H. K., *et al.* (2020). Sticky dead microbes: Rapid abiotic retention of microbial necromass in soil. *Soil Biol Biochem.*, *149*, 107929.

Buckeridge, K. M., Mason, K. E., McNamara, N. P., Ostle, N., Puissant, J., Goodall, T., *et al.* (2020). Environmental and microbial controls on microbial necromass recycling, an important precursor for soil carbon stabilization. *Commun Earth Environ.* [Internet], *1*(1), 36. Available from: https://www.nature.com/articles/s43247-020-00031-4

Cardoso, E. J. B. N., & Andreote, F. D. (2016). *Microbiologia do solo* (2nd ed.). Piracicaba: Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

Chandwani, S., & Amaresan, N. (2022). Role of ACC deaminase producing bacteria for abiotic stress management and sustainable agriculture production. *Environmental Science and Pollution Research*, *29*(16), 22843–2259.

Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Denef, 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? *Glob Chang Biol* [Internet], *19*(4), 988–995. Available from: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.12113

Cotta, S. R., Dias, A. C. F., Mendes, R., & Andreote, F. D. (2025). Role of horizontal gene transfer and cooperation in rhizosphere microbiome assembly. *Brazilian Journal of Microbiology*, *56*(1), 225–236.

Cripps-Guazzone, N., Ridgway, H. J., Condron, L. M., McLean, K. L., Stewart, A., & Jones, E. E. (2025). Isolate and plant host specificity of rhizosphere competence in *Trichoderma* species. *Fungal Biol.*, *129*(3), 101554.

Dang, C., & Morrissey, E. M. (2024). The size and diversity of microbes determine carbon use efficiency in soil. *Environ Microbiol.*, *26*(5).

Domeignoz-Horta, L. A., Cappelli, S. L., Shrestha, R., Gerin, S., Lohila, A. K., Heinonsalo, J., *et al.* (2024). Plant diversity drives positive microbial associations in the rhizosphere enhancing carbon use efficiency in agricultural soils. *Nat Commun.*, *15*(1), 8065.

Eichmann, R., Richards, L., & Schäfer, P. (2021). Hormones as go-betweens in plant microbiome assembly. *The Plant Journal*, *105*(2), 518–541.

Elias, D. M. O., Mason, K. E., Goodall, T., Taylor, A., Zhao, P., Otero-Fariña, A., *et al.* (2024). Microbial and mineral interactions decouple litter quality from soil organic matter formation. *Nat Commun.*, *15*(1), 10063.

Fierer, N., & Walsh, C. M. (2023). Can we manipulate the soil microbiome to promote carbon sequestration in croplands? *PLoS Biol.*, *21*(7), e3002207.

Foley, M. M., Stone, B. W. G., Caro, T. A., Sokol, N. W., Koch, B. J., Blazewicz, S. J., *et al.* (2024). Growth rate as a link between microbial diversity and soil biogeochemistry. *Nat Ecol Evol.*, *8*(11), 2018–2026.

Gifford, R. M. (1984). Energy in different agricultural systems: renewable and nonrenewable sources. In G. Stanhill (Ed.), *Energy and agriculture* (pp. 84–112). Berlin: Springer-Verlag.

Hiltner, L. (1904). Uber neuere Erfahrungen und Probleme auf dem Gebiet der Bodenbakteriologie und unter besonderer Berucksichtigung der Grundungung and Brache. *Arbeiten der Deutschen Landwirtschaftlichen Gesellschaft*, (98), 59–78.

Hu, J., Du, M., Chen, J., Tie, L., Zhou, S., Buckeridge, K. M., *et al.* (2023). Microbial necromass under global change and implications for soil organic matter. *Glob Chang Biol* [Internet]. Available from: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.16676

Lal, R. (2004). Carbon emission from farm operations. *Environ Int.*, *30*(7), 981–990.

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. *Glob Chang Biol.*, *26*(1), 261–273.

Li, Y., Buckeridge, K., Wang, B., Huang, Q., Liu, C., Chen, Y., *et al.* (2025). Grazing exclusion enhanced the capability of soil microorganisms to access photosynthetic carbon in Loess Plateau grassland. *Soil Biol Biochem.*, *203*, 109743.

Liang, C., Amelung, W., Lehmann, J., & Kästner, M. (2019). Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter. *Glob Chang Biol.* [Internet], *25*(11), 3578–3590. Available from: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.14781

Liang, C., Schimel, J. P., & Jastrow, J. D. (2017). The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nat Microbiol.*, *2*(8), 17105.

Malik, A. A., Martiny, J. B. H., Brodie, E. L., Martiny, A. C., Treseder, K. K., & Allison, S. D. (2020). Defining trait-based microbial strategies with consequences for soil carbon cycling under climate change. *ISME J.*, *14*(1), 1–9.

Manzoni, S., & Cotrufo, M. F. (2024). Mechanisms of soil organic carbon and nitrogen stabilization in mineral-associated organic matter – insights from modeling in phase space. *Biogeosciences.*, *21*(18), 4077–4098.

Marro, N., Grilli, G., Soteras, F., Caccia, M., Longo, S., Cofré, N., *et al.* (2022). The effects of arbuscular mycorrhizal fungal species and taxonomic groups on stressed and unstressed plants: a global meta-analysis. *New Phytologist.*, *235*(1), 320–332.

Marschmann, G. L., Tang, J., Zhalnina, K., Karaoz, U., Cho, H., Le, B., *et al.* (2024). Predictions of rhizosphere microbiome dynamics with a genome-informed and trait-based energy budget model. *Nat Microbiol.*, *9*(2), 421–433.

Mason, A. R. G., Salomon, M. J., Lowe, A. J., & Cavagnaro, T. R. (2023). Microbial solutions to soil carbon sequestration. *J Clean Prod.*, *417*, 137993.

Moreira, F. M. de S., & Siqueira, J. O. (2006). *Microbiologia e Bioquimica do Solo* (2nd ed.). Lavras: Editora UFLA.

Mou, X., Li, Y., Wang, X., Chen, Y., Jia, B., Mao, H., *et al.* (2025). Plant species richness mediates the responses of microbial necromass carbon accumulation to climate aridity in alpine meadows. *Journal of Ecology.*

Niu, S., Song, L., Wang, J., Luo, Y., & Yu, G. (2023). Dynamic carbon-nitrogen coupling under global change. *Sci China Life Sci.*, *66*(4), 771–782.

Prando, A. M., Barbosa, J. Z., Oliveira, A. B. de, Nogueira, M. A., Possamai, E. J., & Hungria, M. (2024). Benefits of soybean co-inoculation with *Bradyrhizobium* spp. and *Azospirillum brasilense*: Large-scale validation with farmers in Brazil. *European Journal of Agronomy.*, *155*, 127112.

Rocci, K. S., Cotrufo, M. F., Ernakovich, J., Foster, E., Frey, S., Georgiou, K., *et al.* (2024). Bridging 20 years of soil organic matter frameworks: Empirical support, model representation, and next steps. *J Geophys Res Biogeosci.*, *129*(6).

Salas, E., Gorfer, M., Bandian, D., Eichorst, S. A., Schmidt, H., Horak, J., *et al.* (2024). Reevaluation and novel insights into amino sugar and neutral sugar necromass biomarkers in archaea, bacteria, fungi, and plants. *Science of The Total Environment.*, *906*, 167463.

Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., *et al.* (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature.*, *478*(7367), 49–56.

Silva, A. M. M., Jones, D. L., Chadwick, D. R., Qi, X., Cotta, S. R., Araújo, V. L. V. P., *et al.* (2023). Can arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobacteria facilitate 33P uptake in maize plants under water stress? *Microbiol Res.*, *271*, 127350.

Sokol, N. W., Slessarev, E., Marschmann, G. L., Nicolas, A., Blazewicz, S. J., Brodie, E. L., *et al.* (2022). Life and death in the soil microbiome: how ecological processes influence biogeochemistry. *Nat Rev Microbiol.*, *20*(7), 415–430.

Tao, F., Huang, Y., Hungate, B. A., Manzoni, S., Frey, S. D., Schmidt, M. W. I., *et al.* (2023). Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage. *Nature.*, *618*(7967), 981–985.

Timofeeva, A. M., Galyamova, M. R., & Sedykh, S. E. (2024). How do plant growth-promoting bacteria use plant hormones to regulate stress reactions? *Plants.*, *13*(17), 2371.

Wang, B., An, S., Liang, C., Liu, Y., & Kuzyakov, Y. (2021). Microbial necromass as the source of soil organic carbon in global ecosystems. *Soil Biol Biochem.*, *162*, 108422.

Wang, C., & Kuzyakov, Y. (2024). Soil organic matter priming: The pH effects. *Glob Chang Biol.*, *30*(6).

Wang, C., Qu, L., Yang, L., Liu, D., Morrissey, E., Miao, R., *et al.* (2021). Large-scale importance of microbial carbon use efficiency and necromass to soil organic carbon. *Glob Chang Biol.*, *27*(10), 2039–2048.

Whalen, E. D., Grandy, A. S., Geyer, K. M., Morrison, E. W., & Frey, S. D. (2024). Microbial trait multifunctionality drives soil organic matter formation potential. *Nat Commun.*, *15*(1), 10209.

Wilhelm, R. C., Amsili, J. P., Kurtz, K. S. M., van Es, H. M., & Buckley, D. H. (2023). Ecological insights into soil health according to the genomic traits and environment-wide associations of bacteria in agricultural soils. *ISME Communications.*, *3*(1).

Woo, S. L., Hermosa, R., Lorito, M., & Monte, E. (2023). *Trichoderma*: a multipurpose, plant-beneficial microorganism for eco-sustainable agriculture. *Nat Rev Microbiol.*, *21*(5), 312–326.

Xun, W., Liu, Y., Ma, A., Yan, H., Miao, Y., Shao, J., *et al.* (2024). Dissection of rhizosphere microbiome and exploiting strategies for sustainable agriculture. *New Phytologist.*, *242*(6), 2401–2410.

Yang, L., Qian, X., Zhao, Z., Wang, Y., Ding, G., & Xing, X. (2024). Mechanisms of rhizosphere plant-microbe interactions: molecular insights into microbial colonization. *Front Plant Sci.*, *15*.

Zhou, R., Liu, Y., Dungait, J. A. J., Kumar, A., Wang, J., Tiemann, L. K., *et al.* (2023). Microbial necromass in cropland soils: A global meta-analysis of management effects. *Glob Chang Biol.*, *29*(7), 1998–2014.

Zilli, J. É., Campo, R. J., & Hungria, M. (2010). Eficácia da inoculação de *Bradyrhizobium* em pré-semeadura da soja. *Pesqui Agropecu Bras.*, *45*(3), 335–337.

♦ Capítulo 6 ♦

Estratégias de mitigação de estresse hídrico e mecânico para o crescimento radicular das plantas

Moacir Tuzzin de Moraes[1,2], Luiz Henrique Quecine Grande[1,2], Marina Luciana Abreu de Melo[1], Oziel Cereja Neves[3], João de Andrade Bonetti[3]

Introdução

As principais limitações físicas dos solos para o crescimento radicular de culturas são definidas em termos de estresse mecânico, hídrico, gasoso e térmico (Moraes e Gusmão, 2021). O sistema plantio direto tem sido avaliado por longo tempo como sendo o principal aliado para preservar e melhorar a qualidade física do solo (Moraes et al., 2016). A qualidade física do solo em sistemas conservacionistas tem sido aperfeiçoada ao longo do tempo, devido à presença de bioporos no perfil do solo, os quais mitigam os efeitos adversos da compactação do solo (Bertollo et al., 2021), favorecendo redução dos estresses mecânicos e hídricos para o crescimento radicular (Moraes et al., 2018).

O incremento de diversidade de cultivos promove melhorias na qualidade física do solo, com redução da resistência da estrutura do solo para a penetração de raízes no interior de agregados do solo (Moraes et al., 2024). Os limites de atributos físicos do solo, tais como a textura, estrutura, densidade do solo, resistência do solo à penetração, macroporosidade, microporosidade, porosidade total têm sido amplamente discutida na literatura (Moraes et al., 2014). No entanto, as relações estabelecidas entre esses atributos e a produtividade de grãos são, em geral, fracas (Moraes et al., 2020). Isso ocorre porque a produtividade das culturas é determinada principalmente por quatro

[1] Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2] Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[3] Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA/UNESP), Botucatu - SP, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.6

fatores interligados: água (estresse hídrico), aeração (estresse gasoso), temperatura (estresse térmico) e impedimento mecânico (estresse mecânico) (Letey, 1985; Moraes e Gusmão, 2021). Portanto, na física do solo, o entendimento dos processos biofísicos solo-raízes deve ser priorizado em vez de medições pontuais de atributos físicos (Moraes et al., 2020).

A água desempenha importante função no solo, pois é este elemento que favorece o transporte e a absorção de nutrientes pelas raízes das plantas (Debiasi et al., 2022). O consumo de água pelas culturas depende do estádio fenológico, mas a lâmina de água disponível para as plantas absorverem depende diretamente da qualidade física do solo (Moraes et al., 2016) e da profundidade radicular (Faé et al., 2020). A contribuição de um sistema radicular mais profundo para a redução das perdas de produtividade tem sido investigada, e apresenta papel chave na tolerância de culturas ao déficit hídrico (Debiasi et al., 2022). Nesse sentido, a qualidade física do solo dos fatores dinâmicos (água, aeração, temperatura e impedimento mecânico) estão relacionados diretamente com o desenvolvimento de plantas e com a produtividade de grãos. O objetivo deste capítulo é descrever as principais estratégias de mitigação dos estresses hídricos e mecânicos, para tornar o solo resiliente e permitir o crescimento radicular de culturas agrícolas.

Qualidade física e resiliência do solo

O manejo de solos agricultáveis, com revolvimento e sucessivos cultivos alterou a qualidade física e reduziu a capacidade de resiliência do solo. A resiliência do solo é a capacidade de um solo de recuperar sua integridade funcional e estrutural após uma perturbação (Ludwig et al., 2018). Essa propriedade é fundamental para o adequado funcionamento do solo, frente aos sucessivos cultivos, que geram perturbações constantes alterando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. À medida que o nível de perturbação dos sistemas de manejo diminuiu, observamos níveis crescentes de estoques de carbono (frações totais e lábeis), resiliência do solo e rendimento da cultura (Ferreira et al., 2024).

As mudanças temporais de propriedades do solo indicam que a resiliência do solo é fator importante para restabelecer a funcionalidade do solo após ter sofrido alguma degradação (Bonetti et al., 2017). O processo de recuperação do solo (resiliência física ou biológica) depende de alguns fatores que não são alterados pelo manejo do solo, por exemplo, temperatura do ar, precipitação, textura e mineralogia do solo. Entretanto, muitos outros fatores são alterados pelo manejo do solo (incluindo o preparo do solo e

os sistemas de cultivo), que resultam em mudanças nos conteúdos de carbono orgânico, crescimento das raízes, estrutura do solo, coesão do solo, entre outros (Lal, 2015; Bonetti et al., 2017, 2023)

A mineralogia e a textura são condicionantes da compactação dos solos, pois solos argilosos, principalmente com argilas 2:1, têm maior capacidade de retenção de água, o que diminui a coesão e o atrito e aumenta a susceptibilidade à compactação. A matéria orgânica pode amortecer a carga aplicada na superfície do solo (Braida et al., 2006), e por aumentar a retenção de água, pode aumentar a elasticidade pelo aprisionamento de bolhas de ar no solo durante a aplicação de uma carga e isso contribui para a expansão do solo após a carga ser cessada (Perdok et al., 2002; Hillel, 2003). O carbono orgânico do solo também controla a resistência e resiliência dos solos ao atuar na estabilização de agregados e endurecimento do solo, reduzindo o efeito da compactação (Bonetti et al., 2023).

O efeito do manejo sobre as propriedades físicas do solo impacta diretamente na sua resiliência (Bonetti et al., 2017). A compactação do solo reduz a infiltração e o armazenamento de água (Bonetti et al., 2019), impactando diretamente no crescimento das raízes (Moraes et al., 2019a). Como consequência, há uma redução da rede contínua de poros, diminuindo o fluxo de ar e água, afetando a capacidade de expansão e contração do solo. O espaço de poros é sensível ao uso do solo e funcionalmente relevante como hábitat para um microbioma vital do solo com a função física/hidrológica para a produção de plantas resilientes (Bodner et al., 2023). Portanto, manter sistemas de produção que permitam o crescimento do sistema radicular das plantas é fundamental para a manutenção ou aumento da resiliência do solo.

Impacto dos estresses físicos no crescimento radicular

O sistema radicular das culturas é o órgão responsável pela absorção de água, nutrientes e oxigênio (Beeckman e Eshel, 2024), e é por meio do aumento da profundidade efetiva do sistema radicular que as culturas podem aumentar a quantidade de recursos disponíveis (água e nutrientes) para a produção agrícola e minimizar as perdas de nutrientes no ambiente (Thorup-Kristensen et al., 2020) e adaptando as plantas às mudanças climáticas (Wankmüller et al., 2024). O sistema radicular é considerado a metade oculta das plantas (Beeckman e Eshel, 2024), pois o seu crescimento e desenvolvimento ocorrem no interior do solo, de forma não visual em relação à parte aérea das plantas. Portanto, analisar o sistema radicular é uma tarefa difícil (Wasson

et al., 2017), que requer trabalho intenso, demorado e caro. Modelos baseados em processos podem ser valiosas ferramentas para predizer o crescimento radicular das plantas em diversas condições de solo e de tempo (Moraes et al., 2018) possibilitando considerar as interações biofísicas do solo e raízes (Moraes et al., 2019a, 2020). Vários são os parâmetros do sistema radicular que podem ser avaliados, incluindo a massa, morfologia, comprimento, sanidade e arquitetura (Freschet et al., 2021). A arquitetura radicular se refere à forma, distribuição espacial e estrutura de ramificações do sistema radicular das plantas (Lynch, 1995; Giuliani et al., 2024) e seu estudo é fundamental para verificar os impactos das práticas de manejo na distribuição das raízes ao longo do perfil do solo.

A taxa de alongamento radicular pode ser reduzida pela ocorrência de estresses térmicos, hídricos, gasosos e mecânicos no solo (Moraes e Gusmão, 2021). Para estimar o impacto dos estresses gasosos, mecânicos e hídricos no alongamento radicular, Moraes et al. (2018) combinaram em um modelo os efeitos do potencial matricial (estresse hídrico e gasoso) e resistência do solo (estresse mecânico) em um índice chamado de “função de redução do estresse” ao alongamento radicular. Esse índice (função de redução do estresse) de estresse físico do solo é composto por equações que relacionam, por exemplo, a taxa de alongamento radicular com o potencial matricial (estresse hídrico ou gasoso), a resistência do solo à penetração (estresse mecânico) e o estresse térmico (calor e temperatura) no solo (Figura 6.1). Todavia, estabelecer relações diretas entre propriedades físicas do solo e crescimento das plantas obviamente não é uma tarefa fácil (Moraes et al., 2020). Entretanto, nas últimas décadas tem sido crescente o esforço dos pesquisadores para elucidar tais relações (Moraes et al., 2018; Mulazzani et al., 2022; Grande et al., 2025), buscando definir valores críticos ou limitantes ao crescimento de plantas.

O potencial matricial de água do solo regula a disponibilidade de água às plantas e afeta diretamente a taxa de crescimento delas (Figura 6.1). Conhecendo os valores do potencial matricial, é possível definir a ocorrência de dois dos quatro principais estresses físicos que afetam diretamente o crescimento das plantas, que são o estresse hídrico e o estresse gasoso. Quando o potencial matricial é próximo a zero, o solo encontra-se com os poros preenchidos com água (saturado); portanto, a taxa de crescimento das plantas é praticamente nula devido às condições anóxicas do solo e consequente hipóxia (deficiência de O_2) (Figura 6.1a).

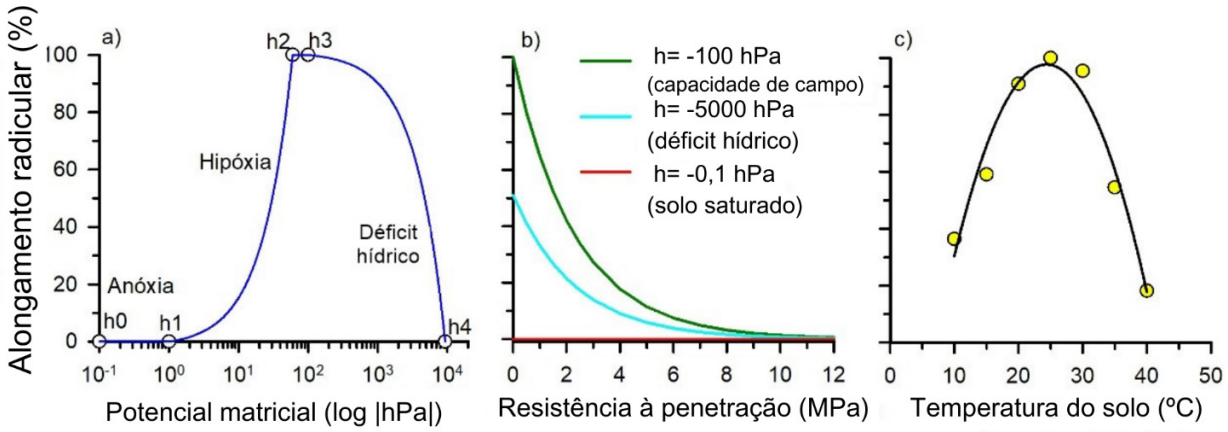


Figura 6.1. Relações teóricas do crescimento radicular de culturas agrícolas com o estresse hídrico e gasoso (a), estresse mecânico (b) e estresse térmico no solo (c). h_0, h_1, h_2, h_3 e h_4 são limites dos potenciais matriciais que definem os intervalos dos estresses hídricos por anóxia (h_0 e h_1), hipóxia (h_1 e h_2) e déficit hídrico (h_3 e h_4) ao alongamento radicular das culturas. Fonte: Adaptado de Moraes e Cherubin (2023).

Cabe ressaltar que existem plantas adaptadas a situações de solos encharcados e inundados (e.g., arroz irrigado ou plantas de manguezais), e, assim, elas não são afetadas pelas condições de hipóxia e anóxia (Figura 6.1a), devido às adaptações morfofisiológicas das plantas a condições hipóxicas nos solos, com a presença de aerênquima no colmo e nas raízes das plantas (e.g., arroz) (Sou et al., 2021). À medida que o solo é drenado naturalmente de uma condição saturada com água (i.e., h0 e h1 na Figura 6.1a) para valores próximos do limite superior (ou capacidade de campo) (i.e., h2 e h3 na Figura 6.1a) de disponibilidade de água (Ritchie, 1981), o potencial matricial torna-se mais negativo e o crescimento radicular das plantas aumenta linearmente até atingir um intervalo ótimo de disponibilidade de água às plantas, regulada pelo potencial matricial entre -6 e -10 kPa (Moraes et al., 2018). Nessa condição, os macroporos estão livres de água e, dependendo da estrutura e continuidade de poros, as melhores condições de aeração e disponibilidade hídrica são atingidas. Nesta faixa (-6 a -10 kPa, ou -33 kPa), o solo apresenta equilíbrio entre alta disponibilidade de água e adequado suprimento de oxigênio às plantas; portanto, os estresses hídrico e gasoso (hipóxia) que estão atuando sobre as plantas são mínimos.

À medida que o solo continua secando (potenciais mais negativos), a disponibilidade de água começa a ser restringida (início do estresse hídrico) e, assim, a taxa de alongamento radicular das plantas começa a reduzir novamente. Conceitualmente, considera-se que o alongamento radicular das plantas reduz gradativamente a ponto de cessar completamente em valores próximos do potencial matricial de -1.000 kPa (Clark et al., 1999), o qual pode levar a planta à morte quando o potencial matricial de água no solo atinge -1.500 kPa, no chamado ponto de murcha permanente. Antes de atingir

o ponto de murcha permanente, a progressiva limitação hídrica pode comprometer processos fisiológicos essenciais, como a absorção de nutrientes e a manutenção do turgor celular, agravando os efeitos do estresse hídrico na planta.

A resistência mecânica do solo à penetração das raízes é outro fator muito debatido no meio científico e no campo, pois é responsável pelo estresse mecânico no alongamento radicular (Moraes e Gusmão, 2021). Estudos pioneiros (Taylor e Gardner, 1963; Taylor et al., 1966; Taylor e Ratliff, 1969) evidenciaram que a relação entre a resistência mecânica do solo e a taxa de alongamento radicular das plantas segue um comportamento exponencial negativo (Figura 6.1b). Na literatura, comumente tem-se utilizado como valores “limitantes” de resistência do solo à penetração, quando estes valores indicam reduções de 50 % da taxa de alongamento radicular das culturas, em comparação aos observados em condições de ausência de impedimento mecânico (e.g., taxa de alongamento em condição de ausência do solo, em cultivos com papel-filtro ou algodão, ou dentro de um bioporo contínuo ou em uma rachadura no solo) (Bengough et al., 2011). Por exemplo, para as culturas de algodoeiro e amendoim, valores de resistência do solo à penetração acima de 0,7 MPa e 2 MPa, respectivamente, causam redução de 50 % na taxa de alongamento radicular (Taylor e Ratliff, 1969).

Em solos arenosos, radículas de algodoeiro não penetraram no solo com valores de resistência mecânica à penetração superiores a 2,5 MPa (Taylor et al., 1966). Obviamente, esses valores de resistência do solo à penetração dependem da cultura, textura do solo, preparo do solo e características de porosidade do solo. Estudos recentes demonstram que o atrito nas interfaces solo-penetrômetros tem contribuído em superestimativas dos valores de resistência que as raízes são submetidas nos solos (Lima et al., 2025). No entanto, modelos matemáticos podem ser utilizados para estimar os estresses normais para a cavidade de expansão radicular removendo os efeitos de adesão e do atrito medidos pelos penetrômetros (Lima et al., 2025), possibilitando aplicações em modelos baseados em processos de crescimento radiculares (Lima et al., 2025), podendo ainda ser utilizados na estimativa da qualidade física do solo pela relação da taxa de alongamento radicular e os estresses mecânicos dos solos (Grande et al., 2025).

Valores de resistência do solo à penetração, em diferentes sistemas de preparo do solo, considerados como restritivos, críticos e limitantes têm sido propostos e debatidos pela literatura (Moraes et al., 2014; Bareta Junior et al., 2022). Entretanto, a relação entre a resistência do solo quantificada por um penetrômetro e a resistência do solo realmente enfrentada pela raiz pode ser alterada em função da estrutura do solo (Bengough e Mullins, 1991; Bengough, 2012). Portanto, deve-se ter muito cuidado com o uso de valores

fixos de resistência do solo à penetração como limites críticos ao crescimento radicular das plantas. Moraes et al. (2014) afirmam que esses valores críticos devem ser definidos conforme o sistema de preparo de solo. Por exemplo, para solos em sistema plantio direto, esses valores de resistência do solo à penetração podem ser de até 3,5 MPa; já em solos com escarificação periódica esses valores poderiam ser de 3,0 MPa (Moraes et al., 2014) Essas diferenças de valores considerados como críticos ao crescimento radicular são alteradas em função do tempo sem revolvimento do solo, por meio do processo chamado de fortalecimento da estrutura do solo (*age-hardening*) (Moraes et al., 2017, 2019b).

Assim, em solos cultivados sob sistema plantio direto a longo prazo, a estrutura do solo torna-se mais complexa, estável e rígida. Essa rigidez do solo é quantificada com o penetrômetro, indicando valores mais elevados de resistência à penetração. Todavia, diferentemente da haste metálica do penetrômetro, que é inserida em linha reta, rompendo os agregados (Jin et al., 2013), as raízes crescem nos caminhos de menor estresse mecânico, ou seja, por dentro dos poros (intra e inter-agregados), bioporos e fissuras do solo. Dessa forma, mesmo que sejam mensurados valores mais altos de resistência do solo à penetração em áreas de sistema plantio direto, o crescimento radicular não é restringido no mesmo nível que se fosse em sistema convencional, pois as raízes se beneficiam da complexa rede de poros presente na estrutura desses solos.

O crescimento radicular das culturas somente será influenciado pela compactação do solo quando os estresses hídricos e/ou mecânicos estiverem atuando sobre o alongamento radicular. Portanto, torna-se relevante a identificação da disponibilidade de água associada com a difusividade e disponibilidade de oxigênio ao longo do perfil dos solos (de Jong van Lier, 2001). Quando a taxa de difusão de oxigênio é mantida constante no perfil do solo, as raízes das plantas podem crescer mesmo havendo condições de elevado grau de compactação do solo (Letey, 1985). Rickman et al. (1966) identificaram que níveis adequados de oxigenação radicular permitiram que raízes de tomates se desenvolvessem igualmente em solos com baixos e altos valores de densidade do solo. Nesse sentido, além da identificação de valores de resistência do solo à penetração, é importante a identificação da difusão e concentração de oxigênio no perfil do solo (de Jong van Lier, 2001).

A temperatura no solo é o quarto fator que exerce influência direta no crescimento radicular das plantas (Figura 6.1c), conforme detalhadamente discutido em trabalhos clássicos, como Kaspar e Bland (1992) e McMichael e Burke (1998). Em resumo, a sensibilidade térmica da planta varia de acordo com a espécie vegetal, mas, em termos gerais, pequenas mudanças na temperatura no solo podem promover alterações na

taxa de crescimento radicular, dependendo do estádio de desenvolvimento das plantas, da sazonalidade e duração com que essas mudanças ocorrem. Apesar de a faixa de temperatura ótima no solo para o crescimento das plantas variar de cultura para cultura, a maioria das culturas comerciais cultivadas na safra de verão (milho, soja, algodão, girassol, arroz ou cana-de-açúcar), em regiões tropicais e subtropicais, atingem taxas máximas de alongamentos radiculares em solos com temperatura entre 20 ºC e 30 ºC (Figura 6.1c). A baixa temperatura reduz a absorção de água e nutrientes; como consequência, o metabolismo torna-se mais lento e a taxa de crescimento radicular decresce. Ademais, alterações morfológicas são observadas, como, por exemplo, a redução da emissão de raízes laterais e secundárias. Em casos extremos, as baixas temperaturas causam a ruptura da membrana plasmática e morte das células, podendo evoluir para morte das plantas. Por sua vez, temperaturas excessivamente altas também podem reduzir o metabolismo das células e impactar negativamente a taxa de alongamento radicular e, consequentemente, o desenvolvimento da planta.

Estruturação e resiliência do solo com raízes das plantas

A estruturação do solo é o caminho para que as raízes das plantas possam encontrar condições físicas adequadas para o crescimento, desenvolvimento e absorção de água e nutrientes no perfil dos solos. Manter o solo estruturado em áreas de produção agrícola é um desafio para os agricultores. A estrutura do solo é dependente de fatores intrínsecos, como a textura e mineralogia, e fatores extrínsecos, como a presença de carbono no solo. Os minerais de argila atuam como agentes cimentantes físicos, especialmente os óxidos, favorecendo o aumento da estabilidade estrutural de agregados no solo. Solos argilosos, como os Latossolos, se mostraram mais resilientes que os Argissolos devido aos seus maiores teores de matéria orgânica, argila e presença de óxidos de ferro, entretanto a matéria orgânica do solo também afeta positivamente o solo com maior teor de areia (Bonetti et al., 2017).

O crescimento de raízes no solo aumenta a matéria orgânica, que atua como agentes cimentantes químicos/biológicos, especialmente devido aos compostos liberados ao solo (enzimas, ácidos orgânicos, carboidratos e outros), favorecendo o aumento da estabilidade funcional de agregados no solo. Nesse cenário, o crescimento radicular das plantas é favorecido (efeito mecânico das raízes), que juntamente com os efeitos químicos e biológicos, favorecem o aumento da resiliência do solo. Um estudo recente no Cerrado brasileiro indicou que a biodiversificação usando culturas de cobertura como gramíneas ou misturas incluindo gramíneas e leguminosas melhora a saúde do solo, o

rendimento da soja e a resiliência a estresses relacionados ao clima (Souza et al., 2025). No Sul do Brasil, o uso de plantas de cobertura do solo consorciadas sob plantio direto em solo compactado favoreceu o crescimento de raízes e aumentou a estabilidade da estrutura do solo (Bonetti et al., 2023).

O estabelecimento e o desenvolvimento das culturas são determinados por diversos fatores, entre os quais se destaca o sucesso no alongamento das raízes no solo, responsáveis pela extração de água e nutrientes. No entanto, o crescimento dessas raízes pode ser negativamente afetado por impedimentos mecânicos no solo, especialmente em zonas compactadas, o que restringe o aprofundamento e a exploração do solo, aumentando a suscetibilidade das plantas ao déficit hídrico, particularmente em períodos de estiagem. A presença de canais porosos, conhecidos como bioporos — formados pela atividade das raízes e da macrofauna — contribui para a mitigação dos estresses físicos no alongamento das raízes, oferecendo caminhos de menor resistência ao crescimento, o que favorece uma maior extração de água (Figura 6.2).

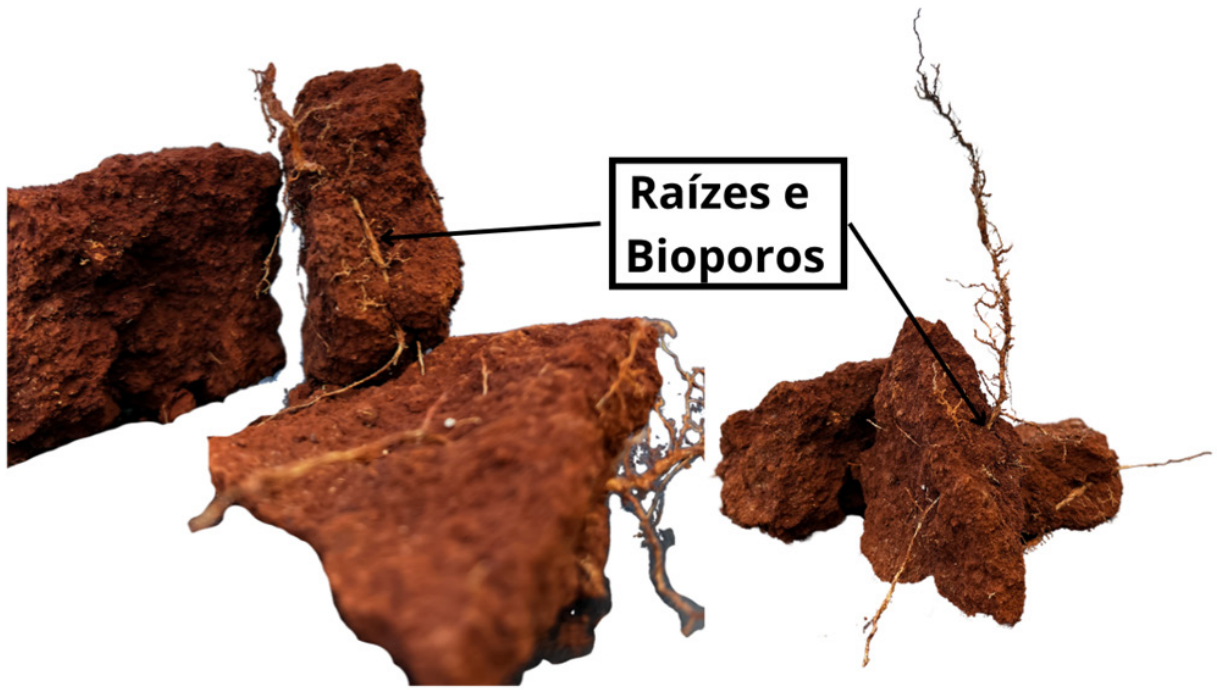


Figura 6.2. Raízes de plantas desenvolvidas em bioporos de agregados de solo estruturados em sistema plantio direto. Foto: Moarcir Tuzzin de Moraes.

A preservação da estrutura do solo, por meio da não mobilização ou do preparo mínimo, além do controle de tráfego, contribui significativamente para o crescimento do sistema radicular, manutenção e aporte de carbono no solo. Esse processo tem

efeitos positivos, promovendo benefícios de caráter químico (favorecendo a ciclagem de nutrientes, aumento da capacidade de troca catiônica e maior disponibilidade de nutrientes), biológico (aumento nas atividades enzimáticas, mineralização de matéria orgânica, bioturbação pela macrofauna e maior participação de microrganismos promotores de crescimento) e físico (melhoria na estabilidade estrutural, maior retenção e movimentação de água no solo, maior taxa de infiltração e maior resiliência mecânica do solo).

Portanto, a presença de bioporos contribui para o alongamento radicular das culturas agrícolas (e.g., soja, milho, trigo, cana-de-açúcar etc.) especialmente em condições de maior grau de compactação nos solos. A qualidade físico-estrutural do solo, especialmente no que diz respeito à preservação do espaço poroso, é um fator-chave para os sistemas produtivos por proporcionar um ambiente favorável aos processos físicos e bioquímicos, o que, por sua vez, reflete em maior sustentabilidade para os sistemas agrícolas. Dessa forma, práticas conservacionistas são estratégias essenciais para enfrentar os desafios e as crescentes demandas produtivas e ambientais em cenários de mudanças climáticas com maiores frequências de déficit e/ou excessos hídricos.

Com isso, a interação da planta com um solo resiliente afeta também a resiliência da planta, tendo como contrapartida a mitigação dos efeitos da compactação e da erosão, com fornecimento de nutrientes e compostos orgânicos para os organismos do solo. O principal desafio para manter a planta saudável está no entendimento do impacto do clima (períodos de seca), que por exemplo somente entre uma década (e.g., entre 2005 e 2015), causaram perdas de aproximadamente US$29 bilhões em países em desenvolvimento (Lau et al., 2025).

Estratégias de manejo na mitigação de estresses hídrico

A qualidade física do solo é determinante no aprofundamento do sistema radicular das culturas, processo-chave para o estabelecimento e desenvolvimento das plantas, ao qual se atribui a disponibilidade de água e nutrientes para extração pelas raízes. Entretanto, os estresses físicos (i. e., impedimento mecânico, déficit hídrico, estresse térmico e gasoso) no solo oferecem barreiras ao desenvolvimento das raízes, implicando em maior suscetibilidade das plantas a períodos e ambientes restritivos ao crescimento, especialmente devido à disponibilidade de água. O déficit hídrico tem sido responsável por aproximadamente 20 % das perdas de produtividade das culturas agrícolas (FAO, 2023), com isso, estratégias de manejo do solo (e.g., sistema plantio direto) (Fuentes-Llanillo et

al., 2021), fundamentadas no aprofundamento do sistema radicular, representam opções efetivas para sustentabilidade do setor agrícola (Bodner et al., 2015; Thorup-Kristensen et al., 2020). Expressivamente, os maiores esforços científicos indicam a importância da estrutura do solo, especialmente no que se refere ao espaço poroso, como meio de mitigação dos estresses físicos ao alongamento das raízes (Wendel et al., 2022; Xiong et al., 2022). Nesse contexto, práticas conservacionistas de manejo, baseadas na preservação e melhoria da estrutura do solo, são fatores fundamentais.

Em sistemas convencionais, as operações de plantio, colheita e tratos culturais envolvem intenso tráfego de máquinas e mobilização do solo, frequentes tanto em áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Tweddle et al., 2021) quanto em áreas produtoras de grãos (soja, milho, trigo etc.) (Botta et al., 2022). Essas práticas favorecem o processo de compactação do solo (Silva et al., 2018) e aumentam significativamente o impedimento mecânico ao crescimento das raízes (Grande et al., 2025). Assim, a preservação da estrutura do solo, por meio da não mobilização, associada a plantas de cobertura e diversidade de plantas com alto potencial de enraizamento, contribuem para a geração de um espaço poroso interconectado e contínuo, especialmente representado por macroporos e bioporos (Zhang e Peng, 2021). Esses canais porosos oferecem caminhos de baixa resistência ao alongamento das raízes, favorecendo seu crescimento principalmente em camadas do solo de maior impedimento mecânico (Bengough, 2012), expressas pelo maior grau de compactação, além de contribuir para um adequado fluxo de água e gases no interior do solo, crítico para as trocas gasosas e extração de água pelas raízes. Moraes et al. (2020), a partir de modelos de simulação do crescimento radicular da soja em um Latossolo no Brasil, relataram o maior aprofundamento radicular das plantas em sistemas sem mobilização do solo, o que atribuíram à presença de bioporos, capazes de permitir o maior alongamento das raízes e extração de água, comparativamente a condições sem esse espaço poroso (Jin et al., 2013; Landl et al., 2019). Entretanto, a interação biofísica solo-raiz é governada pela arquitetura do espaço poroso (e. g., orientação, diâmetro e conectividade) e morfologia do sistema radicular, sugerindo maior grau de complexidade e necessidade de esforços acadêmicos.

Embora a mínima mobilização e a não mobilização do solo sejam estratégias relevantes para a preservação da estrutura do solo, essa prática isolada pode ser insuficiente para a manutenção da sua qualidade física como meio de crescimento das raízes. A intensa e biodiversa adoção de plantas de cobertura promove benefícios estruturais e biofísicos no solo, devido: (i) à formação de uma rede de poros de variada geometria, o que possibilita o melhor contato entre uma variedade de tipos e diâmetros de raízes e o solo nas paredes dos poros (Giuliani et al., 2024); (ii) ao aumento da

condutividade hidráulica do solo não saturado e espaço de aeração no solo (Pott et al., 2023), implicando em menor déficit hídrico e estresse gasoso; (iii) à incorporação de matéria orgânica no solo, como exsudatos radiculares, que favorecem a maior capacidade de retenção de água disponível para as raízes (Murphy, 2015) e estabilidade estrutural (Vezzani et al., 2018); e (iv) à redução da resistência do solo à penetração das raízes (Moraes et al., 2024). Ademais, a cobertura do solo, tanto por resíduos vegetais, quanto pelo dossel das plantas, contribui para a menor flutuação na temperatura do solo em intervalos não estressantes ao alongamento radicular (Liu et al., 2021), bem como a redução de perdas de água no solo por evaporação e manutenção do conteúdo de água disponível para a atividade metabólica das raízes e sua pressão de crescimento radicular (Clark et al., 2003; Bengough et al., 2011).

Em resumo, torna-se evidente que a qualidade físico-estrutural do solo, expressa pelo seu espaço poroso, é fator-chave para a saúde do solo, intimamente relacionada com o ambiente de crescimento das raízes, uma vez que solos saudáveis conceitualmente desempenham todas as suas funções ecossistêmicas, particularmente no que diz respeito aos principais processos e propriedades físicas do solo (e. g., dinâmica hídrica, gasosa, térmica, bem como o comportamento mecânico), determinantes para um ambiente equilibrado ao desenvolvimento do sistema radicular e sustentabilidade do setor agrícola global.

Modelagem computacional para predição e mitigação de estresses agrícolas relacionados à física do solo

A modelagem é uma abordagem que utiliza representações simplificadas de processos ou sistemas complexos reais para descrever, simular e prever comportamentos naturais. Na física do solo, um modelo é uma estrutura conceitual, matemática ou computacional utilizada para descrever e/ou quantificar processos físicos do solo (de Jong van Lier, 2020). Entre essas abordagens, os modelos computacionais permitem um estudo aprofundado dos fenômenos de transporte de matéria e energia no solo, como o movimento de água, gases, solutos e calor (energia térmica), possibilitando a predição e a avaliação das respostas das culturas às estratégias de manejo aplicadas.

Em teoria, todos os processos físicos que ocorrem no solo podem ser modelados, ao menos em nível conceitual. Na prática, observam-se maiores avanços em processos relacionados aos fluxos de água, gases, solutos e calor, ao comportamento mecânico do solo, ao crescimento radicular das culturas e à extração radicular da água no solo.

O movimento de água, gases e calor no solo é descrito por leis de conservação, como as de massa e energia, e modelado por equações diferenciais parciais, cuja resolução geralmente requer métodos numéricos. A definição das condições iniciais e de contorno, incluindo fluxos, concentrações e temperaturas, é essencial na modelagem desses processos. Quanto à escala de modelagem, os fenômenos de transporte podem ser avaliados em diferentes escalas, do nível microscópico (poros) ao macroscópico (perfil do solo, topossequência), e em múltiplas dimensões, sendo que maior resolução implica maior esforço computacional.

A atividade de modelagem é um processo sistemático que pode ser dividido em várias etapas e requer o uso de ferramentas específicas (Figura 6.3). Antes de iniciar a modelagem propriamente dita, é fundamental definir os processos específicos a serem investigados e estabelecer claramente o objetivo do estudo. Isso inclui a determinação das escalas espacial e temporal adequadas para a análise. Em seguida, a construção de uma base de dados robusta torna-se essencial para garantir precisão e resolução compatíveis com essas escalas. Nessa etapa, o uso de instrumentos e ferramentas como sensores de campo, sistemas de informação geográfica e bases de dados edafoclimáticas desempenha um papel crucial, conferindo maior confiabilidade e representatividade aos resultados. No Brasil, bases de dados como as de propriedades hidráulicas do solo (Ottoni et al., 2018, 2025) e informações climáticas históricas e projeções futuras (Xavier et al., 2022; Ballarin et al., 2023) estão disponíveis para subsidiar a modelagem.

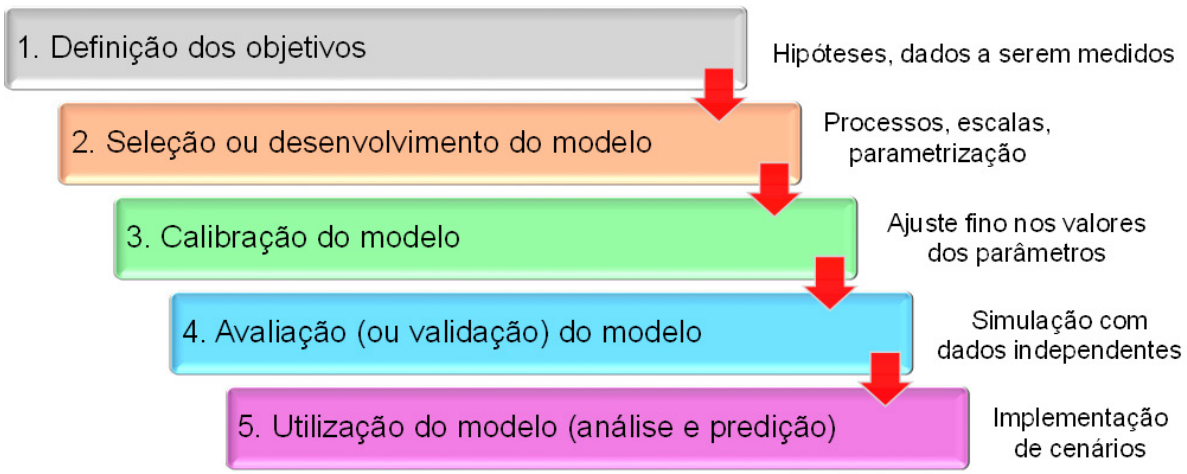


Figura 6.3. Etapas da atividade de modelagem com o uso de modelos computacionais.

Com base nos objetivos do estudo e nos dados disponíveis, seleciona-se o modelo computacional mais adequado. Dentre os programas utilizados em modelagem agro-hidrológica, destacam-se os modelos HYDRUS (Šimunek et al., 2012) , SWAP (Kroes et al., 2017) e a plataforma DSSAT (Hoogenboom et al., 2019) ou ambos combinados

para a simulação da dinâmica da água no sistema solo-planta atmosfera (Shelia et al., 2018). Além disso, modelos funcionais de arquitetura radicular, por exemplo o CRootBox (Schnepf et al., 2018) que pode ser acoplado com modelos de fluxo de água no solo (e.g., *Soil Physics with Python*) (Bittelli et al., 2015). Outros modelos baseados em processos (e.g., CPlantBox) podem inclusive simular o crescimento radicular e da parte aérea das plantas conectados com fluxo de água e de carbono (CPlantBox) (Zhou et al., 2020; Giraud et al., 2023).

Dentre os diversos processos físicos do solo passíveis de modelagem, a simulação dos processos hidrológicos se destaca, especialmente na predição de estresses hídricos causados pelo excesso ou, principalmente, pela escassez de água no solo. Processos como infiltração de água no solo, redistribuição ao longo do perfil, evaporação, drenagem profunda e extração radicular têm sido estudados com o uso de modelos hidrológicos aplicados a condições tropicais (Pinto et al., 2023; de Jong van Lier et al., 2024; Melo et al., 2025). Esses processos podem, eventualmente, ser integrados à simulação do crescimento de culturas agrícolas. Nesse contexto, modelos como os da plataforma DSSAT e o modelo SWAP combinam dados de solo, variáveis climáticas e parâmetros genéticos das culturas, aprimorando a representação das relações hídricas entre solo e planta e do crescimento e desenvolvimento vegetal. Além disso, esses modelos permitem associar os processos físicos do solo à produtividade agrícola, contribuindo para o planejamento das lavouras e a previsão de riscos de produção.

Diante do cenário atual de mudanças climáticas, esse tipo de análise sistêmica tem sido fundamental para projetar o impacto dessas mudanças sobre os solos e o papel do solo na mitigação dos efeitos nos sistemas de produção agrícola. Simulações de alterações de umidade, temperatura e dinâmica de gases e nutrientes no solo permitem o desenvolvimento de estratégias de adaptação e mitigação perante os desafios climáticos. Adicionalmente, essas simulações possibilitam a identificação de áreas mais vulneráveis e a otimização do manejo para minimizar perdas de produtividade. O avanço das ferramentas de modelagem também tem contribuído para integrar diferentes variáveis ambientais, proporcionando uma visão mais abrangente das interações entre o solo, a atmosfera e as plantas cultivadas.

Nos últimos anos, a modelagem em física do solo tem se transformado com a integração de tecnologias emergentes, como aprendizagem de máquina e ferramentas de inteligência artificial. Essas tecnologias geralmente utilizam grandes volumes de dados derivados de sensores remotos e dispositivos IoT (Internet das Coisas), aprimorando a precisão e a eficiência das simulações. Além disso, abordagens multiescala e multimodelos têm sido capazes de conectar fenômenos que vão da porosidade microscópica à

paisagem regional, proporcionando uma compreensão mais abrangente dos processos físicos do solo. A combinação de modelos complementares ou concorrentes permite explorar diferentes hipóteses e validar cenários, aumentando a robustez das previsões. Esse avanço tem impulsionado o desenvolvimento de estratégias mais eficazes para o manejo físico do solo, promovendo uma produção agrícola mais resiliente às mudanças climáticas.

Esforços para ampliar o acesso à modelagem são cruciais e podem incluir o desenvolvimento de programas de código aberto, a disponibilização de repositórios públicos e a criação de aplicativos para dispositivos móveis. No Brasil, essa iniciativa é especialmente relevante, pois a modelagem de processos físicos do solo ainda não é uma prioridade nos cursos de graduação em Ciências Agrárias. Convém destacar que a calibração e a avaliação de modelos computacionais têm avançado com o uso de dados de sensoriamento remoto e técnicas de assimilação de dados. Com os avanços tecnológicos e metodológicos, a modelagem em física do solo tende a se expandir no país, proporcionando respostas mais precisas aos desafios atuais e futuros.

Considerações finais

A resiliência do solo desempenha um papel essencial na mitigação dos estresses físicos que afetam o crescimento radicular das plantas, sendo influenciada diretamente pela qualidade física e estrutural do solo. Estratégias como o sistema plantio direto favorecem a formação de bioporos e a preservação da estrutura do solo, proporcionando um ambiente mais adequado para o desenvolvimento das raízes. A interação entre as plantas e um solo bem estruturado favorece a absorção de água e nutrientes, reduzindo os impactos negativos do estresse hídrico e mecânico. Além disso, a diversificação de culturas e o uso de plantas de cobertura promovem maior estabilidade estrutural, contribuindo para a manutenção da saúde do solo e da produtividade agrícola. Dessa forma, práticas conservacionistas são fundamentais para aumentar a resiliência do sistema produtivo e mitigar os impactos das mudanças climáticas sobre a agricultura.

A modelagem surge como uma ferramenta estratégica para compreender e prever as interações biofísicas solo-raiz, permitindo a avaliação dos efeitos de diferentes condições ambientais sobre o crescimento radicular. O avanço dessas tecnologias possibilita a simulação de cenários de manejo e a identificação de estratégias mais eficientes para reduzir os impactos dos estresses físicos sobre as plantas. Ao integrar dados relacionados à umidade do solo, compactação, temperatura e aeração, os modelos

computacionais auxiliam na tomada de decisões voltadas à sustentabilidade da produção agrícola. A adoção dessas abordagens, aliada ao manejo adequado do solo, contribui para a construção de sistemas agrícolas mais resilientes, garantindo maior estabilidade produtiva e melhor adaptação a condições climáticas adversas.

Referências

Ballarin, A. S., Sone, J. S., Gesualdo, G. C., Schwamback, D., Reis, A., Almagro, A., & Wendland, E. C. (2023). CLIMBra – Climate Change Dataset for Brazil. *Scientific Data, 10*, 47. https://doi.org/10.1038/s41597-023-01956-z

Bareta Junior, E., Genú, A. M., Rampim, L., Umburanas, R. C., & Pott, C. A. (2022). Critical limits of soil physical attributes for corn and black oat in a Xanthic Hapludox. *Revista Ciência Agronômica, 53*, e20207533. https://doi.org/10.5935/1806-6690.20220003

Beeckman, T., & Eshel, A. (2024). *Plant roots* (5th ed.). Boca Raton: CRC Press. https://doi.org/10.1201/b23126

Bengough, A. G. (2012). Root elongation is restricted by axial but not by radial pressures: So what happens in field soil? *Plant and Soil, 360*, 15–18. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1428-8

Bengough, A. G., McKenzie, B. M., Hallett, P. D., & Valentine, T. A. (2011). Root elongation, water stress, and mechanical impedance: A review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of Experimental Botany, 62*, 59–68. https://doi.org/10.1093/jxb/erq350

Bengough, A. G., & Mullins, C. E. (1991). Penetrometer resistance, root penetration resistance and root elongation rate in two sandy loam soils. *Plant and Soil, 131*, 59–66. https://doi.org/10.1007/BF00010420

Bertollo, A. M., Moraes, M. T. de, Franchini, J. C., Soltangheisi, A., Balbinot Junior, A. A., Levien, R., & Debiasi, H. (2021). Precrops alleviate soil physical limitations for soybean root growth in an Oxisol from southern Brazil. *Soil and Tillage Research, 206*, 104820. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104820

Bittelli, M., Campbell, G. S., & Tomei, F. (2015). *Soil physics with Python: Transport in the soil–plant–atmosphere system*. Great Britain: Oxford University Press.

Bodner, G., Nakhforoosh, A., & Kaul, H.-P. (2015). Management of crop water under drought: A review. *Agronomy for Sustainable Development, 35*, 401–442. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0283-4

Bodner, G., Zeiser, A., Keiblinger, K., Rosinger, C., Winkler, S. K., Stumpp, C., & Weninger, T. (2023). Managing the pore system: Regenerating the functional pore spaces of natural soils by soil-health oriented farming systems. *Soil and Tillage Research, 234*, 105862. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105862

Bonetti, J. de A., Anghinoni, I., Bredemeier, C., Moraes, M. T. de, Tormena, C. A., & Gubiani, P. I. (2023). Physical recovery of an Oxisol under an integrated crop–livestock system in southern Brazil. *Archives of Agronomy and Soil Science, 69*, 507–518. https://doi.org/10.1080/03650340.2021.2013471

Bonetti, J. de A., Anghinoni, I., Gubiani, P. I., Cecagno, D., & Moraes, M. T. de. (2019). Impact of a long-term crop–livestock system on the physical and hydraulic properties of an Oxisol. *Soil and Tillage Research, 186*, 280–291. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.003

Bonetti, J. de A., Anghinoni, I., Moraes, M. T. de, Fink, J. R., de Andrade Bonetti, J., Anghinoni, I., de Moraes, M. T., Fink, J. R., Bonetti, J. de A., Anghinoni, I., Moraes, M. T. de, & Fink, J. R. (2017). Resilience of soils with different texture, mineralogy and organic matter under long-term conservation systems. *Soil and Tillage Research, 174*, 104–112. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.06.008

Botta, G. F., Antille, D. L., Nardon, G. F., Rivero, D., Bienvenido, F., Contessotto, E. E., Ezquerra-Canalejo, A., & Ressia, J. M. (2022). Zero and controlled traffic improved soil physical conditions and soybean yield under no-tillage. *Soil and Tillage Research, 215*, 105235. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105235

Braida, J. A., Reichert, J. M., Veiga, M., & Reinert, D. J. (2006). Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 30*, 605–614. https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000400001

Clark, L. J., Bengough, A. G., Whalley, W. R., Dexter, A. R., & Barraclough, P. B. (1999). Maximum axial root growth pressure in pea seedlings: Effects of measurement techniques and cultivars. *Plant and Soil, 209*, 101–109. https://doi.org/10.1023/A:1004568714789

Clark, L. J., Whalley, W. R., & Barraclough, P. B. (2003). How do roots penetrate strong soil? *Plant and Soil, 255*, 93–104. https://doi.org/10.1023/A:1026140122848

Debiasi, H., Monteiro, J. E. B. A., Franchini, J. C., Farias, J. R. B., Conte, O., Cunha, G. R., Moraes, M. T., Balbinot Junior, A. A., Silva, F. A. M., Evangelista, B. A., & Marafon, A. C. (2022). *Níveis de manejo do solo para avaliação de riscos climáticos na cultura da soja*. Londrina: Embrapa Soja (CNPSO), Série Documentos.

Faé, G. S., Kemanian, A. R., Roth, G. W., White, C., & Watson, J. E. (2020). Soybean yield in relation to environmental and soil properties. *European Journal of Agronomy, 118*, 126070. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126070

FAO. (2023). *The impact of disasters on agriculture and food security 2023*. FAO. https://doi.org/10.4060/cc7900en

Ferreira, A. O., Moraes Sá, J. C., Lal, R., Barth, G., Inagaki, T. M., Gonçalves, D. P., Briedis, C., Tomaz, A. R., & Silva, W. R. (2024). Why no-till system sequesters more carbon and is more resilient and productive with contrasting fertilization regimes in a highly weathered soil? *Soil and Tillage Research, 244*, 106179. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106179

Freschet, G. T., Pagès, L., Iversen, C. M., Comas, L. H., Rewald, B., Roumet, C., Klimešová, J., Zadworny, M., Poorter, H., Postma, J. A., Adams, T. S., Bagniewska-Zadworna, A., Bengough, A. G., Blancaflor, E. B., Brunner, I., Cornelissen, J. H. C., Garnier, E., Gessler, A., Hobbie, S. E., Meier, I. C., Mommer, L., Picon-Cochard, C., Rose, L., Ryser, P., Scherer-Lorenzen, M., Soudzilovskaia, N. A., Stokes, A., Sun, T., Valverde-Barrantes, O. J., Weemstra, M., Weigelt, A., Wurzburger, N., York, L. M., Batterman, S. A., Gomes de Moraes, M., Janeček, Š., Lambers, H., Salmon, V., Tharayil, N., & McCormack, M. L. (2021). A starting guide to root ecology: Strengthening ecological concepts and standardising root classification, sampling, processing and trait measurements. *New Phytologist, 232*, 973–1122. https://doi.org/10.1111/nph.17572

Fuentes-Llanillo, R., Telles, T. S., Soares Junior, D., Melo, T. R., Friedrich, T., & Kassam, A. (2021). Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. *Soil and Tillage Research, 208*, 104877. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877

Giraud, M., Le Gall, S., Harings, M., Javaux, M., Leitner, D., Meunier, F., Rothfuss, Y., van Dusschoten, D., Vanderborght, J., Vereecken, H., Lobet, G., & Schnepf, A. (2023). CPlantBox: A fully coupled modelling platform for the water and carbon fluxes in the soil–plant–atmosphere continuum. *In Silico Plants, 5*, 1–17. https://doi.org/10.1093/insilicoplants/diad009

Giuliani, L. M., Hallett, P. D., & Loades, K. W. (2024). Effects of soil structure complexity to root growth of plants with contrasting root architecture. *Soil and Tillage Research, 238*, 106023. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106023

Grande, L. H. Q., Santos, J. K., Pereira, M. B. N., Silva, L. H. A., Muniz, L. F., Bolonhezi, D., Umburanas, R. C., & Moraes, M. T. (2025). Modelling sugarcane root elongation in response to mechanical stress as an indicator of soil physical quality. *Experimental Agriculture, 61*, e3. https://doi.org/10.1017/S0014479725000018

Hillel, D. (2003). *Introduction to environmental soil physics*. Amsterdam: Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-348655-4.X5000-X

Hoogenboom, G., Porter, C. H., Boote, K. J., Shelia, V., Wilkens, P. W., Singh, U., White, J. W., Asseng, S., Lizaso, J. I., Moreno, L. P., Pavan, W., Ogoshi, R., Hunt, L. A., Tsuji, G. Y., & Jones, J. W. (2019). The DSSAT crop modeling ecosystem (pp. 173–216). https://doi.org/10.19103/AS.2019.0061.10

Jin, K., Shen, J., Ashton, R. W., Dodd, I. C., Parry, M. A. J., & Whalley, W. R. (2013). How do roots elongate in a structured soil? *Journal of Experimental Botany, 64*, 4761–4777. https://doi.org/10.1093/jxb/ert286

Jong van Lier, Q. (2020). *Física do solo baseada em processos*. Piracicaba: Universidade de São Paulo.

Jong van Lier, Q. (2001). Oxigenação do sistema radicular: Uma abordagem física. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 25*, 233–238. https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000100025

Jong van Lier, Q., Melo, M. L. A., & Pinheiro, E. A. R. (2024). Stochastic analysis of plant available water estimates and soil water balance components simulated by a hydrological model. *Vadose Zone Journal, 23*. https://doi.org/10.1002/vzj2.20306

Kaspar, T. C., & Bland, W. L. (1992). Soil temperature and root growth. *Soil Science, 154*, 290–299. https://doi.org/10.1097/00010694-199210000-00005

Kroes, J. G., van Dam, J. C., Bartholomeus, R. P., Groenendijk, P., Heinen, M., Hendriks, R. F. A., Mulder, H. M., Supit, I., & van Walsum, P. E. V. (2017). *SWAP version 4: Theory description and user manual* (244 p.). https://doi.org/10.18174/416321

Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability, 7*, 5875–5895. https://doi.org/10.3390/su7055875

Landl, M., Schnepf, A., Uteau, D., Peth, S., Athmann, M., Kautz, T., Perkons, U., Vereecken, H., & Vanderborght, J. (2019). Modeling the impact of biopores on root growth and root water uptake. *Vadose Zone Journal, 18*, 0. https://doi.org/10.2136/vzj2018.11.0196

Lau, S. E., Lim, L. W. T., Hamdan, M. F., Chan, C., Saidi, N. B., Ong-Abdullah, J., & Tan, B. C. (2025). Enhancing plant resilience to abiotic stress: The power of biostimulants. *Phyton – International Journal of Experimental Botany, 94*, 1–31. https://doi.org/10.32604/phyton.2025.059930

Letey, J. (1985). Relationship between soil physical properties and crop production. *Advances in Soil Science, 1*, 277–294. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5046-3

Lima, R. P., Tormena, C. A., Moraes, M. T., Souzar, Z. M., Rolim, M. M., & Cherubin, M. R. (2025). Revisiting penetrometer models for estimating root elongation. *Soil and Tillage Research, 248*. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106400

Liu, R., Thomas, B. W., Shi, X., Zhang, X., Wang, Z., & Zhang, Y. (2021). Effects of ground cover management on improving water and soil conservation in tree crop systems: A meta-analysis. *Catena, 199*. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105085

Ludwig, M., Wilmes, P., & Schrader, S. (2018). Measuring soil sustainability via soil resilience. *Science of the Total Environment, 626*, 1484–1493. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.043

Lynch, J. (1995). Root architecture and plant productivity. *Plant Physiology, 109*, 7–13. https://doi.org/10.1104/pp.109.1.7

McMichael, B. L., & Burke, J. J. (1998). Soil temperature and root growth. *HortScience, 33*, 947–950.

Melo, M. L. A., Jong van Lier, Q., Silva, E. H. F. M., Pereira, R. A. A., van Dam, J. C., Heinen, M., & Marin, F. R. (2025). Field-scale modeling of root water uptake and crop growth in a tropical scenario. *Field Crops Research, 322*, 109749. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2025.109749

Moraes, M. T., Bengough, A. G., Debiasi, H., Franchini, J. C., Levien, R., Schnepf, A., & Leitner, D. (2018). Mechanistic framework to link root growth models with weather and soil physical properties, including example applications to soybean growth in Brazil. *Plant and Soil, 428*, 67–92. https://doi.org/10.1007/s11104-018-3656-z

Moraes, M. T., & Cherubin, M. R. (2023). Modelagem do crescimento radicular usando interações biofísicas solo–raízes. In: *Tópicos em Ciência do Solo* (12ª ed., pp. 1–23). Viçosa: SBCS.

Moraes, M. T., Debiasi, H., Carlesso, R., Cezar Franchini, J., Rodrigues da Silva, V., & Bonini da Luz, F. (2016). Soil physical quality on tillage and cropping systems after two decades in the subtropical region of Brazil. *Soil and Tillage Research, 155*, 351–362. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.07.015

Moraes, M. T., & 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

Moraes, M. T., Olbermann, F. J. R., Bonetti, J. A., Pilegi, L. R., Costa, M. V. R., Pacheco, V., Rogers, C. D., & Guimarães, R. M. L. (2024). The impacts of cover crop mixes on the penetration resistance model of an Oxisol under no-tillage. *Soil and Tillage Research, 242*, 106138. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106138

Moraes, M. T., Debiasi, H., Carlesso, R., Franchini, J. C., & Silva, V. R. (2014). Critical limits of soil penetration resistance in a Rhodic Eutrudox. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 38*, 288–298. https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000100029

Moraes, M. T., Debiasi, H., Carlesso, R., Franchini, J. C., Silva, V. R., & Luz, F. B. (2017). Age-hardening phenomena in an Oxisol from the subtropical region of Brazil. *Soil and Tillage Research, 170*, 27–37. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.09.009

Moraes, M. T., Debiasi, H., Franchini, J. C., Bonetti, J. A., Levien, R., Schnepf, A., & Leitner, D. (2019a). Mechanical and hydric stress effects on maize root system development at different soil compaction levels. *Frontiers in Plant Science, 10*, 1358. https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01358

Moraes, M. T., Debiasi, H., Franchini, J. C., Mastroberti, A. A., Levien, R., Leitner, D., & Schnepf, A. (2020). Soil compaction impacts soybean root growth in an Oxisol from subtropical Brazil. *Soil and Tillage Research, 200*, 104611. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104611

Moraes, M. T., Luz, F. B., Debiasi, H., Franchini, J. C., & Silva, V. R. (2019b). Soil load support capacity increases with time without soil mobilization as a result of age-hardening phenomenon. *Soil and Tillage Research, 186*, 128–134. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.09.009

Mulazzani, R. P., Gubiani, P. I., Zanon, A. J., Drescher, M. S., Schenato, R. B., & Girardello, V. C. (2022). Impact of soil compaction on 30-year soybean yield simulated with CROPGRO–DSSAT. *Agricultural Systems, 203*, 103523. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103523

Murphy, B. W. (2015). Impact of soil organic matter on soil properties—A review with emphasis on Australian soils. *Soil Research, 53*, 605. https://doi.org/10.1071/SR14246

Ottoni, M. V., Ottoni Filho, T. B., Schaap, M. G., Lopes-Assad, M. L. R. C., & Rotunno Filho, O. C. (2018). Hydrophysical database for Brazilian soils (HYBRAS) and pedotransfer functions for water retention. *Vadose Zone Journal, 17*, 1–17. https://doi.org/10.2136/vzj2017.05.0095

Ottoni, M. V., Teixeira, W. G., Reis, A. M. H., Pimentel, L. G., Souza, L. R., Albuquerque, J. A., Melo, V. F., Cavalieri-Polizeli, K. M. V., Reichert, J. M., Viana, J. H. M., Fontana, A., Medrado, L. C., Santos, G. G., Amaral, L. G. H., Anjos, L. H. C., Araújo, J. C., Bhering, S. B., Brito, G. F., Valle, P. G. C., Campos, P. N., Costa, A. M., Marques, J. D. O., Martins, A. L. S., Nascimento, M. B. S., Noronha, N. C., Oliveira, R. D., Portela, J. C., Serafim, M. E., Silva, M. B. e, Rodrigues, S., Almeida, W. S., Moraes, M. L., & Curi, N. (2025). Saturated hydraulic conductivity and steady-state infiltration rate database for Brazilian soils. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 49*. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20240003

Perdok, U. D., Kroesbergen, B., & Hoogmoed, W. B. (2002). Possibilities for modelling the effect of compression on mechanical and physical properties of various Dutch soil types. *Soil and Tillage Research, 65*, 61–75. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00277-X

Pinto, V. M., Borja Reis, A. F., Melo, M. L. A., Reichardt, K., Santos, D., & Jong van Lier, Q. (2023). Sustainable irrigation management in tropical lowland rice in Brazil. *Agricultural Water Management, 284*, 108345. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108345

Pott, C. A., Conrado, P. M., Rampim, L., Umburanas, R. C., Conrado, A. M. C., Outeiro, V. H., & Müller, M. M. L. (2023). Mixture of winter cover crops improves soil physical properties under no-tillage system in a subtropical environment. *Soil and Tillage Research, 234*, 105854. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105854

Rickman, R. W., Letey, J., & Stolzy, L. H. (1966). Plant responses to oxygen supply and physical resistance in the root environment. *Soil Science Society of America Journal, 30*, 304–307.

Ritchie, J. T. (1981). Water dynamics in the soil–plant–atmosphere system. In: *Soil water and nitrogen in Mediterranean-type environments* (Vol. 96, pp. 81–96). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-015-0861-2_4

Schnepf, A., Leitner, D., Landl, M., Lobet, G., Mai, T. H., Morandage, S., Sheng, C, Zörner, M., Vanderborght, J., & Vereecken, H. (2018). CRootBox: A structural–functional modelling framework for root systems. *Annals of Botany, 121*, 1033–1053. https://doi.org/10.1093/aob/mcx221

Shelia, V., Šimunek, J., Boote, K., & Hoogenboom, G. (2018). Coupling DSSAT and HYDRUS-1D for simulations of soil water dynamics in the soil–plant–atmosphere system. *Journal of Hydrology and Hydromechanics, 66*, 232–245. https://doi.org/10.1515/johh-2017-0055

Silva, R. P., Rolim, M. M., Gomes, I. F., Pedrosa, E. M. R., Tavares, U. E., & Santos, A. N. (2018). Numerical modeling of soil compaction in a sugarcane crop using the finite element method. *Soil and Tillage Research, 181*, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.03.019

Šimunek, J. A., van Genuchten, M. Th., & Šejna, M. (2012). HYDRUS: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE, 55*, 1263–1276. https://doi.org/10.13031/2013.42239

Sou, H. D., Masumori, M., Yamanoshita, T., & Tange, T. (2021). Primary and secondary aerenchyma oxygen transportation pathways of *Syzygium kunstleri* (King) Bahadur & R. C. Gaur adventitious roots in hypoxic conditions. *Scientific Reports, 11*. https://doi.org/10.1038/s41598-021-84183-z

Souza, V. S., Canisares, L. P., Schiebelbein, B. E., Castro Santos, D., Menillo, R. B., Pinheiro Junior, C. R., & Cherubin, M. R. (2025). Cover crops enhance soil health, crop yield and resilience of tropical agroecosystem. *Field Crops Research, 322*, 109755. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2025.109755

Taylor, H. M., & Gardner, H. R. (1963). Penetration of cotton seedling tap roots as influenced by bulk density, moisture content and strength of soil. *Soil Science, 96*, 153–156. https://doi.org/10.1097/00010694-196309000-00001

Taylor, H. M., & Ratliff, L. F. (1969). Root elongation rates of cotton and peanuts as a function of soil strength and water content. *Soil Science, 108*, 113–119.

Taylor, H. M., Roberson, G. M., & Parker, J. J. (1966). Soil strength–root penetration relations for medium- to coarse-textured soil materials. *Soil Science, 102*, 18–22. https://doi.org/10.1097/00010694-196607000-00002

Thorup-Kristensen, K., Halberg, N., Nicolaisen, M., Olesen, J. E., Crews, T. E., Hinsinger, P., Kirkegaard, J., Pierret, A., & Dresbøll, D. B. (2020). Digging deeper for agricultural resources: The value of deep rooting. *Trends in Plant Science, 25*, 406–417. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.12.007

Tweddle, P. B., Lyne, P. W. L., van Antwerpen, R., & Lagerwall, G. L. (2021). A review and synthesis of sugarcane losses attributed to infield traffic. In: *Advances in Agronomy* (Vol. 166, pp. 197–250). Academic Press Inc. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.10.002

Vezzani, F. M., Anderson, C., Meenken, E., Gillespie, R., Peterson, M., & Beare, M. H. (2018). The importance of plants to development and maintenance of soil structure, microbial communities and ecosystem functions. *Soil and Tillage Research, 175*, 139–149. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.09.002

Wankmüller, F. J. P., Delval, L., Lehmann, P., Baur, M. J., Cecere, A., Wolf, S., Or, D., Javaux, M., & Carminati, A. (2024). Global influence of soil texture on ecosystem water limitation. *Nature*. https://doi.org/10.1038/s41586-024-08089-2

Wasson, A. P., Chiu, G. S., Zwart, A. B., & Binns, T. R. (2017). Differentiating wheat genotypes by Bayesian hierarchical nonlinear mixed modeling of wheat root density.

Frontiers in Plant Science, 8, 1–16. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00282

Wendel, A. S., Bauke, S. L., Amelung, W., & Knief, C. (2022). Root–rhizosphere–soil interactions in biopores. *Plant and Soil, 475*, 253–277. https://doi.org/10.1007/s11104-022-05406-4

Xavier, A. C., Scanlon, B. R., King, C. W., & Alves, A. I. (2022). New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). *International Journal of Climatology, 42*, 8390–8404. https://doi.org/10.1002/joc.7731

Xiong, P., & Zhang, Z., & Peng, X. (2022). Root and root-derived biopore interactions in soils: A review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 185*, 643–655. https://doi.org/10.1002/jpln.202200003

Zhang, Z., & Peng, X. (2021). Bio-tillage: A new perspective for sustainable agriculture. *Soil and Tillage Research, 206*, 104844. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104844

Zhou, X., Schnepf, A., Vanderborght, J., Leitner, D., Lacointe, A., Vereecken, H., & Lobet, G. (2020). CPlantBox, a whole-plant modelling framework for the simulation of water- and carbon-related processes. *In Silico Plants, 2*, in press. https://doi.org/10.1093/insilicoplants/diaa001

♦ Capítulo 7 ♦

Agregação como indicador de qualidade do solo em diferentes biomas e sistemas de manejo

Marcos Gervasio Pereira[1], Luiz Alberto da Silva Rodrigues Pinto[1], Arcangelo Loss[2], Jean Sergio Rosset[4], Jefferson Matheus Barros Ozório[4], Lucas Raimundo Rauber[2], Eduardo Carvalho da Silva Neto[1]

Introdução

A estrutura do solo desempenha papel fundamental na manutenção da sua saúde e funcionalidade, influenciando diversos processos como infiltração e retenção de água, aeração, resistência à erosão, ciclagem de nutrientes e crescimento radicular. Nesse contexto, a agregação é um dos principais indicadores da qualidade estrutural de um solo, pois reflete a organizaç ão das partículas minerais (areia, silte e argila) e a ação de agentes cimentantes, como a matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio, carbonatos e compostos microbianos (Tisdall & Oades, 1982; Six et al., 2004; Bronick & Lal, 2005).

Além de influenciar diretamente a estrutura do solo e funções associadas, a agregação é um dos principais fatores responsáveis pela estabilização e manutenção dos estoques de carbono do solo. Solos bem estruturados e ricos em matéria orgânica atuam como reservatórios de carbono, mitigando os impactos das mudanças climáticas. Assim, a agregação do solo não apenas promove melhoria nos atributos edáficos e na produtividade agrícola, mas também desempenha papel estratégico na provisão de serviços ecossistêmicos, como a regulação climática. Esse aspecto está diretamente alinhado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente o ODS 13 (Ação contra a Mudança Global do Clima) e o ODS 15 (Vida Terrestre), que enfatizam

[1] Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Seropédica – RJ, Brasil.
[2] Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis – SC, Brasil.
[3] Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS). Mundo Novo – MS, Brasil.
[4] Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS). Dourados – MS, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.7

a conservação dos solos como elemento-chave para a sustentabilidade (Lal, 2018; Lehmann et al., 2020; Lal et al., 2021).

Os agregados do solo se formam por meio de interações bióticas e abióticas, incluindo o crescimento e a decomposição de plantas, a atividade microbiana, a exsudação de compostos orgânicos por raízes e microrganismos, a bioturbação e processos físicos e químicos de estabilização. Esses mecanismos, em conjunto com a matéria orgânica e as partículas primárias do solo, formam agregados dinâmicos e espaços porosos, que juntos constituem a estrutura do solo e contribuem para o funcionamento geral do solo (Garland et al., 2024). A estabilidade desses agregados está diretamente relacionada à resistência do solo à degradação e pode ser influenciada por práticas agrícolas e sistemas de manejo, que tanto podem promover melhorias na estrutura do solo quanto comprometer sua sustentabilidade.

Este capítulo apresenta uma revisão sobre a agregação do solo, abordando seus mecanismos de formação, a influência dos diferentes tipos de agregados na qualidade do solo e sua relação com sistemas de manejo em diversos biomas. Além disso, discute-se a aplicabilidade da agregação como indicador de qualidade do solo e as perspectivas futuras para seu uso na avaliação da sustentabilidade dos sistemas produtivos.

Gênese dos agregados

Os agregados do solo são formados por processos que podem ocorrer de forma concomitante ou independente, sendo didaticamente divididos em duas etapas principais: aproximação e a estabilização dessa aproximação, denominada comumente cimentação. A aproximação das partículas do solo pode ser promovida tanto por processos mecânicos e físicos ou por processos químicos. Os ciclos de umedecimento e secagem, resultantes da variação da umidade do solo devido às chuvas e à evaporação, favorecem a aproximação das partículas unitárias. Além disso, a movimentação de organismos no solo, o crescimento de raízes e a ação de micélios e hifas de fungos também contribui para esse processo.

Outro mecanismo que pode favorecer a aproximação das partículas é o processo químico, como as pontes catiônicas, que ocorrem em solos cauliníticos, onde cátions como Ca^{2+} ou Al^{3+} atuam como íons ligantes. Além disso, interações eletrostáticas entre óxidos com carga positiva e caulinita com carga negativa também desempenham um papel importante. Após essa fase de aproximação, ou simultaneamente a ela, ocorre a cimentação, na qual agentes estabilizadores consolidam a união das partículas. Dentre

esses agentes, destaca-se a matéria orgânica do solo (MOS), que, devido à sua elevada superfície específica e significativa presença de cargas superficiais, desempenha papel fundamental na estabilização dos agregados.

Os agregados do solo são, portanto, estruturas resultantes da associação de partículas minerais—areia, silte e argila—com a MOS, formando sucessivos níveis de organização estrutural (Tisdall & Oades, 1982). A dinâmica de formação desses agregados é influenciada por diversos fatores, incluindo os ciclos de umedecimento e secagem, os processos de expansão e contração de argilas, a ação das raízes, dos organismos do solo e dos microrganismos, além da presença de substâncias húmicas derivadas da decomposição e humificação da matéria orgânica (Six et al., 2004; Bronick & Lal, 2005).

Vias de formação conceituais dos agregados: biogênicos, fisiogênicos

Os agregados são amplamente definidos como unidades estruturais do solo, compostas por partículas minerais e MOS, ligadas entre si por substâncias orgânicas, óxidos de ferro e alumínio, carbonatos, sílica e a própria argila (Kemper & Chepil, 1965; Santos et al., 2015). Essas unidades estruturais desempenham um papel fundamental na regulação de diversos processos do solo, incluindo a dinâmica da água e do ar, a suscetibilidade à erosão, a ciclagem de nutrientes e a proteção e acúmulo da MOS.

Com base na sua origem ou via de formação, os agregados do solo podem ser classificados em biogênicos (formados predominantemente por processos bióticos) e fisiogênicos ou fisicogênicos (resultantes de fatores abióticos) (Pulleman et al., 2005; Velasquez et al., 2007; Jouquet et al., 2009; Pereira et al., 2021) (Figura 7.1).

A identificação e classificação dessas unidades estruturais são realizadas com base em parâmetros morfológicos, como tamanho, presença de raízes, porosidade, arranjo e junções de subunidades (Bullock et al., 1985; Pulleman et al., 2005; Velasquez et al., 2007; Jouquet et al., 2009; Pereira et al., 2021). Os agregados fisiogênicos apresentam formas angulares ou prismáticas e estão diretamente relacionados à aproximação das partículas unitárias do solo por meio de ciclos de umedecimento e secagem, além da atuação de agentes cimentantes, como MOS, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, e da atividade microbiana. Esses processos ocorrem de maneira predominantemente física e química, consolidando as partículas do solo em unidades coesas e estáveis. Os agregados biogênicos, por sua vez, apresentam formas arredondadas e estão associados

à ação da fauna do solo, frequentemente chamada de “engenheiros do ecossistema”. A formação desses agregados pode ocorrer, por exemplo, pela passagem do solo pelo trato digestivo da macrofauna edáfica, especialmente das minhocas (Oligochaeta). Além disso, a ação física e cimentante do sistema radicular das plantas, combinada com a atividade microbiana de fungos e bactérias, também contribui para a formação dos agregados biogênicos.

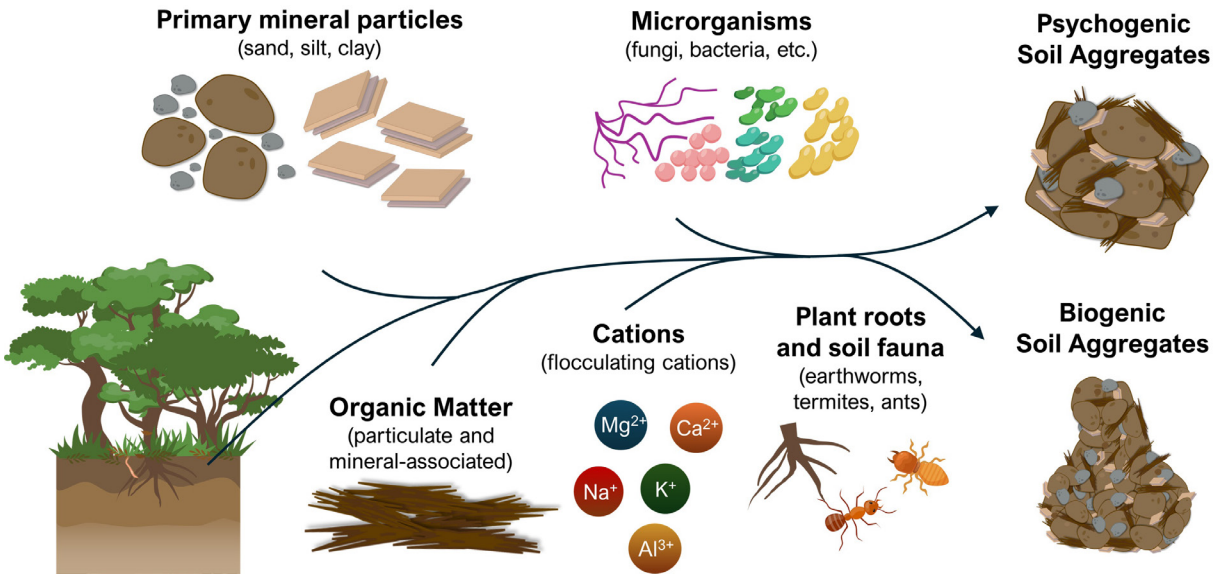


Figura 7.1. Modelo teórico para o estudo das vias de formação de agregados no solo.

Os organismos mais estudados nesse processo incluem formigas, minhocas e cupins, que, além de formarem agregados biogênicos estáveis, também constroem bioestruturas como galerias, canais e câmaras no solo, influenciando diretamente sua porosidade e funcionamento ecológico (Brun et al., 2013; Lavelle et al., 2020). Os agregados biogênicos têm formas arredondadas e estão relacionados à ação da fauna do solo (“engenheiros do ecossistema”), por exemplo, a passagem do solo pelo trato digestivo da macrofauna edáfica, especialmente minhocas (Oligochaeta), somada à ação física e cimentante do sistema radicular em associação à atividade microbiana (fungos e bactérias). Os “engenheiros do ecossistema” mais estudados são formigas, minhocas e cupins e eles formam além de agregados biogênicos estáveis, bioestruturas como galerias, canais e câmaras (Lavelle et al., 2020).

Técnicas e métodos de avaliação de agregados do solo

as alterações físicas que ocorrem no solo têm relações diretas ou indiretas com sua estruturação, tornando a análise dos agregados uma abordagem importante

para compreender a funcionalidade do ambiente edáfico. Entre os principais métodos utilizados destacam-se a análise da estabilidade dos agregados via úmida, a avaliação morfológica dos agregados e a tomografia computadorizada de raios X.

A estabilidade de agregados via úmida é um método amplamente utilizado para medir a resistência dos agregados a destruição quando submetidos a peneiramento via úmida (ciclos de imersão e emersão), sendo um indicativo da suscetibilidade do solo à erosão e da estabilidade estrutural. As principais variáveis analisadas incluem o cálculo do diâmetro médio ponderado (DMP), o diâmetro médio geométrico (DMG) e a distribuição dos agregados retidos em peneiras com diferentes diâmetros de malha (Yoder, 1936; Kemper & Chepil, 1965).

$$DMP = \sum_{i=1}^{n} x_i \, w_i \qquad DMG = \exp\left[\frac{\sum_{i=1}^{n} w_i \log x_i}{\sum_{i=1}^{n} w_i}\right]$$

Em que, n - representa a percentagem de agregados nas diversas classes de peneiras; wi - corresponde ao valor médio dos limites superior e inferior de cada classe (mm); e xi - proporção de cada classe em relação ao total.

A avaliação morfológica dos agregados é um método visual que permite a separação e identificação dos agregados de acordo com sua via de formação, classificando-os como biogênicos e fisiogênicos. Essa abordagem é considerada uma ferramenta prática, eficaz e de baixo custo para avaliar a qualidade estrutural do solo sob diferentes sistemas de manejo (por ex., Loss et al., 2014; 2017; Ferreira et al., 2020; Pereira et al., 2021; Pinto et al., 2023). Para a realização desse estudo, são seguidas cinco etapas consecutivas: coleta, separação, identificação e classificação da origem, quantificação do percentual relativo e acondicionamento para análises complementares (Figura 7.2).

A coleta das amostras é realizada por meio da abertura de mini trincheiras, utilizando pá quadrada ou sonda metálica, garantindo a preservação da estrutura natural do solo. A recomendação é que a coleta ocorra na camada superficial do solo (0–10 cm), onde há maior atividade biológica e influência do manejo. Após a secagem à sombra, os agregados são cuidadosamente separados ao longo das linhas de fraqueza e classificados por tamanho utilizando peneiras com malhas cujo diâmetro pode variar entre 4,0 a 12,5 mm. Em seguida, são analisados em microscópio estereoscópico binocular (lupa binocular), diferenciando-se em função de sua morfologia e via de formação. A quantificação pode ser realizada por pesagem direta de todas as classes identificadas ou por amostragem proporcional da massa total analisada.

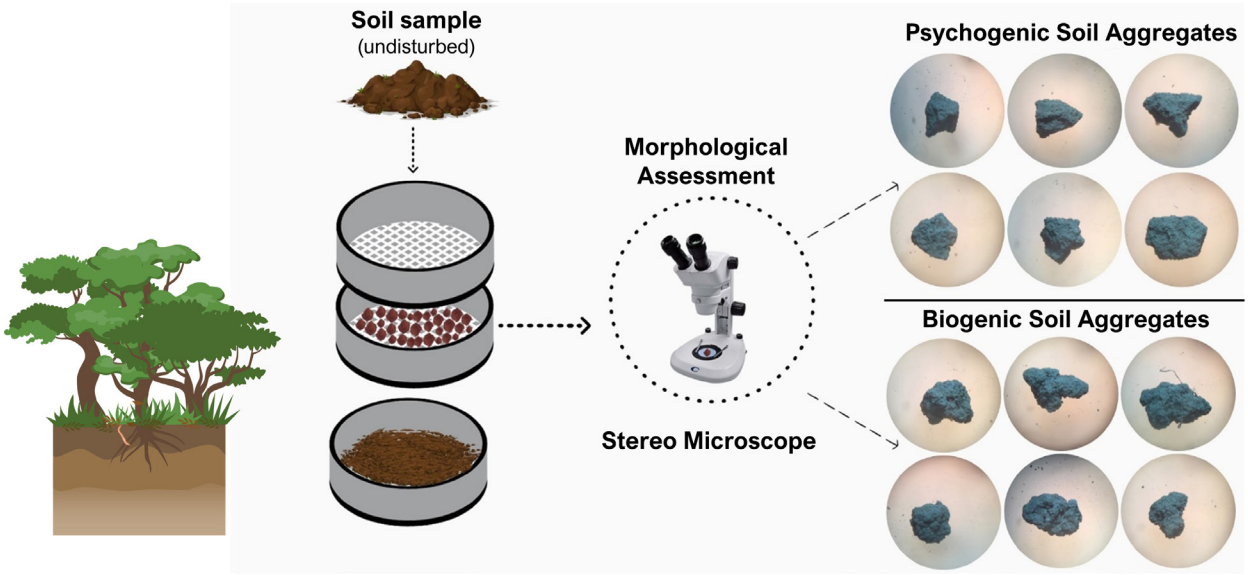


Figura 7.2. Representação esquemática de separação e classificação de agregados e representação da distinção entre agregados biogênicos e fisiogênicos de amostras de solo. Adaptado de Silva et al. (2023).

Além dessas abordagens, técnicas avançadas, como a tomografia computadorizada de raios X, vêm sendo utilizadas para avaliar a estrutura tridimensional dos agregados e sua relação com a rede de poros do solo. Essas imagens permitem visualizar a distribuição interna dos agregados e sua interação com os espaços vazios, fornecendo informações detalhadas sobre a estruturação do solo sem a necessidade de destruição da amostra (Rabot et al., 2018; Schlüter et al., 2020). Essa abordagem reduz as limitações impostas pelos métodos convencionais e amplia o conhecimento sobre a organização espacial dos agregados no solo. A escolha do método mais adequado depende dos objetivos do estudo, sendo recomendada a combinação de diferentes abordagens para uma caracterização mais abrangente da estrutura do solo e sua influência sobre processos edáficos e ecológicos.

Microagregação: formação e estabilidade

A microagregação do solo é um dos processos mais importantes para a estrutura do solo e funções associadas, especialmente no que se refere à dinâmica do carbono orgânico e à estabilidade física do solo (Totsche et al., 2017). Os microagregados do solo são unidades estruturais fundamentais, formadas pela associação de partículas minerais, matéria orgânica e agentes cimentantes, sendo essenciais para a estabilidade física do solo e para a manutenção do carbono orgânico no solo. A definição de microagregados está relacionada ao seu tamanho, sendo geralmente considerados aqueles com

diâmetro inferior a 250 µm, segundo o modelo proposto por Edwards & Bremmer (1967). Esses autores demonstraram que o solo é composto por macroagregados (> 250 µm) e microagregados (< 250 µm), sendo os macroagregados resultantes da associação mais fraca entre microagregados. No entanto, a nomenclatura e os limites de tamanho podem variar conforme o sistema de classificação do solo adotado. No modelo de Tisdall & Oades (1982), os microagregados foram classificados entre 20 e 250 µm. Em outros sistemas, a parte inferior do espectro de tamanhos inclui estruturas compostas por partículas coloidais e associações organo-minerais, que desempenham papel central na agregação do solo (Chenu & Stotzky, 2002; Kögel-Knabner et al., 2008).

A formação e persistência dos microagregados são fortemente influenciadas por processos físicos, químicos e biológicos, que determinam sua dinâmica e longevidade no solo (Six et al., 2004). Além disso, eles desempenham um papel essencial na retenção de água e na formação de hábitats para microrganismos, promovendo a atividade biológica e a ciclagem de nutrientes (Lehmann et al., 2007). Os mecanismos de formação dos microagregados envolvem diferentes agentes de estabilização, que atuam na agregação das partículas do solo em múltiplas escalas. Entre esses agentes, destacam-se os polímeros orgânicos exsudados por raízes e microrganismos, que atuam como substâncias cimentantes, promovendo a coesão entre partículas minerais e a formação de associações organo-minerais (Chenu & Stotzky, 2002). Os óxidos de ferro e alumínio também desempenham um papel central nesse processo, funcionando como agentes estabilizadores ao formar pontes entre partículas argilosas e compostos orgânicos (Kögel-Knabner et al., 2008). Adicionalmente, a estrutura dos microagregados pode ser explicada por diferentes modelos teóricos, como o conceito de hierarquia de agregados, que sugere uma organização estrutural em níveis progressivos de complexidade, partindo das associações organo-minerais primárias até macroestruturas mais complexas (Tisdall & Oades, 1982).

A estabilidade dos microagregados está diretamente relacionada às condições ambientais e às interações entre seus constituintes. Fatores como umidade, temperatura e atividade biológica influenciam a permanência dessas estruturas no solo, regulando os processos de formação e degradação (Bronick & Lal, 2005). Em solos tropicais altamente intemperizados, como os Latossolos, a alta concentração de óxidos de ferro e a baixa reatividade da fração argila tornam a matéria orgânica o principal fator de estabilização da microagregação (Six et al., 2004). A liberação de exsudatos radiculares e a atividade de fungos e bactérias promovem a constante renovação dos microagregados, reforçando sua estabilidade ao longo do tempo. Estudos indicam que práticas agrícolas conservacionistas, como o plantio direto e a adição de resíduos orgânicos ao solo,

favorecem o desenvolvimento dos microagregados e aumentam a retenção de carbono, reduzindo sua vulnerabilidade à degradação e promovendo a sustentabilidade do sistema agrícola (Ferreira et al., 2020).

Influência da mineralogia dos solos tropicais e sua relação com a estrutura e compartimentação do carbono do solo

a mineralogia do solo tem um papel determinante na dinâmica dos processos que ocorrem no solo, influenciando não apenas a agregação, mas também outras características do solo como a capacidade de troca catiônica e a retenção de água e nutrientes (Rosin et al., 2023). Além disso, há uma estreita relação entre os minerais e o armazenamento de carbono orgânico, uma vez que a formação de complexos organo-minerais contribui para a estabilização do carbono e seu sequestro de longo prazo (Oades, 1988; Singh et al., 2018). Em regiões de clima quente e úmido, a intensa lixiviação e o intemperismo químico favorecem a predominância de minerais secundários, resultando em baixa fertilidade química natural. No Brasil, a composição mineralógica do solo é dominada por óxidos de ferro (como hematita e goethita), gibbsita e minerais de argilas como a caulinita que influenciam diretamente a estabilidade e o armazenamento de carbono (Kirsten et al., 2021). Apesar da baixa fertilidade natural, esses solos apresentam um grande potencial para a incremento dos estoques de carbono no solo, desde que sujeitos à sistemas de manejo sustentáveis, tendo, portanto, relevância para a regulação dos ciclos biogeoquímicos, a mitigação das mudanças climáticas e a manutenção de serviços ecossistêmicos.

A estrutura dos solos de regiões tropicais está diretamente relacionada à sua mineralogia e ao grau de intemperismo, o que impacta sua capacidade de agregação e qualidade estrutural. No Brasil, predominam Latossolos e Argissolos, que cobrem grande parte do território nacional, de maneira geral se destacam pela profundidade e estabilidade estrutural (Anjos et al., 2012). Os Latossolos apresentam estrutura granular bem desenvolvida, favorecendo a distribuição de poros, a infiltração de água, aeração e resistência à compactação, atributos fundamentais para a qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. Já os Argissolos, devido ao seu gradiente textural, podem apresentar restrições na infiltração de água e maior suscetibilidade à erosão quando submetidos a práticas inadequadas de uso da terra. A manutenção da estrutura nesses solos é essencial para evitar a degradação e preservar a sua capacidade produtiva, que é influenciada diretamente por práticas de manejo que afetam a estabilidade dos agregados.

A variação da mineralogia dos solos no Brasil reflete a interação entre material de origem, clima e processos pedogenéticos, resultando em padrões distintos de agregação nos diferentes biomas (Rosin et al., 2023). Em regiões de alta umidade, como a Amazônia e o Cerrado, predominam Latossolos altamente intemperizados, ricos em hematita, goethita e gibbsita. Os óxidos de ferro atuam como agentes cimentantes, conferindo maior estabilidade estrutural e resistência à erosão, além de criar um ambiente favorável para o armazenamento de carbono através de interações organo-minerais. No Sul do Brasil, em regiões onde predominam Nitossolos desenvolvidos a partir de rochas vulcânicas, a elevada proporção de óxidos de ferro, especialmente hematita, favorece uma estrutura granular bem definida, que contribui para a fertilidade e qualidade do solo. Em biomas semiáridos, como a Caatinga, a menor concentração de óxidos de ferro e a maior proporção de minerais primários resultam em agregados menos estáveis e maior vulnerabilidade à degradação, principalmente sob manejo inadequado (Schaefer, 2023).

A relação entre a agregação do solo e o armazenamento de carbono é um dos principais indicadores de qualidade do solo em diferentes biomas e sistemas de manejo. Latossolos e Argissolos, devido serem solos profundos e de grande estabilidade estrutural, apresentam grande potencial para armazenamento de carbono. De maneira geral, em biomas tropicais úmidos, como a Amazônia e a Mata Atlântica, os altos estoques de carbono são favorecidos pela grande biomassa vegetal e pela proteção do carbono dentro dos agregados estáveis, reduzindo sua mineralização e minimizando a liberação de CO_2 para a atmosfera (Gomes et al., 2019). Em contraste, biomas de clima seco, como a Caatinga e o Pantanal, apresentam baixa agregação e menor acúmulo de carbono, tornando-se mais suscetíveis à degradação e à perda de matéria orgânica (Schaefer, 2023). O manejo conservacionista do solo, aliado a práticas que promovam a estabilidade dos agregados e a proteção do carbono, é fundamental para a mitigação das mudanças climáticas e a manutenção da qualidade edáfica nos diferentes biomas brasileiros.

Avaliação qualitativa da qualidade do solo com ênfase na agregação

A avaliação da qualidade do solo é uma ferramenta fundamental para medição do nível de sustentabilidade e tomada de decisão referente ao manejo dos sistemas de produção agropecuários (Bünemann et al., 2018; Comin et al., 2024a). Diante disso, é comum o uso de indicadores físicos, químicos e biológicos que estão relacionados ao manejo das terras em função do solo. Indicadores são variáveis sensíveis às mudanças

no uso e manejo do solo e que apresentam uma faixa crítica de valores que possibilita inferir sobre as funções do solo (Andrews et al., 2004). Além disso, é importante que os métodos de avaliação da qualidade do solo sejam acessíveis a vários usuários (ex.: pesquisadores, extensionistas, agricultores), práticos e capazes de integrar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Andrews et al., 2004; Doran & Parkin, 1994; Comin et al., 2024b).

Dentre os métodos de avaliação da qualidade do solo, destacam-se os qualitativos, que se baseiam em aspectos visuais e morfológicos do solo, a exemplo do perfil cultural (PC) (Tavares Filho et al., 1999), análise visual da estrutura do solo (Visual Evaluation of Soil Structure - VESS) (Ball et al., 2007), diagnóstico rápido da estrutura do solo (DRES) (Ralisch et al., 2017) e guia prático de avaliação participativa da qualidade do solo (GPAP) (Comin et al., 2020, 2023; 2024a,b). Esses métodos estão bem alinhados com os princípios de avaliação da qualidade do solo. E, por serem métodos visuais, permitem que os agricultores e os extensionistas se apropriem dos princípios de avaliação, o que os torna independentes para inferir sobre a dinâmica do funcionamento do solo frente ao manejo das terras (Bünemann et al., 2018; Comin et al., 2024a).

O método do PC foi um dos primeiros utilizados para avaliação visual da estrutura do solo e, consequentemente, da qualidade do solo. Foi proposto na França, na década de 1960, e adaptado para as condições de clima tropical (Tavares Filho et al., 1999). É utilizado para avaliação da morfologia das regiões do perfil do solo alteradas pela mobilização mecânica do solo, sistema radicular das plantas e pela interação dos fatores físicos, químicos e biológicos, mostrando-se sensível às mudanças no uso e manejo das terras (Domingos et al., 2009; Schmitz et al., 2018). Além disso, o PC é difundido para caracterização e orientação de camadas para coletas de solo (Tavares Filho et al., 1999). Entretanto, é trabalhoso e demorado, pois exige a abertura de trincheiras de 50 cm (ou mais) de profundidade em áreas agrícolas e de até 1 m de profundidade em áreas florestais, o que tem limitado seu uso (Figura 7.3).

O método VESS consiste em uma avaliação mais simples e prática da estrutura e qualidade do solo em comparação ao PC (Figura 7.1). A profundidade avaliada é de 25 cm, sendo então retirada uma porção de solo e atribuído um escore visual conforme as características visuais da estrutura do solo sensíveis ao uso e manejo (Figura 7.1). Os escores variam de 1 (qualidade estrutural desejada) a 5 (qualidade estrutural indesejada). Assim, devido aos escores numéricos, o VESS também apresenta a vantagem de ser semiquantitativo, o que permite sua validação ao comparar os escores com uma série de propriedades do solo (Cornelis et al., 2019; Emmet-Booth et al., 2020; Franco et al., 2017; Guimarães et al., 2013) (Figura 7.2). Porém, para a melhor utilização do VESS e

evitar a subjetividade, é necessário atentar-se às condições de umidade do solo, sendo ideal a condição friável, e conhecer previamente a estrutura do solo (Guimarães et al., 2017a; van Leeuwen et al., 2018).

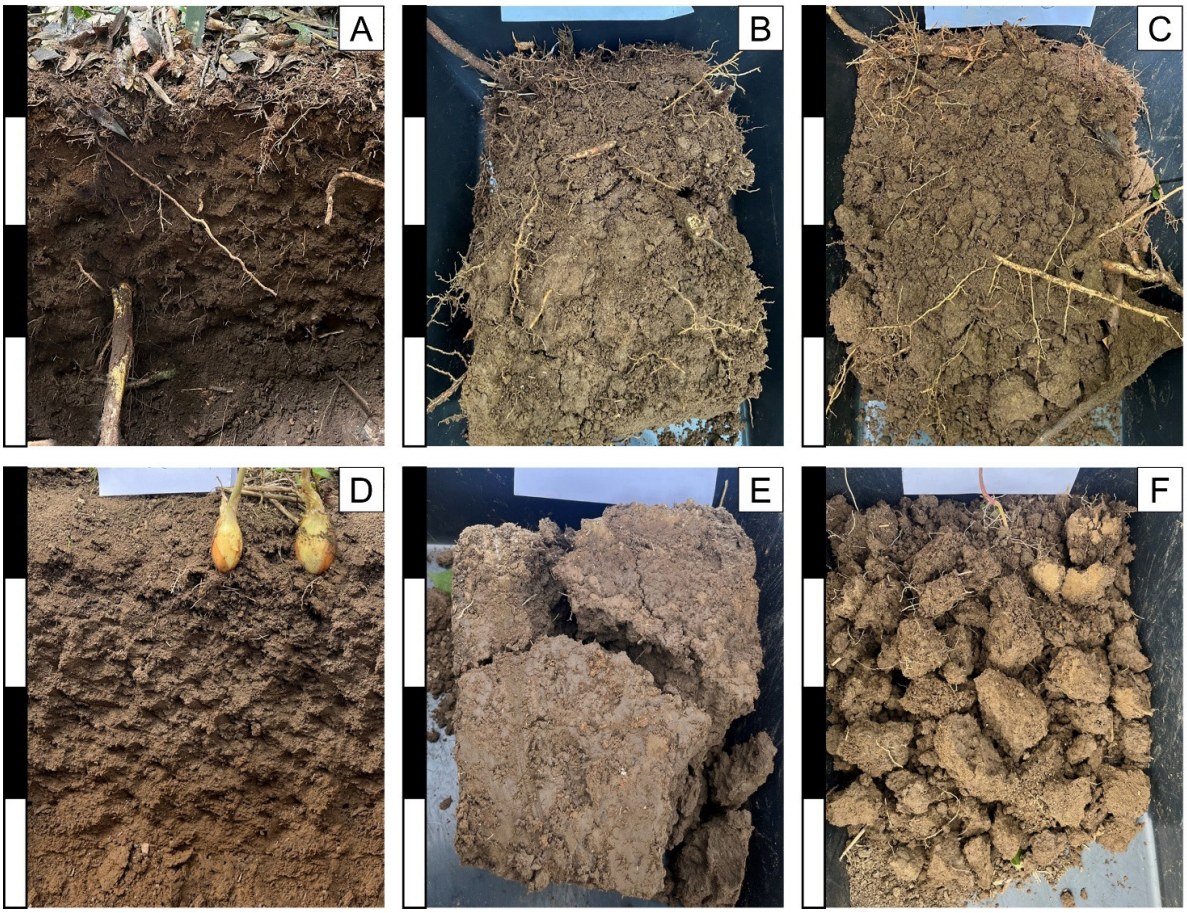


Figura 7.3. Perfil e amostras de utilizadas para avaliação qualitativa da qualidade do solo em Cambissolo Húmico Distrófico sob área de floresta e sistema de plantio direto de cebola (SPDH) de longo prazo, em Ituporanga/SC. Legenda: A – C: solo em área de vegetação nativa; D – F solo em área agrícola sob rotação de culturas (milho e feijão) e cobertura de inverno (ervilhaca, centeio e nabo) e cebola bienal em SPDH. Barra = 10 cm.

O VESS pode ser utilizado para diferentes tipos de solos e climas (Franco et al., 2019a; Guimarães et al., 2013). Porém, foi inicialmente proposto para regiões de clima temperado, o que motivou a utilização de outro método, o DRES, para adaptar melhor os princípios da avaliação visual da estrutura do solo para regiões de clima tropical e subtropical no Brasil. Isso foi feito para facilitar a avaliação visual da estrutura do solo perante as características intrínsecas dos solos locais (Figura 7.4). Mas, embora existam diferenças pontuais na forma de avaliação, tanto o VESS quanto o DRES, avaliam a relação entre estrutura e atividade biológica do solo. Vale ressaltar que o DRES apresenta uma escala de escores diferente do VESS, pois varia de 1 (estrutura indesejável) a 6

(estrutura desejável), o que talvez pode diferenciar melhor a qualidade do solo entre sistemas de uso e manejo.

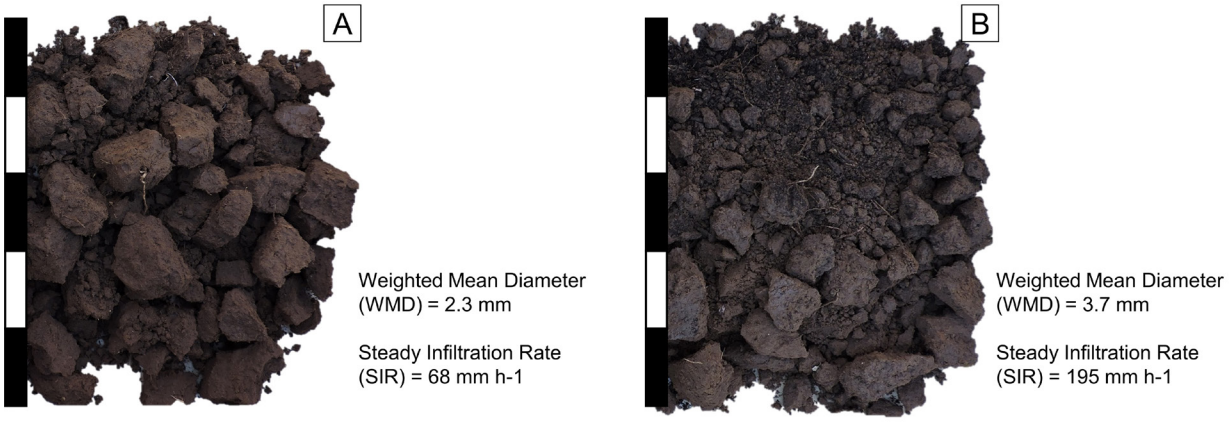


Figura 7.4. Parâmetros visuais (utilizados na VESS e no DRES) e quantitativos da estrutura de um Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico (Santa Maria/RS) manejado com adubação sintética (solúvel) e orgânica. Legenda: A – solo com adubação sintética; B – solo com adubação orgânica. Barra = 5 cm.

O DRES é um método mais recente e por isso é menos estudado que o VESS. Adicionalmente, não está claro como esses métodos se diferenciam na avaliação da qualidade do solo numa ampla diversidade de sistemas de cultivo. Por exemplo, para o VESS, escores acima de 3 indicam necessidade de intervenção no manejo do solo (Ball et al., 2007; Guimarães et al., 2011). Contudo, trabalhos têm demonstrado que o limite crítico depende do tipo de solo e, principalmente, do sistema de manejo adotado (Guimarães et al., 2017b, 2017a).

O GPAP foi desenvolvido para avaliação do uso e manejo do solo no sistema de plantio direto de hortaliças (SPDH), bem como para sistemas silvipastoris com alta diversidade, com os núcleos arbóreos. O método consiste na abertura de trincheiras entre 30-40 cm de profundidade (Figura 7.5) e na delimitação de um conjunto de variáveis a serem analisadas no campo, como cor, odor e teor de matéria orgânica, enraizamento, estrutura do solo, compactação, erosão, umidade, atividade biológica, biomassa forrageira, diversidade de plantas espontâneas. Assim, faz-se a avaliação usando essas variáveis e com base na troca de conhecimento entre os avaliadores (pesquisadores, extensionistas e agricultores) e nas funções e serviços ecossistêmicos prestados pelo solo no ambiente local. Para cada variável é atribuído um escore de 1 (indesejável) a 10 (desejável), sendo os sistemas de manejo posteriormente comparados em um gráfico de radar (Comin et al., 2020, 2024a, 2024b).

Embora seja um método recente, o GPAP tem-se correlacionado muito positivamente com os indicadores quantitativos de referência, como índices de agregação do solo, densidade do solo, carbono orgânico do solo (Comin et al., 2024a, 2024b; Valani

et al., 2020). E este método também apresenta potencial para ser aplicado numa ampla diversidade de sistemas de uso e manejo do solo (Valani et al., 2020). Além disso, por apresentar um conjunto mais amplo de variáveis, o GPAP diferencia melhor a qualidade do solo entre condições de uso e manejo que o DRES, por exemplo (Valani et al., 2020). Paralelamente, métodos de perfil do solo para avaliação da qualidade do solo (ex.: PC, GPAP) geralmente representam mais detalhadamente a variabilidade espacial da estrutura do solo condicionada pela ação das rodas de máquinas, mecanismos sulcadores e raízes que os métodos que utilizam a pá de corte para extração de uma porção/fatia de solo, como VESS e DRES (Emmet-Booth et al., 2016; Guimarães et al., 2017a).

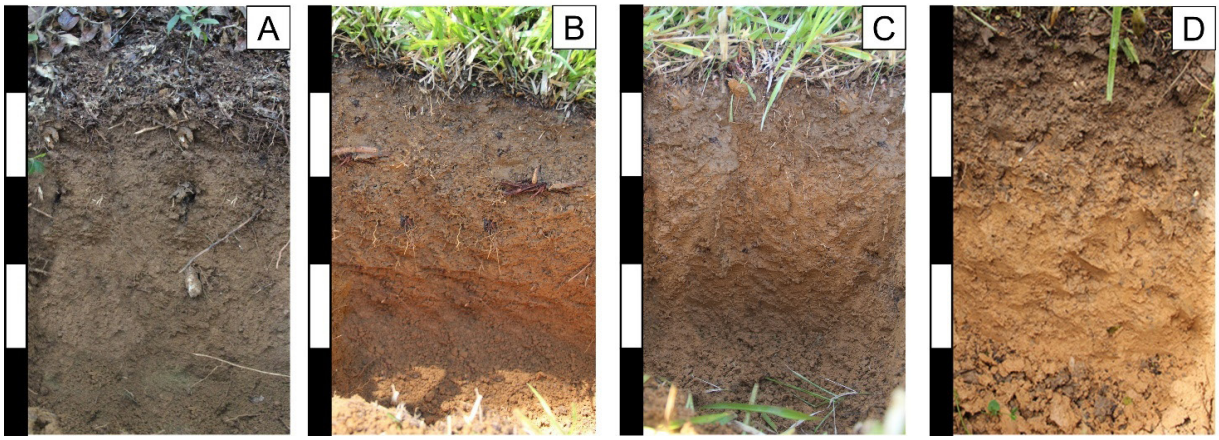


Figura 7.5. Perfis de solo usados para avaliação da qualidade do solo por meio do GPAP. Fonte: Vezzani et al. (2019). Barra = 10 cm.

Na literatura verifica-se que a maioria dos trabalhos de validação de métodos visuais de avaliação da qualidade do solo relacionou os escores com as propriedades físicas, químicas ou biológicas do solo, e poucos estudos relacionaram os escores com índices quantitativos de qualidade do solo. Dessa forma, a criação de um índice geral englobando várias propriedades do solo (ex. Andrews et al., 2004), possivelmente auxiliaria na validação dos métodos visuais. Somado a isso, dentre os trabalhos relacionados com a avaliação qualitativa, poucos são aqueles que associam os métodos visuais com produtividade das culturas ou diretamente com processos do solo (ex. emissão de gases de efeito estufa, infiltração de água no solo).

Diante das atuais condições extremas relacionadas às mudanças climáticas e insegurança alimentar, a melhor compreensão de como os métodos de avaliação qualitativa se diferenciam no diagnóstico da qualidade do solo, com ênfase para o olhar sobre a estrutura e agregação do solo, poderia colaborar para estabelecer devidamente a real capacidade desses métodos em avaliar a qualidade do solo, uma vez que esses métodos ainda são questionados na literatura por sua possível subjetividade. Em contrapartida, a validação desses métodos poderia auxiliar para agilizar as tomadas de

decisão no melhor manejo e uso das terras, bem como para minimizar os custos de avaliações laboratoriais, especialmente em propriedades rurais da agricultura familiar, nas quais a implementação dos princípios conservacionistas geralmente é mais desafiadora que em grandes propriedades rurais (Giller et al., 2015; Comin et al., 2024a).

Agregados como indicadores de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo

A qualidade do solo (QS) pode ser definida como a capacidade do solo em promover serviços ecossistêmicos e manter o equilíbrio entre os seus atributos químicos, físicos e biológicos (Doran & Parkin, 1994). No entanto, este conceito está em constante evolução, sendo adotado também o termo saúde do solo, tendo em vista que se trata de um recurso finito e vivo, não renovável e dinâmico (Brevik et al., 2017).

Um consenso nos estudos de QS é que os indicadores que avaliam tal qualidade, devem ser sensíveis em evidenciar mudanças no solo, oriundas do manejo da área (LAL, 2018). Tais indicadores podem ser categorizados em classes distintas, incluindo os indicadores físicos, químicos e biológicos. A interação entre esses parâmetros, resulta em um estado funcional complexo, exigindo um delineamento claro das funções do solo, associado a cada um desses atributos (Kuria et al., 2019).

Diversos pesquisadores têm se dedicado ao estudo e elaboração de índices de QS que sejam sensíveis às variações de uso e práticas de manejo, ao mesmo tempo que buscam resolver questões operacionais e econômicas relacionadas à mensuração e monitoramento em contextos agrícolas e ambientais (Barbosa et al., 2019; Cavalcante et al., 2021; Laurentiis et al., 2019; Lopes et al., 2022; Ozório et al., 2020; Rosset et al., 2019), com destaque para o trabalho de Simon et al. (2022) em nível de Brasil que relaciona quais os principais indicadores de QS são estudados nas mais diversas regiões brasileiras.

Dentre os indicadores físicos, a estabilidade de agregados é um dos mais utilizados, pois reflete os efeitos dos sistemas de manejo adotados (Bagnall et al., 2022), apresentando facilidade de avaliação, respostas rápidas e precisas (Teixeira et al., 2021). Desta forma, a avaliação da estabilidade de agregados torna-se uma análise fundamental para compreender integralmente o funcionamento do ambiente, especialmente em diferentes sistemas de manejo e classes de solos (Falcão et al., 2020; Rosset et al., 2019).

Sistemas de manejo com revolvimento periódico do solo, que potencializam a sua compactação ao longo dos anos de cultivo, a exemplo de sistema de preparo convencional (SPC), podem destruir os agregados, influenciando em baixa permeabilidade, menor aeração e dificuldade para o crescimento radicular (Falcão et al., 2020; Longepierre et al., 2021). Geralmente nas áreas de SPC, são quantificados menores valores de diâmetro médio ponderado (DMP) e diâmetro médio geométrico (DMG), além de maior representatividade de micro e mesoagregados (Souza et al., 2024), resultados estes, relacionados ao revolvimento contínuo do solo através das gradagens aradoras e niveladoras, que promovem a ruptura dos agregados recém formados, e como consequência também, acelerando a decomposição da MOS (Assunção et al., 2019; Falcão et al., 2020; Obour et al., 2018), com diminuição dos estoques de carbono ao longo dos anos de cultivo (Rosset et al., 2019).

Isso reforça a importância da cobertura vegetal, que após se decompor, age como agente cimentante das partículas minerais do solo (Kunde et al., 2018). Resultados semelhantes são descritos por Falcão et al. (2020), em que na área de SPC foi observada uma maior porcentagem de microagregados comparados a PP, PD e área de Cerrado no estado de Mato Grosso do Sul com histórico de 6 anos de manejo (Figura 7.6), evidenciando que o revolvimento do solo promove a quebra de agregados pelo uso de implementos e tráfego de máquinas agrícolas.

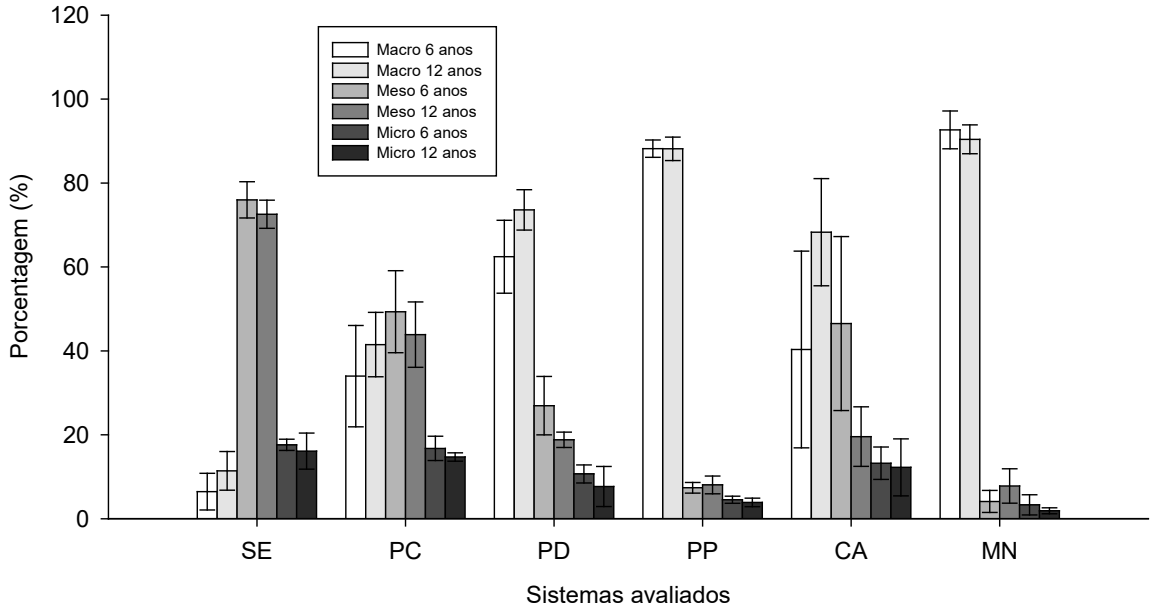


Figura 7.6. Porcentagem de macro, meso e microagregados do solo na camada 0-0,10 m, com avaliações após 6 e 12 anos de manejo em áreas sob solo arenoso, que compreendem a: SE: Solo exposto, PC: Sistema de preparo convencional, PD: Plantio direto, PP: Pastagem permanente, CA: Cana-de-açúcar, MN: Mata nativa, no município de Aquidauana, Mato Grosso do Sul.

Os resultados do estudo de Falcão et al. (2020) combinados com estudos recentes indicam um aumento nos macroagregados na área de PD em nova avaliação realizada após 12 anos de implantação do sistema (Figura 7.6). Quando analisados os dados de DMG e DMP (Figura 7.7) as melhorias na agregação do solo de 6 para 12 são ainda maiores, com aumento significativo nas áreas de PD e PP, sendo que na área de SPC foi observada redução dos valores de DMP, assim como as áreas de solo exposto e de cana-de-açúcar.

Já a adoção de sistemas de manejo que proporcionam o cultivo de plantas com crescimento radicular abundante, além da maior heterogeneidade florística (Batista et al., 2020), como o sistema plantio direto (SPD) têm potencial para melhorar a agregação do solo em função do tempo de manejo (Cavalcante et al., 2021; Ferreira et al., 2020; Rosset et al., 2019), o que também foi observado em estudos sobre agregação do solo realizados por Ma et al., (2024) e Halder et al., (2024). Verifica-se que adotando todos os preceitos básicos do SPD, como a rotação de culturas, não revolvimento do solo e manutenção do solo coberto por vegetação/palhada, e até mesmo a inserção da braquiária integrada no sistema, potencializa-se a qualidade física dos solos, fazendo com que as melhorias estruturais ocorram mais rapidamente (Ferreira et al., 2020; Pinto et al., 2023).

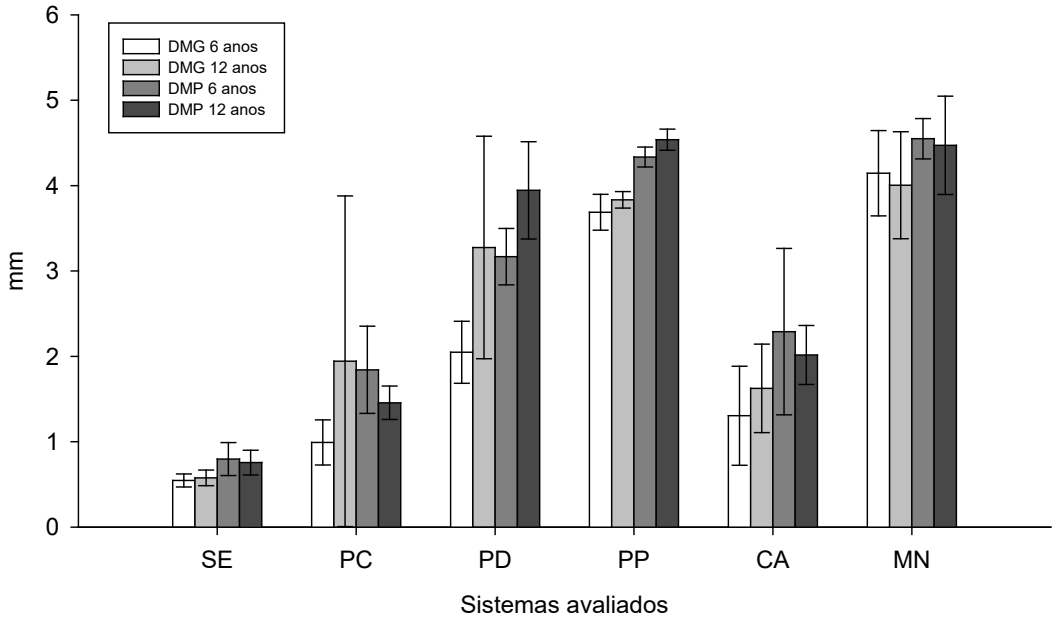


Figura 7.7. Diâmetro médio geométrico (DMG) e diâmetro médio ponderado dos agregados na camada 0-0,10 m, com avaliações após 6 e 12 anos de manejo em áreas sob solo de textura arenosa, que compreendem a: SE: Solo exposto, PC: Sistema de preparo convencional, PD: Plantio direto, PP: Pastagem permanente, CA: Cana-de-açúcar, MN: Mata nativa, no município de Aquidauana, Mato Grosso do Sul. Adaptado de Falcão et al. (2020) além de pesquisas em desenvolvimento.

Em estudo desenvolvido no bioma Mata Atlântica em solo de textura média Ozório et al. (2024) evidenciaram que a inserção de braquiária em 4 anos consorciada ao milho de inverno proporcionou um aumento no DMP, DMG e na porcentagem de agregados maiores que 2 mm na camada 0,05-0,10 m, quando comparada a área de PD sem o uso de braquiária (Figura 7.8)

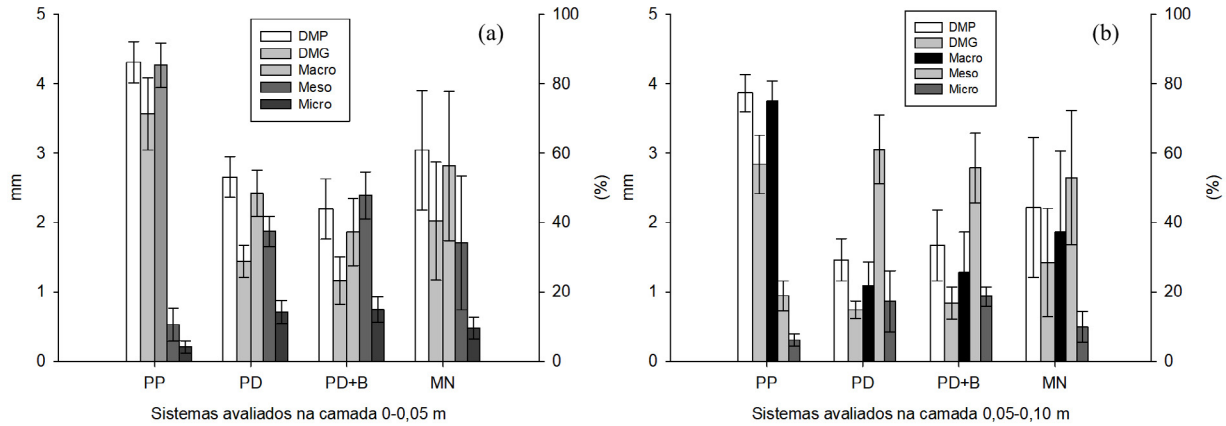


Figura 7.8. Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e porcentagem de macro, meso e microagregados dos diferentes sistemas de uso avaliados. PP: Pastagem permanente, PD: Plantio direto, PD+B: Plantio direto + Brachiaria, MN: Mata nativa.
Adaptado de Ozório et al. (2024).

Em um estudo desenvolvido em solos de textura argilosa Rosset et al. (2019) verificaram que a inserção da braquiária consorciada no plantio direto proporcionou melhorias na agregação, aumentando o DMP, o DMG e a porcentagem de agregados maiores que 2 mm na camada 0-0,05 m (Tabela 7.1), demonstrando que o uso da braquiária consorciada apresenta um padrão distinto em solo de textura argilosa, quando comparados com solos arenosos na mesma região. Apesar das diferenças observadas para os solos, em ambos os casos ocorrem melhorias na agregação já nos primeiros anos de manejo.

Os Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPAs) também vêm ganhando destaque, com aumento das áreas cultivadas em nível de Brasil, especialmente no estado de Mato Grosso do Sul, que tem a maior área cultivada dentre os estados brasileiros (CNA, 2022). Os SIPAs consistem na inserção de múltiplas atividades (agricultura, pecuária e silvicultura) na mesma área, o que possibilita a otimização do uso dos recursos naturais (Pontes et al., 2021; Rego et al., 2023). Além disso, verifica-se a existência de diversos modelos de arranjos temporais e espaciais, apesar disso, todos eles têm como principal foco a intensificação sustentável da produção (Piano et al., 2020). São alguns exemplos a integração lavoura-pecuária (ILP), lavoura-floresta (ILF), pecuária-floresta

(IPF) e lavoura-pecuária-floresta (ILPF) (Moraes et al., 2014; Moraes et al., 2020). Como resultados desses sistemas, que buscam maior diversidade vegetal, a agregação do solo se beneficia da maior heterogeneidade de compostos orgânicos, contribuindo para a formação de agregados mais estáveis mesmo em condições de solos com baixos teores de argila. Esse padrão foi verificado por Souza (2022) que verificou que nas áreas de pastagem, além dos sistemas integrados, são observados valores de DMP e DMG superiores à área de plantio direto sem rotação de culturas (Tabela 7.2).

Tabela 7.1. Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e porcentagem de agregados maiores que 2 mm nos diferentes sistemas de manejo na região Oeste do Paraná.

Sistemas de manejo	DMP	DMG	2 mm
	--------mm--------		(%)
	0-0,05 m		
SPD_6	2,58	1,58c	42,22c
SPD_{14}	3,45	2,47b	61,90b
SPD_{22}	3,66	2,79b	65,94b
M+B	3,73	2,87b	67,88b
Pastagem	4,72	4,42a	93,08a
Mata	4,57	4,33a	91,97a
	0,05-0,1 m		
SPD_6	2,29	1,46	32,72
SPD_{14}	2,85	1,93	46,79
SPD_{22}	3,15	2,24	53,17
M+B	3,19	2,21	55,56
Pastagem	4,62	4,22	90,64
Mata	4,86	4,67	96,56

Na literatura são verificados trabalhos que abordam assuntos envolvendo as dinâmicas funcionais, vantagens e desvantagens da inserção, e também conversão de áreas degradadas em sistemas integrados de produção, além dos benefícios da adoção desses sistemas de manejo para a conservação de solos (Bieluczyk et al., 2020), especialmente aqueles mais sensíveis ao manejo, como os solos de textura arenosa/média (Szymczak et al., 2020; Pontes et al., 2021; Ma et al., 2022; Pinto et al., 2022), e melhoria dos seus atributos, a exemplo da agregação do solo.

Adicionalmente, a MOS e a estabilidade de agregados do solo têm estreita correlação, pois os compostos orgânicos são os principais agentes de cimentação das partículas minerais do solo (Tisdall & Oades, 1982; Ozório et al., 2019; Luz et al., 2019). Dessa forma, diferentes sistemas de uso e manejo adotados podem influenciar direta ou indiretamente a formação de agregados e, consequentemente, aumentar ou reduzir os teores de carbono orgânico (Rosset et al., 2019; Santos et al., 2021; Marcatto et al., 2021; Lu et al., 2023; Rego et al., 2023).

Tabela 7.2. Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) dos agregados do solo nos diferentes sistemas de manejo. PO: Pastagem original, PP: Pastagem permanente, PC: Preparo convencional, PD: Plantio direto, FC: Floresta cultivada, ILPP: Integração lavoura-pecuária (Fase pastagem); ILPL: Integração lavoura-pecuária (Fase lavoura), ILPFP: Integração lavoura-pecuária-floresta (Fase pastagem), ILPFL: Integração lavoura-pecuária-floresta (Fase lavoura). Adaptado de Souza (2022).

Sistemas de manejo	DMP	DMG	DMP	DMG
	---------mm-------		---------mm-------	
	0-0,05 m		0,05-0,10 m	
PO	4,07	3,06	3,95	2,84
PP	4,08	3,1	3,84	2,76
PC	2,08	1,06	2,3	1,1
PD	2,45	1,31	2,52	1,33
FC	3,76	2,56	3,59	2,38
ILP_P	3,5	2,31	3,33	2,05
ILP_L	3,78	2,63	3,74	2,58
$ILPF_P$	3,76	2,81	3,3	2,11
$ILPF_L$	3,77	2,69	3,49	2,23

Além da influência de diferentes sistemas de manejo que aportam quantidades diferenciadas de MOS como agente de cimentação, em solos com baixos teores de argila, há formação de poros de maior tamanho quando comparados a solos de textura argilosa, além de menor agregação em nível macro (Pinto et al., 2022; 2023). Essas condições permitem o acesso dos microrganismos e decomposição mais acelerada da MOS, diminuindo seu papel como agente cimentante na formação e estabilidade dos agregados (Donagemma et al., 2016). Esse mesmo padrão foi evidenciado em estudos realizados nas regiões Sul (Pinto et al., 2023), Centro-Oeste (Falcão et al., 2020) e Nordeste do Brasil (Medeiros et al., 2023).

Verifica-se que solos com menores teores de argila estão presentes em uma considerável parte das áreas em que são desenvolvidas atividades agropecuárias no país, sendo dessa forma mais sensíveis a serem submetidos a processos de degradação (Firmino et al., 2022). O acúmulo de carbono favorece a melhoria dos atributos edáficos, principalmente a agregação do solo em função do tempo de manejo, em especial com o emprego de práticas conservacionistas (Assunção et al., 2019; Falcão et al., 2020; Pinto et al., 2023; Rosset et al., 2019; 2022), conforme demonstra a Figura 7.9 em trabalho realizado com diferentes sistemas de manejo no estado do Paraná.

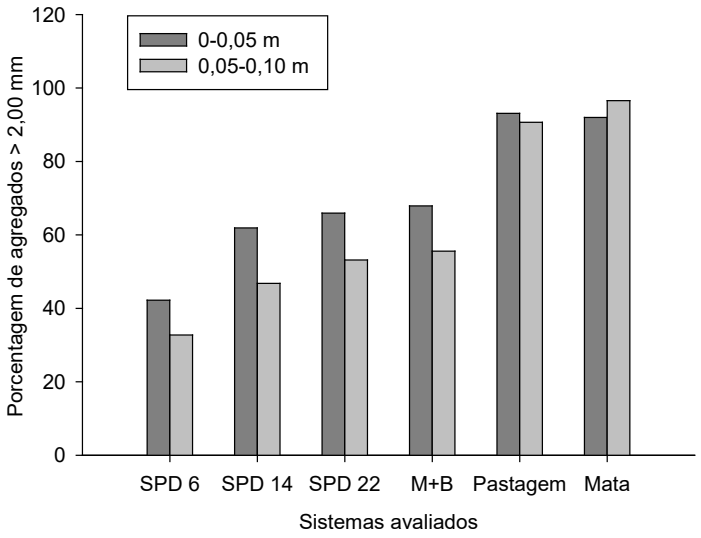


Figura 7.9. Porcentagem de agregados maiores que 2 mm de diferentes sistemas de manejo localizados na região Oeste do estado do Paraná. SPD 6: semeadura direta soja/milho por 6 anos; SPD 14: semeadura direta soja/milho por 14 anos; SPD 22: semeadura direta soja/milho por 22 anos; M+B: semeadura direta soja/milho por 12 anos e mais 4 anos com sucessão soja/milho+Brachiaria; Pastagem: Pastagem permanente por 48 anos; Mata: Fragmento de Mata Atlântica sem alteração antrópica. Adaptado de Rosset (2015).

Assim sendo, os agregados são integrantes indispensáveis do sistema edáfico, pois são responsáveis pela resistência do solo aos processos erosivos, e também contribuindo para a proteção física do carbono, e dessa forma potencializando a função do solo de ser “dreno” de carbono atmosférico. É importante frisar e considerar a dinâmica da agregação do solo e sua relação com os mais variados aspectos do ecossistema, como a classe de solo, manejo, diversidade de culturas e clima (Ozório et al., 2019; Falcão et al., 2020; Moraes et al., 2020).

Considerações finais

A compreensão da estrutura do solo e sua relação com os processos ecológicos e agrícolas tem avançado significativamente, impulsionada por novas abordagens metodológicas e pelo desenvolvimento de técnicas analíticas mais sofisticadas. No entanto, permanece um desafio que é integrar diferentes aspectos da estrutura do solo em uma abordagem unificada, dado que atualmente não há uma única métrica ou técnica capaz de caracterizá-la de maneira abrangente (Rabot et al., 2018; Vogel et al., 2021; Yudina & Kuzyakov, 2023). A pesquisa futura deve buscar consolidar o conhecimento sobre a interação entre os agregados do solo, a rede de poros e as propriedades

mecânicas do solo, fornecendo uma visão mais holística de seu funcionamento e seu papel na provisão de serviços ecossistêmicos.

Entre os avanços promissores, destacam-se os métodos de imagem não invasivos, como a microtomografia de raios X, que permitem a visualização detalhada da rede de poros em solos não perturbados (Schlüter et al., 2020). O desenvolvimento contínuo dessas técnicas poderá revolucionar a forma como se avalia a estrutura do solo, reduzindo a necessidade de abordagens destrutivas e promovendo melhorias na capacidade de mensuração da estabilidade estrutural e do armazenamento de carbono. No entanto, desafios persistem, como a necessidade de aprimorar a resolução das imagens e interpretar corretamente a complexidade dos arranjos de partículas e poros em diferentes escalas espaciais.

Outro ponto fundamental para pesquisas futuras é a compreensão dos mecanismos que governam a formação e estabilidade dos agregados em solos manejados e naturais. A proporção e os tipos de minerais, como óxidos de ferro e alumínio, bem como a interação com a matéria orgânica e a biota do solo, são fatores-chave para a formação de agregados e para a estabilização do carbono no solo (Tisdall & Oades, 1982; Hemingway et al., 2019; Totsche et al., 2018). A integração desses processos com a modelagem da dinâmica do carbono pode fornecer estimativas mais precisas sobre o potencial dos solos na mitigação das mudanças climáticas.

Além disso, há uma crescente necessidade de estabelecer conexões entre a estrutura do solo e suas funções ambientais. A forma como os agregados e a biodiversidade do solo se relacionam ainda não está completamente elucidada. Estudos recentes sugerem que processos biológicos, como a bioturbação pela macrofauna e a atividade microbiana, desempenham papel central na formação dos agregados e na estruturação dos poros do solo (Wilkinson et al., 2009; Piron et al., 2017; Rillig & Mummey, 2006). No entanto, uma melhor quantificação desses efeitos é necessária para aprimorar estratégias de manejo voltadas para a melhoria da saúde do solo.

Os debates sobre a relevância dos agregados como indicadores de qualidade do solo devem continuar sendo abordados. Algumas críticas apontam que as técnicas convencionais de avaliação dos agregados envolvem a destruição da amostra, o que pode comprometer a interpretação dos resultados (Young et al., 2001; Kravchenko et al., 2019). Além disso, a subjetividade de métodos de classificação de agregados com base em padrões morfológicos puramente visuais levanta questionamentos sobre a validade desses indicadores (Cornelis et al., 2019; Baveye, 2020; Koestel et al., 2021). Dessa forma, os estudos futuros devem buscar conciliar diferentes abordagens de avaliação

da estrutura do solo, promovendo uma visão sistêmica que integre a dinâmica dos agregados, a morfologia da rede de poros e os processos biogeoquímicos envolvidos na sustentabilidade dos ecossistemas terrestres.

Referências

Andrews S. S., Karlen D. L., & Cambardella C. A. (2004). The Soil Management Assessment Framework. *Soil Sci Soc Am J*, *68*: 1945–62. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945

Anjos L. H. C., Jacomine P. K. T., Santos H. G., Oliveira V. A., & Oliveira J. B. (2012). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. In: Ker J. C., Curi N., Schaefer C. E. G. R., & Vidal-Torrado P., editores. *Pedologia: Fundamentos*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 303–43.

Assunção S. A., Pereira M. G., Rosset J. S., Berbara R. L. L., & García A. C. (2019). Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. *Sci Total Environ*, *658*: 901–11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.271

Bagnall D. K., Morgan C. L. S., Bean G. M., Liptzin D., Cappellazzi, S. B., Cope M., et al. (2022). Selecting soil hydraulic properties as indicators of soil health: Measurement response to management and site characteristics. *Soil Sci Soc Am J*, *86*(5): 1206–26. https://doi.org/10.1002/saj2.20428

Ball B. C., Batey T., & Munkholm L. J. (2007). Field assessment of soil structural quality – a development of the Peerlkamp test. *Soil Use Manag*, *23*(4): 329–37. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x

Barbosa M. A., Ferraz R. L. S., Coutinho E. L. M., Neto A. M. C., da Silva M. S., Fernandes C., & Rigobelo E. C. (2019). Multivariate analysis and modeling of soil quality indicators in long-term management systems. *Sci Total Environ*, *657*: 457–65. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.441

Batista A. M., Libardi P. L., & Giarola N. F. B. (2020). Evaluation of the soil aggregation induced by the plant roots in an Oxisol by turbidimetry and water percolation. *Rhizosphere*, *16*: 100265. https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2020.100265

Baveye P. C. (2021). Bypass and hyperbole in soil research: Worrisome practices critically reviewed through examples. *Eur J Soil Sci*, *72*(1): 1–20. https://doi.org/10.1111/ejss.12941

Bieluczyk W., Piccolo M. C., Pereira M. G., Moraes M. T., Soltangheisi A., Bernardi A. C. C., et al. (2020). Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. *Geoderma*, *371*: 114368. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368

Blouin M., Hodson M. E., Delgado E. A., Baker G., Brussaard L., Butt K. R., et al. (2013). A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *Eur J Soil Sci*, *64*(2): 161–82. https://doi.org/10.1111/ejss.12025

Brevik E. C., Steffan J. J., Burgess L. C., & Cerdà A. (2017). Links between soil security and the influence of soil on human health. In: Field D. J., Morgan C. L. S., & McBratney A. B., editores. *Global Soil Security*. Cham: Springer. p. 261–74. https://doi.org/10.1007/978-3-319-43394-3_24

Bronick C. J., & Lal R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, *124*(1–2): 3–22. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005

Bullock P., Fedoroff N., Jongerius A., Stoops G., Tursina T., & Babel U. (1985). *Handbook for Soil Thin Section Description*. Wolverhampton: Waine Research. 152 p. https://doi.org/10.1017/S0016756800016083

Bünemann E. K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R. E., De Deyn G., De Goede R., et al. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biol Biochem*, *120*: 105–25. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Cavalcante D. M., Silva A. P. F., Almeida B. G., Freire F. J., Santos Silva T. H., & Cavalcante F. M. S. (2021). Physical soil quality indicators for environmental assessment and agricultural potential of Oxisols under different land uses in the Araripe Plateau, Brazil. *Soil Tillage Res*, *209*: 104951. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104951

Chenu C., & Stotzky G. (2002). Interactions between microorganisms and soil particles: An overview. In: Huang P. M., Bollag J. M., & Senesi N., editores. *Interactions Between Soil Particles and Microorganisms: Impact on the Terrestrial Ecosystem*. Chichester: John Wiley & Sons. p. 3–40.

Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA). (2022). *Sustentabilidade*: Mato Grosso do Sul é o maior estado em área de sistemas integrados de produção agropecuária. Disponível em: https://www.cnabrasil.org.br/noticias/sustentabilidade-mato-grosso-do-sul-e-o-maior-estado-em-area-de-sistemas-integrados-de-producao-na-agropecuaria. Acesso em: 11 fev. 2025.

Comin J. J., Bourscheid C. A., Giumbelli L. D., Souza Teixeira M., Couto R. R., Lovato P. E., et al. (2024). Qualitative soil quality assessment is efficient in a grazing system with or without trees. *J Sci Food Agric*, *104*(4): 1962–70. https://doi.org/10.1002/jsfa.13084

Comin J. J., Fayad J. A., Kurtz C., Mafra Á. L., & Curmi P. (2020). *Guia prático de avaliação participativa da qualidade do solo em Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH)*. 2. ed. Florianópolis: Open Brasil Gráfica e Editora.

Comin J. J., Vezzani F. M., Souza M., Kurtz C., Mafra Á. L., Lovato P. E., Lourenzi C. R., & Loss A. (2024). Soil Health in No-tillage Vegetable Production Systems—SPDH. In: Mendes I. C., & Cherubin M. R., editores. *Soil Health and Sustainable Agriculture in Brazil*. 1. ed. New Jersey: Soil Science Society of America; John Wiley & Sons. p. 208–235. https://doi.org/10.1002/9780891187448.ch7

Cornelis W. M., Akodi D., Komutunga E., Agaba C., Ahumuza E., & Oratungye K. (2019). Exploring visual soil evaluation and examination methods on highly-weathered tropical soil. *Soil Tillage Res*, *195*: 104360. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104360

Domingos M. M. M., Gasparetto N. V. L., Nakashima P., Ralisch R., & Tavares Filho J. (2009). Estrutura de um Nitossolo Vermelho Latossólico Eutroférrico sob sistema plantio direto, preparo convencional e floresta. *Rev Bras Cienc Solo*, *33*: 1517–24. https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000600001

Donagemma G. K., Freitas P. L. D., Balieiro F. D. C., Fontana A., Spera S. T., Lumbreras J. F., et al. (2016). Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. *Pesq Agropec Bras*, *51*: 1003–20. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900001

Doran J. W., & Parkin T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: Doran J. W., Coleman D. C., Bezdicek D. F., & Stewart B. A., editores. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Madison: Soil Science Society of America. p. 3–21. https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1

Edwards A. P., & Bremner J. M. (1964). Use of sonic vibration for separation of soil particles. *Can J Soil Sci*, *44*: 366. https://doi.org/10.4141/cjss64-053

Emmet-Booth J. P., Forristal P. D., Fenton O., Ball B. C., & Holden N. M. (2016). A review of visual soil evaluation techniques for soil structure. *Soil Use Manag*, *32*(4): 623–34. https://doi.org/10.1111/sum.12300

Emmet-Booth J. P., Holden N. M., Fenton O., Bondi G., & Forristal P. D. (2020). Exploring the sensitivity of visual soil evaluation to traffic-induced soil compaction. *Geoderma Reg*, *20*: e00243. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00243

Falcão K. S., Monteiro F. N., Ozório J. M. B., Souza C. B. S., Farias P. G. S., Menezes R. S., Panachuki E., & Rosset J. S. (2020). Carbon stock and soil aggregation under different use systems in the Cerrado. *Braz J Environ Sci*, *55*: 242–55. https://doi.org/10.5327/Z2176-947820200695

Ferreira C. R., Silva Neto E. C., Pereira M. G., Guedes J. N., Rosset J. S., & Anjos L. H. C. (2020). Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. *Soil Tillage Res*, *198*: 104533. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104533

Firmino F. H. T., Camêlo D. L., Nascimento A. F., Lima J. R. S., Junior V. S., Almeida B. G., & Corrêa M. M. (2022). Genesis of lamellae in sandy soils: A case study in a semi-arid region in NE-Brazil. *Geoderma*, *406*: 115447. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115447

Franco A. L. C., Cherubin M. R., Cerri C. E. P., Guimarães R. M. L., & Cerri C. C. (2017). Relating the visual soil structure status and the abundance of soil engineering invertebrates across land use change. *Soil Tillage Res*, *173*: 49–52. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.016

Garland G., Koestel J., Johannes A., Heller O., Doetterl S., Or D., & Keller T. (2024).

Perspectives on the misconception of levitating soil aggregates. *SOIL*, *10*: 23–31. https://doi.org/10.5194/soil-10-23-2024

Giller K. E., Andersson J. A., Corbeels M., Kirkegaard J., Mortensen D., Erenstein O., & Vanlauwe B. (2015). Beyond conservation agriculture. *Front Plant Sci*, *6*: 870. https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00870

Guimarães R. M. L., Ball B. C., & Tormena C. A. (2011). Improvements in the visual evaluation of soil structure. *Soil Use Manag*, *27*(4): 395–403. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x

Guimarães R. M. L., Ball B. C., Tormena C. A., Giarola N. F. B., & da Silva Á. P. (2013). Relating visual evaluation of soil structure to other physical properties in soils of contrasting texture and management. *Soil Tillage Res*, *127*: 92–9. https://doi.org/10.1016/j.still.2012.01.020

Guimarães R. M. L., Lamandé M., Munkholm L. J., Ball B. C., & Keller T. (2017). Opportunities and future directions for visual soil evaluation methods in soil structure research. *Soil Tillage Res*, *173*: 104–13. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.01.016

Guimarães R. M. L., Neves Junior A. F., Silva W. G., Rogers C. D., Ball B. C., Montes C. R., & Pereira B. F. F. (2017). The merits of the Visual Evaluation of Soil Structure method (VESS) for assessing soil physical quality in the remote, undeveloped regions of the Amazon basin. *Soil Tillage Res*, *173*: 75–82. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.014

Halder M., Islam M. U., Liu S., Guo Z., Zhang Z., & Peng X. (2024). Organic materials quality to control soil aggregation: A meta-analysis. *J Soil Sci Plant Nutr*, *24*(2): 1857–70. https://doi.org/10.1007/s42729-024-01815-9

Hemingway J. D., Rothman D. H., Grant K. E., Rosengard S. Z., Eglinton T. I., Derry L. A., & Galy V. V. (2019). Mineral protection regulates long-term global preservation of natural organic carbon. *Nature*, *570*(7760): 228–31. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1280-6

Jouquet P., Zangerle A., Rumpel C., Brunet D., Bottinelli N., & Tran Duc T. (2009). Relevance and limitations of biogenic and physicogenic classification: A comparison of approaches for differentiating the origin of soil aggregates. *Eur J Soil Sci*, *60*(6): 1117–25. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01168.x

Kemper W. D., & Chepil W. S. (1965). Size distribution of aggregation. In: Black C. A., editor. *Methods of Soil Analysis*. Madison: American Society of Agronomy. p. 499–510.

Kirsten M., Mikutta R., Vogel C., Thompson A., Mueller C. W., Kimaro D. N., & Kalbitz K. (2021). Iron oxides and aluminous clays selectively control soil carbon storage and stability in the humid tropics. *Sci Rep*, *11*: 5076. https://doi.org/10.1038/s41598-021-84777-7

Koestel J., Fukumasu J., Garland G., Larsbo M., & Svensson D. N. (2021). Approaches to delineate aggregates in intact soil using X-ray imaging. *Geoderma*, *402*: 115360. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115360

Kögel-Knabner I., Guggenberger G., Kleber M., Kandeler E., Kalbitz K., Scheu S., Eusterhues K., & Leinweber P. (2008). Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *J Plant Nutr Soil Sci*, *171*(1): 61–82. https://doi.org/10.1002/jpln.200700048

Kravchenko A. N., Otten W., Garnier P., Pot V., & Baveye P. C. (2019). Soil aggregates as biogeochemical reactors: Not a way forward in the research on soil–atmosphere exchange of greenhouse gases. *Glob Change Biol*, *25*(7): 2205–8. https://doi.org/10.1111/gcb.14640

Kunde R. J., Lima C. L. R., Silva S. D. A., & Pillon C. N. (2018). Tensile strength, friability, aggregation, and soil organic matter physical fractions of an Oxisol cultivated with sugarcane. *Pesq Agropec Bras*, *53*(5): 487–94. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018000500005

Kuria A. W., Barrios E., Pagella T., Muthuri C. W., Mukuralinda A., & Sinclair F. L. (2019). Farmers' knowledge of soil quality indicators along a land degradation gradient in Rwanda. *Geoderma Reg*, *16*: e00199. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00199

Lal R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Glob Chang Biol*, *24*(8): 3285–301. https://doi.org/10.1111/gcb.14054

Lal R., Bouma J., Brevik E. C., Dawson L. A., Field D. J., Glaser B., et al. (2021). Soils and sustainable development goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences perspective. *Geoderma Reg*, *25*: e00398. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00398

De Laurentiis V., Secchi M., Bos U., Horn R., Laurent A., & Sala S. (2019). Soil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. *J Clean Prod*, *215*: 63–74. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.238

Lavelle P., Spain A., Fonte S. J., Bedano J. C., Blanchart E., Galindo V., et al. (2020). Soil aggregation, ecosystem engineers and the C cycle. *Acta Oecol*, *105*: 103561. https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103561

Lehmann J., Bossio D. A., Kögel-Knabner I., & Rillig M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nat Rev Earth Environ*, *1*(10): 544–53. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Lehmann J., Kinyangi J., & Solomon D. (2007). Organic matter stabilization in soil microaggregates: Implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms. *Biogeochemistry*, *85*(1): 45–57. https://doi.org/10.1007/s10533-007-9105-3

Longepierre M., Widmer F., Keller T., Weisskopf P., Colombi T., Six J., & Hartmann M. (2021). Limited resilience of the soil microbiome to mechanical compaction within four growing seasons of agricultural management. *ISME Commun*, *1*(1): 44. https://doi.org/10.1038/s43705-021-00046-8

Lopes G. T., Rosset J. S., Ozório J. M. B., Silva O. M. M., Santos W. V., Santos J. V. H.,

& Panachuki E. (2022). Influence of land use and occupation on the chemical and physical fractions of organic matter in cultivated and native areas in the Atlantic Forest biome. *Ambi-Agua*, *17*(5): 1–21. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2814

Loss A., Lourenzi C. R., Dos Santos E., Mergen C. A., Benedet L., Pereira M. G., Piccolo M. C., Brunetto G., Lovato P. E., & Comin J. J. (2017). Carbon, nitrogen and natural abundance of 13C and 15N in biogenic and physicogenic aggregates in a soil with 10 years of pig manure application. *Soil Tillage Res*, *166*: 52–8. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.007

Loss A., Pereira M. G., Costa E. L., & Beutler S. J. (2014). Soil fertility, physical and chemical organic matter fractions, natural 13C and 15N abundance in biogenic and physicogenic aggregates in areas under different land use systems. *Soil Res*, *52*(7): 685–97. https://doi.org/10.1071/SR14045

Lu J., Zhang W., Li Y., Liu S., Khan A., Yan S., Hu T., & Xiong Y. (2023). Effects of reduced tillage with stubble remaining and nitrogen application on soil aggregation, soil organic carbon and grain yield in maize-wheat rotation system. *Eur J Agron*, *149*: 126920. https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.126920

Luz F. B., da Silva V. R., Mallmann F. J. K., Pires C. A. B., 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. *Agric Ecosyst Environ*, *281*: 100–10. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.05.006

Ma S., Cao Y., Lu J., Ren T., Cong R., Lu Z., Zhu J., & Li X. (2024). Response of soil aggregation and associated organic carbon to organic amendment and its controls: A global meta-analysis. *Catena*, *237*: 107774. https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107774

Ma Y., Hou Y., Dong P., Velthof G. L., Long W., Ma L., Ma W., Jiang R., & Oenema O. (2022). Cooperation between specialized livestock and crop farms can reduce environmental footprints and increase net profits in livestock production. *J Environ Manag*, *302*: 113960. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113960

Marcatto F. S. A., Silveira H., & Fontana A. C. (2021). Estabilidade de agregados dos solos em uma topossequência cultivada com cana-de-açúcar em Astorga-PR. *Rev Bras Geogr Fís*, *14*(7): 3953–67. https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.7.p3953-3967

Moraes A., Carvalho P. C. F., Anghinoni I., Lustosa S. B. C., Costa S. E. V. G. A., & Kunrath T. R. (2014). Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. *Eur J Agron*, *57*: 4–9. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.004

Moraes D. H. O., Silva C. A., Rosset J. S., Farias P. G. S., Souza C. B. S., Ozório J. M. B., Castilho S. C. P., & Marra L. M. (2020). Stock and indices of carbon management under different soil use systems. *Rev Bras Cienc Ambient*, *56*: 286–95. https://doi.org/10.5327/Z2176-947820200056

Oades J. M. (1988). The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, *5*: 35–70. https://doi.org/10.1007/BF02180317

Obour P. B., Jensen J. L., Lamandé M., Watts C. W., & Munkholm L. J. (2018). Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. *Soil Tillage Res*, *182*: 57–65. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.001

Ozório J. M. B., Rosset J. S., Schiavo J. A., Panachuki E., da Silva Souza C. B., Menezes R. S., Ximenes T. S., Castilho S. C. P., & Marra L. M. (2019). Estoque de carbono e agregação do solo sob fragmentos florestais nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. *Rev Bras Cienc Ambient*, *(53)*: 97–116. https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190518

Ozório J. M. B., Rosset J. S., Schiavo J. A., Souza C. B. S., Farias P. G. S., Oliveira N. S., & Panachuki E. (2020). Physical fractions of organic matter and mineralizable soil carbon in forest fragments of the Atlantic Forest. *Revista Ambiente & Água*, *15*(6): e2601. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2601

Pereira M. G., Loss A., Batista I., Melo T. R. D., Silva E. C., & Pinto L. A. S. R. (2021). Biogenic and physicogenic aggregates: formation pathways, assessment techniques, and influence on soil properties. *Rev Bras Cienc Solo*, *45*: e0210108. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210108

Piano J. T., Rego C. A. R. M., Vengen A. P., Egewarth J. F., Egewarth V. A., Mattei E., Oliveira P. S. R., & Herrera J. L. (2020). Soil organic matter fractions and carbon management index under integrated crop-livestock system. *Biosci J*, *36*(3): 743–60. https://doi.org/10.14393/BJ-v36n3a2020-47702

Pinto L. A. S. R., Morais I. S., Ozório J. M. B., Melo T. R., & Rosset J. S., Pereira M. G. (2023). Soil aggregation and associated organic matter under management systems in sandy-textured soils, subtropical region of Brazil. *Environ Monit Assess*, *195*(1): 253. https://doi.org/10.1007/s10661-022-10892-1

Pinto L. A. S. R., Silva C. F., Melo T. R., Rosset J. S., & Pereira M. G. (2022). Stability, labile organic carbon, and glomalin of biogenic aggregates in sandy soils under management systems in the subtropical region of Brazil. *Rev Bras Cienc Solo*, *46*: e0220074. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220074

Piron D., Boizard H., Heddadj D., Pérès G., Hallaire V., & Cluzeau D. (2017). Indicators of earthworm bioturbation to improve visual assessment of soil structure. *Soil Tillage Res*, *173*: 53–63. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.013

Pontes L. S., Porfírio-da-Silva V., Moletta J. L., & Telles T. S. (2021). Long-term profitability of crop-livestock systems, with and without trees. *Agric Syst*, *192*: 103204. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103204

Pulleman M. M., Six J., Marinissen J. C., & Jongmans A. G. (2005). Earthworms and management affect organic matter incorporation and microaggregate formation in agricultural soils. *Applied Soil Ecology*, *29*(1): 1–15. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.10.003

Rabot E., Wiesmeier M., Schlüter S., & Vogel H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, *314*: 122–37. https://doi.org/10.1016/j.

geoderma.2017.11.009

Ralisch R., Debiasi H., Franchini J. C., Tomazi M., Hernani L. C., Melo A. S., et al. (2017). *Diagnóstico Rápido da Estrutura do Solo (DRES)*. Embrapa Soja. Documentos 390.

Rego C. A. R. M., Oliveira P. S. R., Muniz L. C., Rosset J. S., Mattei E., Costa B. P., & Pereira M. G. (2023). Chemical, physical, and biological properties of soil with pastures recovered by integration crop-livestock system in Eastern Amazon. *Rev Bras Cienc Solo*, *47*: e0220094. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220094

Rillig M. C., & Mummey D. L. (2006). Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*, *171*(1): 41–53. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x

Rosin N. A., Demattê J. A. M., Poppiel R. R., Silvero N. E. Q., Rodriguez-Albarracín H. S., Rosas J. T. F., & Fernandes K. (2023). Mapping Brazilian soil mineralogy using proximal and remote sensing data. *Geoderma*, *432*: 116413. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116413

Rosset J. S. (2015). *Caracterização da matéria orgânica, atributos químicos e físicos do solo sob diferentes sistemas de manejo na região Oeste do Paraná* [Tese]. Marechal Cândido Rondon: Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Rosset J. S., Lana M. C., Pereira M. G., Schiavo J. A., Rampim L., & Sarto M. V. M. (2019). Organic matter and soil aggregation in agricultural systems with different adoption times. *Semina: Ciências Agrárias*, *40*(6 Suppl 3): 3443–60. https://doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n6Supl3p3443

Rosset J. S., Lana M. C., Schiavo J. A., Piccolo M. C., Pinto L. A. S. R., Ziviani M. M., & Pereira M. G. (2022). Organic matter and isotopic composition of soils under different management systems in western Paraná State, Brazil. *Environ Earth Sci*, *81*(4): 136. https://doi.org/10.1007/s12665-022-10261-8

Santos Júnior A. B., Júnior O. S., Lima Í. C. S., Nunes M. E., Santos A. C., & Faria A. F. G. (2021). Variabilidade espacial dos atributos químicos do solo sob diferentes usos agrícolas no ecótono Cerrado-Amazônia. *Agri-Environ Sci*, *7*(1): 16. https://doi.org/10.36725/agries.v7i1.5224

Santos R. D., Lemos R. C., Santos H. G., Ker J. C., Anjos L. H. C., & Shimizu S. H. (2015). *Manual de descrição e coleta de solo no campo*. 7. ed. rev. e ampl. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Schaefer C. E. G. R., editor. (2023). *The Soils of Brazil*. Cham: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-19949-3

Schlüter S., Sammartino S., & Koestel J. (2020). Exploring the relationship between soil structure and soil functions via pore-scale imaging. *Geoderma*, *370*: 114370. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114370

Schmitz D., Loss A., Curmi P., Martini L. C. P., & Comin J. J. (2018). Cultural profile and risk of erosion in vineyards with different soil managements. *Innov Sci Technol J*, *4*: 5–12. https://periodicos.iftm.edu.br/index.php/inova/article/view/899

Silva T. P., Morais I. S., Santos G. L., Zonta E., Pinto L. A. S. R., Fagundes H. S., & Pereira M. G. (2023). Biogenic and physicogenic aggregates as indicators of quality in soils with sandy texture in areas of organic agriculture. *Rev Bras Cienc Solo*, *47*: e0230007. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20230007

Tisdall J. M., & Oades J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J Soil Sci*, *33*(1): 141–63. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x

Totsche K. U., Amelung W., Gerzabek M. H., Guggenberger G., Klumpp E., Knief C., et al. (2018). Microaggregates in soils. *J Plant Nutr Soil Sci*, *181*(1): 104–36. https://doi.org/10.1002/jpln.201600451

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 Tillage Res*, *198*: 104565. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104565

Van Leeuwen M. M. W. J., Heuvelink G. B. M., Wallinga J., de Boer I. J. M., van Dam J. C., van Essen E. A., et al. (2018). Visual soil evaluation: reproducibility and correlation with standard measurements. *Soil Tillage Res*, *178*: 167–78. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.012

Velásquez E., Pelosi C., Brunet D., Grimaldi M., Martins M., Rendeiro A. C., et al. (2007). This ped is my ped: visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates. *Pedobiologia*, *51*(1): 75–87. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2007.01.002

Vogel H. J., Balseiro-Romero M., Kravchenko A., Otten W., Pot V., Schlüter S., et al. (2022). A holistic perspective on soil architecture is needed as a key to soil functions. *Eur J Soil Sci*, *73*(1): e13152. https://doi.org/10.1111/ejss.13152

Wilkinson M. T., Richards P. J., & Humphreys G. S. (2009). Breaking ground: Pedological, geological, and ecological implications of soil bioturbation. *Earth Sci Rev*, *97*(1–4): 257–72. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.09.005

Yoder R. E. (1936). A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. *J Am Soc Agron*, *28*(5): 337–51. https://doi.org/10.2134/agronj1936.00021962002800050001x

Young I. M., Crawford J. W., & Rappoldt C. (2001). New methods and models for characterising structural heterogeneity of soil. *Soil Tillage Res*, *61*(1–2): 33–45. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00188-X

Yudina A., & Kuzyakov Y. (2023). Dual nature of soil structure: The unity of aggregates and pores. *Geoderma*, *434*: 116478. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116478

♦ Capítulo 8 ♦

Propriedades físicas e mecânicas afetadas pela matéria orgânica solo

Euriana M. Guimarães[1], Jessica H. Gomes[1], Gamal S. Cassama[1], Aline S. M. Dalpian[1], Vanessa da S. Bitter[1], Barbara A. da Silva[1], Cassio A. Tormena[2], Mário M. Rolim[3], Zigomar M. de Souza[1], Renato P. de Lima[1]

Introdução

A matéria orgânica desempenha um papel fundamental na estabilização física do solo, influenciando diretamente sua estrutura e capacidade de resistência mecânica. A introdução de resíduos orgânicos, promovida pela atividade das plantas cultivadas, favorece a atividade microbiológica e a formação de agregados, resultando em melhorias na retenção de água, infiltração e estabilidade estrutural do solo. Esses processos estão intimamente ligados à liberação de exsudatos radiculares e à dinâmica do carbono orgânico no solo, que podem atuar na coesão entre as partículas do solo e na resistência mecânica e física.

Estudos indicam que o fenômeno de ganho de resistência do solo pode ocorrer por diferentes mecanismos, incluindo a tixotropia e a formação de pontes de carbono entre partículas. O processo de tixotropia, conforme descrito por Utomo e Dexter (1981), envolve a recuperação da resistência do solo após um período de repouso em condições constantes de umidade e densidade. Por outro lado, a estabilização estrutural por meio de pontes de carbono é um mecanismo progressivo que ocorre ao longo do tempo (Horn, 2004), promovendo maior resistência mecânica e menor suscetibilidade à compactação (Moraes et al., 2017).

[1] Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas (Feagri/Unicamp). Campinas – SP, Brasil.
[2] Universidade Estadual de Maringá (UEM). Maringá – PR, Brasil.
[3] Universidade Federal de Rural de Pernambuco (UFRPE). Recife – PE, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.8

No contexto da conservação do solo e da sustentabilidade agrícola, a compreensão da influência da matéria orgânica nos processos de endurecimento do solo pode contribuir para práticas de manejo mais eficientes (Moraes et al., 2017). A resiliência do solo diante de cargas externas, como o tráfego de máquinas agrícolas e o pisoteio animal, está diretamente relacionada à estabilidade da estrutura e ao equilíbrio entre ganho e redução de resistência mecânica. Dessa forma, torna-se essencial aprofundar os estudos sobre a interação entre o carbono orgânico, o tempo e os processos de estabilização do solo, a fim de aprimorar estratégias que promovam solos mais sustentáveis e produtivos (Six et al., 2004).

Matéria orgânica como agente de estabilização física

A atividade das plantas cultivadas pode introduzir altas quantidades de resíduos orgânicos ao solo, os quais têm diferentes composições bioquímicas, o que beneficia a atividade biológica e a estabilização do C no solo. Associado à ação mecânica e liberação de exsudatos pelas raízes (Bengough et al., 2011; Bertollo et al., 2021) e incremento na atividade microbiológica (Brewer & Gaudin, 2020), o aporte contínuo de C no solo pode promover significativas melhorias no processo de agregação e qualidade estrutural do solo (Tisdal & Oades, 1982; Six et al., 2004), conferindo estabilidade à estrutura do solo. Segundo Rabot et al. (2018), a estrutura do solo regula muitos processos físicos no solo, tais como a retenção e infiltração de água, trocas gasosas, penetrabilidade das raízes e susceptibilidade à erosão. Além disso, solos com estrutura estável têm papel chave no processo de ganho de resistência do solo, influenciando diretamente na coesão, processo de compactação (resistência, elasticidade e compressibilidade), resistência do solo à penetração das raízes e resistência tênsil de agregados do solo após aplicação de tensões externas (Utomo & Dexter, 1981; Dexter et al., 1988; Horn, 2004; Reichert et al., 2018; Pesch et al. 2020).

Os estudos sobre o fenômeno de ganho de resistência do solo apontam para um papel importante do tempo e do C orgânico do solo, dentre outros mecanismos ainda não completamente esclarecidos. Utomo e Dexter (1981) descrevem que quando um solo mobilizado e remoldado é posto para descansar com o tempo em umidade e densidade constante, parte ou toda resistência do solo é readquirida em um processo denominado de *tixotropia,* em um mecânico tipo A (Figura 8.1). Dexter et al. (1988) verificaram que o C orgânico desacelera o ganho de resistência do solo no tempo, mas que o processo não é inibido. Dexter et al. (1988) concluíram que o ganho de resistência do solo também ocorre pelo enrijecimento das pontes de C, em um processo concomitante ao desenvolvimento

e estabilização da estrutura do solo (Dexter et al., 1988; Horn, 2004; Moraes et al., 2017; Moraes et al., 2019; Cavalcante et al., 2020) (mecanismo tipo B). Do ponto de vista prático, o processo de *tixotropia* como fonte de endurecimento do solo deveria ocorrer em solos cultivados sob intenso preparo do solo e elevado conteúdo de água, enquanto o processo de ganho de resistência do solo por pontes de C pode ocorrer em sistemas conservacionistas com elevado aporte de C no solo. Utomo e Dexter (1981) e Dexter et al. (1988) nomearam o processo de ganho de resistência do solo, via *tixotropia* e pontes de C em função do tempo, de “age-hardening phenomena”. Segundo Moraes et al. (2018), aumentos na resistência do solo à penetração podem ser observados por meio do “age-hardening phenomena”, onde a resistência do solo à penetração é aumentada por um processo de cimentação entre as partículas que fortalece a estrutura pelo enrijecimento de pontes de carbono entre as partículas. Entretanto, há resultados que reportam redução da resistência mecânica do solo em função do aumento do carbono, em um processo induzido pelo aumento do teor de água no solo promovido pelo incremento de matéria orgânica no solo.

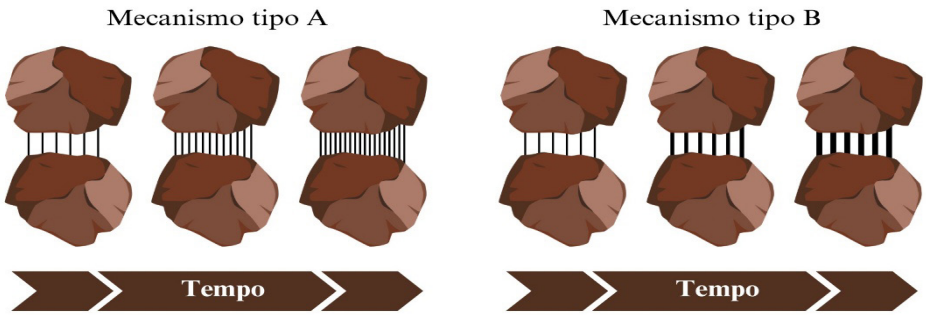


Figura 8.1. Representação dos processos de endurecimento por tempo nos tipos de mecanismo A e B, de acordo com os conceitos descritos por Utomo e Dexter (1981) e Dexter et al. (1988). Adaptado de Moraes et al. (2017).

Os resultados contrastantes (acréscimo ou decréscimo) encontrados na literatura sobre o papel da matéria orgânica na resistência do solo, assim como em indicadores específicos como a resistência à penetração, capacidade de suporte de carga, resiliência do solo e resistência tênsil de agregados, parecem sugerir que o processo de ganho de resistência do solo pode ser afetado não só pela quantidade total de C, mas também pela estabilidade da estrutura e pelas frações físicas do C. Somado às pressuposições de ocorrência do “age-hardening phenomena”, o componente tempo também poderia ter um papel importante. De fato, a influência de cada componente, ou até mesmo a interação entre eles, ainda parece ser desconhecida. O conhecimento do papel do C nos mecanismos de resistência do solo poderia ser útil para construção, por meio do manejo,

de solos mais resistentes à deformação mecânica e resilientes a eventos de aplicação de cargas externas (tráfego e pisoteio animal) e estáveis contra os efeitos erosivos. Consequentemente, o solo se torna menos suscetível à degradação, mas com elevada qualidade física ao crescimento das plantas (Horn, 2004; Moraes et al., 2019; Cavalcanti et al., 2020).

Resistência do solo à penetração

A resistência do solo à penetração é a resistência que o solo oferece a penetração das raízes. Fisicamente, essa resistência é reproduzida pela haste de um penetrômetro. O estudo de Stock e Downes (2008) demonstra o papel da matéria orgânica em reduzir a resistência à penetração, mas sem o fator tempo como mediador do processo. Moraes et al. (2017) sugerem que o aumento da resistência à penetração do solo em áreas sob o sistema de plantio direto, ao longo do tempo, pode estar relacionado ao aumento do teor de carbono orgânico no solo. Esse fenômeno ocorre porque o plantio direto promove a acumulação de matéria orgânica na superfície e nas camadas mais profundas do solo, devido à menor mobilização do solo e à manutenção dos resíduos vegetais na superfície. O aumento do carbono orgânico no solo pode levar a uma maior agregação das partículas do solo, melhorando sua estrutura e, consequentemente, aumentando a resistência à penetração. Isso ocorre porque os agregados do solo tornam-se mais estáveis e coesos, o que dificulta a penetração de instrumentos – embora não seja claro se há impedimento para o crescimento das raízes. Além disso, o carbono orgânico contribui para a formação de compostos que atuam como “cimento” entre as partículas do solo, aumentando sua coesão e resistência. Cavalcanti et al. (2020) também verificaram valores significativamente maiores de resistência à penetração em mata nativa (ausência de revolvimento e C estável) do que em áreas cultivadas com cana-de-açúcar em final de ciclo (6 sucessivas colheitas). Em todos esses cenários, houve um incremento de C que favoreceu a estabilidade da estrutura, conferindo maior resistência mecânica do solo atribuído ao “age-hardening phenomena” (Figura 8.2).

Os resultados de Moraes et al. (2017), os quais se baseiam na teoria do “age-hardening phenomena”, indicam que a estabilidade da estrutura induzida pelo carbono também pode induzir ganho de resistência à penetração, seguindo as observações de Utomo e Dexter (1981) e Dexter et al. (1988). Entretanto, não é claro se essa resistência detectada pelo penetrômetro tem um papel impeditivo no crescimento das raízes devido às diferenças biológicas que modificam a parte física do solo. Os exsudatos radiculares, que são substâncias orgânicas liberadas pelas raízes das plantas, desempenham um

papel importante na redução da resistência à penetração do solo, especialmente em comparação com medições feitas por penetrômetros. Essa diferença ocorre porque os exsudatos radiculares atuam como agentes biológicos que modificam as propriedades físicas e químicas do solo ao redor das raízes, criando um ambiente mais favorável ao crescimento radicular.

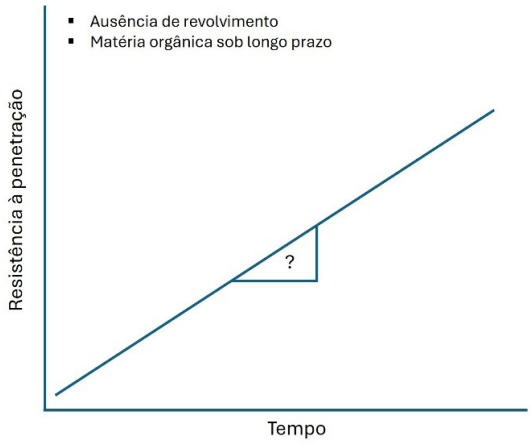


Figura 8.2. Aumento teórico de resistência à penetração em função do tempo sob ausência de revolvimento e input de matéria orgânica em longo prazo. Teoria baseada no “age-hardening phenomena”. A interrogação vem do fato de não se conhecer a magnitude do impacto do tempo associado ao input de matéria orgânica sobre a resistência mecânica à penetração.

Na literatura, valores de resistência à penetração (RP) acima de 2 MPa são tradicionalmente considerados limitantes para o crescimento radicular. Entretanto, em solos bem estruturados e com bioporos, a detecção de altos valores de RP nem sempre podem significar redução no desenvolvimento rendimento das culturas. Isso ocorre porque o plantio direto promove a formação de agregados estáveis e bioporos, que facilitam a exploração do solo pelas raízes. Além disso, o aumento do teor de carbono orgânico e a atividade biológica melhoram a estrutura do solo, compensando a alta RP. Estudos como os de Moraes et al. (2014) e Tormena et al. (2007) sugerem que, em solos sob plantio direto, o valor crítico de RP pode ser superior, chegando a 3,5 MPa. Em solos sob pastagem e florestas, os valores críticos também variam, sendo 2,5 MPa e 3,0 MPa, respectivamente. Essas diferenças destacam a importância de considerar o sistema de manejo e as interações biológicas ao interpretar a RP, já que a resistência medida por penetrômetros nem sempre reflete a real dificuldade enfrentada pelas raízes. Em resumo, o aumento da resistência à penetração no solo está associado ao acúmulo de carbono orgânico pelo ganho de coesão e estabilidade da estrutura (Moraes et al., 2017), o qual pode ser detectado pelo penetrômetro (Lima et al., 2025). Entretanto, o papel dos bioporos e as diferenças biológicas entre raízes e penetrômetros fazem com que não seja conclusivo se o aumento de RP é prejudicial ao crescimento das raízes em solos ricos em carbono.

Resistência ao cisalhamento

A resistência ao cisalhamento pode ser entendida como a tensão máxima que um solo pode suportar sem sofrer ruptura, sendo um conceito fundamental na mecânica dos solos. A ruptura refere-se à perda da estabilidade estrutural do solo, resultando em mudanças físicas que prejudicam suas funções agrícolas e ecológicas, com efeitos significativos na mudança do sistema poroso, que pode ocorrer por conta da ruptura da matriz porosa. A resistência ao cisalhamento está diretamente relacionada à estabilidade dos agregados do solo. Solos com baixa resistência ao cisalhamento podem se compactar facilmente. Do ponto de vista teórico, descreve a capacidade do solo de resistir a esforços tangenciais antes da ruptura, sendo governada por dois componentes principais: a coesão (c) e o ângulo de atrito interno (φ) (Fig. 8.3). A Eq. 1, ou equação de Mohr-Coulomb (Horn, 2004), descreve que dois parâmetros mecânicos-físicos governam a força de cisalhamento do solo (Figura 8.3):

$$\tau = c + \sigma \tan(\varphi) \quad (1)$$

onde é a tensão cisalhante máxima que o solo pode suportar, σ é a tensão normal aplicada, *c* representa a coesão e φ o ângulo de atrito interno.

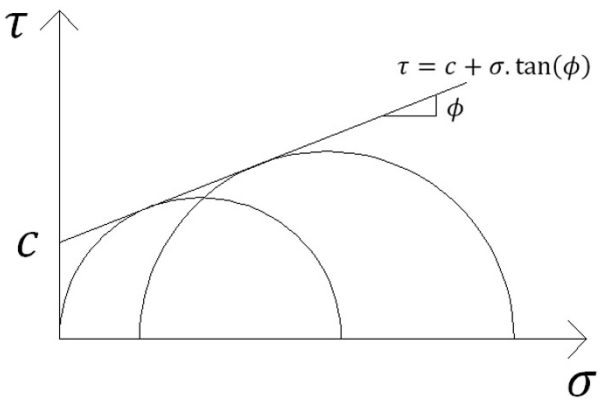


Figura 8.3. Representação da equação de Mohr-Coulomb, indicando os parâmetros que governam a resistência ao cisalhamento.

Esses parâmetros (, φ e c) são intrínsecos do solo e dependem de propriedades como textura, estrutura, teor de matéria orgânica, densidade, mineralogia e teor de água (Lebert & Horn, 1991; Zhang, 1994; Rocha et al., 2002; Silva et al., 2004). Na prática, quanto maior o ângulo de atrito interno (φ) e a coesão (c), maior a resistência ao cisalhamento (ruptura).

A matéria orgânica presente no solo desempenha um papel crucial na resistência ao cisalhamento, pois influencia tanto a coesão quanto o ângulo de atrito interno (Braida

et al., 2007; Gui et al., 2021). O aumento do carbono orgânico pode aumentar a coesão (Figura 8.4) ao fortalecer as ligações entre partículas minerais por meio de compostos coloidais e substâncias húmicas. Entretanto, o ângulo de atrito interno tende a diminuir com o aumento da matéria orgânica (Figura 8.4), pois a formação de camadas orgânicas entre as partículas gera um efeito lubrificante, reduzindo a fricção entre elas. Resultados experimentais com esse comportamento foram reportados por Braida et al. (2007) e Gui et al. (2021). Como resultado, a resistência ao cisalhamento do solo tende a diminuir conforme a matéria orgânica se acumula (Gui et al., 2021), pela redução do ângulo de atrito interno. Dessa forma, a presença de carbono orgânico no solo desempenha um papel de redução de sua resistência ao cisalhamento, influenciado parâmetros como coesão e ângulo de atrito interno (Figura 8.4).

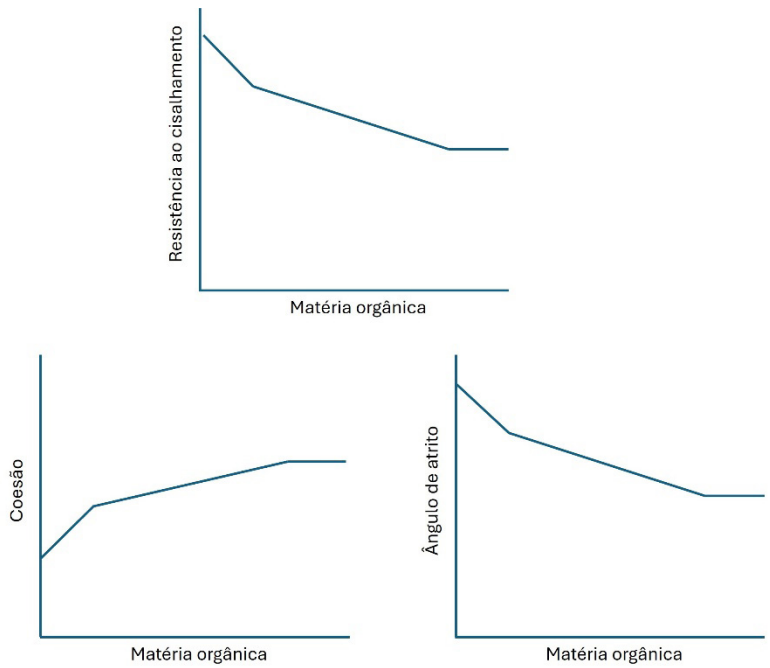


Figura 8.4. Relação entre a quantidade de matéria orgânica a resistência ao cisalhamento, coesão do solo e ângulo de atrito interno. Adaptado de Braida et al. (2007) e Gui et al. (2021).

Propriedades compressivas do solo

A elasticidade do solo (κ), a pressão de preconsolidação (σ_p) e o índice de compressão (λ) são conceitos inter-relacionados que são fundamentais para entender o comportamento mecânico dos solos sob carga. São parâmetros extraídos da curva de compressão do solo.

A pressão de preconsolidação (σ_p) é um parâmetro que indica a capacidade de suporte de carga do solo, sendo influenciada pela umidade, textura, teor de carbono orgânico e o estado de compactação inicial do solo. O índice de compressão, por sua vez, indica a suscetibilidade do solo à compactação (Suzuki et al., 2008), enquanto a elasticidade se refere à capacidade do solo em recuperar o volume após carregamento. Esses indicadores são representados por meio de curva, descrita graficamente pela relação entre algum parâmetro relacionado à estrutura do solo (razão de vazios ou densidade do solo) com o logaritmo da pressão aplicada, e permite estimar as alterações que podem ocorrer na qualidade estrutural.

A elasticidade do solo está intimamente relacionada ao teor de carbono orgânico presente em sua composição, aliada à estruturação do solo, seu efeito de elasticidade confere ao solo a capacidade de retornar à sua forma original após sofrer um processo de compressão (Menezes, 2020). A matéria orgânica do solo é naturalmente mais elástica do que o conjunto de partículas minerais, permitindo que, após a aplicação e remoção de uma carga, o solo recupere parte de sua forma original em uma taxa maior quando a matéria orgânica está presente. Braida et al. (2008) e Reichert et al. (2018) afirmam que o acúmulo de carbono orgânico no solo pode aumentar sua elasticidade, resultando em maior resistência à compactação. Durante a compressão, bolhas de ar ficam confinadas e, ao cessar a carga, ajudam o solo a recuperar sua forma original (Perdock et al., 2002).

A elasticidade e compressibilidade do solo são influenciadas pelo teor de matéria orgânica, que afeta a densidade do solo (Ds) e o índice de compressão. Em um estudo comparativo, observou-se que, enquanto em Argissolos o aumento da matéria orgânica reduziu a densidade, em Nitossolos, tal incremento resultou em menor λ, devido à formação de ligações fortes entre partículas minerais. A camada superficial de solo (0 a 3 cm) apresentou menor densidade e maior índice de relaxação em comparação à camada mais profunda (9 a 12 cm), indicando uma maior elasticidade. A menor densidade do solo (Ds), a maior porosidade total e, consequentemente, o menor suporte de carga (menor σp e maior IC) podem ser atribuídos à influência do sistema radicular dos tratamentos nesta camada (Suravi et al., 2021).

Em um estudo realizado por Iori et al. (2012), foi avaliada a sustentabilidade estrutural do solo, onde observaram que o Gleissolo apresentou maiores valores de pressão de preconsolidação em decorrência a elevados teores de água e matéria orgânica, indicando maior capacidade de suporte de carga. Essa relação é corroborada por Streck et al. (2008) que investigaram a relação entre o parâmetro S, que indica a qualidade física do solo, e diversas propriedades físicas, incluindo matéria orgânica. Os autores encontraram que o aumento da matéria orgânica está associado a uma melhor

estrutura do solo, o que pode influenciar positivamente a pressão de preconsolidação e capacidade de suporte de carga. Experimentalmente, Pereira et al. (2023) encontraram que o aumento contínuo de matéria orgânica no solo aumenta a capacidade de suporte de carga do solo, evidenciada pela pressão de preconsolidação, enquanto também diminui a susceptibilidade do solo a deformações plásticas (compactação) quando a capacidade de suporte de carga é superada (Figura 8.5).

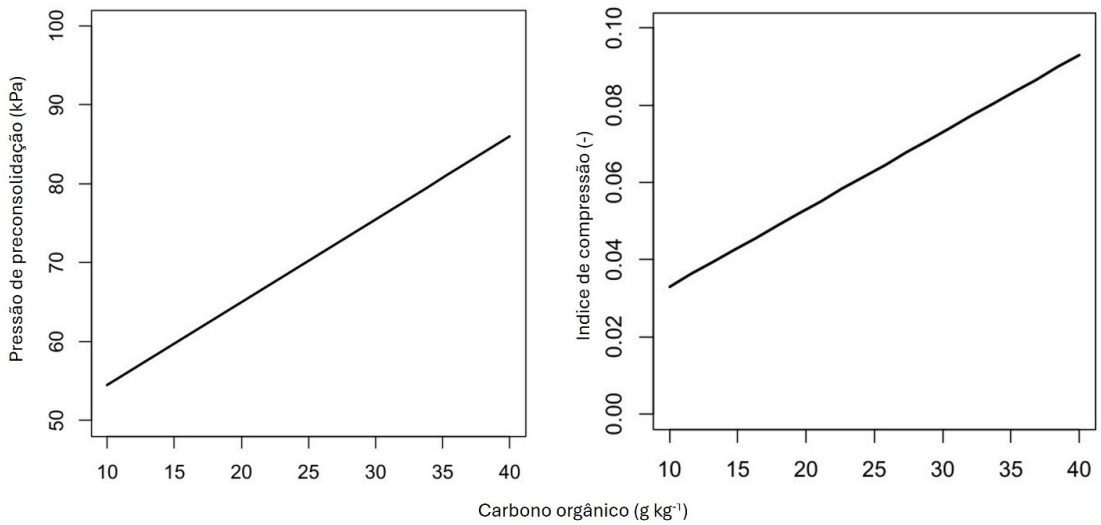


Figura 8.5. Aumento na pressão de preconsolidação e do índice de compressão mediante o aumento do teor de matéria orgânica no solo indicando, maior resistência à compactação. Adaptado de Pereira et al. (2023).

Limite de liquidez (LL) e limite de plasticidade (LP) do solo

Limite de liquidez (LL) e limite de plasticidade (LP) são conceitos fundamentais na mecânica dos solos, conhecidos como Limites de Atterberg. Estes limites representam valores de umidades que separam um estado de consistência do solo de outro. Por meio dos valores dos limites de Atterberg, é possível saber, em função da umidade natural do solo (U), se o solo se encontra no estado sólido, semissólido, plástico ou líquido (Caputo, 2012; Ribeiro & Souza, 2018). A passagem de um estado de consistência para outro é gradual. O limite de liquidez é o valor de umidade no qual o solo passa do estado líquido para o estado plástico, enquanto o limite de plasticidade (LP) é o valor de umidade em que o solo muda do estado plástico para o estado semissólido (Caputo, 2012).

O Índice de Plasticidade (IP) serve como parâmetro que indica a plasticidade de um solo. Este índice tende a ser elevado em solos argilosos e baixos para solos arenosos, pois é influenciado principalmente pela presença de argilomineral (Fiori & Carmignani,

2015), sendo determinado pela relação entre o Limite de Liquidez (LL) e Limite de Plasticidade (LP), conforme a equação: IP = LL - LP. O valor do índice de plasticidade é proporcional ao conteúdo de argila no solo. Quanto maior é a relação da superfície total das partículas de argila em relação ao seu volume, maior número de moléculas de água é capaz de absorver e, por conseguinte, mais elevados os valores dos limites de Atterberg (Renedo, 1996). Conhecer o estado de consistência do solo e os fatores que o influenciam possibilita inferir sobre sua resistência mecânica à compressão, logo, sobre sua suscetibilidade à compactação (Ribeiro & Souza, 2018).

A consistência do solo é afetada por fatores como a granulometria e teor de matéria orgânica (Ribeiro & Souza, 2018). Conhecer as relações entre os limites de Atterberg, granulometria e matéria orgânica permite uma caracterização dos solos que pode servir de subsídio para o planejamento do manejo mecanizado do solo para fins de prevenção dos efeitos adversos da compactação. A matéria orgânica do solo influi positivamente sobre sua densidade, porosidade, liberação e fixação de nutrientes (Nascimento et al., 2010) e formação de agregados (Luchese et al., 2002). Influi ainda nos limites de liquidez e plasticidade dos solos, podendo aumentar seu índice de plasticidade (Silva & Miranda, 2016). Smith et al. (1985) obtiveram correlações positivas entre a matéria orgânica e o limite de plasticidade em solos com diferentes mineralogias, enfatizando que o aumento da matéria orgânica tende a aumentar a área superficial específica do solo, com consequente aumento de retenção de água, levando-o a ter maiores valores para os limites de plasticidade do solo. Goldberg et al. (2000) observaram uma correlação direta entre o teor de MO do solo e o teor da argila, evidenciando uma interação forte entre a carga negativa da matéria orgânica com a carga positiva da argila.

Segundo os autores Fiori e Carmignani (2015) e Caputo (2012), a matéria orgânica incrementada ao solo, como observado na Figura 8.6 pode elevar o valor do LP sem que haja um aumento simultâneo do valor do LL. Resultando em solo com IP baixo, indicando menor plasticidade. O aumento de LP sugere que o solo se torna mais resistente à compactação. No entanto, a intensidade desses efeitos, depende da granulometria do solo.

Em um estudo sobre propriedades mecânicas afetadas pelo carbono orgânico, Gui et al. (2021) observaram que o limite de liquidez e o limite plasticidade aumentam linearmente com o conteúdo de matéria orgânica, embora a correlação não seja significativa para o índice de plasticidade (IP) (Figura 8.7). A análise indica que, o aumento da matéria orgânica até 7,5% resulta em incrementos moderados nos limites e no IP; após esse ponto, os incrementos se tornam mais acentuados. Segundo Silva (2003), a adição de matéria orgânica foi capaz de alterar o limite de plasticidade e a umidade ótima

de compactação do solo, características essenciais para a análise da susceptibilidade à compactação.

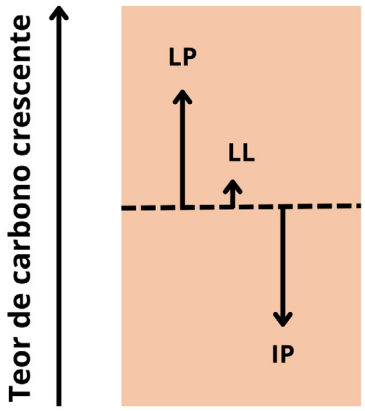


Figura 8.6. Representação do incremento da matéria orgânica no solo e os efeitos no limite de plasticidade (LP), limite de liquidez (LL) e índice de plasticidade (IP).

De acordo com Silva et al. (2006), os solos sob sistemas de mata nativa e tratados com vinhaça apresentaram os maiores valores de limite de plasticidade, associados aos elevados teores de carbono orgânico total (COT). Essa relação se mostra significativa quando comparada às áreas que não receberam a aplicação da vinhaça. Os autores ressaltam que existe uma correlação positiva entre o limite de plasticidade e o teor de COT do solo, evidenciando a influência da matéria orgânica nas propriedades físicas do solo. De acordo com Vasconcelos et al. (2010), o incremento do carbono orgânico total (COT) no solo, resultante da adição de resíduos orgânicos da cana-de-açúcar, não alterou o limite de plasticidade na camada superficial de 0 a 20 cm, devido à queima da cana que impediu a permanência da vinhaça e torta de filtro nessa profundidade. No entanto, nas camadas de 20 a 40 cm e de 40 a 60 cm, a adição de resíduos orgânicos, especialmente a vinhaça, foi eficaz em elevar os limites de plasticidade, com os maiores valores observados sob mata. A eficiência da vinhaça é atribuída à sua capacidade de infiltração, enquanto o sistema de manejo apenas irrigado apresentou os menores valores de limite de plasticidade. Em relação ao limite de liquidez, as adições de vinhaça e torta elevaram os valores de liquidez em todas as profundidades, com a área sob mata novamente apresentando os maiores valores devido ao maior teor de matéria orgânica. Essa tendência é consistente com a observada por Baver (1960), que identificou que aumentos no teor de matéria orgânica tendem a elevar o limite de plasticidade.

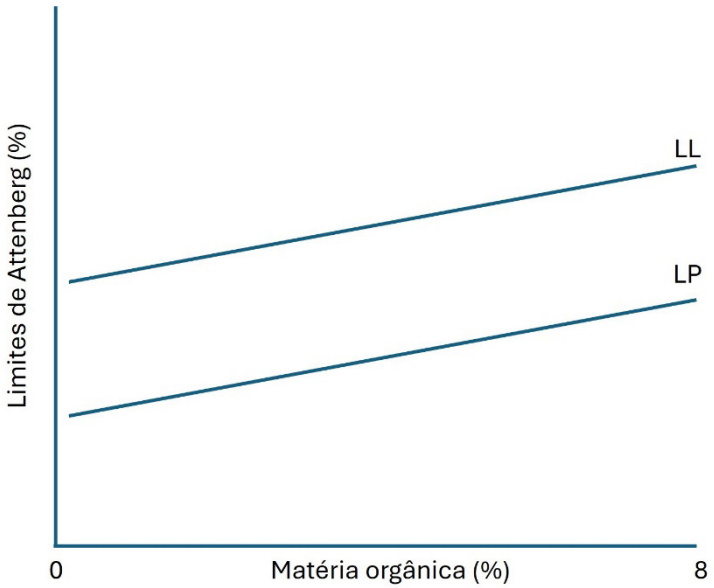


Figura 8.7. Alteração do limite de Atterberg em relação ao conteúdo de matéria orgânica. LL: limite de liquidez; LP: limite de plasticidade. Adaptado de Keller e Dexter (2012).

Smith et al. (1985) também observaram correlações positivas e significativas entre o limite de plasticidade e o teor de carbono orgânico em solos caulinítico de Israel. Os autores afirmam que a matéria orgânica aumenta a área superficial específica do solo, o que resulta em maior retenção de água e, consequentemente, em elevações nos teores de água associados ao limite de plasticidade. De acordo com Braida et al. (2006), o acúmulo de matéria orgânica no Nitossolo resultou em um aumento significativo dos limites de liquidez e plasticidade, sem alterar o índice de plasticidade, o que indica que o intervalo de umidade entre os limites se manteve constante. Por outro lado, no Argissolo, esse acúmulo não teve impacto na plasticidade, que permaneceu inalterada devido ao seu elevado teor de areia, independentemente do teor de carbono. Isso evidencia a alta correlação entre carbono orgânico e textura do solo.

Considerações finais

As propriedades mecânicas do solo são sensivelmente alteradas pelo aumento do teor de carbono orgânico, o que resulta em um fortalecimento estrutural significativo. A resistência ao penetrômetro, coesão, pressão de preconsolidação e limites de Atterberg aumentam com a elevação do carbono, enquanto o ângulo de atrito interno tende a diminuir. Esses efeitos são atribuídos ao fortalecimento das pontes de carbono, que proporcionam maior coesão entre as partículas do solo, promovendo a resistência à compactação e melhorando a estabilidade estrutural. Além disso, o tempo exerce um

papel crucial no processo de estabilização do carbono, pois a resistência do solo aumenta progressivamente à medida que as pontes de carbono se formam e se solidificam. Isso ocorre especialmente em solos com alto teor de matéria orgânica, em que a ação do carbono promove um endurecimento contínuo, resultando em solos mais resistentes e menos suscetíveis a deformações. Portanto, o manejo adequado da matéria orgânica é fundamental para melhorar a resistência mecânica do solo e garantir sua estabilidade a longo prazo.

Referências

Baver L. D., Gardner W. H., & Gardner W. R. (1960). *Soil physics*. 4. ed. New York: John Wiley. 229 p.

Bengough A. G., McKenzie B. M., Hallett P. D., & Valentine T. A. (2011). Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *J Exp Bot*, *62*: 59–68. https://doi.org/10.1093/jxb/erq350

Bertollo A. M., Moraes M. T. de, Franchini J. C., Soltangheisi A., Balbinot Junior A. A., Levien R., & Debiasi H. (2021). Precrops alleviate soil physical limitations for soybean root growth in an Oxisol from southern Brazil. *Soil Tillage Res*, *206*: 104820. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104820

Braida J. A., Reichert J. M., Reinert D. J., & Sequinatto L. (2008). Elasticidade do solo em função da umidade e do teor de carbono orgânico. *Rev Bras Cienc Solo*, *32*(2): 477–85. https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200002

Braida J. A., Reichert J. M., Reinert D. J., & Soares J. M. D. (2007). Coesão e atrito interno associados aos teores de carbono orgânico e de água de um solo franco arenoso. *Ciência Rural*, *37*(6): 1646–53. https://doi.org/10.1590/S0103-84782007000600022

Braida J. A., Reichert J. M., Veiga M., & Reinert D. J. (2006). Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. *Rev Bras Cienc Solo*, *30*: 605–14. https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000400001

Brewer K. M., & Gaudin A. C. (2020). Potential of crop-livestock integration to enhance carbon sequestration and agroecosystem functioning in semi-arid croplands. *Soil Biol Biochem*, *149*: 107936. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107936

Caputo H. P. (2012). *Mecânica dos solos e suas aplicações: fundamentos*. 6. ed., v. 1, rev. e ampli. Rio de Janeiro: LTC. p. 52–55.

Cavalcanti R. Q., Rolim M. M., Lima R. P. de, Tavares U. E., Pedrosa E. M., & Cherubin M. R. (2020). Soil physical changes induced by sugarcane cultivation in the Atlantic Forest biome, northeastern Brazil. *Geoderma*, *370*: 114353. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114353

Lima R. P. de, Tormena C. A., Moraes M. T. de, Souza Z. M. de, Rolim M. M., & Cherubin M. R. (2025). Revisiting penetrometer models for estimating root elongation. *Soil Tillage Res*, *248*: 106400. https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106400

Dexter A. R., Horn R., & Kemper W. D. (1988). Two mechanisms for age-hardening of soil. *J Soil Sci*, *39*: 163–75. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1988.tb01203.x

Fiori A. P., & Camignani L. (2015). *Fundamento de mecânica dos solos e das rochas: aplicações na estabilidade de taludes*. 3. ed., v. 2. São Paulo: Oficina de Textos.

Goldberg S., Lebron I., & Suarez D. L. (2000). Soil colloidal behavior. In: Sumner M. E., editor. *Handbook of soil science*. New York: CRC Press. cap. 6, p. B195–B240.

Gui Y., Zhang Q., Qin X., & Wang J. (2021). Influence of organic matter content on engineering properties of clays. *Advances in Civil Engineering*, *2021*: 6654121. 11 p. https://doi.org/10.1155/2021/6654121

Horn R. (2004). Time dependence of soil mechanical properties and pore functions for arable soils. *Soil Sci Soc Am J*, *68*: 1131–37. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1131

Iori P., Silva R. B., Dias Júnior M. de S., & Lima J. M. de (2012). Pressão de preconsolidação como ferramenta de análise da sustentabilidade estrutural de classes de solos com diferentes usos. *Rev Bras Cienc Solo*, *36*(5): 1448–56. https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500008

Keller T., & Dexter A. R. (2012). Plastic limits of agricultural soils as functions of soil texture and organic matter content. *Soil Res*, *50*(1): 7–17. https://doi.org/10.1071/SR11174

Lebert M., & Horn R. (1991). A method to predict the mechanical strength of agricultural soils. *Soil Tillage Res*, *19*: 275–86. https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90095-F

Luchese E. B., Favero L. O. B., & Lenzi E. (2002). *Fundamentos da química do solo: teoria e prática*. 2. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos. 159 p.

Menezes K. C., Puia J. D., & Machado A. H. R. (2020). A importância da elasticidade da matéria orgânica e de sua atuação na estabilidade dos agregados para o controle da compactação do solo. *Braz J Anim Environ Res*, *3*(3): 1349–56. https://doi.org/10.34188/bjaerv3n3-052

Moraes M. T., Bengough A. G., Debiasi H., Franchini J. C., Levien R., Schnepf A., & Leitner D. (2018). Mechanistic framework to link root growth models with weather and soil physical properties, including example applications to soybean growth in Brazil. *Plant Soil*, *428*: 67–92. https://doi.org/10.1007/s11104-018-3656-z

Moraes M. T., Luz F. B. da, Debiasi H., Franchini J. C., & Silva V. R. da (2019). Soil load support capacity increases with time without soil mobilization as a result of age-hardening phenomenon. *Soil Tillage Res*, *186*: 128–34. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.09.009

Moraes M. T., Debiasi H., Carlesso R., Franchini J. C., Silva V. R. da, & Luz F. B. da (2017). Age-hardening phenomena in an Oxisol from the subtropical region of Brazil. *Soil Tillage Res*, *170*: 27–37. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.002

Nascimento P. C., Lani J. L., Mendonça E. S., Zoffoli H. J. O., & Peixoto H. T. M. (2010). Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do Espírito Santo. *Rev Bras Cienc Solo*, *34*(2): 339–48. https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000200007

Perdok U. D., Kroesbergen B., & Hoogmoed W. B. (2002). Possibilities for modeling the effect of compression on mechanical and physical properties of various Dutch soil types. *Soil Tillage Res*, *65*: 61–75. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00277-X

Pereira E. J. de S., Diniz M. J., Pereira J. O., Bandeira P. P. de C., Costa A. C. C., Silva S. D. L., & Simão K. M. B. (2023). Effect of the organic matter from crop residues on the structuration of an Oxisol, at semi-arid region. *Aust J Crop Sci*, *17*(2): 107–17. https://doi.org/10.21475/ajcs.23.17.02.p3445

Pesch C., Lamandé M., de Jonge L. W., Nørgaard T., Greve M. H., & Moldrup P. (2020). Compression and rebound characteristics of agricultural sandy pasture soils from South Greenland. *Geoderma*, *380*: 114608. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114608

Rabot E., Wiesmeier M., Schlüter S., & Vogel H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: a review. *Geoderma*, *314*: 122–37. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009

Reichert J. M., Mentges M. I., Rodrigues M. F., Cavalli J. P., Awe G. O., & Mentges L. R. (2018). Compressibility and elasticity of subtropical no-till soils varying in granulometry, organic matter, bulk density and moisture. *Catena*, *165*: 345–57. https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.014

Renedo V. S. G. (1996). *Dinámica y mecánica de suelos*. Madrid: Ediciones Agrotécnicas, S.L. 426 p.

Ribeiro K. D., & Souza L. K. (2018). Limites de Atterberg e sua correlação com a granulometria e matéria orgânica dos solos. *Braz J Biosyst Eng*, *12*(2): 185–96. https://doi.org/10.18011/bioeng2018v12n2p185-196

Rocha W. W., Dias Júnior M. S., Lima J. M., Miranda E. E. V., & Silva A. R. (2002). Resistência ao cisalhamento e grau de intemperismo de cinco solos na região de Lavras (MG). *Rev Bras Cienc Solo*, *26*(2): 297–303. https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000200002

Silva A. J. N. (2003). *Alterações físicas e químicas de um Argissolo Amarelo Coeso sob diferentes sistemas de manejo com cana-de-açúcar* [Tese]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Silva A. J. N., Cabeda M. S. V., & Carvalho F. G. (2006). Matéria orgânica e propriedades físicas de um Argissolo Amarelo Coeso sob sistemas de manejo com cana-de-açúcar. *Rev Bras Eng Agríc Ambient*, *10*: 579–85. https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300007

Silva M. J. R., & Miranda J. B. (2016). A matéria orgânica e sua influência nas frações granulométricas do solo e nos limites de Atterberg. In: I Congresso Internacional de Ciências Agrárias. *Anais* [...]. 2016. https://doi.org/10.31692/2526-7701.icointerpdvagro.2016.00034

Silva R. B., Dias Júnior M. S., Santos F. L., & Franz C. A. B. (2004). Resistência ao cisalhamento de um Latossolo sob diferentes usos e manejo. *Rev Bras Cienc Solo*, *28*(1): 165–73. https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000100016

Six J., Bossuyt H., Degryze S., & Denef K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res*, *79*(1): 7–31. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008

Smith C. W., Hadas A., Dan J., & Koyumdjisky H. (1985). Shrinkage and Atterberg limits in relation to other properties of principal soil types in Israel. *Geoderma*, *35*(1): 47–65. https://doi.org/10.1016/0016-7061(85)90055-2

Soane B. D. (1990). The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. *Soil Tillage Res*, *16*: 179–201. https://doi.org/10.1016/0167-1987(90)90029-D

Stock O., & Downes N. K. (2008). Effects of additions of organic matter on the penetration resistance of glacial till for the entire water tension range. *Soil Tillage Res*, *99*(2): 191–201. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.02.002

Streck C. A., Reinert D. J., Reichert J. M., & Horn R. (2008). Relações do parâmetro S para algumas propriedades físicas de solos do sul do Brasil. *Rev Bras Cienc Solo*, *32*: 2603–12. https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000700001

Suravi K. N., Attenborough K., Taherzadeh S., Macdonald A. J., Powlson D. S., Ashton R. W., & Whalley W. R. (2021). The effect of organic carbon content on soil compression characteristics. *Soil Tillage Res*, *209*: 104975. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104975

Suzuki L. E. A. S., Reinert D. J., Reichert J. M., & Lima C. L. R. (2008). Estimativa da susceptibilidade à compactação e do suporte de carga do solo com base em propriedades físicas de solos do Rio Grande do Sul. *Rev Bras Cienc Solo*, *32*(3). https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300006

Tisdall J. M., & Oades J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J Soil Sci*, *33*: 141–63. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x

Tormena C. A., Araújo M. A., Fidalski J., & Costa J. M. (2007). Variação temporal do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Vermelho distroférrico sob sistema de plantio direto. *Rev Bras Cienc Solo*, *31*: 211–19. https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000200003

Utomo W. H., & Dexter A. R. (1981). Age hardening of agricultural top soils. *J Soil Sci*, *32*: 335–50. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1981.tb01710.x

Vasconcelos R. F. B., Cantalice J. R. B., Silva A. J. N., Oliveira V. S., & Silva Y. J. A. B.

(2010). Limites de consistência e propriedades químicas de um Latossolo Amarelo distrocoeso sob aplicação de diferentes resíduos da cana-de-açúcar. *Rev Bras Cienc Solo*, *34*: 639–48. https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300005

Zhang B., Horn R., & Hallett P. D. (2005). Mechanical resilience of degraded soil amended with organic matter. *Soil Sci Soc Am J*, *69*: 864–71. https://doi.org/10.2136/sssaj2003.0256

♦ Capítulo 9 ♦

O papel da fertilidade do solo na mitigação dos estresses climáticos das plantas

Lucas Aquino Alves[1, 2], Tales Tiecher[2], Gustavo Pesini[1, 2], Dionata Filippi[3], João Pedro Moro Flores[2]

Introdução

O solo desempenha papel central na determinação da produtividade agrícola, atuando, junto com o clima, como um dos principais fatores que moldam o uso da terra em escala global (Ramankutty et al., 2002). A melhoria da fertilidade e da qualidade do solo é amplamente reconhecida como essencial para sustentar e ampliar a produção de alimentos, enquanto a contínua degradação dos solos agrava os riscos de insegurança alimentar (Lal, 2015; Wall & Six, 2015). Apesar dos avanços no manejo agrícola, ainda há lacunas significativas no entendimento de como as interações entre solo e mudanças climáticas afetam a resiliência das plantas e a capacidade das terras cultivadas de manter a oferta alimentar em níveis regional, nacional e global.

A compreensão dos efeitos combinados do solo e do clima sobre a produção agrícola é um dos grandes desafios da ciência agronômica, dada a elevada heterogeneidade de ambos os fatores em escala regional e global (Qiao et al., 2022). Até o momento, grande parte das avaliações sobre a sensibilidade das culturas às variações e mudanças climáticas baseia-se em modelos de simulação de processos ou em abordagens empíricas e estatísticas que relacionam clima e produtividade (Lobell & Burke, 2010; Auffhammer & Schlenker, 2014; Rosenzweig et al., 2014). No entanto, essas metodologias frequentemente subestimam ou ignoram a complexidade do solo,

[1] Departamento de Ciências Agrárias, Universidade Regional Integrada (URI). Frederico Westphalen - RS, Brasil.
[2] Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre – RS, Brasil.
[3] Departamento de Culturas e Ciência do Solo, Universidade da Carolina do Norte. Raleigh - NC, Estados Unidos.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.9

em parte pela limitação de dados precisos e abrangentes sobre suas propriedades em níveis regional e global (Folberth et al., 2016).

A ausência de uma abordagem adequada sobre a qualidade do solo e suas interações com o clima limita significativamente nossa capacidade de entender e enfrentar os desafios da segurança alimentar em um cenário de rápidas transformações ambientais (Asseng et al., 2013; Folberth et al., 2016; Basso et al., 2018). Essa lacuna é ainda mais crítica em países em desenvolvimento, onde: *(1)* a agricultura representa uma parcela significativa do produto interno bruto; *(2)* grande parte da população em situação de insegurança alimentar vive sobre solos de baixa fertilidade ou severamente degradados; e *(3)* os impactos mais intensos das mudanças climáticas sobre os sistemas alimentares são esperados (Rosenzweig et al., 2014; Müller et al., 2015).

Esse contexto é particularmente relevante para os solos tropicais e subtropicais altamente intemperizados, como os do Brasil, que, apesar de sua vasta extensão e papel fundamental na produção agrícola global, são naturalmente ácidos e com baixa disponibilidade de nutrientes, dependem fortemente de insumos sintéticos e de práticas de manejo adequadas para sustentar a produtividade das culturas (Lopes & Guilherme, 2016). Nessas condições, o manejo sustentável do solo é essencial para garantir a longevidade e a eficiência dos sistemas agrícolas. Práticas como a correção da acidez do solo e a aplicação racional de fertilizantes são fundamentais para suprir as deficiências nutricionais e melhorar a capacidade produtiva. Além disso, estratégias conservacionistas, como a adoção do sistema de plantio direto, a rotação de culturas e o uso de plantas de cobertura, desempenham um papel crucial na manutenção da estrutura física, na conservação da umidade, no aumento da matéria orgânica e na redução da erosão (Gongora et al., 2022; Fuentes-Guevara et al., 2024; Sittig & Sur, 2024).

Essas práticas não apenas promovem a produtividade agrícola, mas também estão alinhadas com diversos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, especialmente o ODS 2 (*Fome Zero e Agricultura Sustentável*), o ODS 12 (*Consumo e Produção Responsáveis*), o ODS 13 (*Combate às Alterações Climáticas*) e o ODS 15 (*Vida Terrestre*). O manejo adequado do solo contribui para um sistema agrícola mais resiliente às mudanças climáticas, melhora a eficiência no uso de recursos e favorece a sustentabilidade ambiental, aspectos cada vez mais centrais nas agendas globais de segurança alimentar e conservação ambiental (FAO, 2015; United Nations, 2021).

Diante desse panorama, torna-se evidente que a fertilidade do solo desempenha um papel estratégico não apenas na manutenção da produtividade agrícola, mas também na mitigação dos impactos adversos das mudanças climáticas sobre as plantas. Este

capítulo tem como objetivo explorar o papel da fertilidade do solo na resiliência dos sistemas agrícolas, com ênfase em práticas de manejo que promovem a neutralização da acidez, o uso eficiente de fertilizantes nitrogenados, fosfatados e potássicos, e a adoção de práticas conservacionistas e culturais, como o plantio direto, rotação de culturas e uso de plantas de cobertura. Tais estratégias são fundamentais para reduzir a dependência de insumos externos, conservar a fertilidade do solo e garantir maior estabilidade produtiva frente aos desafios impostos pelo clima atual e futuro. Ao abordar essas questões, buscamos contribuir para a formulação de sistemas agrícolas mais sustentáveis e alinhados com as metas globais de desenvolvimento sustentável, assegurando a produção de alimentos em equilíbrio com a preservação ambiental.

Correção da acidez do solo em solos tropicais e subtropicais

Impacto da acidez do solo na disponibilidade de nutrientes e na saúde das plantas

Os desafios relacionados à acidez do solo enfrentados por agricultores e pesquisadores permanecem praticamente os mesmos desde os primórdios da agricultura. Solos de regiões tropicais e subtropicais, em particular, apresentam elevada acidez e baixa fertilidade natural, características resultantes do intenso intemperismo químico a que foram submetidos durante sua formação (Quaggio, 2000). Nessas regiões, a alta pluviosidade e as temperaturas elevadas intensificam o processo de hidrólise, promovendo a dessilicatação das rochas e levando à predominância de minerais 1:1, além de óxidos de alumínio (Al) e ferro (Fe). Esse processo também libera cátions, como cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na) na solução do solo. Com o tempo, parte desses elementos são perdidos por lixiviação, enquanto o Al, ao formar compostos de baixa solubilidade, tende a se acumular nos horizontes superficiais do solo (Meurer et al., 2017; Kampf et al., 2019).

Entre os solos mais representativos dessas condições, destacam-se os Argissolos e os Latossolos, que juntos correspondem a aproximadamente ¾ das áreas agrícolas do Brasil (Santos et al., 2018). Apesar das diferenças em textura e mineralogia nas camadas superficiais, ambos apresentam baixa fertilidade natural e elevada acidez caracterizadas especialmente pela alta saturação por Al trivalente (Al^{3+}) (Rheinheimer et al., 2025). Em solos com pH inferior a 5,5, existe a forma de Al^{3+} que é tóxica para a maioria das culturas agrícolas (Fageria & Nascente, 2014). A presença de Al^{3+} nas camadas subsuperficiais atua como uma barreira química, restringindo o crescimento das raízes (Mattiello et al.,

2010; Moraes et al., 2023). Na planta, o Al^{3+} pode induzir estresse oxidativo, aumentando a produção de espécies reativas de oxigênio, que afetam os ácidos graxos insaturados nas membranas celulares, prejudicando indiretamente o metabolismo vegetal (Yamamoto et al., 2002; Inostroza-Blancheteau et al., 2012). Além disso, o Al pode substituir o Ca e interferir nos processos de expansão celular, comprometendo o desenvolvimento radicular (Jones & Ryan, 2003).

Plantas com sistemas radiculares mais superficiais apresentam menor capacidade de explorar o solo, o que limita a absorção de água e nutrientes. Essa limitação agrava a vulnerabilidade das culturas ao déficit hídrico, uma vez que as camadas superficiais do solo armazenam menos água e são mais suscetíveis aos ciclos de umedecimento e secagem (Zandoná et al., 2015; Tiecher et al., 2018; Pias et al., 2020). Diante das mudanças climáticas e do aumento da frequência de eventos de estiagem (Qiao et al., 2023), esse cenário torna-se ainda mais crítico para a sustentabilidade da produção agrícola.

Estratégias de correção da acidez do solo e melhoria do rendimento das culturas

Partindo do pressuposto de que a correção da acidez em solos altamente intemperizados é fundamental para a manutenção e o aumento da produção agrícola, diversos produtos corretivos — como calcário, óxidos, hidróxidos, subprodutos industriais, esterco e palha — têm sido utilizados para mitigar a acidificação do solo em sistemas agrícolas (Kätterer et al., 2019). No entanto, a aplicação de calcário permanece a prática mais comum e eficaz para elevar o pH do solo, neutralizar o excesso de íons H^+ e Al^{3+}, e, assim, promover a produtividade das culturas (Holland et al., 2018). A calagem é, portanto, essencial para altos rendimentos em culturas comerciais cultivadas em solos ácidos com elevada saturação por Al^{3+} (Tiritan et al., 2016; Miotto et al., 2019). Em uma meta-análise global sobre os efeitos da calagem na produtividade, Li et al. (2019) relataram um aumento médio de 66,5% na produção das culturas. Holland et al. (2018) também destacaram que os benefícios da calagem estão associados à neutralização de elementos tóxicos, maior disponibilidade de nutrientes, como fósforo (P) e melhores condições de solo para a atividade microbiana.

A calagem altera significativamente a química do solo, elevando o pH, reduzindo as concentrações de Al^{3+} e aumentando a capacidade de troca catiônica (CTC). Além disso, fornece diretamente nutrientes essenciais, como Ca e Mg, que são fundamentais para a produção agrícola (Joris et al., 2016; Rheinheimer et al., 2018a; Hale et al., 2020;

Campos et al., 2022; Zhang et al., 2023). Contudo, em sistemas de plantio direto, onde o calcário é aplicado superficialmente sem incorporação, o efeito alcalinizante geralmente se restringe às camadas mais superficiais do solo (Rheinheimer et al., 2018b), limitando os benefícios em profundidade.

A movimentação do calcário no perfil do solo depende de diversos fatores, como a taxa de aplicação, a reatividade do corretivo, a acidez da camada superficial, o tempo de reação, bem como a textura, a estrutura do solo e o regime de precipitação (Edmeades & Ridley, 2003; Li et al., 2019). Muitos estudos indicam que os efeitos da calagem superficial se concentram nos primeiros 10 cm do solo (Rodrighero et al., 2015; Vargas et al., 2019). Isso também é evidenciado na Figura 9.1, que apresenta dados de Bellinaso et al. (2021). Após oito meses da aplicação superficial de calcário, observou-se que a frente alcalinizante permaneceu restrita aos primeiros 5 cm, com aumento do pH do solo (Figura 9.1a) e da saturação por Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^{+} (Figura 9.1b), além da redução da saturação por Al^{3+} (Figura 9.1c), todas restritas a essa camada. Em contraste, quando o calcário foi aplicado e posteriormente incorporado, os efeitos alcançaram até 20 cm de profundidade, compatível com a profundidade efetiva da incorporação. Essa prática também resultou em um incremento de aproximadamente 20% no rendimento da cultura da soja, conforme demonstrado na Figura 9.2.

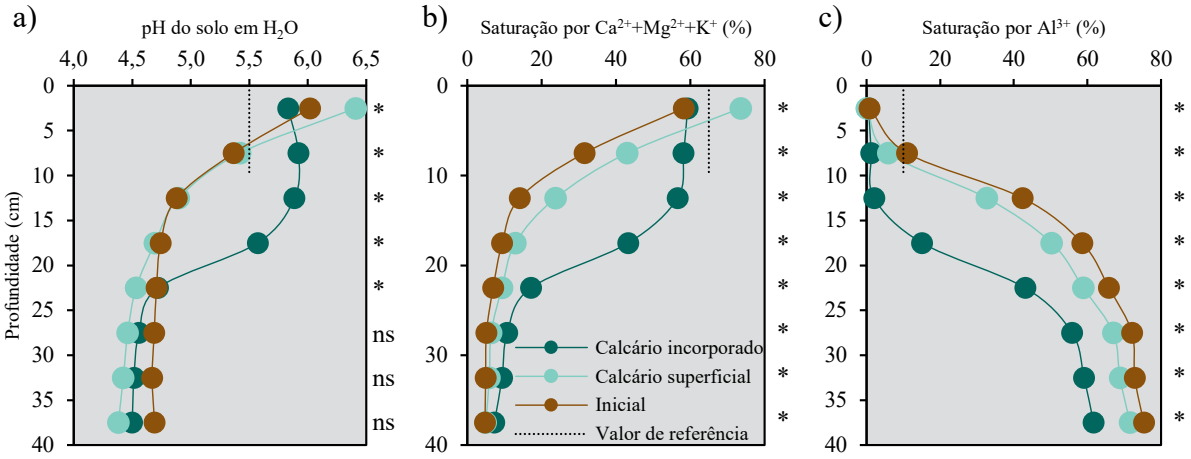


Figura 9.1. pH-H_2O do solo (**a**), saturação por Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^{+} (**b**) e por Al^{3+} (**c**) em função da aplicação de calcário superficial e com incorporação no solo na dose de 7,0 Mg ha^{-1} visando elevar o pH do solo a 6,0 em um Latossolo Vermelho no Sul do Brasil. Asteriscos dentro de cada camada de solo indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$), enquanto "ns" indica a ausência de diferença estatística entre os tratamentos ($p > 0,05$). Adaptado de Bellinaso et al. (2021).

É importante destacar que esses resultados foram obtidos em um solo com restrições químicas significativas na subsuperfície, especificamente na camada de 0-10 cm, que apresentava pH-H_2O inferior a 5,5 e saturação por Al^{3+} superior a 30%,

conforme mostrado na Figura 9.1, caracterizando uma condição altamente limitante para o desenvolvimento radicular das plantas (CQFS-RS/SC, 2016). Essa alta acidez em subsuperfície é frequentemente observada devido ao inadequado estabelecimento inicial do sistema de plantio direto, no qual deveria ter sido priorizada uma aplicação inicial de corretivo com incorporação para corrigir toda a camada arável do solo. Quando o sistema de plantio direto é iniciado com uma correção da acidez com incorporação na dose adequada a pelo menos 20 cm de profundidade, é criada uma base adequada para a manutenção do sistema, permitindo que reaplicações futuras de calcário, necessárias em função da reacidificação natural do solo, possam ser realizadas superficialmente, sem necessidade de nova incorporação.

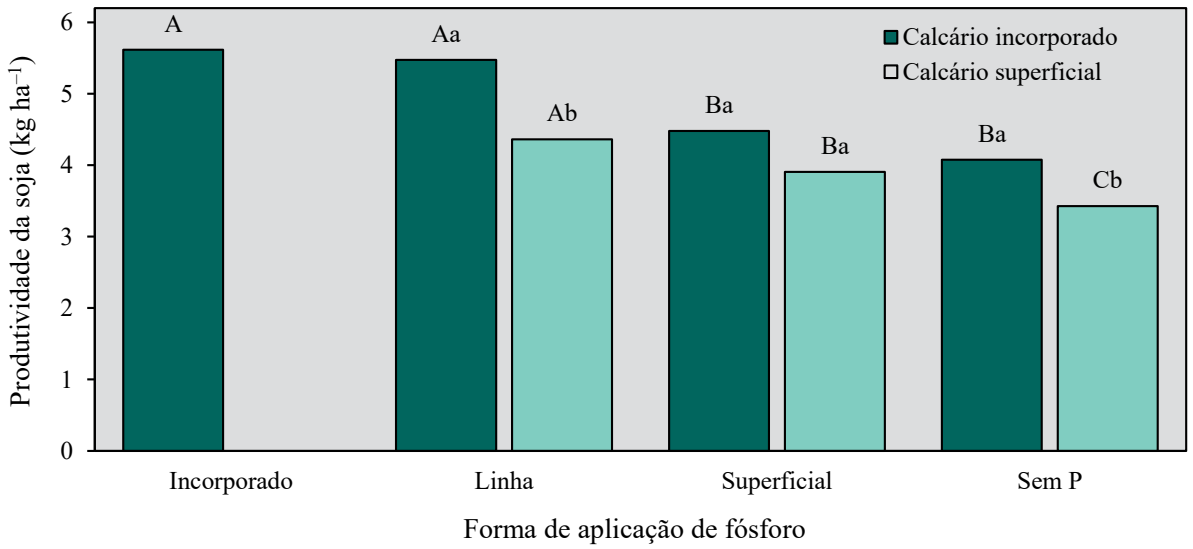


Figura 9.2. Produtividade da cultura da soja em função da aplicação de calcário superficial e com incorporação na dose de 7,0 Mg ha–1 visando elevar o pH do solo a 6,0 e formas de aplicação de fósforo (P) no solo na dose de 70 kg ha–1 em um Latossolo Vermelho no Sul do Brasil. Letras maiúsculas comparam as formas de aplicação de P dentro de cada estratégia de calagem, enquanto letras minúsculas comparam as estratégias de calagem dentro de cada forma de aplicação de P, ambas por meio do teste de Tukey a 5% de significância. Adaptado de Bellinaso et al. (2021).

No entanto, evidências recentes sugerem que, em solos bem estruturados e com alta porosidade biológica, o calcário pode atingir profundidades de até 60 cm (Martins et al., 2014; Fontoura et al., 2019; 2024). Essa melhoria estrutural do solo pode ser observada na Figura 9.3, em uma condição de cultivo agrícola sob plantio direto e rotação de culturas, na qual a atividade da fauna edáfica, aliada ao desenvolvimento do sistema radicular das culturas, favoreceu a deposição de material orgânico em camadas subsuperficiais, entre 30 e 40 cm de profundidade. Esse acúmulo de material orgânico em profundidade, por sua vez, promove condições que facilitam o deslocamento da frente de alcalinização resultante da aplicação de corretivos, ampliando os efeitos do

manejo da acidez para além das camadas superficiais do solo.

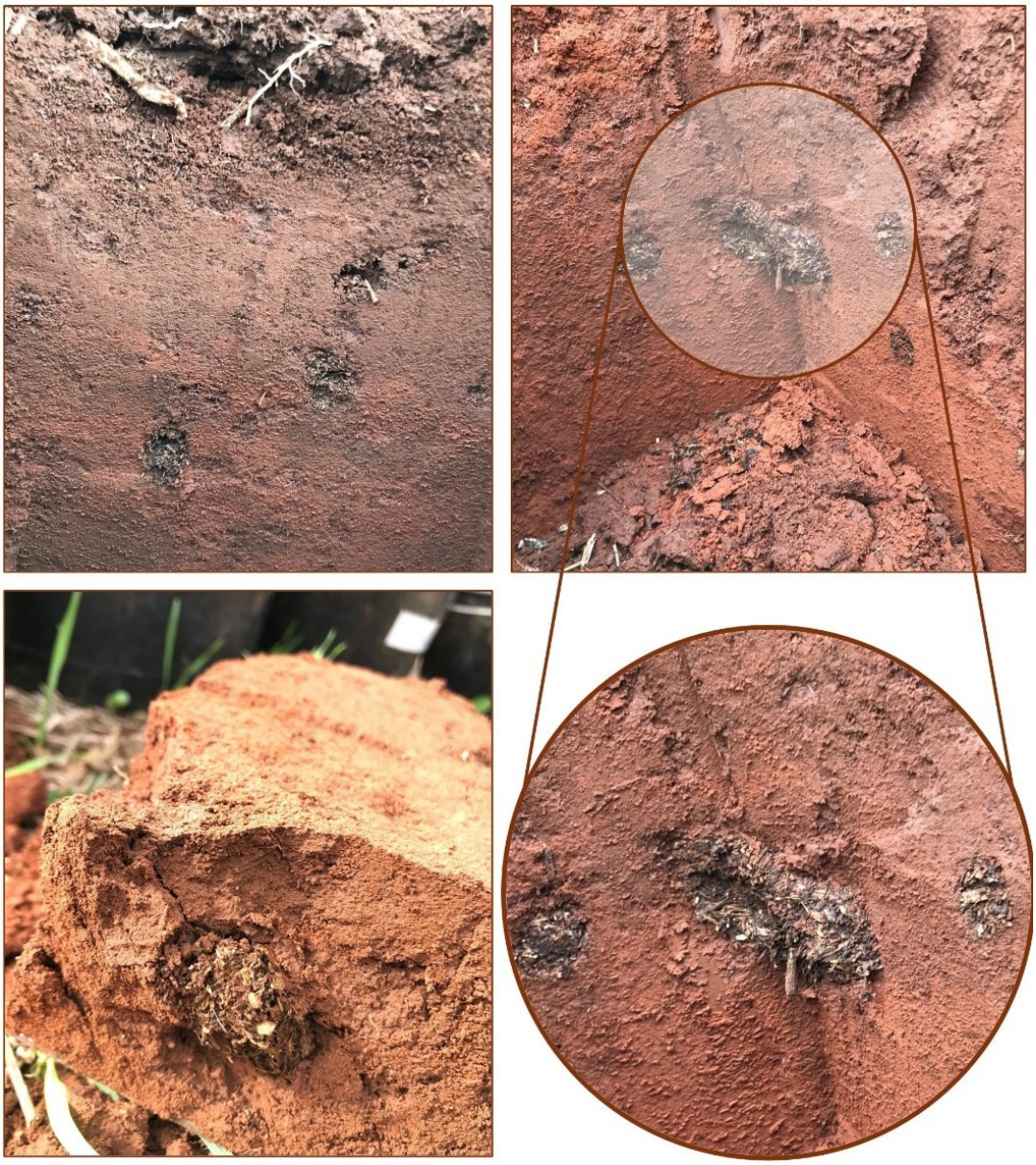


Figura 9.3. Material orgânico incorporado em camadas subsuperficiais do solo (30 a 40 cm de profundidade) pela ação da fauna edáfica, em um perfil de Latossolo Bruno sob sistema de plantio direto com rotação de culturas, em área de cultivo agrícola localizada em Guarapuava, Paraná, Brasil.

Material orgânico incorporado em camadas subsuperficiais do solo (30 a 40 cm de profundidade) pela ação da fauna edáfica, em um perfil de Latossolo Bruno sob sistema de plantio direto com rotação de culturas, em área de cultivo agrícola localizada em Guarapuava, Paraná, Brasil.

Esse aprofundamento da frente alcalinizante e consequente correção da acidez do solo em profundidade é observado especialmente em solos previamente corrigidos

com incorporação, nos quais aplicações superficiais subsequentes são realizadas para mitigar a reacidificação. Alves et al. (2024) observaram que em solos em que a acidez do perfil do solo foi aliviada com calcário antes de iniciar o sistema de plantio direto, o manejo da reacidificação, que ocorre principalmente nas camadas superficiais do solo, pode ser feito com a aplicação de corretivos na superfície do solo, mantendo os níveis ideais de acidez do solo nas camadas superficiais e subsuperficiais. Chama a atenção neste estudo, conduzido sobre um Latossolo Bruno, é a alta mobilidade dos produtos da solubilização do calcário sob plantio direto, visto que as propriedades de pH do solo (Figura 9.4a) e saturação por Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^{+} (Figura 9.4b) tiveram um aumento, enquanto a saturação por Al^{3+} (Figura 9.4c) reduziu, ambos até 60 cm de profundidade. Além disso, essa prática sustentou a alta produtividade e a estabilidade produtiva das culturas ao longo do tempo, mesmo durante períodos prolongados de plantio direto. Os resultados das propriedades químicas do solo relacionadas à acidez e à produtividade das culturas demonstram claramente que a calagem com incorporação do corretivo na camada arável tem um efeito residual de pelo menos 42 anos e que não há benefício em incorporar a calagem em áreas já corrigidas anteriormente.

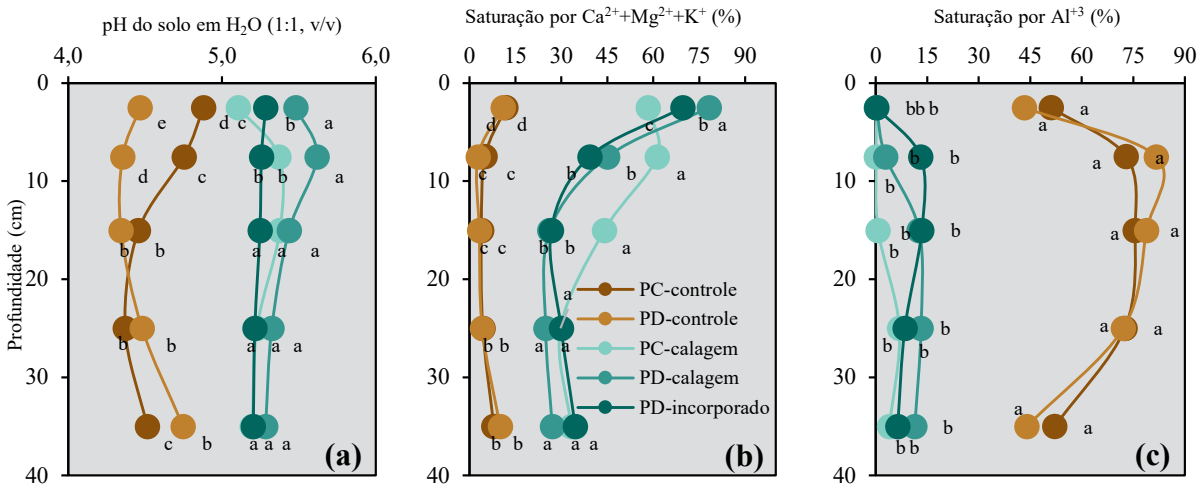


Figura 9.4. pH-H2O do solo (a), saturação por Ca2++Mg2++K+ (b) e por Al3+ (c) em função de diferentes manejos de preparo do solo, manejo convencional e plantio direto, combinado ou não com a aplicação de calcário após 32 anos (1978–2019), com aplicações de 4,5, 3,0, 4,0, 4,7 e 4,7 Mg ha–1 nos anos de 1987, 1995, 2001, 2007 e 2018, respectivamente, em um Latossolo Bruno no Sul do Brasil. Letras diferentes dentro de cada camada de solo indicam diferenças significativas entre os tratamentos, conforme o teste de Tukey a 5% de significância. Adaptado de Alves et al. (2024).

No mesmo experimento de longo prazo, Tiecher et al. (2023) apresentaram os rendimentos de soja, milho, trigo, cevada e aveia branca ao longo de 56 safras, avaliadas entre 1987 e 2019 (Figura 9.5). Os resultados mostraram que os rendimentos médios das culturas foram aproximadamente 45% superiores nos tratamentos com calagem em comparação aos tratamentos sem correção da acidez do solo. Além disso, entre os

tratamentos com calagem realizados sob sistema de plantio direto, os rendimentos foram cerca de 11% superiores em relação ao tratamento com calagem realizada sob plantio convencional, independentemente de o corretivo ter sido aplicado superficialmente ou incorporado. Esses resultados indicam que, em sistemas de plantio direto bem estabelecidos, a incorporação do calcário pode ser dispensável, sem prejuízos à produtividade.

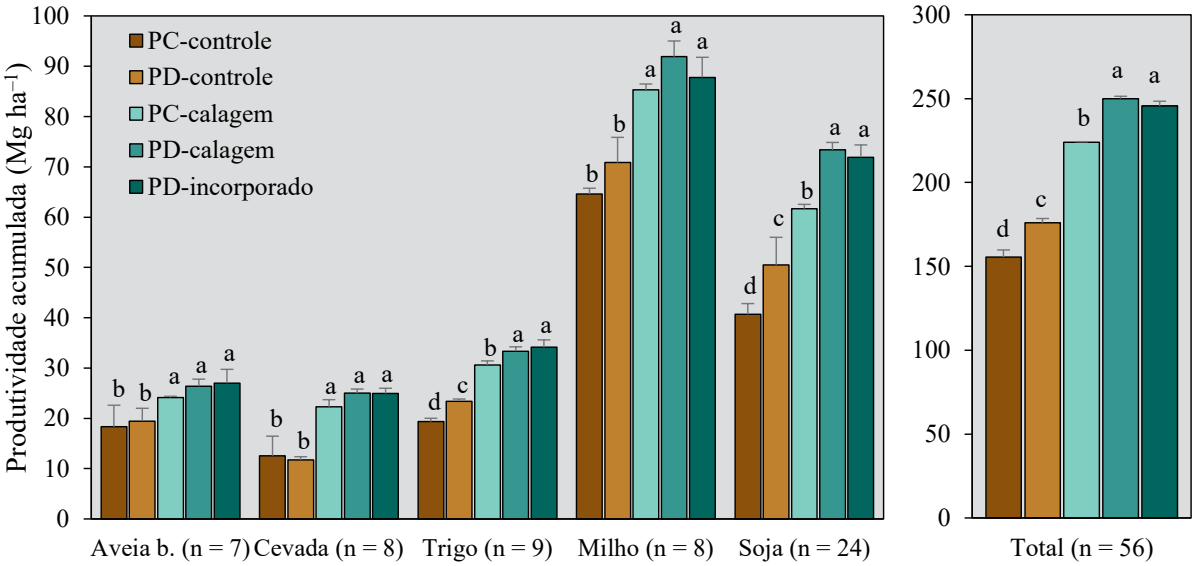


Figura 9.5. Produtividade de grãos ao longo de 56 safras em função de diferentes manejos de preparo do solo, manejo convencional e plantio direto, combinado ou não com a aplicação de calcário após 32 anos (1978–2019), com aplicações de 4,5, 3,0, 4,0, 4,7 e 4,7 Mg ha–1 nos anos de 1987, 1995, 2001, 2007 e 2018, respectivamente, em um Latossolo Bruno no Sul do Brasil. Letras diferentes dentro de cada camada de solo indicam diferenças significativas entre os tratamentos, conforme o teste de Tukey a 5% de significância. Aveia b. = Aveia branca. Adaptado de Tiecher et al. (2023).

Outra questão relevante no manejo da acidez do solo é a necessidade de monitoramento e correção das camadas mais profundas do perfil. Alves et al. (2025) observaram que a presença de Al^{3+} em profundidades de 40–60 cm pode comprometer significativamente a produtividade da soja. Esses resultados indicam que o Al^{3+} tóxico pode afetar negativamente a disponibilidade, absorção, transporte e utilização de nutrientes pelas plantas, mesmo em profundidades que não são tradicionalmente consideradas diagnósticas pelos sistemas de recomendação adotados no Sul do Brasil (CQFS-RS/SC, 2016; Pauletti & Motta, 2019), conforme também discutido por Singh et al. (2017). Estudos recentes reforçam essa tendência, demonstrando correlações significativas entre a acidez subsuperficial e o rendimento de culturas (Bellinaso et al., 2021; Alves et al., 2024). Essas evidências não sugerem que a correção das camadas profundas deva ser priorizada em detrimento das superficiais, mas sim que ambas devem ser

consideradas no planejamento da correção da acidez. Como apresentado na Figura 9.6, os maiores coeficientes de correlação entre o rendimento relativo da soja e a saturação por Al^{3+} foram observados na camada de 40–60 cm. Isso se deve à maior variabilidade e intensidade da acidez nessa profundidade, com saturações por Al^{3+} que chegaram a 35%, enquanto nas camadas superficiais os valores não ultrapassaram 17%.

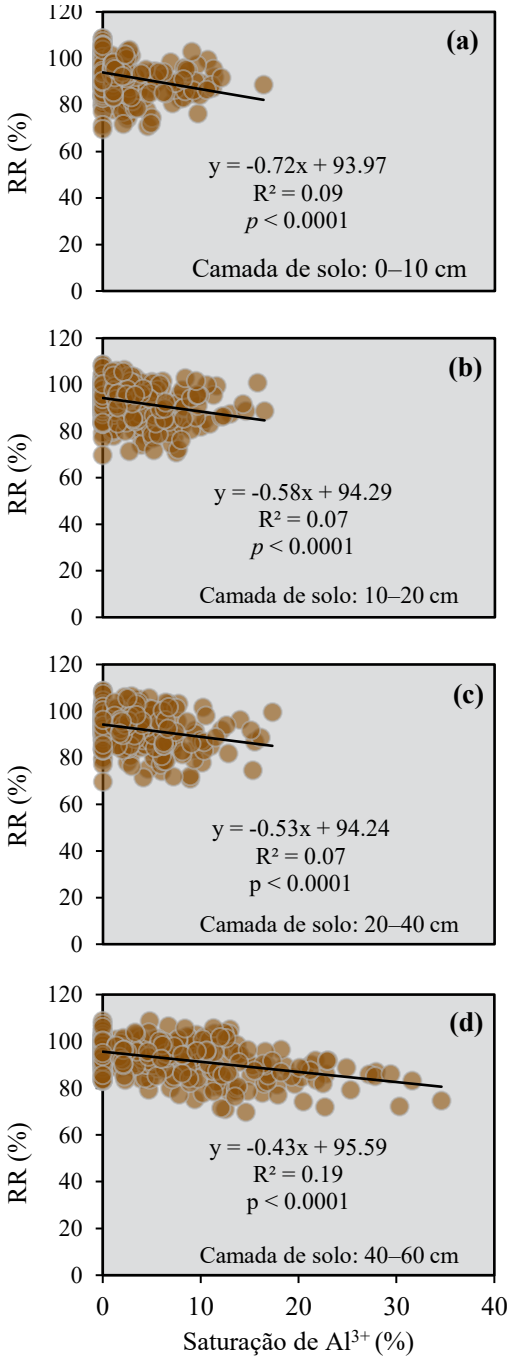


Figura 9.6. Relação entre a saturação de Al3+ e o rendimento relativo (RR) de grãos de soja nas camadas de solo de 0-10 cm (a), 10-20 cm (b), 20-40 cm (c) e 40-60 cm (d) ao longo de 11 anos em um Latossolo Bruno no Sul do Brasil. Adaptado de Alves et al. (2025).

Diante disso, torna-se evidente a importância de estratégias que promovam a neutralização do Al^{3+} também em camadas subsuperficiais. Moraes et al. (2023) demonstraram que a incorporação de calcário até 40 cm de profundidade melhorou significativamente as propriedades químicas relacionadas à acidez, eliminando o Al^{3+} da camada de 20-40 cm e criando um ambiente mais favorável ao crescimento radicular, resultando em maior produtividade de grãos. Nesse contexto, o planejamento adequado da calagem, considerando tanto a profundidade de aplicação quanto o histórico de manejo do solo, é essencial para garantir a eficácia da correção da acidez e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, especialmente sob plantio direto.

Efeitos da calagem na tolerância das plantas a estresses ambientais

Diversos fatores influenciam a tolerância e a resiliência das plantas frente a estresses ambientais, sendo particularmente relevantes aqueles que restringem o crescimento e o aprofundamento do sistema radicular. Entre os principais impedimentos físicos e químicos do solo ao desenvolvimento das raízes destacam-se a elevada resistência mecânica (Moraes et al., 2020), a elevada acidez associada à toxicidade por Al^{3+} (Meng et al., 2019), bem como a baixa aeração (Hu et al., 2021) e a limitada disponibilidade de nutrientes essenciais (Bossolani et al., 2021). Embora diferentes causas possam originar essas limitações, a calagem se destaca como uma prática agronômica eficaz na mitigação de diversos fatores edáficos restritivos, por meio da neutralização da acidez e da melhoria da fertilidade do solo.

Resultados de longo prazo evidenciam os benefícios da correção da acidez para a estabilidade produtiva dos cultivos. Zandoná et al. (2015) demonstraram que a melhoria das condições químicas do solo via calagem resultou em aumentos consistentes na produtividade das culturas, tanto em anos com clima favorável quanto em períodos com déficit hídrico, indicando maior estabilidade dos sistemas produtivos. De forma semelhante, Alves et al. (2024) relataram maior tolerância das culturas e resiliência agronômica em sistemas sob plantio direto com manejo adequado da acidez. Ainda que o clima tropical e subtropical normalmente apresente boa distribuição de chuvas ao longo da estação de crescimento, a intensificação de eventos extremos — como secas prolongadas — tem comprometido de forma significativa o rendimento agrícola (Mickelbart et al., 2015). Nesse cenário, a integração entre o plantio direto e a calagem tem se mostrado uma estratégia robusta para promover maior resiliência produtiva, especialmente sob condições de estresse hídrico (Sá et al., 2014).

Diante das atuais mudanças climáticas, caracterizadas por maior variabilidade nas condições meteorológicas e maior ocorrência de eventos extremos, torna-se imprescindível adotar práticas que fortaleçam a capacidade adaptativa dos sistemas agrícolas. A calagem, ao promover melhorias nas condições químicas do solo e favorecer o desenvolvimento radicular em profundidade, potencializa a eficiência no uso da água e dos nutrientes pelas plantas — elementos-chave para a manutenção da produtividade em cenários adversos. Assim, o manejo da acidez não deve ser entendido apenas como uma intervenção corretiva pontual, mas como uma estratégia agronômica central para o enfrentamento dos desafios climáticos e para a manutenção da segurança alimentar, especialmente em regiões tropicais e subtropicais, onde os solos naturalmente ácidos sustentam grande parte da produção agrícola global.

Disponibilidade e fornecimento de fósforo e potássio em ambientes tropicais e subtropicais

Dinâmica do fósforo no solo e estratégias de manejo para uso eficiente

O fósforo (P) é um macronutriente essencial ao crescimento e desenvolvimento das plantas, sendo fundamental para a síntese de fosfolipídios e nucleotídeos, componentes estruturais das células e de suas membranas. Além disso, o P participa de diversos processos bioquímicos cruciais, como a regulação da permeabilidade das membranas celulares, fotossíntese, respiração, glicólise, reações redox e transdução de sinais (Carstensen et al., 2018; Powers et al., 2020; Bechtaoui et al., 2021). Também exerce papel determinante na formação e desenvolvimento do sistema radicular, impactando diretamente a absorção de água e nutrientes e, consequentemente, o rendimento das culturas (Bén et al., 2015; Sun et al., 2016).

Apesar de sua importância, a deficiência de P é amplamente observada em solos agrícolas, especialmente em regiões tropicais e subtropicais, onde a baixa disponibilidade de P representa uma das principais limitações à produtividade agrícola e uma séria ameaça à segurança alimentar global (Weikard, 2016; Heuer et al., 2017). Estima-se que, globalmente, cerca de 50% dos solos utilizados na agricultura apresentem deficiência de P (Lynch, 2011), em função da baixa reposição desse nutriente nos sistemas produtivos ou devido às características do solo que favorecem a fixação do P em formas indisponíveis às plantas.

Sistemas agrícolas com diferentes níveis tecnológicos, caracterizados por baixos ou altos aportes de insumos, demandam estratégias distintas para otimizar a eficiência do uso de P (EUP). Em condições de baixo insumo, é desejável o uso de cultivares com elevada capacidade de absorção e alta eficiência interna de utilização do P (Rose & Wissuwa, 2012). No entanto, mesmo em sistemas de alto insumo, a combinação dessas características é vantajosa, pois permite reduzir a aplicação de fertilizantes fosfatados sem comprometer o rendimento das culturas. Em solos com elevada capacidade de fixação de P, a aplicação de grandes quantidades de fertilizantes é, muitas vezes, necessária para suprir as demandas das plantas. Esses solos, geralmente ácidos, promovem a imobilização do P por complexação com Al ou Fe, dificultando sua absorção pelas raízes. Além disso, o pH ácido e a presença de Al^{3+} afetam negativamente o crescimento radicular, o que limita ainda mais a absorção de nutrientes pouco móveis, em baixas concentrações na solução do solo e absorvidos por difusão, como o P (Heuer et al., 2017).

Sob essas condições, a melhoria da EUP depende, em parte, da tolerância das plantas ao Al^{3+}. Em trigo, por exemplo, o gene *TaALMT1*, responsável pela tolerância ao Al^{3+}, codifica um canal aniônico localizado na membrana plasmática que promove o efluxo de malato nos ápices radiculares (Delhaize et al., 2012). O malato exsudado forma complexos não tóxicos com o Al^{3+}, neutralizando seus efeitos tóxicos. Como o *TaALMT1* é ativado na presença de Al^{3+}, a planta restringe a secreção de malato aos locais em momentos em que ele é necessário, minimizando o custo metabólico envolvido.

Apesar da eficiência dessas estratégias evolutivas de tolerância ao Al^{3+}, o custo energético associado pode não compensar em sistemas agrícolas. Assim, a correção da acidez do solo por meio da calagem, com consequente eliminação do Al^{3}□, configura-se como uma estratégia agronomicamente mais racional e sustentável. De acordo com Tiecher et al. (2023), a aplicação de calcário pode aumentar a EUP em aproximadamente 30%, independentemente do sistema de manejo (plantio convencional ou plantio direto). Esse incremento na EUP está associado ao aumento do fator parcial de produtividade (Figura 9.7a), representado por maior produção de grãos por unidade de P aplicado, e a um balanço parcial de P mais positivo (Figura 9.7b), caracterizado por maior proporção de P exportado via grãos em relação ao P aplicado. Nos tratamentos com calagem, observou-se um aumento médio de 44% no fator parcial de produtividade e de 48% no balanço parcial de P, quando comparados aos tratamentos sem calagem. Além disso, a combinação da calagem com práticas conservacionistas, como o sistema de plantio direto, promove ganhos adicionais na EUP, podendo elevá-la em cerca de 15% em relação ao cultivo sob manejo convencional.

Outro fator que pode contribuir para o aumento da EUP em sistemas agrícolas é a adoção de plantas de cobertura. Conforme demonstrado por Pavinatto et al. (2017), essas plantas tendem a reciclar maiores quantidades de P quando fertilizantes fosfatados são aplicados nas culturas antecessoras, aproveitando de forma mais eficiente o P residual remanescente no solo após o cultivo de verão. Nesse sentido, Bourns et al. (2024) destacam que a presença de plantas de cobertura aumenta o retorno total de P à superfície do solo, contribuindo para a manutenção e o reaproveitamento desse nutriente no sistema.

Especificamente no que se refere à nutrição fosfatada, o cultivo de plantas de cobertura pode ampliar a disponibilidade de P para a cultura principal por meio de dois mecanismos principais: (i) a decomposição da biomassa vegetal, que libera o P acumulado durante o crescimento da planta de cobertura, e (ii) a solubilização de formas menos disponíveis de P no solo, promovida pela liberação de exsudatos radiculares com capacidade de complexar cátions ou acidificar a rizosfera (Eichler-Löbermann et al., 2008; Soltangheisi et al., 2018).

Diversos estudos têm evidenciado que o P contido nos tecidos das plantas de cobertura pode ser rapidamente mineralizado, tornando-se uma fonte significativa de P para as culturas subsequentes (Maltais-Landry & Fossard, 2015; Carver et al., 2020). Algumas espécies, como a aveia e especialmente o tremoço, apresentam elevada capacidade de produção de biomassa, o que favorece a ciclagem de P no sistema. Esse efeito pode estar associado à sua aptidão para absorver P de formas menos lábeis presentes no solo (Tiecher et al., 2017; Soltangheisi et al., 2018).

Dessa forma, a inclusão estratégica de plantas de cobertura no manejo agrícola deve ser considerada uma prática essencial para aumentar a EUP. Além de contribuir para a sustentabilidade dos sistemas produtivos, essa abordagem possibilita uma menor dependência de fertilizantes fosfatados, promovendo o uso mais eficiente do “legado de P” acumulado no solo ao longo dos anos.

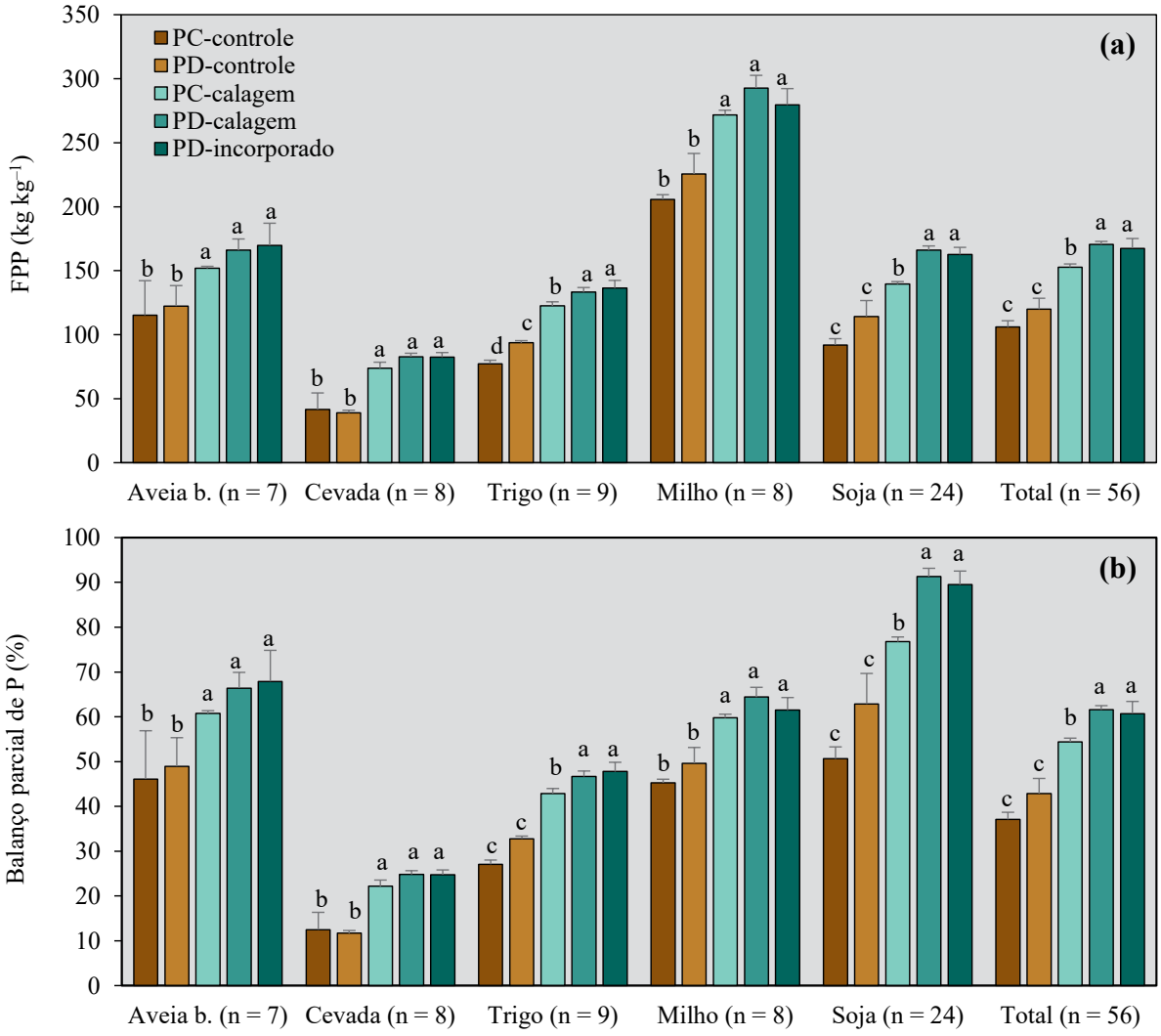


Figura 9.7. Fator parcial de produtividade de P (kg de grãos produzidos por kg de P aplicado via fertilizante) (a) e balanço parcial de P [(P exportado por grãos e proporção de P aplicado) × 100] (b) em função de diferentes manejos de preparo do solo, manejo convencional e plantio direto, combinado ou não com a aplicação de calcário após 32 anos (1978–2019), com aplicações de 4,5, 3,0, 4,0, 4,7 e 4,7 Mg ha–1 nos anos de 1987, 1995, 2001, 2007 e 2018, respectivamente, em um Latossolo Bruno no Sul do Brasil. Letras diferentes dentro de cada camada de solo indicam diferenças significativas entre os tratamentos, conforme o teste de Tukey a 5% de significância. Aveia b. = Aveia branca. Adaptado de Tiecher et al. (2023).

Dinâmica do potássio no solo e estratégias de manejo para uso eficiente

da mesma forma que para o P, o K é essencial para o desenvolvimento das plantas, sendo o cátion mais abundante nas plantas e desempenhando um papel importante nos sistemas de produção agrícola. O K desempenha múltiplas funções

essenciais no metabolismo vegetal, contribuindo significativamente para a resistência das plantas a pragas e doenças, além de participar de processos como a fotossíntese, a osmorregulação, a ativação enzimática, a síntese de proteínas, a manutenção da homeostase iônica e o equilíbrio entre cátions monovalentes e divalentes (Srivastava et al., 2020; Sardans & Peñuelas, 2021). Adicionalmente, o K é fundamental para a manutenção do turgor celular, favorecendo a tolerância das plantas a diferentes tipos de estresse, e desempenha papel importante no estímulo de atividades enzimáticas essenciais para o crescimento e desenvolvimento vegetal (Dreyer et al., 2017; Zörb et al., 2014). Assim, o suprimento adequado de K é um fator-chave para a manutenção da fertilidade do solo e o aumento da produtividade agrícola, especialmente em solos com baixa disponibilidade desse nutriente. Nesse contexto, torna-se cada vez mais necessário adotar práticas de manejo que promovam maior eficiência no uso do K, contribuindo para sistemas agrícolas mais sustentáveis e resilientes.

No que se refere ao manejo da fertilização potássica, um aspecto ainda amplamente debatido é a forma de alocação do fertilizante, que pode ser aplicado a lanço, sem incorporação, ou localizado na linha de semeadura. Pesini et al. (2024a e b) destacam que a aplicação superficial a lanço tende a gerar um gradiente acentuado de concentração de K no solo, com teores significativamente mais elevados na camada superficial (0–10 cm) em comparação à subsuperficial (10–20 cm). Por outro lado, quando o fertilizante é aplicado na linha de semeadura, a aproximadamente 5 cm abaixo da semente, esse gradiente é consideravelmente reduzido, resultando em uma distribuição mais uniforme do K ao longo do perfil do solo, conforme demonstrado na Figura 9.8. Dessa forma, torna-se evidente que a noção amplamente difundida de que o K apresenta alta mobilidade no solo, o que justificaria sua aplicação exclusivamente em superfície, não se sustenta à luz de evidências experimentais recentes. Ainda que a possibilidade de perdas por lixiviação seja uma preocupação válida, estudos têm demonstrado que tais perdas representam apenas uma fração mínima quando comparadas às perdas por escoamento superficial, mesmo em solos de textura mais arenosa.

Como exemplo, um estudo conduzido ao longo de cinco anos em um Argissolo com 17% de argila, CTC de 9,6 $cmol_c\ kg^{-1}$ e declividade de apenas 4%, revelou que apenas entre 0,3 e 0,7% do K aplicado foi perdido por lixiviação abaixo de 60 cm de profundidade (Girotto et al., 2013). Em contrapartida, as perdas por escoamento superficial variaram entre 9 e 17% do total de K aplicado (Ceretta et al., 2010), reforçando a importância de práticas de manejo que minimizem esse tipo de perda e aumentem a eficiência de uso do nutriente. Portanto, práticas de manejo que considerem a forma de aplicação do K são essenciais para otimizar sua disponibilidade e eficiência de uso pelas plantas.

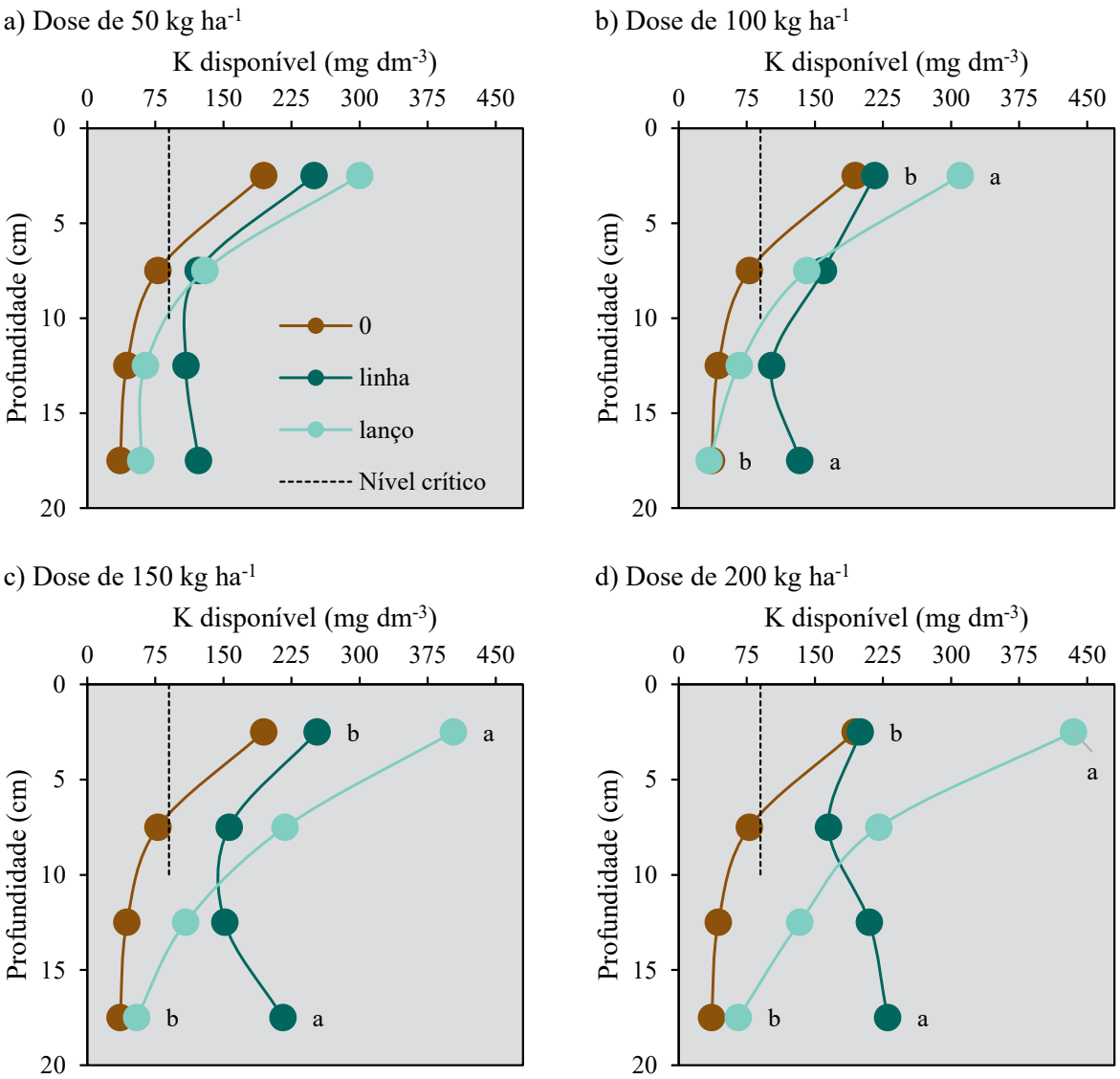


Figura 9.8. Distribuição vertical do K disponível no solo extraído por Mehlich-1 aplicado no sulco de semeadura ou a lanço na superfície do solo em função de doses de 50 (a), 100 (b), 150 (c) e 200 (d) kg ha–1 de K em um Latossolo sob plantio direto em 2019, em Independência, Rio Grande do Sul, sul do Brasil. As médias seguidas pela mesma letra minúscula em cada camada de solo, comparando o modo de aplicação dentro de cada taxa de K, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey a p < 0,05. Adaptado de Pesini et al. (2024b).

Outro aspecto frequentemente discutido no manejo da fertilização potássica em sistemas agrícolas, especialmente quando se considera a fertilização na linha de semeadura, é o efeito salino que os sais de K podem exercer sobre o desenvolvimento inicial das plantas. Em função disso, as atuais recomendações de fertilização potássica para as principais regiões produtoras do Brasil, como o Cerrado, Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, conforme estabelecido em seus respectivos manuais técnicos oficiais, indicam doses máximas de aplicação na linha de semeadura de 48, 64 e 67 kg ha^{-1} de K, respectivamente (Sousa & Lobato, 2004; CQFS-RS/SC, 2016; Pauletti & Motta,

2019). Embora essa seja uma recomendação difundida, os estudos que suportam essa recomendação não são contundentes e generalizados, um exemplo que pode ser citado é Salton et al. (2002), que relata um efeito negativo da fertilização com K no sulco de semeadura, mas foi realizado utilizando areia lavada em bandejas rasas sem drenagem em casa de vegetação. Outro estudo, de Carmona (2011), apresenta um efeito negativo da aplicação de K no sulco em comparação com as adições superficiais, observando impacto na emergência das plântulas de arroz em solos afetados por sais. Isso, combinado com a agricultura de precisão limitada à variabilidade horizontal, incentivou muito a aplicação de fertilizantes potássicos na superfície do solo. Além disso, o ganho no desempenho operacional para a semeadura de culturas em grandes áreas devido à eliminação do sulcador utilizado para adicionar o fertilizante sob o solo contribuiu muito para o uso generalizado da aplicação a lanço de K na superfície do solo.

No entanto, estudos mais recentes que revisitam os conceitos relacionados às formas de aplicação e às doses de K, como o conduzido por Pesini et al. (2024b), demonstraram que mesmo em situações de altas doses de K, chegando a 200 kg ha^{-1} aplicados na linha de semeadura, com o fertilizante posicionado a cerca de 5 cm abaixo da semente por meio do uso do sulcador, não foram observados efeitos salinos nem impactos negativos sobre o rendimento das culturas. Pelo contrário, na primeira safra de soja, observou-se um incremento na produtividade em função do aumento das doses aplicadas no sulco, até aproximadamente 100 kg ha^{-1} de K (Figura 9.9). Dessa forma, a aplicação de K na linha de semeadura, em doses compatíveis com o equilíbrio de reposição do nutriente, aumenta a eficiência do uso do K (EUK), tanto sob a perspectiva agronômica quanto econômica, especialmente em sistemas de rotação de culturas manejados sob plantio direto, como demonstrado por Pesini et al. (2025a).

É importante destacar que, quando se utiliza apenas o disco de corte, sem o sulcador, a deposição do fertilizante em camadas mais profundas abaixo da semente torna-se limitada. Nessa condição, o potencial efeito salino pode ser mais pronunciado, devido à maior proximidade do fertilizante com a semente. Ainda assim, é fundamental ressaltar que a não adoção de práticas que promovam maior eficiência no uso de fertilizantes não deve ser justificada por limitações operacionais. As máquinas e implementos devem ser adaptados às melhores práticas de manejo, e não o contrário, ou seja, o manejo não deve ser condicionado às limitações impostas pelo maquinário disponível.

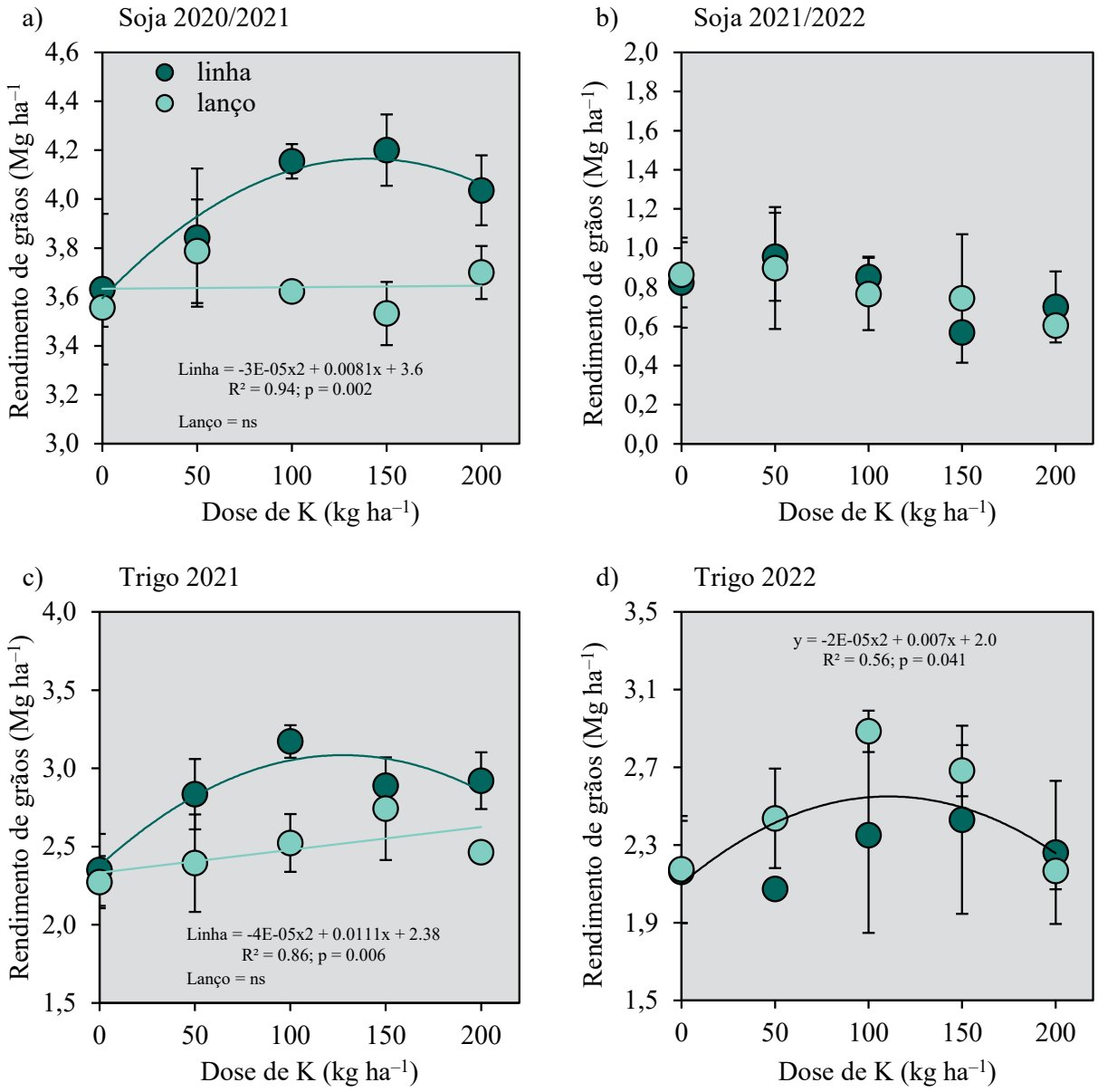


Figura 9.9. Rendimento de grãos de soja (a, b) e trigo (c, d) afetado por doses de K aplicadas na linha de semeadura ou a lanço na superfície do solo em um Latossolo Vermelho sob plantio direto no Sul do Brasil. Adaptado de Pesini et al. (2024b).

Além da forma de aplicação do fertilizante, outras práticas de manejo, como a correção da acidez do solo e a adoção de estratégias conservacionistas, como o plantio direto, a rotação de culturas e o uso de plantas de cobertura, podem potencializar a EUK. Pesini et al. (2025b) avaliaram os impactos de 32 anos de diferentes sistemas de preparo do solo e combinações de calagem sobre a EUK e sobre as formas de K no solo, em um Latossolo sob clima subtropical. Os autores observaram que a calagem promoveu um aumento significativo na EUK, com elevações de 49%, 93%, 30%, 56% e 60% para milho, soja, aveia branca, trigo e cevada, respectivamente, com base no fator parcial de

produtividade (Figura 9.10). Além disso, os resultados indicaram que o plantio direto, mesmo isoladamente, pode melhorar a produção agrícola e a EUK. Embora o plantio direto exerça efeito sinérgico sobre a produtividade de culturas de verão quando combinado com a calagem, os dados apontam que o maior impacto sobre a produtividade e sobre a EUK está relacionado à correção da acidez do solo promovida pela calagem. Dessa forma, para maximizar tanto a produtividade das culturas quanto a EUK, é fundamental realizar a correção da acidez do solo, adotar práticas conservacionistas como o plantio direto e aplicar doses de K compatíveis com as quantidades exportadas pelas culturas.

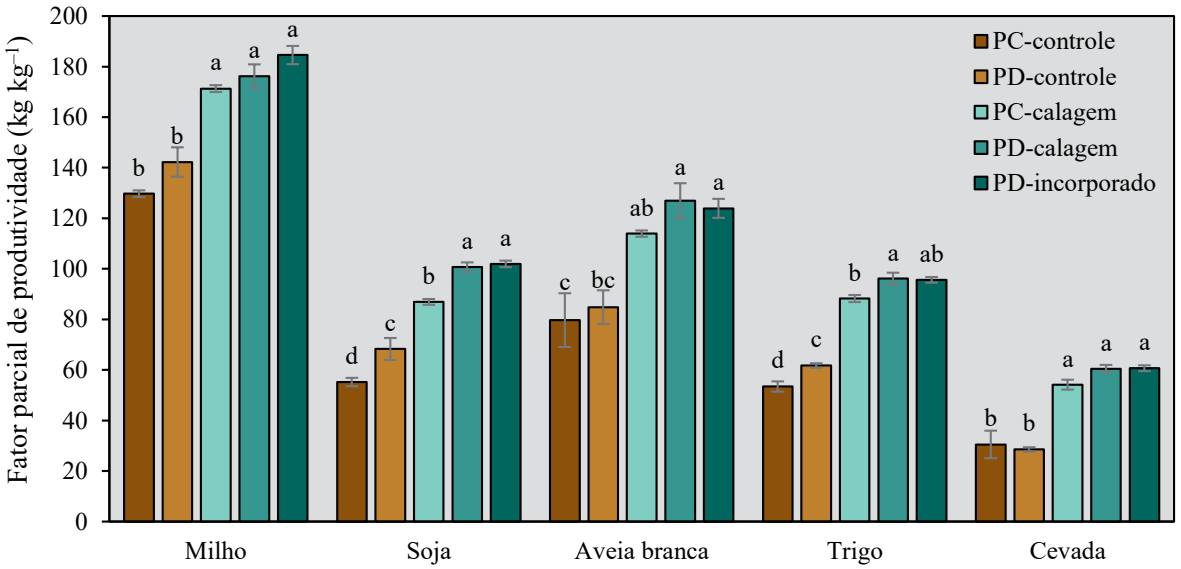


Figura 9.10. Fator parcial de produtividade de K (kg de grãos produzidos por kg de K aplicado via fertilizante) em função de diferentes manejos de preparo do solo, manejo convencional e plantio direto, combinado ou não com a aplicação de calcário após 32 anos em um Latossolo Bruno no Sul do Brasil. Adaptado de Pesini et al. (2025b).

Ainda no contexto da adoção de práticas conservacionistas de manejo e sua relação com a EUK, Ambrosini et al. (2022) apresentam resultados de 19 anos de experimentação com diferentes esquemas de rotação de culturas, envolvendo distintas proporções de soja e milho no verão, associados à diversificação de espécies no período de inverno. Os autores demonstram que sistemas com maior diversidade de culturas promovem uma maior EUK. Especificamente, a diversificação da rotação de culturas contribui significativamente para o aumento da EUK nos sistemas agrícolas, sendo que os melhores resultados foram observados em sistemas nos quais soja e milho foram cultivados anualmente durante o verão, e diferentes espécies foram utilizadas no inverno. Assim, uma rotação completa de culturas nas estações de verão e inverno se mostra como uma estratégia-chave para o uso mais eficiente do K na agricultura sob condições subtropicais.

Em síntese, a EUK nos sistemas agrícolas não depende apenas da dose ou da forma de aplicação do fertilizante, mas está diretamente relacionada a um conjunto de práticas de manejo integrado do solo que favorecem a disponibilidade, a absorção e o aproveitamento do nutriente pelas plantas. A adoção de estratégias como a correção da acidez, o plantio direto, a rotação de culturas e o uso de plantas de cobertura, aliadas à aplicação de K em quantidades ajustadas às necessidades das culturas, constitui uma abordagem indispensável para aumentar a produtividade de forma sustentável, reduzir perdas e promover a resiliência dos sistemas produtivos frente aos desafios agronômicos e ambientais.

Matéria orgânica do solo: fertilidade e resiliência climática

Influência da matéria orgânica na fertilidade do solo e no suprimento de nutrientes

a matéria orgânica do solo (MOS) é reconhecida como um componente essencial para a manutenção da qualidade do solo, influenciando diretamente uma ampla gama de atributos e processos físicos, químicos e biológicos. Sua presença está associada à formação e estabilização de agregados, aumento da capacidade de retenção de água, melhoria da capacidade de troca catiônica (CTC), tamponamento do pH, supressão de doenças e ciclagem de nutrientes essenciais, como nitrogênio (N), P e enxofre (S) (Murphy, 2015). Dessa forma, a MOS exerce papel fundamental na produtividade das culturas ao mediar processos que afetam diretamente a disponibilidade de nutrientes e o funcionamento do ecossistema do solo (Oelofse et al., 2015; Oldfield et al., 2019).

A MOS consiste em uma mistura complexa de compostos orgânicos derivados de resíduos vegetais, exsudatos da rizosfera e produtos microbianos, os quais se encontram em diferentes estágios de decomposição (Lehmann & Kleber, 2015). Esses compostos podem ser classificados em diferentes *pools* funcionalmente relevantes, como a matéria orgânica particulada (livre ou ocluída) e a matéria orgânica associada a minerais, que variam quanto à origem, composição química e estabilidade ao longo do tempo (Kögel-Knabner & Rumpel, 2018). Embora a MOS seja majoritariamente composta por carbono (aproximadamente 50%), ela também contém proporções estequiométricas relativamente constantes de N, P e S, elementos que são mineralizados e disponibilizados às plantas durante o processo de decomposição (Murphy, 2015). Essa estequiometria CNPS implica que a construção e a estabilização da MOS no solo requerem não apenas o aporte de carbono, mas também a adição simultânea de nutrientes minerais, como N, P e S, em

proporções fixas (Kirkby et al., 2013).

Diante disso, fica evidente que a MOS não apenas contribui para a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, mas também desempenha um papel estratégico na nutrição das plantas, especialmente por meio da mineralização e liberação gradual de nutrientes essenciais. Em sistemas agrícolas que almejam maior sustentabilidade e menor dependência de insumos sintéticos, a construção e manutenção da MOS tornam-se ainda mais relevantes, atuando como um reservatório natural de nutrientes e como mediadora da resiliência do solo frente a estresses ambientais. Assim, as práticas de manejo adotadas devem priorizar sistemas conservacionistas de manejo como o plantio direto, a incorporação de resíduos orgânicos, a diversificação de culturas e o uso de plantas de cobertura, com o objetivo de aumentar e preservar os estoques de MOS, assegurando a produtividade a longo prazo e promovendo uma agricultura mais eficiente, sustentável e integrada aos ciclos naturais do solo.

Práticas agrícolas para aumentar o teor de matéria orgânica no solo e o suprimento de nutrientes

Práticas de manejo conservacionistas, além de protegerem o solo contra a degradação, promovem benefícios abrangentes a todo o sistema de produção. Entre os diversos atributos afetados, destaca-se a MOS, frequentemente considerada um elemento-chave para a qualidade e funcionalidade do solo (Voltr et al., 2021). Em um experimento de longa duração conduzido no Sul do Brasil, Veloso et al. (2018) compararam os efeitos do plantio direto e do preparo convencional, com ou sem o uso de leguminosas como plantas de cobertura e diferentes regimes de adubação nitrogenada mineral. Os autores observaram que os sistemas conduzidos sob plantio direto e com a inclusão de leguminosas promoveram aumentos significativos nos estoques de MOS, reforçando a ideia de que sistemas agrícolas mais diversificados contribuem para a melhoria da fertilidade do solo e o suprimento de nutrientes. Da mesma forma, Alves et al. (2020), ao avaliarem sistemas integrados de produção agropecuária, destacaram o papel do manejo adequado das pastagens na dinâmica da MOS. Verificaram que pastagens manejadas sob baixa intensidade de pastejo resultaram em maiores estoques de N no solo, o que se refletiu em um incremento de aproximadamente 30% na produtividade do milho cultivado na sequência. Esses resultados evidenciam que, independentemente da prática de manejo adotada, ações que favoreçam o acúmulo de MOS têm potencial para aumentar a produtividade agrícola e reduzir a dependência de insumos sintéticos.

Reforçando essa perspectiva, Filippi et al. (2024) investigaram, em um experimento de longa duração conduzido por 34 anos no Sul do Brasil, a disponibilidade de S no solo em função do sistema de preparo (plantio direto vs. preparo convencional), do tipo de planta de cobertura (gramíneas ou leguminosas) e da adubação nitrogenada. Os autores constataram que, em condições de preparo convencional com uso de gramíneas como cobertura, os teores de S no solo ficaram abaixo dos níveis críticos para culturas graníferas, independentemente da aplicação de N. Situação semelhante foi observada também sob plantio direto com gramíneas, na ausência de adubação nitrogenada. Nessas condições, a suplementação com fontes de S via fertilizantes mostrou-se necessária, como ilustrado na Figura 9.11. Esses achados reforçam o potencial dos sistemas conservacionistas em manter o equilíbrio e o suprimento de nutrientes, especialmente o S, desde que se adotem práticas adequadas, como o plantio direto em conjunto com leguminosas na cobertura do solo e o uso estratégico da adubação nitrogenada, com vistas à produção de maior quantidade de biomassa.

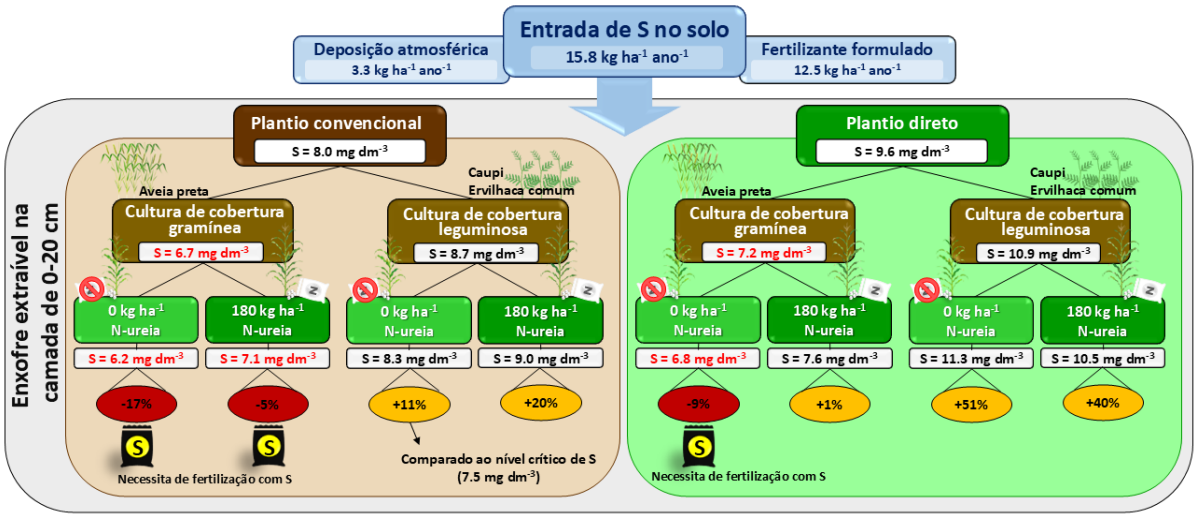


Figura 9.11. Enxofre disponível do solo para a camada de 0-20 cm em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes tipos de preparo do solo (preparo convencional e plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (O/M, aveia/milho; V/M, ervilhaca/milho; OV/MC, aveia + ervilhaca/milho + feijão-caupi) e duas taxas de N (0 N = 0 kg ha-1 ou 180 N = 180 kg ha-1). Os valores apresentados para leguminosas são a média dos sistemas ervilhaca/milho e aveia + ervilhaca/milho + feijão-de-corda. A linha pontilhada vermelha indica o nível crítico de S de 7,5 mg dm-3 para a camada de solo de 0-20 cm, de acordo com Pias et al. (2019). Adaptado de Filippi et al. (2024).

Diante dos crescentes desafios impostos pelas mudanças climáticas e da necessidade de sistemas produtivos mais eficientes e sustentáveis, a adoção de práticas conservacionistas de manejo torna-se indispensável. Estratégias como o plantio direto, o uso de plantas de cobertura e o manejo adequado da adubação contribuem diretamente para o acúmulo de matéria orgânica no solo e para a manutenção de níveis adequados

de nutrientes essenciais. Essas práticas fortalecem a resiliência dos agroecossistemas, promovem a estabilidade da produção agrícola e reduzem a dependência de insumos externos, aspectos fundamentais para garantir a segurança alimentar em longo prazo. Assim, investir em um manejo que valorize a saúde do solo é, antes de tudo, uma escolha estratégica para enfrentar com eficiência as incertezas do clima e construir um futuro agrícola mais sustentável.

Considerações finais

Diante do exposto ao longo deste capítulo, não se propõe uma tecnologia ou prática isoladamente inovadora, mas sim a adoção de um olhar sistêmico sobre o agroecossistema, com foco em um objetivo comum: alcançar maior produção agrícola e garantir a segurança alimentar, mantendo a fertilidade dos solos para as gerações presentes e futuras. Esse enfoque é particularmente relevante para regiões de clima tropical e subtropical, nas quais a baixa fertilidade natural dos solos representa um desafio recorrente.

Nesse contexto, delineia-se um caminho técnico composto por três etapas fundamentais. A primeira consiste na correção da acidez do solo e na adequada reposição dos nutrientes, por meio de práticas de calagem e adubação corretiva. O objetivo é neutralizar elementos tóxicos, como o Al^{3+}, e aumentar a saturação por Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^{+}. Além disso, a correção de P e K é essencial, uma vez que esses elementos frequentemente se apresentam como limitantes em solos tropicais.

A segunda etapa envolve a adoção de práticas conservacionistas, entre as quais se destaca a semeadura direta como estratégia central. A ausência de revolvimento do solo contribui para a melhoria de sua estrutura física e para a conservação da matéria orgânica, além de favorecer processos biológicos e a estabilidade dos agregados.

Na terceira etapa, a diversificação de culturas é incorporada como elemento complementar e indispensável para a sustentabilidade dos sistemas conservacionistas. A rotação de culturas, o uso de plantas de cobertura e a integração lavoura-pecuária, quando bem manejadas, promovem benefícios agronômicos, ecológicos e econômicos, como o controle de plantas daninhas, a ciclagem de nutrientes e a manutenção da cobertura vegetal do solo (Figura 9.12).

Essas práticas integradas estão diretamente alinhadas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pela Organização das Nações Unidas,

especialmente os ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis), ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima) e ODS 15 (Vida Terrestre). Isso porque tais estratégias têm o potencial de regular a produção agrícola, reduzir o uso de fertilizantes sintéticos, mitigar a poluição ambiental e promover condições mais favoráveis à vida no planeta.

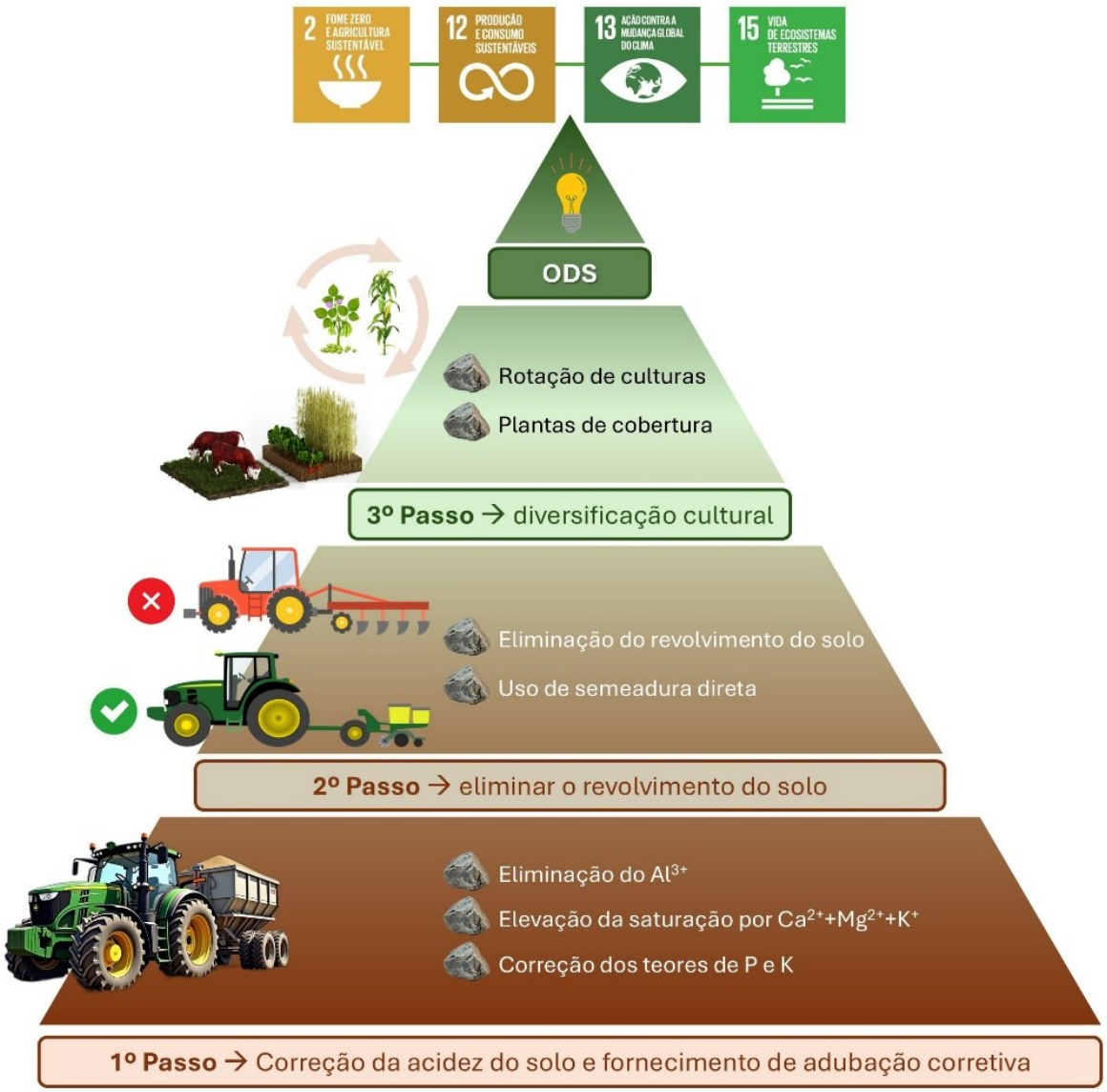


Figura 9.12. Representação esquemática das etapas para atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pela Organização das Nações Unidas, com vistas à construção da fertilidade do solo e à consequente produção agrícola.

Referências

Alves, L. A., et al. (2020). The effect of crop rotation and sheep grazing management on plant production and soil C and N stocks in a long-term integrated crop-livestock system in Southern Brazil. *Soil Tillage Research, 203,* 104678. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104678

Alves, L. A., et al. (2024). Impacts of tillage and liming on crop yields and soil acidity correction: Insights from a 32-year experiment in Southern Brazil. *Plant and Soil,* 1–20. https://doi.org/10.1007/s11104-024-07076-w

Alves, L. A., et al. (2025). Long-term soil acidity dynamics and crop yield response to gypsum and limestone with different reactivities in a no-till Oxisol. *European Journal of Agronomy* (under review).

Ambrosini, V. G., et al. (2022). Effect of diversified cropping systems on crop yield, legacy, and budget of potassium in a subtropical Oxisol. *Field Crops Research, 275,* 108342. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108342

Asseng, S., et al. (2013). Uncertainty in simulating wheat yields under climate change. *Nature Climate Change, 3*(9), 827–832. https://doi.org/10.1038/nclimate1916

Auffhammer, M., & Schlenker, W. (2014). Empirical studies on agricultural impacts and adaptation. *Energy Economics, 46,* 555–561. https://doi.org/10.1016/j.eneco.2014.09.010

Basso, B., et al. (2018). Soil organic carbon and nitrogen feedbacks on crop yields under climate change. *Agricultural & Environmental Letters, 3*(1), 180026. https://doi.org/10.2134/ael2018.05.0026

Bechtaoui, N., et al. (2021). Phosphate-dependent regulation of growth and stresses management in plants. *Frontiers in Plant Science, 12,* 679916. https://doi.org/10.3389/fpls.2021.679916

Bellinaso, R. J. S., et al. (2021). Crop yields in no-tillage are severely limited by low availability of P and high acidity of the soil in depth. *Soil Research, 60*(1), 33–49. https://doi.org/10.1071/SR21021

Bén, C., et al. (2015). Feeding 9 billion by 2050—putting fish back on the menu. *Food Security, 7,* 261–274. https://doi.org/10.1007/s12571-015-0427-z

Bossolani, J. W., et al. (2021). Long-term liming improves soil fertility and soybean root growth, reflecting improvements in leaf gas exchange and grain yield. *European Journal of Agronomy, 128,* 126308. https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126308

Bourns, M. A., et al. (2024). Cover crops impact phosphorus cycling and environmental efficiency in a corn–soybean system. *Agronomy Journal, 116*(1), 109–120. https://doi.org/10.1002/agj2.21498

Campos, M., et al. (2022). Deep tilling and localized liming improve soil chemical fertility and sugarcane yield in clayey soils. *Soil Tillage Research, 222,* 105425. https://doi.org/10.1016/j.still.2022.10542

Carmona, F. C. (2011). *Salinidade da água e do solo e sua influência sobre o arroz irrigado* [Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. Porto Alegre. Disponível em: https://lume.ufrgs.br/handle/10183/29534

Carstensen, A., et al. (2018). The impacts of phosphorus deficiency on the photosynthetic electron transport chain. *Plant Physiology, 177,* 271–284. https://doi.org/10.1104/pp.17.01624

Carver, R. E., et al. (2020). Species and termination method effects on phosphorus loss from plant tissue. *Journal of Environmental Quality, 49*(1), 97–105. https://doi.org/10.1002/jeq2.20019

Ceretta, C. A., et al. (2010). Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 139*(4), 689–699. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.016

CQFS-RS/SC. (2016). *Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina* (Vol. 376, 11. ed.). Frederico Westphalen, RS/Brasil: Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Delhaize, E., et al. (2012). Transcriptional regulation of aluminium tolerance genes. *Trends in Plant Science, 17,* 341–348. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2012.02.008

Dreyer, I., Gomez-Porras, J. L., & Riedelsberger, J. (2017). The potassium battery: A mobile energy source for transport processes in plant vascular tissues. *New Phytologist, 216*(4), 1049–1053. https://doi.org/10.1111/nph.14667

Edmeades, D. C., & Ridley, A. M. (2003). Using lime to ameliorate topsoil and subsoil acidity. In: Rengel, Z. (Ed.), *Handbook of Soil Acidity* (pp. 297–336). New York: Marcel Dekker.

Eichler-Löbermann, B., et al. (2008). Effect of catch cropping on phosphorus bioavailability in comparison to organic and inorganic fertilization. *Journal of Plant Nutrition, 31*(4), 659–676. https://doi.org/10.1080/01904160801926517

Fageria, N. K., & Nascente, A. S. (2014). Management of soil acidity of South American soils for sustainable crop production. *Advances in Agronomy, 128,* 221–266. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802139-2.00006-8

Filippi, D., et al. (2024). Legume cover crops combined with no-tillage increase extractable sulfur in a subtropical Acrisol. *European Journal of Agronomy, 153,* 127049. https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.127049

Folberth, C., et al. (2016). Uncertainty in soil data can outweigh climate impact signals in global crop yield simulations. *Nature Communications, 7*(1), 11872. https://doi.org/10.1038/ncomms11872

Fontoura, S. M. V., et al. (2019). Effect of gypsum rates and lime with different reactivity on soil acidity and crop grain yields in a subtropical Oxisol under no-tillage. *Soil Tillage Research, 193,* 27–41. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.005

Fontoura, S. M. V., et al. (2024). Soybean and corn yield as affected by crop rotation and surface liming under a no-tillage system. *Soil Research, 62*(1). https://doi.org/10.1071/SR22246

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2015). *FAO and the 17 Sustainable Development Goals.* https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i4997e

Fuentes-Guevara, M. D., et al. (2024). Mixture of winter cover crops reduces surface runoff and sediment production under no-tillage system for Oxisols. *Land Degradation & Development, 35*(6), 2145–2156. https://doi.org/10.1002/ldr.5050

Girotto, E., et al. (2013). Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 95,* 115–131. https://doi.org/10.1007/s10705-013-9552-2

Gongora, V. R. M., et al. (2022). Impact of cover crops on soil physical properties, soil loss and runoff in compacted Oxisol of southern Brazil. *Geoderma Regional, 31,* e00577. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00577

Hale, S. E., et al. (2020). The effect of biochar, lime and ash on maize yield in a long-term field trial in Ultisol in the humid tropics. *Science of the Total Environment, 719,* 137455. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137455

Heuer, S., et al. (2017). Improving phosphorus use efficiency: A complex trait with emerging opportunities. *The Plant Journal, 90,* 868–885. https://doi.org/10.1111/tpj.13423

Holland, J. E., et al. (2018). Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review. *Science of the Total Environment, 610,* 316–332. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.020

Hu, W., et al. (2021). Compaction induced soil structural degradation affects productivity and environmental outcomes: A review and New Zealand case study. *Geoderma, 395,* 115035. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115035

Inostroza-Blancheteau, C., et al. (2012). Molecular and physiological strategies to increase aluminum resistance in plants. *Molecular Biology Reports, 39,* 2069–2079. https://doi.org/10.1007/s11033-011-0954-4

Jones, D. L., & Ryan, P. R. (2003). Nutrition/aluminum toxicity. In: Murphy, D., Murray, B., & Thomas, B. (Eds.), *Encyclopedia of Applied Plant Science* (pp. 656–664). London: Academic Press.

Joris, H. A. W., et al. (2016). Liming in the conversion from degraded pastureland to a no-till cropping system in southern Brazil. *Soil Tillage Research, 162,* 68–77. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.009

Kätterer, T., et al. (2019). Biochar addition persistently increased soil fertility and yields in maize–soybean rotations over 10 years in sub-humid regions of Kenya. *Field Crops Research, 235,* 18–26. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.015

Kirkby, C. A., et al. (2013). Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. *Soil Biology and Biochemistry, 60,* 77–86. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.011

Koegel-Knabner, I., & Rumpel, C. (2018). Advances in molecular approaches for understanding soil organic matter composition, origin, and turnover: A historical overview. *Advances in Agronomy, 149,* 1–48. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.01.003

Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability, 7*(5), 5875–5895. https://doi.org/10.3390/su7055875

Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature, 528*(7580), 60–68. https://doi.org/10.1038/nature16069

Li, Y., et al. (2019). Liming effects on soil pH and crop yield depend on lime material type, application method and rate, and crop species: A global meta-analysis. *Journal of Soils and Sediments, 19,* 1393–1406. https://doi.org/10.1007/s11368-018-2120-2

Lobell, D. B., & Burke, M. B. (2010). On the use of statistical models to predict crop yield responses to climate change. *Agricultural and Forest Meteorology, 150*(11), 1443–1452. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.07.008

Lopes, A. S., & Guilherme, L. G. (2016). A career perspective on soil management in the Cerrado region of Brazil. *Advances in Agronomy, 137,* 1–72. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.12.004

Lynch, J. P. (2011). Root phenes for enhanced soil exploration and phosphorus acquisition: Tools for future crops. *Plant Physiology, 156*(3), 1041–1049. https://doi.org/10.1104/pp.111.175414

Maltais-Landry, G., & Frossard, E. (2015). Similar phosphorus transfer from cover crop residues and water-soluble mineral fertilizer to soils and a subsequent crop. *Plant and Soil, 393*(1–2), 193–205. https://doi.org/10.1007/s11104-015-2477-6

Martins, A. P., et al. (2014). Amelioration of soil acidity and soybean yield after surface lime reapplication to a long-term no-till integrated crop–livestock system under varying grazing intensities. *Soil Tillage Research, 144,* 141–149. https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.019

Mattiello, L., et al. (2010). Transcriptional profile of maize roots under acid soil growth. *BMC Plant Biology, 10,* 1–14. https://doi.org/10.1186/1471-2229-10-196

Meng, C., et al. (2019). Global soil acidification impacts on belowground processes. *Environmental Research Letters, 14*(7), 074003. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab239c

Meurer, E. J., Bissani, C. A., & Carmona, F. C. (2017). Solos ácidos e solos afetados por sais. In: *Fundamentos da Química do Solo* (155 p.).

Mickelbart, M. V., et al. (2015). Genetic mechanisms of abiotic stress tolerance that translate to crop yield stability. *Nature Reviews Genetics, 16*(4), 237–251. https://doi.org/10.1038/nrg3901

Miotto, A., et al. (2019). Soil acidity and aluminum speciation affected by liming in the conversion of a natural pasture from the Brazilian Campos biome into no-tillage system for grain production. *Archives of Agronomy and Soil Science,* 1–14. https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1605164

Moraes, F. A., et al. (2023). Lime incorporation up to 40 cm deep increases root growth and crop yield in highly weathered tropical soils. *European Journal of Agronomy, 144,* 126763. https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.126763

Moraes, M. T., et al. (2020). Soil compaction impacts soybean root growth in an Oxisol from subtropical Brazil. *Soil Tillage Research, 200,* 104611. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104611

Müller, C., et al. (2015). Implications of climate mitigation for future agricultural production. *Environmental Research Letters, 10*(12), 125004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/125004

Murphy, B. (2015). Key soil functional properties affected by soil organic matter: Evidence from published literature. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 25,* 012008. https://doi.org/10.1088/1755-1315/25/1/012008

Oelofse, M., et al. (2015). Do soil organic carbon levels affect potential yields and nitrogen use efficiency? An analysis of winter wheat and spring barley field trials. *European Journal of Agronomy, 66,* 62–73. https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.02.009

Oldfield, E. E., et al. (2019). Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *Soil, 5*(1), 15–32. https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019

Pauletti, V., & Motta, A. C. V. (2019). *Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná* (2. ed.). Curitiba, Paraná: Núcleo Estadual Paraná da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Pavinato, P. S., et al. (2017). Effects of cover crops and phosphorus sources on maize yield, phosphorus uptake, and phosphorus use efficiency. *Agronomy Journal, 109*(3), 1039–1047. https://doi.org/10.2134/agronj2016.06.0323

Pesini, G., et al. (2024a). Potassium rates and application methods: Effects on soil K availability and crop response in Planosols and Ferralsols. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 55*(11), 1675–1689. https://doi.org/10.1080/00103624.2024.2323081

Pesini, G., et al. (2024b). Effect of potassium rates and application methods in no-till on soil K availability and crop yield. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 48,* e0240067. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20240067

Pesini, G., et al. (2025a). Band applied K increases agronomic and economic efficiency of K fertilization in a crop rotation under no-till in southern Brazil. *European Journal of Agronomy, 168,* 127595. https://doi.org/10.1016/j.eja.2025.127595

Pesini, G. (2025b). Long-term impact of tillage systems and liming on grain yield and soil potassium dynamics in a crop rotation system. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition,* 1–14. https://doi.org/10.1007/s42729-025-02277-3

Pias, O. H. C., et al. (2019). Crop yield responses to sulfur fertilization in Brazilian no-till soils: A systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 43,* e0180078. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180078

Pias, O. H. C., et al. (2020). Does gypsum increase crop grain yield on no-tilled acid soils? A meta-analysis. *Agronomy Journal, 112*(2), 675–692. https://doi.org/10.1002/agj2.20125

Powers, S., et al. (2020). Field pea (*Pisum sativum* L.) shows genetic variation in phosphorus use efficiency in different P environments. *Scientific Reports, 10,* 18940. https://doi.org/10.1038/s41598-020-75804-0

Qiao, L., et al. (2022). Soil quality both increases crop production and improves resilience to climate change. *Nature Climate Change, 12*(6), 574–580. https://doi.org/10.1038/s41558-022-01376-8

Qiao, L., et al. (2023). Soil moisture–atmosphere coupling accelerates global warming. *Nature Communications, 14,* 4908. https://doi.org/10.1038/s41467-023-40641-y

Quaggio, J. A. (2000). *Acidez e calagem em solos tropicais* (111 p.). Campinas: Instituto Agronômico.

Ramankutty, N., et al. (2002). The global distribution of cultivable lands: Current patterns and sensitivity to possible climate change. *Global Ecology and Biogeography, 11*(5), 377–392. https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2002.00294.x

Rheinheimer, D. S., et al. (2018a). Long-term effect of surface and incorporated liming in the conversion of natural grassland to no-till system for grain production in a highly acidic sandy–loam Ultisol from south Brazilian Campos. *Soil Tillage Research, 180,* 222–231. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.03.014

Rheinheimer, D. S., et al. (2018b). Residual effect of surface-applied lime on soil acidity properties in a long-term experiment under no-till in a southern Brazilian sandy Ultisol. *Geoderma, 313,* 7–16. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.024

Rheinheimer, D. S., et al. (2024). Soil aluminum saturation threshold for subtropical crops in no-tillage system. *Soil Research, 62*(3). https://doi.org/10.1071/SR23174

Rodrighero, M. B., et al. (2015). Aplicação superficial de calcário com diferentes teores de magnésio e granulometrias em sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 39,* 1723–1736. https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20150036

Rose, T. J., & Wissuwa, M. (2012). Rethinking internal phosphorus utilization efficiency: A new approach is needed to improve PUE in grain crops. *Advances in Agronomy, 116,* 185–217. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394277-7.00005-1

Rosenzweig, C., et al. (2014). Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA, 111*(9), 3268–3273. https://doi.org/10.1073/pnas.1222463110

Sá, J. C. M., et al. (2014). Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. *Soil Tillage Research, 136,* 38–50. https://doi.org/10.1016/j.still.2013.09.010

Salton, J. C., et al. (2002). Cloreto de potássio na linha de semeadura pode causar danos à soja. Brasília. Disponível em: http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/247417

Santos, H. G., et al. (2018). *Brazilian soil classification system* (5. ed.). Brasília: Embrapa Solos (CNPS).

Sardans, J., & Peñuelas, J. (2021). Potassium control of plant functions: Ecological and agricultural implications. *Plants, 10*(2), 419. https://doi.org/10.3390/plants10020419

Singh, S., et al. (2017). Toxicity of aluminium on various levels of plant cells and organism: A review. *Environmental and Experimental Botany, 137,* 177–193. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.01.005

Sittig, S., & Sur, R. (2024). Runoff and erosion mitigation via conservation tillage and cover crops: Derivation of model input parameters from literature. *Environmental Challenges, 17,* 101015. https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.101015

Soltangheisi, A., et al. (2018). Changes in soil phosphorus lability promoted by phosphate sources and cover crops. *Soil Tillage Research, 179,* 20–28. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.006

Sousa, D. M. G., & Lobato, E. (2004). *Cerrado: correção do solo e adubação* (2. ed.). Brasília: Embrapa.

Srivastava, A. K., et al. (2020). Emerging concepts of potassium homeostasis in plants. *Journal of Experimental Botany, 71*(2), 608–619. https://doi.org/10.1093/jxb/erz458

Sun, L., et al. (2016). Arabidopsis PHL2 and PHR1 act redundantly as the key components of the central regulatory system controlling transcriptional responses to phosphate starvation. *Plant Physiology, 170,* 499–514. https://doi.org/10.1104/pp.15.01336

Tiecher, T., et al. (2017). Soil fertility and nutrient budget after 23 years of different soil tillage systems and winter cover crops in a subtropical Oxisol. *Geoderma, 308,* 78–85. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.028

Tiecher, T., et al. (2018). Crop response to gypsum application to subtropical soils under no-till in Brazil: A systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 42,* 1–17. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20170025

Tiecher, T., et al. (2023). Soil phosphorus forms and fertilizer use efficiency are affected by tillage and soil acidity management. *Geoderma, 435,* 116495. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116495

Tiritan, C. S., et al. (2016). Tillage system and lime application in a tropical region: Soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded pastures. *Soil Tillage Research, 155,* 437–447. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.012

United Nations (UN). (2021). *Sustainable Development: The 17 Goals.* Disponível em: https://sdgs.un.org/goals

Vargas, J. P., et al. (2019). Application forms and types of soil acidity corrective: Changes in depth chemical attributes in long term period experiment. *Soil Tillage Research, 185,* 47–60. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.08.014

Veloso, M. G., et al. (2018). High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 268,* 15–23. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.024

Voltr, V., et al. (2021). The soil organic matter in connection with soil properties and soil inputs. *Agronomy, 11*(4), 779. https://doi.org/10.3390/agronomy11040779

Wall, D. H., & Six, J. (2015). Give soils their due. *Science, 347*(6223), 695–695. https://doi.org/10.1126/science.aaa8493

Weikard, H. P. (2016). Phosphorus recycling and food security in the long run: A conceptual modelling approach. *Food Security, 8,* 405–414. https://doi.org/10.1007/s12571-016-0551-4

Yamamoto, Y., et al. (2002). Aluminum toxicity is associated with mitochondrial dysfunction and the production of reactive oxygen species in plant cells. *Plant Physiology, 128*(1), 63–72. https://doi.org/10.1104/pp.010417

Zandoná, R. R., et al. (2015). Gesso e calcário aumentam a produtividade e amenizam o efeito do déficit hídrico em milho e soja. *Pesquisa Agropecuária Tropical, 45*(2), 128–137. https://doi.org/10.1590/1983-40632015v4530301

Zhang, S., et al. (2023). Effects of soil amendments on soil acidity and crop yields in acidic soils: A world-wide meta-analysis. *Journal of Environmental Management, 345,* 118531. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118531

Zörb, C., Senbayram, M., & Peiter, E. (2014). Potassium in agriculture: Status and perspectives. *Journal of Plant Physiology, 171,* 656–669. https://doi.org/10.1016/j.jplph.2013.08.008

♦ Capítulo 10 ♦

Fertilizantes orgânicos e os seus impactos na saúde do solo e nos estoques de carbono

Thiago Assis Rodrigues Nogueira[1], Luana Corrêa Silva[1], Philippe Solano Toledo Silva[1], Rodrigo Silva Alves[1], Aline Renée Coscione[2], Cassio Hamilton Abreu-Junior[3], Leidivan Almeida Frazão[4], Ricardo de Oliveira Bordonal[5]

Introdução

O relatório *"Perspectivas da População Mundial 2022"*, publicado pela Organização das Nações Unidas (ONU), destaca que a população global atingiu 8 bilhões de pessoas. Esse documento apresenta uma análise detalhada sobre padrões demográficos e projeções futuras, ressaltando as tendências globais de crescimento populacional (ONU, 2022). Estima-se que a população mundial alcance cerca de 8,5 bilhões em 2030 e 9,7 bilhões em 2050, com expectativa de atingir o pico de aproximadamente 10,4 bilhões de pessoas por volta de 2080, estabilizando-se até o final do século (Sharma et al., 2017; ONU, 2022).

O crescimento populacional impõe desafios significativos à segurança alimentar, demandando a adoção de práticas agrícolas mais eficientes, tecnologias inovadoras e políticas públicas que promovam sustentabilidade e equidade nos sistemas de produção de alimentos (Pantano et al., 2016; Gumber, 2023). A insegurança alimentar e nutricional grave afetou aproximadamente 8,7 milhões de brasileiros em 2023, equivalente a 4,1% da população (IBGE, 2024). Este cenário pode se agravar devido à crise no fornecimento

[1] Departamento de Ciência do Solo, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista (FCAV/UNESP). Jaboticabal – SP. Brasil.
[2] Centro de Solos e Recursos Agroambientais, Instituto Agronômico de Campinas (IAC). Campinas – SP, Brasil.
[3] Divisão de Produtividade Agroindustrial e Alimentos, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo (CENA/USP). Piracicaba – SP, Brasil.
[4] Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais (ICA/UFMG). Montes Claros – MG, Brasil.
[5] Laboratório Nacional de Biorrenováveis, Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais (LNBR/CNPEM). Campinas – SP, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.10

de fertilizantes minerais e aos impactos das mudanças climáticas na agricultura, que elevam os preços dos alimentos básicos e dificultam o acesso da população mais vulnerável (Kubo et al., 2019; CONAB, 2024). Apesar disso, o Brasil apresenta potencial para aumentar sua produção agrícola e contribuir com a segurança alimentar, desde que invista em tecnologias sustentáveis e políticas públicas eficazes (Brasil, 2020).

A produção brasileira de grãos deverá alcançar 325 milhões de toneladas, na safra 2024/25, representando um aumento de 8% em relação à safra anterior (2023/24), com incremento de 24,5 milhões de toneladas (CONAB, 2024). No entanto, as condições climáticas adversas têm prejudicado as principais regiões produtoras do país (Brasil, 2024), gerando perdas consideráveis na produtividade das culturas, resultando em quedas no abastecimento de várias *commodities* agrícolas (Marengo et al., 2022; CONAB, 2024). Além disso, o Brasil é um dos principais *players* no agronegócio internacional, e os problemas internos, como a dependência de fertilizantes minerais importados, podem impactar os preços e a segurança alimentar (Ali et al., 2022; IPEA, 2023).

Com o objetivo de minimizar os impactos causados pelas mudanças climáticas, pela geração de resíduos urbanos e pela crise dos fertilizantes minerais sobre a agricultura brasileira, algumas medidas estão sendo implementadas, principalmente a difusão do uso de fertilizantes orgânicos, visando atender às futuras necessidades de fontes alternativas de adubação (Straliotto et al., 2022). Essas medidas promovem a melhoria da saúde do solo, maior desempenho agronômico das culturas e garantem a disposição adequada de resíduos orgânicos (Nogueira et al., 2023), além de aumentar a produção de alimentos e auxiliar na mitigação dos gases de efeito estufa (GEE) promovendo o sequestro de carbono (C) no solo.

Integrar sustentabilidade e inovação por meio do uso de fertilizantes orgânicos na agricultura brasileira, fortalece a resiliência do setor agrícola diante dos desafios ambientais e econômicos. Isto evidencia que o Brasil tem se comprometido a cumprir compromissos internacionais como a ‘Convenção da Haia sobre Alimentos’ (Brasil, 2017), o ‘Acordo de Paris’ e o ‘Pacto Climático de Glasgow’ (OECD, 2019; Pimentel et al., 2024). Tais iniciativas também estão alinhadas ao ‘Plano Nacional de Fertilizantes’ (PNF, 2021) e aos ‘17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável’ (ODS) da ‘Agenda 2030’ da Organização das Nações Unidas (ONU), com ênfase no ‘ODS2 – Fome zero e agricultura sustentável’, ‘ODS12 – Consumo e produção responsáveis’, ‘ODS13 – Ação contra a mudança global do clima’ e ‘ODS15 – Vida terrestre’ (ONU, 2019).

Com base no exposto, buscou-se, com o presente capítulo, apresentar informações

atuais e disponíveis na literatura sobre os impactos positivos e negativos causados pelo uso de fertilizantes orgânicos na saúde e no estoque de C do solo.

O papel dos fertilizantes na agricultura tropical

O agronegócio brasileiro desempenha papel fundamental na produção e fornecimento de produtos agrícolas, especialmente *commodities*, sendo essencial para a economia nacional. Por outro lado, este setor enfrenta desafios relacionados à dependência de insumos estrangeiros e à necessidade de práticas mais sustentáveis. Representando cerca de 24% do Produto Interno Bruto (PIB), o agronegócio destaca-se pela produção diversificada de grãos e produtos pecuários (CEPEA, 2019). Apesar do sucesso na produção e exportação de alimentos, a dependência de fertilizantes minerais importados representa uma fragilidade estrutural para o abastecimento agrícola nacional, configurando-se como um dos maiores desafios para a sustentabilidade econômica do setor (IEDI, 2022).

A utilização de fertilizantes minerais tem sido fundamental para aumentar a produção de alimentos no mundo ao longo das últimas décadas, especialmente no Brasil, que é caracterizado por solos altamente desenvolvidos e de baixa fertilidade natural. Os solos de regiões tropicais, com predominância de clima úmido, originam-se de uma história muito longa de processos de intemperismo, com fenômenos de lixiviação natural intensificados, levando à presença generalizada de solos distróficos, caracterizados por elevada acidez e disponibilidade restrita de nutrientes para as culturas (Santos et al., 2018). É por isso que o Brasil é o quarto maior consumidor global de fertilizantes minerais, ficando atrás apenas da China, Índia e Estados Unidos (ANDA, 2020; Faostat, 2022).

Em 2023, o volume total de fertilizantes entregues ao mercado brasileiro chegou a cerca de 46 milhões de toneladas (ANDA, 2024). O consumo desses insumos tem aumentado significativamente, acompanhado por um aumento das suas importações (Brasil, 2021; IEDI, 2022). Em um recente levantamento feito pela Companhia Nacional de Abastecimento (Conab), é possível observar o aumento das importações de fertilizantes minerais ao longo dos anos (Conab, 2024) (Figura 10.1). Nesse cenário, os países que dependem da importação desses insumos para sustentar sua produção agrícola, como o Brasil, podem ser seriamente prejudicados (RaboResearch, Food & Agribusiness, 2022).

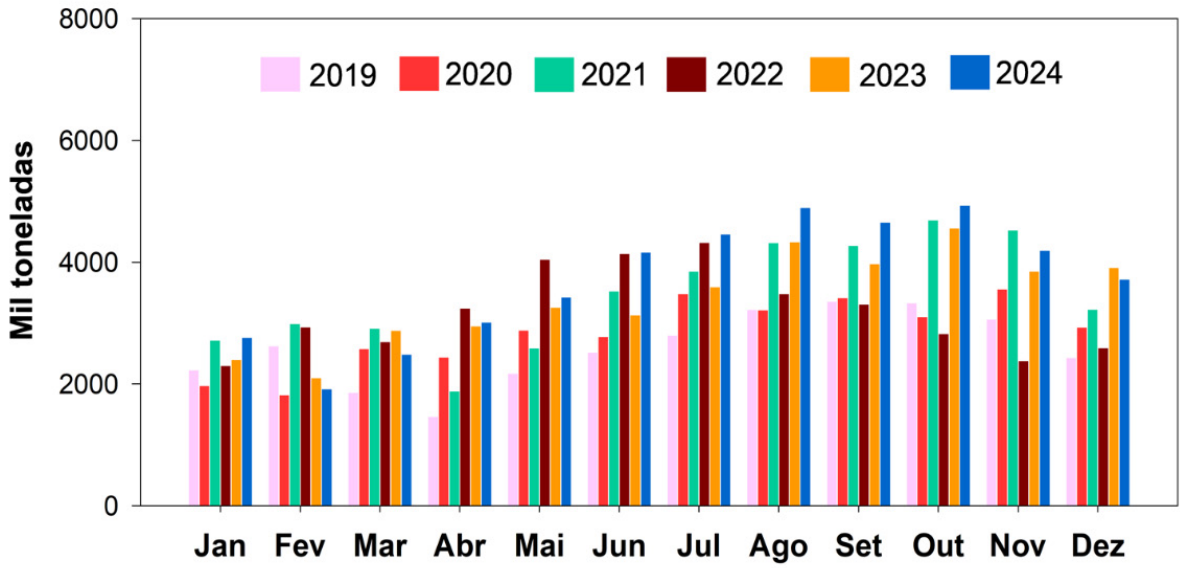


Figura 10.1. Evolução da importação mensal (2019–2024) de fertilizantes minerais no Brasil. Fonte: Conab (2024).

Essa dependência coloca o agronegócio brasileiro em vulnerabilidade às crises internacionais no mercado de fertilizantes, impactando tanto a produção quanto os preços dos alimentos (Faostat, 2022). Sob outra perspectiva, a crise global dos fertilizantes minerais tem incentivado a busca por fontes alternativas (Seixas, 2022), como bioinsumos, biofertilizantes, remineralizadores, fertilizantes orgânicos e outros (Brasil, 2020).

Tais tecnologias visam atender à crescente demanda de insumos agrícolas de maneira regional e sustentável (Gomes et al., 2020; Straliotto et al., 2022). Recentemente, foi criado no Brasil, o Plano Nacional de Fertilizantes (PNF, 2021), que propõe a redução da dependência externa do país, com o objetivo de atender entre 45 e 50% da demanda interna até 2050. Neste plano, foram incluídos tópicos importantes, como economia circular, novos insumos regionais, tecnologias emergentes e fontes alternativas de nutrientes. Diante disso, o reaproveitamento de resíduos vegetais, animais, agroindustriais e urbanos na agricultura passou a ser ainda mais considerado para garantir a segurança alimentar e a sustentabilidade do sistema agrícola do país.

Fertilizantes orgânicos convencionais, incluindo esterco bovino (Torres et al., 2020; Berton et al., 2021), esterco de galinha (Guimarães et al., 2016; Berton, 2022), esterco suíno (Paniagua & Santos, 2021; Berton, 2022), torta de mamona (Ferreira et al., 2001; Teixeira et al., 2006) e vinhaça (Carpanez et al., 2022; Luz et al., 2024), já foram amplamente estudados no Brasil. Em revisão publicada sobre "*Uso de resíduos orgânicos como fertilizantes no Brasil*", é possível observar que essas fontes têm enorme potencial para aumentar a fertilidade do solo, melhorar a nutrição das plantas e garantir

elevadas produtividades, além de oferecer soluções sustentáveis para a destinação final desses resíduos orgânicos (Nogueira et al., 2023).

Entre os resíduos urbanos, destaca-se o lodo de esgoto (LE), um subproduto das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). O LE é rico em matéria orgânica (MO) e elementos essenciais às plantas como N, P e micronutrientes (Abreu-Junior et al., 2020; Nascimento et al., 2020; Chagas et al., 2021). O Brasil produz anualmente entre 150 e 220 mil toneladas de matéria seca de LE (Regitano et al, 2021). Por ser gerado em larga escala, a destinação adequada desse resíduo é uma preocupação constante, o que levou a diversos estudos sobre melhores práticas para sua disposição final (Liang et al., 2021; Ondreičková et al., 2021). Esse material também já foi muito pesquisado, demonstrando grande potencial para ser utilizado na melhoria da qualidade do solo, além de atender às demandas nutricionais de culturas agrícolas e florestais (Melo et al., 2018; Florentino et al., 2019; Chen et al., 2022). Países desenvolvidos já consolidaram o uso agrícola do LE, enquanto no Brasil, apenas uma pequena fração, entre 3 e 10%, é destinada à agricultura, sendo a maior parte descartada em aterros sanitários (Borba et al., 2018; Matos, 2018). No Reino Unido, Austrália, Estados Unidos e União Europeia, entre 36 e 79% do LE produzido é utilizado como fonte de nutrientes para o solo (Sharma et al., 2017).

A regulamentação brasileira avançou com a Resolução Conama nº 498/2020 (Brasil, 2020), permitindo o uso agrícola do LE após tratamentos, por meio da compostagem termofílica. Esse processo converte o LE em composto de lodo de esgoto (CLE), podendo ser registrado como fertilizante orgânico Classe B, conforme a Instrução Normativa nº 61 do MAPA (Brasil, 2020). Embora ainda tenha sido pouco pesquisado no Brasil, estudos recentes já demonstraram que o CLE contribui para a reciclagem de nutrientes, melhora as propriedades químicas e físicas do solo e pode substituir parcialmente os fertilizantes minerais, promovendo maior sustentabilidade na disposição final do LE sanitário (Pasqualone et al., 2017; Curci et al., 2020).

A aplicação de CLE em doses adequadas favorece o aumento do pH, da soma de bases (SB), da capacidade de troca catiônica (CTC) e dos teores de nutrientes, incluindo N, P, Ca, Mg e micronutrientes, principalmente Cu e Zn (Prates et al., 2020, 2022; Silva et al., 2024). Essas melhorias tornam o CLE um fertilizante orgânico promissor para uso em solos de regiões tropicais altamente intemperizados, como os Latossolos, caracterizados por elevada acidez e baixa fertilidade natural. Nesses solos, o CLE pode suprir demandas nutricionais das culturas, melhorar a estrutura e favorecer o armazenamento de água, fundamentais para garantir altas produtividades (Silva et al., 2022; Oliveira et al., 2023).

Além disso, o CLE promove benefícios que transcendem o aumento da produtividade agrícola. Sua utilização pode mitigar os impactos ambientais relacionados à disposição inadequada de resíduos e contribuir para a melhoria da saúde do solo (SS). A SS é um aspecto central para a sustentabilidade agrícola, envolvendo propriedades biológicas, químicas e físicas que garantem sua funcionalidade e resiliência (Cherubin et al., 2024).

O CLE desempenha papel essencial ao aumentar os estoques de C, estimular a atividade microbiana e melhorar a estabilidade estrutural do solo, fatores determinantes para a conservação de sistemas produtivos em longo prazo (Prates et al., 2020; Nogueira et al., 2023).

No contexto brasileiro, marcado pela dependência de 39,4 milhões de toneladas de fertilizantes minerais importados em 2023 (ANDA, 2024), práticas que associam fertilizantes orgânicos a práticas de manejo conservacionistas, como o sistema de plantio direto (SPD), representam soluções promissoras. Essas estratégias têm como objetivo aumentar a eficiência de uso dos fertilizantes minerais, otimizar o aproveitamento dos nutrientes, reduzir custos e mitigar impactos climáticos, contribuindo diretamente para uma maior sustentabilidade dos sistemas agrícolas tropicais. Nesse contexto, o aumento e/ou manutenção da SS por meio do uso de fertilizantes orgânicos, associados às práticas conservacionistas, posiciona-se como estratégia-chave para impulsionar a produtividade agrícola e mitigar os impactos ambientais, servindo como base para um modelo agrícola mais eficiente e resiliente frente aos desafios econômicos e climáticos atuais.

Fertilizantes orgânicos e seus impactos na saúde do solo

Os solos fornecem serviços ecossistêmicos essenciais para a vida humana, como o fornecimento de alimentos, fibras e energia, sequestro de C e purificação de água (Baveye et al., 2020; Jayaramaiah et al., 2025; Zhang et al., 2025). Devido à sua grande importância para a humanidade, a qualidade do solo (QS) ganhou espaço entre os cientistas, técnicos e agricultores. Diversos conceitos foram estabelecidos para QS, sempre buscando representar as funções desse recurso natural (Tabela 10.1).

Em decorrência da evolução dos estudos a respeito dos serviços ecossistêmicos, o conceito de saúde do solo (SS) foi ganhando espaço, passou a incorporar tanto aspectos ambientais quanto humanos (Bhattacharya et al., 2024). Saúde do solo é definida como a capacidade contínua do solo, como um ecossistema vivo, de desempenhar suas múltiplas funções, tais como suporte à produção de alimentos, fibras e biocombustíveis,

ciclagem de nutrientes, estocagem de C, hábitat para biodiversidade, regulação dos fluxos de água, matéria-prima para a indústria farmacêutica, cosmética e construção civil, além de ser um patrimônio e herança cultural (Cherubin et al., 2023). Dessa forma, é possível estabelecer conexões e objetivos mais amplos de sustentabilidade, visando enfrentar desafios globais, como a insegurança alimentar e as mudanças climáticas.

Tabela 10.1. Evolução nas definições do termo “Qualidade do Solo”.

Definições	**Referência**
Alocação adequada de insumos para aumentar a produção de alimentos e fibras.	Warkentin e Fletcher (1977)
Atributos inerentes ao solo associados às características do solo.	SSSA (1987)
A capacidade do solo de funcionar dentro dos limites do ecossistema.	Larson e Pierce (1996)
A capacidade do solo de funcionar dentro dos limites do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde animal e vegetal.	Doran e Parkin (1994)
Capacidade ou aptidão do solo para suportar o crescimento sem resultar na degradação do solo ou de outra forma prejudicar o meio ambiente.	Acton e Gregorich (1995)
Qualidade do solo é a capacidade de um tipo específico de solo de funcionar dentro dos limites do ecossistema natural ou gerenciado, sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e apoiar a saúde e habitação humana.	SSSA (1995)
Produtividade e capacidade de moderação do ambiente.	Lal (1997)
A capacidade intrínseca de um solo de contribuir para os serviços do ecossistema, incluindo a produção de biomassa.	Bouma et al. (2017)

Ainda não existe uma ferramenta ou metodologia única para avaliar a SS. A avaliação da SS consiste em identificar os atributos do solo que respondem ao manejo, que influenciam ou se relacionam com os resultados ambientais e que podem ser medidos com precisão, considerando as limitações técnicas e econômicas (Chaudhry et al., 2024). Essas avaliações permitem compreender os limites de cada solo, elucidando quais medidas são necessárias para sua manutenção ou recuperação (Silva et al., 2021). Uma correta avaliação deve levar em consideração a qualidade ambiental, além da sustentabilidade agronômica. Logo, os indicadores escolhidos devem ser capazes de avaliar possíveis distúrbios ou alterações provocadas por diferentes sistemas de uso e manejo do solo (Freitas et al., 2017; Bueno et al., 2018).

A pesquisa brasileira sobre SS avançou muito nos últimos anos (Cherubin et al., 2023). No entanto, ainda há necessidade de maior validação no campo em diferentes solos, condições climáticas e manejos agrícolas (Silva et al., 2023). Deste modo, o desenvolvimento de metodologias padronizadas para quantificar e monitorar a SS, considerando diferentes condições de campo, ainda representa um grande desafio. A aplicação prática destes estudos permitiria compreender e elucidar quais medidas seriam necessárias para a manutenção ou recuperação de solos, de acordo com suas especificidades (Chang et al., 2022).

No Brasil, os primeiros estudos sobre integração e interpretação conjunta de indicadores de SS, iniciaram-se com a caracterização da biomassa e atividade microbiana em solos de Cerrado sob vegetação nativa e sob diferentes sistemas de manejo (Mendes et al., 2009). A evolução destes estudos permitiu o desenvolvimento da tecnologia BioAS, uma ferramenta que integra indicadores químicos e biológicos na análise laboratorial rotineira, permitindo um diagnóstico mais preciso e rápido acerca do manejo empregado (Mendes et al., 2021). Contudo, considerando-se todas as propriedades e funções do solo, uma abordagem mais abrangente poderia elucidar de forma mais criteriosa as mudanças de uso da terra. Ainda que as pesquisas brasileiras sobre SS tenham evoluído nos últimos anos, o país ainda carece de informações acerca dos impactos da aplicação de fertilizantes orgânicos na SS.

Em uma revisão publicada por Cherubin et al. (2023), os autores destacaram que entre as 23.439 publicações encontradas na base de dados Scopus com os termos “Saúde do solo” ou “Qualidade do solo”, 49% foram publicadas nos últimos cinco anos (2018–2022) e apenas 7% das publicações eram de artigos produzidos por cientistas brasileiros. No entanto, se buscarmos por publicações até o ano presente (2025), utilizando-se os mesmos termos, porém, associando-os aos termos “Fertilizante orgânico” e “Condições tropicais”, observamos uma redução significativa nos números de publicações (Figura 10.2). Tal fato evidencia a carência por informações científicas nestas subáreas, especialmente, validadas por resultados de longo prazo sobre os impactos destes manejos nos solos e na produtividade das culturas.

Embora ainda tenhamos poucos estudos relacionados aos impactos do uso de fertilizantes orgânicos na SS, é possível observar efeitos positivos desses insumos nos indicadores de qualidade química, física e biológica do solo (Tabela 10.2).

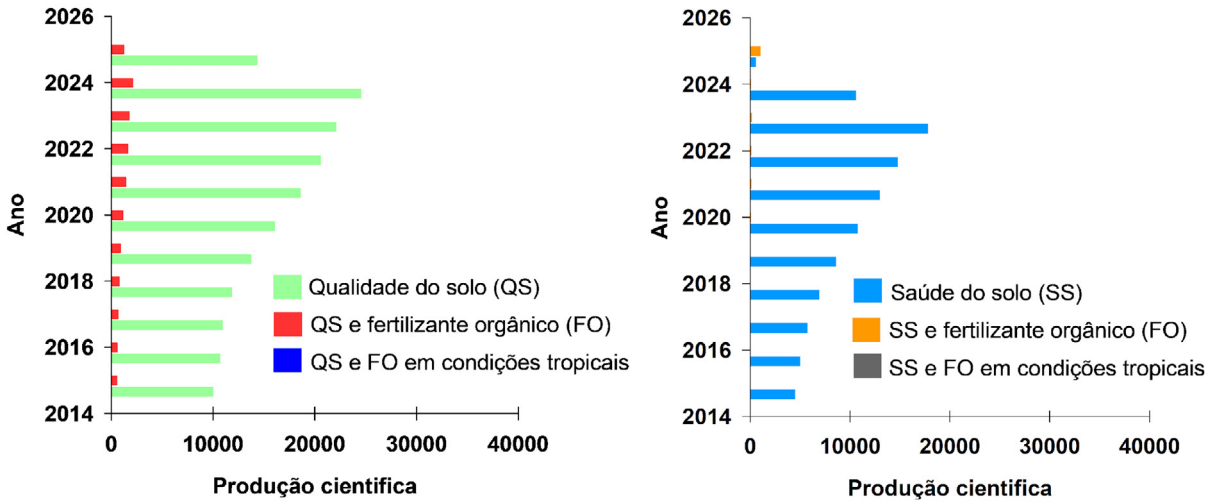


Figura 10.2. Artigos científicos, revisões e capítulos de livros sobre o tema 'Qualidade do solo', 'Qualidade do solo e fertilizante orgânico', 'Qualidade do solo e fertilizante orgânico em condições tropicais', 'Saúde do solo', 'Saúde do solo e fertilizante orgânico' e 'Saúde do solo e fertilizante orgânico em condições tropicais' consultado na plataforma Scopus entre 2015 e 2025.

Tabela 10.2. Impacto dos fertilizantes orgânicos na 'Qualidade' e 'Saúde' do solo.

Fertilizante orgânico	Impacto	Referência
Esterco suíno	Incrementos no pH, P, K e C orgânico do solo.	Cherubin et al. (2017)
Esterco ovino, bovino e palha de carnaúba	Aumento dos teores de P e K no solo.	Pompeu et al. (2023)
Esterco bovino	Aumento da atividade enzimática da betaglucosidase.	Liu et al. (2024)
Esterco ovino	Aumento do pH e matéria orgânica do solo.	Wang et al. (2024)
Vinhaça	Aumento do C orgânico, ciclagem de nutrientes e redução da densidade do solo.	Luz et al. (2024)
Composto de lodo de esgoto	Aumento da matéria orgânica, pH, CTC, P, K, B, Cu e Zn no solo.	Silva et al. (2024)
Biocarvão	Aumento dos teores de C orgânico, N-total, pH e redução da densidade do solo.	Xu et al. (2025)
Adubo verde	Redução dos níveis de As e aumento do C orgânico do solo.	Kama et al. (2025)
Esterco de aves	Abundância de minhocas, aumento na disponibilidade de N, P, K e Zn.	Carey et al. (2025)

Nestes trabalhos, os autores destacam que a reciclagem de resíduos como fertilizantes orgânicos, é uma estratégia de manejo valiosa para melhorar a SS, sequestrar C, aumentar a eficiência do uso de nutrientes, restaurar áreas degradadas e elevar a produtividade das culturas. O foco de reestruturar, reutilizar, reciclar, recuperar e regenerar recursos naturais e melhorar a SS está diretamente alinhada aos princípios

da economia circular, oferecendo soluções eficazes para muitos dos desafios atuais da agricultura (Nwaogu et al., 2025).

Conforme mencionado, o LE sanitário *in natura* ou compostado também são excelentes fontes de nutrientes, podendo ser reciclados na agricultura. Todavia, poucos avanços ainda foram observados na literatura sobre a avaliação da SS após a aplicação de LE ou CLE. Ressaltamos que, ao pesquisar o termo 'composto', não foram encontrados trabalhos associados à SS na plataforma Scopus, no período pesquisado. Assim, são fundamentais novos estudos e metodologias que permitam compreender os efeitos desses manejos na SS.

Em um experimento conduzido por seis anos sob SPD no Cerrado, foram avaliados os efeitos do cultivo de plantas de cobertura (capim-marandu ou 'mix' composto de milheto, crotalária-júncea e nabo-forrageiro) associadas ao fornecimento de fertilizantes minerais ou orgânico (*i.e.,* CLE), com foco no monitoramento da SS e da produtividade das culturas (Silva, 2025a). Utilizando a ferramenta de avaliação dinâmica "*Soil management assessment framework - SMAF*", foi possível selecionar um conjunto mínimo de dados sensíveis aos manejos adotados, compostos por: *i*) indicadores físicos: densidade do solo; *ii*) indicadores químicos: pH, P e K; e *iii*) indicadores biológicos: atividade enzimática da β-glucosidase, C orgânico e C da biomassa microbiana. Após a etapa de seleção, cada indicador foi transformado e pontuado em uma escala de 0 a 1, sendo posteriormente integrado em um índice de SS (SHI). Os índices de SS foram correlacionados com a produtividade de grãos de soja (Figura 10.3), demonstrando correlação positiva (r = 0,68; p < 0,001) entre a produtividade de grãos de soja e o índice de saúde química do solo (SHI-Q), e correlação negativa entre o índice de saúde biológica do solo (SHI-B) e o SHI-Q (r = 0,46; p = 0,008).

Os resultados indicam que em seis anos de experimento, o efeito residual de três aplicações de doses de CLE variando de 0 a 12,5 Mg ha^{-1} (base úmida), aplicadas no 1º, 2º e 5º ano, associadas ao SPD, teve um impacto positivo na química do solo, resultando em maior disponibilidade de nutrientes e, consequentemente, maior produtividade de grãos de soja.

Não obstante, as altas temperaturas e a baixa disponibilidade de água, especialmente no 4º ano, influenciaram negativamente o desempenho desses manejos na saúde biológica do solo, algo a ser muito considerado nos cultivos em condições tropicais. O autor ressalta que, entre os indicadores que compõem o SHI-B, apenas o C da biomassa microbiana foi negativamente afetado, provavelmente devido às condições climáticas adversas. Entretanto, observou-se um acréscimo desse indicador

no 5º ano em comparação ao 4º ano, sugerindo que a comunidade microbiana foi fortemente impactada, mas apresentou sinais de recuperação, provavelmente devido ao efeito residual do fertilizante orgânico CLE associado às plantas de cobertura, além da disponibilidade hídrica e temperaturas mais amenas.

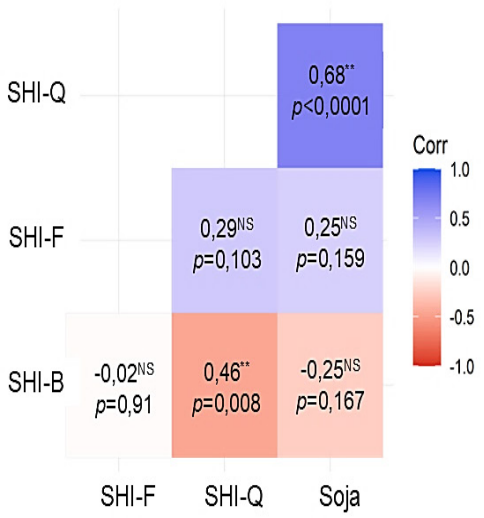


Figura 10.3. Correlação de Pearson entre os índices de saúde do solo (Químico: SHI-Q; Físico: SHI-F e Biológico: SHI-B) na profundidade de 0,0–0,1 m e produtividade de grãos de soja cultivada no Cerrado. ** e NS – Significativo a 1% de probabilidade não significativo, respectivamente.

É importante ressaltar que, devido à necessidade de adotar práticas agrícolas mais sustentáveis, os resultados atuais evidenciados na literatura, podem servir de base para ajustar as recomendações agronômicas dos fertilizantes orgânicos, incluindo doses e frequências de aplicação desses insumos nos sistemas de adubação, com o objetivo de melhorar a SS e aumentar a produtividade, além de contribuir para o sequestro de C e a mitigação das mudanças climáticas.

Sumidouro de carbono e mudanças climáticas

Nos próximos anos, poderemos enfrentar uma crise global devido à perda de biodiversidade, poluição e degradação do solo. Esse recurso insubstituível e finito é responsável por serviços ecossistêmicos fundamentais. Pensando nisso, a ONU vem divulgando ações que visam manter a SS para reduzir a insegurança alimentar, proteger o ambiente e, consequentemente, conter as mudanças climáticas (ONU, 2024). Entre essas soluções, destaca-se a importância de um manejo eficiente e sustentável do solo, uma vez que, como visto anteriormente, a SS é um pilar fundamental para o aumento da produção agrícola de baixa emissão de GEE (Meena; Lal; Yadav, 2020). Além

disso, o manejo adequado do solo contribui significativamente para a conservação da biodiversidade e de outros recursos naturais globais. O ecossistema do solo também atua como um grande reservatório de C da biosfera terrestre (1500 Pg), estocando mais de duas vezes a quantidade de C presente na atmosfera (700 Pg) e cerca de três vezes mais que o C da vegetação terrestre (610 Pg) (Lal, 2018). Solos intemperizados de regiões tropicais apresentam oportunidades adicionais de sequestrar C, os quais estão geralmente abaixo da sua capacidade de saturação de C (Bieluczyk et al., 2023; Tenelli et al., 2025).

Nesse contexto de armazenamento de C no solo, o incremento no acúmulo e estabilização do C tem despertado grande interesse da comunidade científica e tomadores de decisão (Bossio et al., 2020), sugerindo que mesmo um pequeno aumento nos estoques de C tem o potencial de compensar as emissões globais de GEE por fontes antropogênicas com o benefício adicional de melhorar a SS (Minasny et al., 2017). Embora os solos sejam reconhecidos como um dos principais reservatórios de C, eles também podem ser fonte de C atmosférico, dependendo das práticas de uso e manejo do solo (Lal et al., 2021). Esse armazenamento auxilia na redução das concentrações de CO_2 atmosférico, sendo o principal responsável pelo efeito estufa (Rodrigues & Rodrigues, 2024).

Solos ricos em C são resilientes a perturbações climáticas extremas, sendo capazes de atenuar parcialmente o estresse ambiental, devido ao fornecimento de nutrientes, à expansão da zona rizosférica, melhoria da estrutura do solo, retenção de água e outros (Bieluczyk et al., 2020, 2023).

O sequestro de C em profundidade no solo desponta como uma estratégia promissora (Georgiou et al., 2022; Pimentel et al., 2024; Tenelli et al., 2025). Esse processo, que consiste na captura e armazenamento de C orgânico em camadas mais profundas do solo, contribui para mitigar o aquecimento global e promover melhorias na saúde do ecossistema (Bieluczyk et al., 2023). Todavia, o solo contribuirá na mitigação das mudanças climáticas desde que manejado de forma eficiente (Lal et al., 2021). Além disso, a estabilização do C no solo não apenas contribui para a regulação climática, mas também melhora a saúde e a fertilidade do solo, beneficiando diretamente a produtividade das culturas.

Estoques de carbono do solo em frações lábeis e estáveis e a redução de CO_2

A formação do C orgânico no solo depende do balanço de entradas e saídas de resíduos e principalmente dos mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo (MOS). Alguns mecanismos explicam o acúmulo de MOS, sendo: *i*) a preservação seletiva ou recalcitrância bioquímica de moléculas orgânicas; *ii*) a inacessibilidade espacial dos decompositores aos compostos orgânicos no interior de agregados; e, *iii*) a interação de substâncias orgânicas com as partículas minerais e metais encontrados nos solos (Kögel-Knabner & Amelung, 2021; Martin-Neto et al., 2023).

A compreensão dos mecanismos de estabilização da MOS nas frações de matéria orgânica particulada (COP) e matéria orgânica associada aos minerais (COAM) é essencial para compreender os impactos da adição de material orgânico ao solo e sua influência na dinâmica de acúmulo de C (Hemingway et al., 2019; Lavallee et al., 2020). Essa análise fornece informações cruciais sobre a funcionalidade e estabilidade da MOS, especialmente em solos tropicais, cujas propriedades são bem distintas daquelas observadas em solos de clima temperado (Pimentel et al., 2024; Tenelli et al., 2025). Embora a mineralogia de solos altamente intemperizados tenha sido amplamente estudada (Schaefer et al., 2008), a compreensão da combinação de argilas de baixa atividade (ou seja, caulinita) e dos óxidos de Fe e Al afetando a formação de associações organominerais ainda é pouco compreendido em ambientes tropicais (Carvalho et al., 2023).

A maior parte do C orgânico do solo (COS) está fisicamente e quimicamente associada aos minerais do solo (Cotrufo et al., 2019). Essa associação restringe o acesso dos decompositores ao material orgânico e como resultado o C orgânico aderido a minerais (COAM) pode ter seu período de renovação prolongado em comparação ao C orgânico particulado (COP) (Hemingway et al., 2019) (Figura 10.4).

Embora o COP abranja todos os materiais orgânicos em decomposição acima de 53 µm, sendo menos protegido, consegue promover uma ciclagem mais rápida, com maior contribuição na fertilidade do solo e servindo como fonte de energia para os microrganismos (Cotrufo et al., 2019; Tenelli et al., 2025). Sob outra perspectiva, o COAM é quimicamente estabilizado por interações com minerais e, portanto, mais resistente à decomposição. Essa fração é essencial para o armazenamento de C em profundidade, garantindo maior tempo de residência e reduzindo emissões de GEE (Hernandes et al., 2022). Com isso, aumentar o COAM pode ser a solução para o sequestro duradouro de C nos

solos. Contudo, ainda é pouco compreendido se os níveis de COAM estão próximos da capacidade de saturação para cada classe de solo (Lavallee et al., 2020).

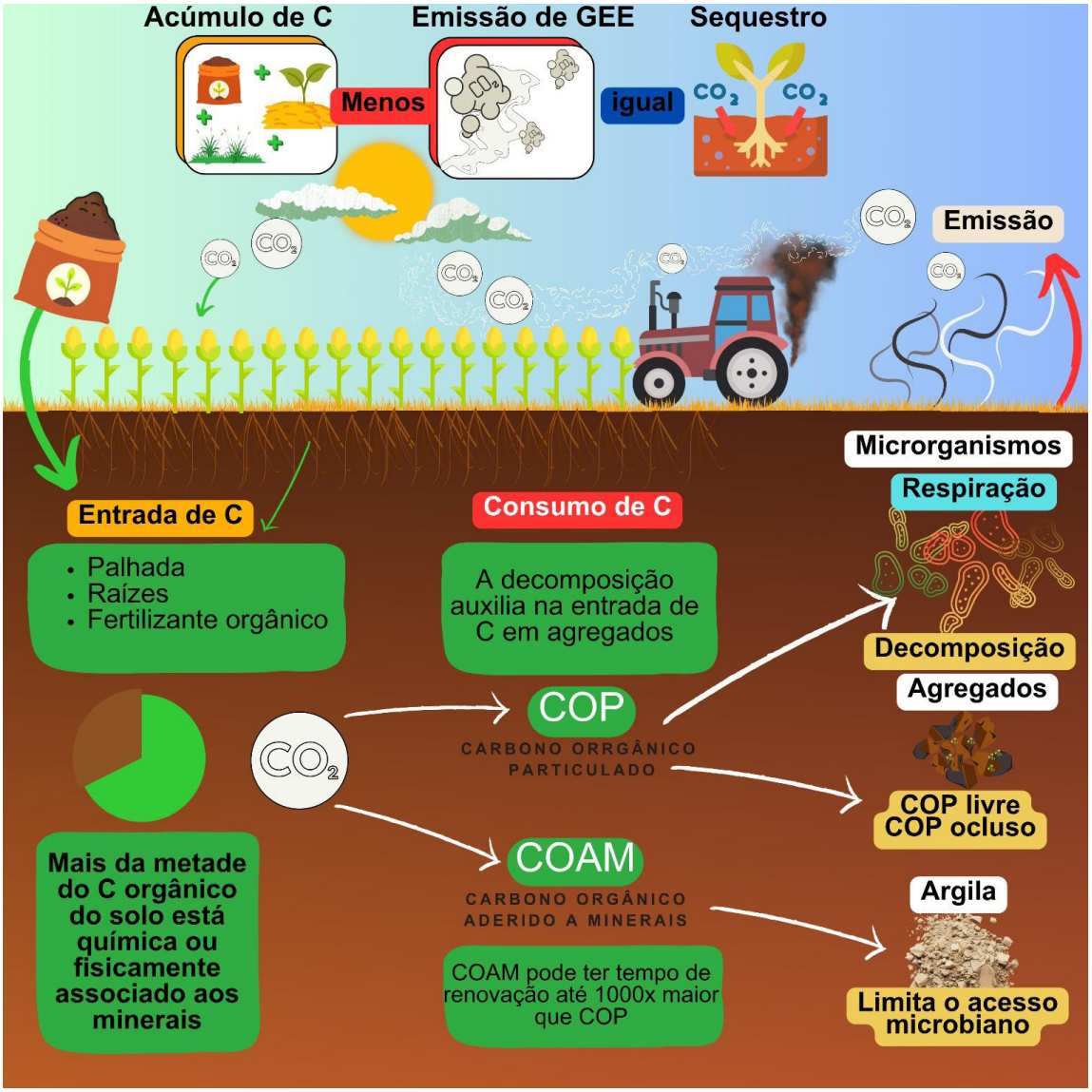


Figura 10.4. Dinâmica do carbono (frações lábeis e estáveis) no solo após o uso de fertilizantes orgânicos e cultivo com plantas de cobertura em cultivos conservacionistas.

A compreensão e a gestão dessas frações são cruciais para maximizar o potencial de sequestro de C no solo. O COS geralmente responde lentamente às mudanças de curto prazo nas práticas de manejo do solo, enquanto o C orgânico lábil, incluindo COP e o C da biomassa microbiana, é muito mais sensível às mudanças no ambiente do solo e pode ser considerado um bom indicador da QS (Shahid et al., 2017). Os reservatórios de C orgânico lábil são afetados por diferentes práticas de manejo, como o preparo do

solo, as condições da água do solo e as aplicações de fertilizantes orgânicos (Cotrufo et al., 2019; Yu et al., 2020; Hernandes et al., 2022).

Fertilizantes orgânicos e seus impactos nos estoques de carbono do solo

Cada vez mais nota-se aumento da busca por fontes de fertilizantes com base orgânica que possam contribuir para a redução da dependência de fertilizantes minerais convencionais utilizados na agricultura brasileira (Yan et al., 2022; Nogueira et al., 2025). Assim, mais recentemente, o mercado de fertilizantes orgânicos intensificou a produção e a venda desses insumos. Este setor cresceu aproximadamente 25% a mais em 2022 em comparação com 2021, totalizando R$ 1,77 bilhão (Abisolo, 2024; SENAR, 2024). Os fertilizantes orgânicos, também conhecidos como fertilizantes especiais, são uma opção sustentável que melhora a SS, além de fornecer nutrientes e adicionar MOS. Dependendo do tipo e da origem, esses fertilizantes podem apresentar quantidades consideráveis de C e nutrientes disponíveis para as plantas (Zonta et al., 2021; Nogueira et al., 2023).

Sistemas de manejo conservacionistas (*e.g.,* SPD) com a inserção de plantas de cobertura, quando associados ao uso de fertilizantes orgânicos podem contribuir diretamente para a proteção e melhoria da qualidade física, química e biológica do solo (Comin et al., 2018). Estudos já evidenciam que a substituição (parcial ou total) de fertilizantes minerais por fertilizantes orgânicos auxilia no aumento do COS (Lepsch et al., 2019; Higashikawa et al., 2022). Esse enfoque tem atraído estudos voltados ao uso de fertilizantes orgânicos derivados de estercos de animais e resíduos urbanos, com destaque para o LE, com o objetivo de otimizar o uso de fertilizantes minerais (Ren et al., 2021; Higashikawa et al., 2022; Yan et al., 2022; Oliveira et al., 2023) (Tabela 10.3).

O esterco bovino compostado, em particular, vem recebendo bastante atenção pelo fato de promover aumento expressivo nos estoques de COS, especialmente na camada arável (0–0,2 m). Essas melhorias são mais expressivas na fração mais lábil de COP, sendo notado aumento à medida que se intensifica a aplicação desse fertilizante orgânico no solo (Yan et al., 2022). Isso é atribuído ao aumento significativo das concentrações de açúcares neutros no COP livre e ocluso. O uso do esterco, de forma suplementar à fertilização mineral, também tem um grande potencial no sequestro de C (Xu et al., 2016; Ren et al., 2021).

Tabela 10.3. Caracterização do teor de C nos fertilizantes orgânicos compostos e teor de C no solo antes e após a aplicação desses insumos.

Fertilizante orgânico	Camada	Tempo	C fertilizante	Argila	Solo							
					C		**COP**		**COAM**		**Estoque de C**	
	cm	anos	%		g kg^{-1}						Mg ha^{-1}	
					Antes	*Após*	*Antes*	*Após*	*Antes*	*Após*	*Antes*	*Após*
Esterco bovino	[2]60	[2]7	[1,2]85,0	[2]22,5	[2]10,1	[2]15,8	[2]4,2	[2]5,5	-	-	[2]92,2	[2]128,0
NPK + esterco bovino	[3]20	[3]20	[3]43,0	[3]21,0	-	-	-	-	-	-	[3]38,2	[3]46,0
Esterco suíno	[4]70	[4]12	[4]25,5	-	[4]12,5	[4]14,7	-	-	-	-	[4]54,1	[4]55,1
Chorume de gado	[5]60	[5]5	[5]5,7	7,7	11,0	15,6	-	-	-	-	48,1	49,7
Lodo de esgoto	[6]30	[6]3	[6]20,5	[6]15,0	[6]4,9	[6]38,1	-	[7]5,6	-	[7]51,2	[7]52,4	[7]61,9
Biossólido estabilizado	[8]20	[8]3	[8]25,0	[8]20,2	-	-	[8]0,2	[7]0,3	-	-	[8]28,4	[7]33,1

Fontes: [1](Lepsch et al., 2019); [2](Yan et al., 2022); [3](Ren et al., 2021); [4](Rodrigues et al., 2021); [5](Barłóg et al., 2020); [6](Elsalam et al., 2021); [7](Pegoraro et al., 2020); [8](Stewart et al., 2012). COP = carbono orgânico particulado. COAM = carbono orgânico aderido a minerais.

Os fertilizantes orgânicos, incluindo esterco, composto e biocarvão, desempenham papel fundamental na elevação dos estoques de COS. Além de favorecer a formação de frações estabilizadas de C, como o COAM, esses insumos estimulam a atividade microbiana, essencial para a decomposição da MO e a ciclagem de nutrientes no solo (Barłóg et al., 2020; Bolan et al., 2022; Yan et al., 2022).

O LE ou os fertilizantes orgânicos compostados, à base de LE, são fornecidos visando o aumento dos teores de N, P ou micronutrientes no solo (Nogueira et al., 2025). Tais produtos, geralmente, são ricos em C lábil e em comunidades microbianas. Porém, a estabilidade e a qualidade do C derivado desses insumos variam em função de fatores que incluem a origem, idade, armazenamento e a textura do solo onde será aplicado. Sabe-se que o LE influencia diretamente o COS, principalmente, pela entrada cumulativa de C a longo prazo e os tipos de LE aplicados (Stewart et al., 2012; Wijesekara et al., 2021). O LE tem potencial para aumentar os estoques de C nas frações lábeis e frações estáveis da MO nas camadas de solo de 0–0,2 m e 0,2–0,4 m (Pegoraro et al., 2020).

A compostagem do LE tem sido uma opção para viabilizar o uso do LE na agricultura como fonte de nutrientes e matéria orgânica, melhorando as propriedades químicas do solo e aumentando a produtividade das culturas (Prates et al., 2022; Silva et al., 2023). Por outro lado, ainda são incipientes os estudos que avaliaram os estoques de COS. Nesse contexto, um estudo recente foi desenvolvido na área de Cerrado sob

SPD com o objetivo de compreender os impactos de aplicações sucessivas de doses de CLE nos estoques de COS (Silva, 2025b). No 6º ano, após três aplicações de CLE, notou-se que as doses do fertilizante orgânico influenciaram significativamente as camadas subsuperficiais do solo, especialmente entre 0,2–0,4 m de profundidade. A partir de 0,2 m, a aplicação da dose acumulada de 37,5 Mg ha^{-1} de CLE resultou no maior estoque de C-total (CT) (Figura 10.5), com um aumento de aproximadamente 15 a 16% em comparação ao tratamento sem aplicação de CLE. O uso do CLE contribuiu para o aumento dos estoques de CT ao longo do perfil do solo, especialmente na camada de 0,2–0,4 m. Na camada de 0,3 a 0,4 m, os valores de CT foram similares para a área de mata nativa e no tratamento que recebeu a maior dose de CLE (Figura 10.5).

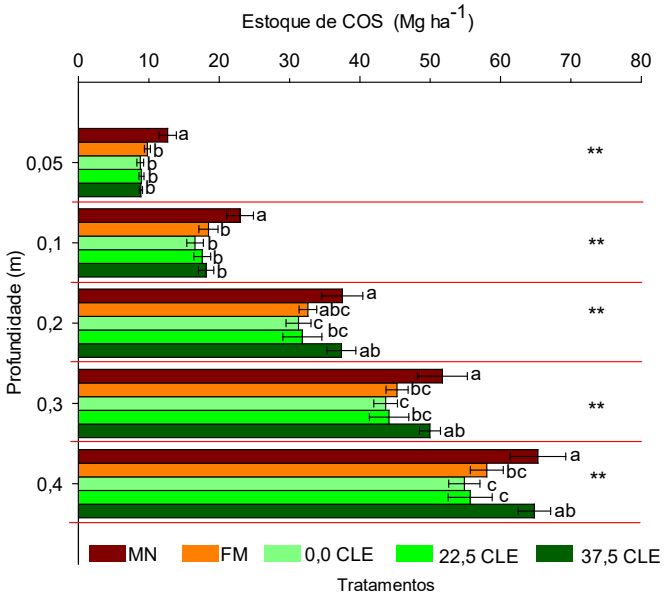


Figura 10.5. Efeito dos tratamentos (MN: mata nativa; FM: fertilizante mineral; CLE: composto de lodo de esgoto, Mg ha-1 base úmida) no estoque de C-total (CT) do solo nas camadas 0–0,05; 0,05–0,1; 0,1–0,2; 0,2–0,3 e 0,3–0,4 m. Médias seguidas da mesma letra (em cada profundidade) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O uso do LE favorece a humificação da MOS na camada superficial do solo e tal benefício vai reduzindo ao longo do perfil do solo (Pegoraro et al., 2020). Esses resultados evidenciam que a aplicação superficial de LE favorece a movimentação das frações lábeis de C para camadas mais superficiais do perfil do solo. Isso pode ser atribuído à oferta abundante de C para os microrganismos decompositores, intensificando o processo de oxidação dos compostos orgânicos do CLE adicionado à superfície do solo (Silva, 2025b).

Considerações finais

O Brasil é um dos maiores produtores e exportadores mundiais de *commodities* agrícolas (*i.e.,* açúcar, algodão, café, milho, soja, suco de laranja, carne bovina e suína etc.). A adoção de novas tecnologias desenvolvidas especialmente para condições tropicais fez com que a agricultura brasileira continue quebrando recordes de produção de alimentos – safra de grãos em 2024/25 tem previsão de 325 milhões de toneladas. Além de contribuir para a segurança alimentar mundial, o país tem capacidade de gerar energia renovável por meio da agricultura. Tal combinação é crucial para enfrentar os desafios climáticos e assegurar um futuro mais sustentável.

Para alcançar maiores rendimentos no campo, os agricultores brasileiros precisam frequentemente repor os nutrientes que são fundamentais para o adequado desenvolvimento das culturas. Todavia, devido à baixa fertilidade natural dos solos, há um elevado consumo de fertilizantes minerais no Brasil, podendo representar de 30 a 40% dos custos dos produtores. Estima-se que o Brasil seja responsável por aproximadamente 8% do consumo global de fertilizantes, ocupando a 4ª posição atrás da China, Índia e dos Estados Unidos. As culturas soja, milho e cana-de-açúcar respondem por mais de 73% do consumo de fertilizante no Brasil. Por outro lado, aproximadamente 86% dos fertilizantes minerais utilizados no país são importados, promovendo elevada dependência externa de países fornecedores que constantemente estão em conflitos geopolíticos. Para enfrentar esses desafios, recentemente foi criado no Brasil o 'Plano Nacional de Fertilizantes', que apresenta diversas diretrizes, dentre elas "*Estimular o ambiente de inovação para novos produtos e tecnologias visando novas fontes de nutrientes para as plantas de maneira diversa, competitiva e sustentável*". Nesse sentido, a reciclagem de resíduos orgânicos na agricultura como matéria-prima para a fabricação de fertilizantes orgânicos compostos pode impactar positivamente o agronegócio brasileiro.

As atividades agropecuárias, urbanas e industriais também trazem desafios como o aumento da geração de resíduos, causando muita preocupação, em particular quanto à disposição final desses produtos na agricultura. Sabe-se que o uso indevido dessas fontes pode degradar o solo e o ambiente, comprometer a produção de alimentos e contribuir para as mudanças climáticas, além de afetar a saúde humana e a dos animais. Entretanto, como visto neste capítulo, embora ainda tenhamos poucos estudos relacionados aos impactos do uso de fertilizantes orgânicos na saúde de solos de regiões tropicais, é possível observar efeitos positivos desses insumos nos indicadores de qualidade do solo: químicos, físicos e biológicos. Observa-se que, a aplicação contínua dessas fontes, incrementa o C em reservatórios mais estáveis, sendo uma solução eficaz para mitigar

as mudanças climáticas, contribuindo para a redução das emissões de GEE.

Finalmente, a reciclagem de resíduos como fertilizantes orgânicos é um recurso valioso para melhorar a saúde do solo, sequestrar C, aumentar a eficiência do uso de nutrientes e elevar a produtividade das culturas. Contudo, avanços em pesquisas regionais e globais serão fundamentais para integrar os temas discutidos – 'Fertilizantes orgânicos', 'Saúde do solo' e 'Estoque de C do solo', que estão diretamente alinhados aos princípios da economia circular, sustentabilidade ambiental e segurança alimentar global.

Referências

Abreu-Junior, C. H., Oliveira, M. G., Cardoso, P. H. S., Mandu, T. S., Florentino, A. L., Oliveira, F. C., Reis, J. V., Alvares, C. A., Stape, J. L., Nogueira, T. A. R., Capra, G. F., & He, Z. (2020). Sewage sludge application in *Eucalyptus urograndis* plantation: Availability of phosphorus in soil and wood production. *Frontiers in Environmental Science, 8,* 116. https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00116

Acton, D. F., & Gregorich, L. J. (1995). *The health of our soils — Towards sustainable agriculture in Canada.* Centre for Land and Biological Resources Research, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada.

Ali, T., Zhou, B., Cleary, D., & Xie, W. (2022). The impact of climate change on China and Brazil's soybean trade. *Land, 11,* 2286. https://doi.org/10.3390/land11122286

Associação Brasileira das Indústrias de Tecnologia em Nutrição Vegetal – Abisolo. (2024). *Anuário Brasileiro de Tecnologia em Nutrição Vegetal 2024* [citado 10 fev. 2025]. Disponível em: https://www.abisolo.com.br/wp-content/uploads/2024/08/AF_ABISOLO_ANUA%CC%81RIO_15AGO24_96dpi.pdf

Associação Nacional de Difusão de Adubos – ANDA. (2020). *Macro indicadores* [citado 02 jan. 2025]. Disponível em: http://www.anda.org.br/estatisticas/

Associação Nacional de Difusão de Adubos – ANDA. (2024). *Macro indicadores* [citado 02 jan. 2025]. Disponível em: https://anda.org.br/pesquisa_setorial/

Barłóg, P., Hlisnikovský, L., & Kunzová, E. (2020). Effect of digestate on soil organic carbon and plant-available nutrient content compared to cattle slurry and mineral fertilization. *Agronomy, 10,* 379. https://doi.org/10.3390/agronomy10030379

Baveye, P. C., Schnee, L. S., Boivin, P., Laba, M., & Radulovich, R. (2020). Soil organic matter research and climate change: Merely re-storing carbon versus restoring soil functions. *Frontiers in Environmental Science, 8,* 579904. https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904

Berton, R. S. (2022). Adubação orgânica. In: Raij, B. V., Cantarella, H., Quaggio, J. A., & Furlani, A. M. C. (Eds.), *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo* (2. ed., pp. 30–32). Campinas: Instituto Agronômico.

Berton, R. S., Chiba, M. C., Coscione, A. R., Abreu, M. F., & Nascimento, A. L. (2021). *Compostagem para fins agrícolas.* Campinas: Instituto Agronômico.

Bhattacharya, D., Tripathy, S., Swain, D. K., & Mitra, A. (2024). Can organic farming improve the soil properties, food quality and human health? *Food and Humanity, 3,* 100398. https://doi.org/10.1016/j.foohum.2024.100398

Bieluczyk, W., Piccolo, M. C., Pereira, M. G., Lambais, G. R., Germon, A., Moraes, M. T., Soltangheisi, A., Camargo, P. B., Bosi, C., Bernardi, A. C. C., Pezzopane, J. R. M., Batista, I., & Cherubin, M. R. (2023). Fine root dynamics in a tropical integrated crop-livestock-forestry system. *Rhizosphere, 26,* 100695. https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100695

Bieluczyk, W., Piccolo, M. C., Pereira, M. G., Moraes, M. T., Soltangheisi, A., Bernardi, A. C. C., Pezzopane, J. R. M., Oliveira, P. P. A., Moreira, M. Z., Camargo, P. B., Dias, C. T. S., Batista, I., & Cherubin, M. R. (2020). Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. *Geoderma, 371,* 114368. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368

Bolan, N., Hoang, S. A., Beiyuan, J., Gupta, S., Hou, D., Karakoti, A., Joseph, S., Jung, S., Kim, K. H., Kirkham, M. B., Kua, H. W., Kumar, M., Kwon, E. E., Ok, Y. S., Perera, V., Rinklebe, J., Shaheen, S. M., Sarkar, B., Sarmah, A. K., Singh, B. P., Singh, G., Tsang, D. C. W., Vikrant, K., Vithanage, M., Vinu, A., Wang, H., Wijesekara, H., Yan, Y., Younis, S. A., & Zwieten, L. V. (2022). Multifunctional applications of biochar beyond carbon storage. *International Materials Reviews, 67,* 150–200. https://doi.org/10.1080/09506608.2021.1922047

Borba, R. P., Ribeirinho, V. S., Camargo, O. A., Andrade, C. A., Kira, C. S., & Coscione, A. R. (2018). Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. *Chemosphere, 192,* 81–89. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.112

Bossio, D. A., Cook-Patton, S. C., Ellis, P. W., Fargione, J., Sanderman, J., Smith, P., et al. (2020). The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nature Sustainability, 3,* 391–398. https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z

Bouma, J., Ittersum, M. K., Stoorvogel, J., & Batjes, N. H. (2017). Soil capacity. In: Bouma, J., Ittersum, M. K. V., Stoorvogel, J. J., Batjes, N. H., Droogers, P., & Pulleman, M. M. (Eds.), *Exploring the functional potentials of soils* (pp. 27–44). Springer International Publishing: Global Soil Security.

Brasil. (2017). Decreto nº 9.176, de 19 de outubro de 2017. Promulga a Convenção sobre a Cobrança Internacional de Alimentos para Crianças e Outros Membros da Família e o Protocolo sobre a Lei Aplicável às Obrigações de Prestar Alimentos, firmados pela República Federativa do Brasil, em Haia, em 23 de novembro de 2007. Presidência da República, Secretaria-Geral, Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D9176.htm

Brasil. (2020a). Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. *Diário Oficial da União,* Brasília, DF, ed. 161, p. 265, Seção 1. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=797

Brasil. (2020b). Instrução normativa nº 61, de 8 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. *Diário Oficial da União,* Brasília, DF, ed. 134, p. 5, Seção 1. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-61-de-8-7-2020-organicos-e-biofertilizantes-dou-15-7-20.pdf

Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. (2024). *El Niño 23-24 é um dos cinco mais fortes já registrados, diz Organização Meteorológica Mundial*. Disponível em: https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/noticias/2024/03/el-nino-23-24-e-um-dos-cinco-mais-fortes-ja-registrados-diz-organizacao-meteorologica-mundial#:~:text=O%20fen%C3%B4meno%20El%20Ni%C3%B1o%20de,m%C-3%A9dia%20de%201991%20a%202020

Brasil. Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos. (2020). *Produção Nacional de Fertilizantes*. Disponível em: https://www.gov.br/planalto/pt-br/assuntos/assuntos-estrategicos/documentos/estudos-estrategicos/sae_publicacao_fertilizantes_v10.pdf

Bueno, P. A. A., Oliveira, V. M. T., Gualdi, B. L., Silveira, P. H. N., Pereira, R. G., Freitas, C. E. S., Bueno, R. O., Sekine, E. S., & Schwarcz, K. D. (2018). Microbiological indicators of recovery soil quality in an agroforestry system. *Acta Brasiliensis, 2,* 40–44. https://doi.org/10.22571/2526-433896

Carey, A. M., Dutter, C. R., Mbacke, K., McDaniel, M. D., & Nair, A. (2025). Integrating poultry improves soil health and vegetable yield in organic, cover cropped system. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 382,* 109499. https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.109499

Carpanez, T. G., Moreira, V. R., Assis, I. R., & Amaral, M. C. S. (2022). Sugarcane vinasse as organo-mineral fertilizers feedstock: Opportunities and environmental risks. *Science of the Total Environment, 832,* 154998. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154998

Carvalho, M. L., Maciel, V. F., Bordonal, R. de O., Carvalho, J. L. N., Ferreira, T. O., Cerri, C. E. P., et al. (2023). Stabilization of organic matter in soils: Drivers, mechanisms, and analytical tools – A literature review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 47.* https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220130

Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA). (2019). *PIB do agronegócio brasileiro*. Disponível em: https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx

Chagas, J. K. M., Figueiredo, C. C., Silva, J., & Paz-Ferreiro, J. (2021). The residual effect of sewage sludge biochar on soil availability and bioaccumulation of heavy metals: Evidence from a three-year field experiment. *Journal of Environmental Management, 279,* 111824. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111824

Chang, T., Feng, G., Paul, V., Adeli, A., & Brooks, J. P. (2022). Soil health assessment methods: Progress, applications and comparison. *Advances in Agronomy, 172,* 129–210. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.10.002

Chaudhry, H., Vasava, H. B., Chen, S., Saurette, D., Beri, A., Gillespie, A., & Biswas, A. (2024). Evaluating the soil quality index using three methods to assess soil fertility. *Sensors, 24,* 864. https://doi.org/10.3390/s24030864

Chen, H., Levavasseur, F., Montenach, D., Lollier, M., Morel, C., & Houot, S. (2022). An 18-year field experiment to assess how various types of organic waste used at European regulatory rates sustain crop yields and C, N, P, and K dynamics in a French calcareous soil. *Soil Tillage Research, 22,* 105415. https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105415

Cherubin, M. R., Carvalho, M. L., & Rodrigues, M. (2023). Saúde do solo: entendendo os conceitos, relevância e suas aplicações na agricultura e meio ambiente. *Informações Agronômicas Nutriplant Plantas, 18,* 18. Disponível em: https://www.npct.com.br/publication/IASite.nsf/pub/available/IA-2023-18?OpenDocument&toc=2023

Cherubin, M. R., Tormena, C. A., & Karlen, D. L. (2017). Soil quality evaluation using the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in Brazilian Oxisols contrasting texture. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 41,* e0160148. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160148

Cherubin, M. R., Carvalho, M. L., & Rodrigues, M. (2024). Avaliação da saúde do solo: indicadores, metodologias e índices. *Informações Agronômicas NPCT, 21,* 5–13. Disponível em: https://www.npct.com.br/publication/IASite.nsf/

Comin, J. J., Ferreira, L. B., Santos, L. H., Paula Koucher, L., Machado, L. N., Santos Junior, E., Mafra, A. L., Kurtz, C., Souza, M., Brunetto, G., & Loss, A. (2018). Carbon and nitrogen contents and aggregation index of soil cultivated with onion for seven years using crop successions and rotations. *Soil Tillage Research, 184,* 195–202. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.08.002

Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB). (2024a). *Acompanhamento da safra brasileira de grãos, v. 11 – Safra 2023/2024, n. 09 - Nono levantamento*. Brasília, DF, p. 142. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos

Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB). (2024b). *Boletim logístico ano VIII*. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/analises-do-mercado-agropecuario-e-extrativista/boletim-logistico/item/25103-boletim-logistico-dezembro-2024

Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J., & Lugato, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience, 12,* 989–994. https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6

Curci, M., Lavecchia, A., Cucci, G., Lacolla, G., De Corato, U., & Crecchio, C. (2020). Short-term effects of sewage sludge compost amendment on semiarid soil. *Soil Systems, 4,* 1–18. https://doi.org/10.3390/soilsystems4030048

Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (Spec. Publ. 35, pp. 3–21). https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1

Elsalam, H. E. A., Sharnouby, M. E. E., Mohamed, A. E., Raafat, B. M., & El-Gamal, E. H. (2021). Effects of sewage sludge compost usage on corn and faba bean growth, carbon and nitrogen forms in plants and soil. *Agronomy, 11,* 628. https://doi.org/10.3390/agronomy11040628

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2019). *OECD-FAO Agricultural Outlook 2019-2028*. Disponível em: https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/oecd-fao-agricultural-outlook-2019-2028_agr_outlook-2019-en

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOSTAT). (2022). Disponível em: https://www.fao.org/faostat/en/#compare

Ferreira, W. A., Botelho, S. M., Cardoso, E. M. R., & Poltronieri, M. C. (2001). Manipueira: um adubo orgânico em potencial. In: Fernandes, G. L. C. (Ed.), *Embrapa Amazônia Oriental* (107. ed., pp. 1–25). Brasil.

Florentino, A. L., Ferraz, A. V., Gonçalves, J. L. M., Asensio, V., Muraoka, T., Dias, C. T. S., Nogueira, T. A. R., Capra, G. F., & Abreu-Junior, C. H. (2019). Long-term effects of residual sewage sludge application in tropical soils under *Eucalyptus* plantations. *Journal of Cleaner Production, 220,* 177–187. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.065

Freitas, L., Oliveira, I. A., Silva, L. S., Frare, J. C. V., Filla, V. A., & Gomes, R. P. (2017). Indicadores da qualidade química e física do solo sob diferentes sistemas de manejo. *Revista Unimar Ciências, 26,* 8–25. https://ojs.unimar.br/index.php/ciencias/article/view/511/278

Georgiou, K., Jackson, R. B., Vindušková, O., Abramoff, R. Z., Ahlström, A., Feng, W., Harden, J. W., Pellegrini, A. F. A., Polley, H. W., Soong, J. L., Riley, W. J., & Torn, M. S. (2022). Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. *Nature Communications, 13,* 3797. https://doi.org/10.1038/s41467-022-31540-9

Gomes, L. C., Bianchi, F. J. J. A., Cardoso, I. M., Fernandes, R. B. A., Fernandes Filho, E. I., & Schulte, P. O. R. (2020). Agroforestry systems can mitigate the impacts of climate change on coffee production: A spatially explicit assessment in Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 294,* 106858. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106858

Guimarães, G., Lana, R. D. P., Rei, R. D. S., Veloso, C. M., Sousa, M. R. D. M., & Rodrigues, R. C., Campos, D. A. S. (2016). Produção de cana-de-açúcar adubada com cama de frango. *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal, 17,* 617–625. https://doi.org/10.1590/S1519-99402016000400006

Gumber, K. (2023). Naked eye sensors for on-site pesticide detection: A review. *Journal of Plant Protection Research, 63,* 173–184. https://doi.org/10.24425/jppr.2023.145752

Hemingway, J. D., Rothman, D. H., Grant, K. E., Rosengard, S. Z., Eglinton, T. I., Derry, L. A., et al. (2019). Mineral protection regulates long-term global preservation of natural organic carbon. *Nature, 570,* 228–231. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1280-6

Hernandes, T. A. D., Bordonal, R. O., Duft, D. G., & Leal, M. R. L. V. (2022). Implications of regional agricultural land use dynamics and deforestation associated with sugarcane expansion for soil carbon stocks in Brazil. *Regional Environmental Change, 22,* 49. https://doi.org/10.1007/s10113-022-01907-1

Higashikawa, F. S., Cantú, R. R., Kurtz, C., Gonçalves, P. A. S., & Vieira Neto, J. (2022). Aplicações anuais de adubação mineral e orgânica em plantio direto de cebola. *Revista Thema, 21,* 130–153. https://doi.org/10.15536/thema.V21.2022.130-153.2490

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2024). *Segurança alimentar nos domicílios brasileiros volta a crescer em 2023*. Disponível em: https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/39838-seguranca-alimentar-nos-domicilios-brasileiros-volta-a-crescer-em-2023

Instituto de Estudos para o Desenvolvimento Industrial (IEDI). (2022). *Indústria e disputas geopolíticas.* Carta IEDI, ed. 1154. Disponível em: https://iedi.org.br/cartas/carta_iedi_n_1154.html

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA). (2023). *Estudo aponta dinâmica dos preços de commodities agrícolas e as perspectivas para os próximos meses*. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/categorias/45-todas-as-noticias/noticias/13711-estudo-aponta-dinamica-dos-precos-de-commodities-agricolas-e-as-perspectivas-para-os-proximos-meses

Jayaramaiah, R. H., Martins, C. S. C., Egidi, E., Macdonald, C. A., Wang, J. T., Liu, H., Reich, P. B., Baquerizo, M. D., & Singh, B. K. (2025). Soil function-microbial diversity relationship is impacted by plant functional groups under climate change. *Soil Biology and Biochemistry, 200,* 109623. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109623

Kama, R., He, J., Nabi, F., Aidara, M., Faye, B., Diatta, S., Ma, C., & Li, H. (2025). Crop rotation green manure type enhance organic carbon fractions and reduce soil arsenic content. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 378,* 109287. https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109287

Kögel-Knabner, I., & Amelung, W. (2021). Soil organic matter in major pedogenic soil groups. *Geoderma, 384,* 1–22. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114785

Kubo, S. E. D. C., Costa, T. H. M., & Gubert, M. B. (2019). Intakes of energy, macronutrients and micronutrients of a population in severe food insecurity risk in Brazil. *Public Health Nutrition, 23,* 649–659. https://doi.org/10.1017/S1368980019003057

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,* 1–13. https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084

Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology, 24,* 3285–3301. https://doi.org/10.1111/gcb.14054

Lal, R. (1987). *Ecologia tropical e edafologia física.* Chichester, Reino Unido: John Wiley & Sons.

Larson, W. E., & Pierce, F. J. (1994). The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F., & Stewart, B. A. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment* (pp. 37–51). Madison: SSSA.

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,* 261–273. https://doi.org/10.1111/gcb.14859

Lepsch, H. C., Brown, P. H., Peterson, C. A., Gaudin, A. C. M., & Khalsa, S. D. S. (2019). Impact of organic matter amendments on soil and tree water status in a California orchard. *Agricultural Water Management, 222,* 204–212. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.06.002

Liang, S., Yang, L., Chen, H., Yu, W., Tao, S., Yuan, S., Xiao, K., Hu, J., Hou, H., Liu, B., & Yang, J. (2021). Phosphorus recovery from incinerated sewage sludge ash (ISSA) and reutilization of residues for sludge pretreated by different conditioners. *Resources, Conservation and Recycling, 169,* 105524. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105524

Liu, Y., Wang, P., Yu, T., Zang, H., Zeng, Z., & Yang, Y. (2024). Manure replacement of chemical fertilizers can improve soil quality in the wheat–maize system. *Applied Soil Ecology, 200,* 105453. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105453

Luz, F. B., Gonzaga, L. C., Cherubin, M. R., Castioni, G. A. F., & Carvalho, J. L. N. (2024). Soil health impact of long-term sugarcane vinasse recycling. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 18,* 2064–2077. https://doi.org/10.1002/bbb.2688

Marengo, J. A., Jimenez, J. C., Espinoza, J. C., Cunha, A. P., & Aragão, L. E. (2022). Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia–Cerrado transition zone. *Scientific Reports, 12,* 457. https://doi.org/10.1038/s41598-021-04241-4

Martin-Neto, L., Tadini, A. M., Bento, L. R., Santos, J. V. dos, & Milori, D. M. B. P. (2023). Estrutura e natureza química da matéria orgânica do solo. In: Bettiol, W., Silva, C. A., Cerri, C. E. P., Martin-Neto, L., & Andrade, C. A. de (Eds.), *Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical* (1. ed., pp. 1–788). Brasil: Embrapa Meio Ambiente.

Matos, A. (2018). Potencialidades e limitações do uso de lodo de esgoto em solo — aspectos agronômicos, controle de atratividade de vetores e de impactos ambientais. Belo Horizonte: Visual. Disponível em: http://etes-sustentaveis.org/wpcontent/uploads/2018/05/Palestra-Matos-Workshop-Lodo-2.pdf

Meena, R. S., Lal, R., & Yadav, G. S. (2020). Long-term impact of topsoil depth and amendments on carbon and nitrogen budgets in the surface layer of an Alfisol in Central Ohio. *Catena, 194,* 104752. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104752

Melo, W., Delarica, D., Guedes, A., Lavezzo, L., Donha, R., Araújo, A., Melo, G., & Macedo, F. (2018). Ten years of application of sewage sludge on tropical soil: A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. *Science of the Total Environment, 643,* 1493–1501. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.254

Mendes, I. C., Cunha, M. H., Reis Júnior, F. B., Fernandes, M. F., Chaer, G. M., Mercante, F. M., & Zilli, J. E. (2009). *Bioindicadores para avaliação da qualidade dos solos tropicais: Utopia ou realidade?* Planaltina: Embrapa Cerrados. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/661591/bioindicadores-para-avaliacao-da-qualidade-dos-solos-tropicais-utopia-ou-realidade

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Dantas, O. D., Lopes, A. A. C., Júnior, F. B. R., Oliveira, M. I., & Chaer, G. M. (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

Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., et al. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma, 292,* 59–86. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002

Nascimento, A. L., Souza, A. J., Oliveira, F. C., Coscione, A. R., Viana, D. G., & Regitano, J. B. (2020). Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *Journal of Cleaner Production, 258,* 120746–120758. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746

Nogueira, T. A. R., Coscione, A. R., Carnier, R., Alves, D. M. R., Merces, J. K. R., Silva, L. C., Alves, L. S., Pimentel, M. L., Nascimento, C. W. A., & Abreu-Junior, C. H. (2023). Uso de resíduos orgânicos como fertilizantes no Brasil: Estratégias para garantir a segurança alimentar. In: *Tópicos em Ciência do Solo* (7. ed., pp. 247–466). Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Nogueira, T. A. R., Alves, R. S., Abreu-Junior, C. H., & Oliveira, F. C. (2025). Avanços no uso de fertilizante orgânico composto à base de lodo de esgoto. *Anuário de Tecnologia em Nutrição Vegetal,* Campinas: ABISOLO, 52–56. Disponível em: https://lps.abisolo.com.br/anuario-abisolo-2025

Nwaogu, C., Minasny, B., Field, D. J., & Cherubin, M. R. (2025). Conceptualizing core aspects of circular economy in soil: A critical review and analysis. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology,* 1–31. https://doi.org/10.1080/10643389.2025.2454689

Oliveira, G. S., Jalal, A., Prates, A. R., Teixeira Filho, M. C. M., Alves, R. S., Silva, L. C., Nascimento, R. E. N., Silva, P. S. T., Arf, O., Galindo, F. S., Oliveira, F. C., Abreu-Junior, C. H., Jani, A. D., Capra, G. F., & Nogueira, T. A. R. (2023). Common bean productivity and micronutrients in the soil–plant system under residual applications of composted sewage sludge. *Plants, 12,* 2153.

Ondreičková, K., Piliarová, M., Klčová, L., Žofajová, A., Gubiš, L., Horník, M., Gubišová, M., Hudcovicová, M., & Kraic, J. (2021). The impact of sewage sludge on the fungal communities in the rhizosphere and roots of barley and on barley yield. *Open Life Sciences, 16,* 210–221. https://doi.org/10.1515/biol-2021-0024

Organização das Nações Unidas (ONU). (2019). *Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 2018. World Population Prospects* [citado 18 dez. 2024]. Disponível em: https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Highlights.pdf

Organização das Nações Unidas (ONU). (2022). População mundial chegará a 8 bilhões 528 em novembro de 2022 [citado 18 dez. 2024]. Nações Unidas Brasil. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-529 br/189756-popula%C3%A7%C3%A3o-mundial-chegar%C3%A1-8-bilh%C3%B5es-530 em-novembro-de-2022

Organização das Nações Unidas (ONU). (2024). O mundo deve superar a era do desperdício e transformar o lixo em recurso, segundo relatório da ONU [citado 18 dez. 2024]. Disponível em: https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/comunicado-de-imprensa/o-mundo-deve-superar-era-do-desperdicio-e-transformar

Paniagua, C. E. S., & Santos, V. O. (2021). Potencialidade do uso de dejetos suínos como biofertilizante, biogás e energia elétrica: da redução de custos na produção ao manejo ecologicamente mais sustentável. *Brazilian Journal of Development, 15*, 90227–90243. https://doi.org/10.34117/bjdv7n9-266

Pantano, G., Grosseli, G. M., Mozeto, A. A., & Fadini, P. S. (2016). Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. *Química Nova, 39*, 732–740. https://doi.org/10.5935/0100-4042.20160086

Pasqualone, A., Summo, C., Centomani, I., Lacolla, G., Caranfa, G., & Cucci, G. (2017). Effect of composted sewage sludge on morpho-physiological growth parameters, grain yield and selected functional compounds of barley. *Journal of the Science of Food and Agriculture, 97*, 1502–1508. https://doi.org/10.1002/jsfa.7892

Pegoraro, R. F., Souza, A. R., Sampaio, R. A., Frazão, L. A., Rodrigues, M. N., & Maia, V. M. (2020). Carbon and nitrogen balance in an Oxisol influenced by sewage sludge and mineral fertilization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 51*, 2441–2451. https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1836197

Pimentel, M. L., Oliveira, A. B., Schiebelbein, B. E., Carvalho, M. L., Tenelli, S., Cherubin, M. R., Carvalho, J. L. N., Briedis, C., Panosso, A. R., & Bordonal, R. O. (2024). Quantity, quality and physical protection of soil carbon associated with sugarcane straw removal in southern Brazil. *Soil & Tillage Research, 237*, 105976–105987. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105976

Plano Nacional de Fertilizantes (PNF). (2021). *Plano Nacional de Fertilizantes 2050*. https://static.poder360.com.br/2022/03/plano-nacional-de-fertilizantes-brasil-2050.pdf

Pompeu, R. C. F. F., Tonucci, R. G., Bueno, L. G., Cruz, G. S., Maranguape, J. S., Andrade, H. A. F., & Souza, H. A. (2023). Impacto da adubação orgânica no estabelecimento de um sistema agroflorestal em região semiárida brasileira. *Semina: Ciências Agrárias, 44*, 1375–1392. https://doi.org/10.5433/1679-0359.2023v44n4p1375

Prates, A. R., Kawakami, K. C., Coscione, A. R., Filho, M. C. M. T., Arf, O., Abreu-Junior, C. H., et al. (2022). Composted sewage sludge sustains high maize productivity on an infertile Oxisol in the Brazilian Cerrado. *Land, 11*, 1246. https://doi.org/10.3390/land11081246

Prates, A. R., Coscione, A. R., Teixeira Filho, M. C. M., Miranda, B. G., Arf, O., Abreu-Junior, C. H., et al. (2020). Composted sewage sludge enhances soybean production and agronomic performance in naturally infertile soils (Cerrado region, Brazil). *Agronomy, 10*, 1677. https://doi.org/10.3390/agronomy10111677

Raboresearch, Food & Agribusiness, AgriCommodity Markets Research. (2022). *May WASDE - The Importance of Being Earnest*. https://research.rabobank.com/far/en/sectors/agri-commodity-markets/USDAWASDE-monthly.html

Regitano, J. B., Rodrigues, M. M., & Martins, G. L. (2021). Vantagens do uso de fertilizantes organominerais à base de lodo de esgoto em condições tropicais. *Anuário Brasileiro de Tecnologia em Nutrição Vegetal*. https://www.researchgate.net/publication/353669955_Brazilian_Yearbook_of_Plant_Nutrition_Technology_-2021_In_portuguese?channel=doi&linkId=610999b8169a1a0103dad9f6&showFulltext=true

Ren, F., Misselbrook, T. H., Sun, N., Zhang, X., Zhang, S., Jiao, J., et al. (2021). Spatial changes and driving variables of topsoil organic carbon stocks in Chinese croplands under different fertilization strategies. *Science of The Total Environment, 767*, 144350–14361. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144350

Rodrigues, L. A. T., Giacomini, S. J., Aita, C., Lourenzi, C. R., Brunetto, G., Bacca, A., et al. (2021). Short and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. *Geoderma, 386*, 114913. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114913

Rodrigues, T. S., & Rodrigues, C. R. (2024). Análise da concentração de dióxido de carbono em uma região urbana de Gurupi, Tocantins, Brasil. *Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro, 9*, 1–19. https://doi.org/10.61164/rmnm.v9i1.2975

Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., Almeida, J. Á., Cunha, T. J. F., & Oliveira, J. B. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos* (5ª ed.). Brasília: Embrapa.

Schaefer, C. E. G. R., Fabris, J. D., & Ker, J. C. (2008). Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): A review. *Clay Minerals, 43*, 137–154. https://doi.org/10.1180/claymin.2008.043.1.11

Seixas, M. A. (2022). A crise dos fertilizantes e o aumento da insegurança alimentar global: impactos do conflito Rússia-Ucrânia no mercado de commodities agrícolas. *Série diálogos estratégicos – mercados internacionais (NT 43).*https://www.embrapa.br/documents/10180/26187851/RISE+DOS+FERTILIZANTES+E+O+AUMENTO+DA+INSEGURAN%C3%87A+ALIMENTAR+GLOBALIMPACTOS+DO+CONFLITO+RUSSIA-UCRANIA+NO+MERCADO+DE+COMMODITIES+AGRICOLAS.pdf/0283733c-bf26-5f6f-6d7b-a971ff35dc53?download=true

Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR). (2024). Mercado de fertilizantes – risco calculado para proteger a rentabilidade. https://www.cnabrasil.org.br/noticias/mercado-de-fertilizantes-risco-calculado-para-proteger-a-rentabilidade#:~:text=Segundo%20dados%20da%20Abisolo%20de,produ%C3%A7%C3%A3o%20e%20utiliza%C3%A7%C3%A3o%20do%20insumo

Shahid, M., Nayak, A. K., Puree, C., Tripathi, R., Lal, B., Gautam, P., Bhattacharyya, P., Mohanty, S., Kumar, A., Panda, B. B., Kumar, U., & Shukla, A. K. (2017). Carbon and nitrogen fractions and stocks under 41 years of chemical and organic fertilization in a sub-humid tropical rice soil. *Soil and Tillage Research, 170*, 136–146. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.008

Sharma, V., Javed, B., Byrne, H., Curtin, J., & Tian, F. (2017). Zeolites as carriers of nano-fertilisers: From structures and principles to prospects and challenges. *Applied Nano, 3*, 163–186. https://doi.org/10.3390/applnano3030013

Silva, A. M. M., Araújo, V. L. V. P., & Cardoso, E. J. B. N. (2023). Revisiting the past to understand the present and future of soil health in Brazil. *Frontiers in Soil Science, 3.* https://doi.org/10.3389/fsoil.2023.1172436

Silva, P. S. T. (2025a). *Composto de lodo de esgoto associado a plantas de cobertura incrementa a saúde do solo e a produtividade de soja sob plantio direto no Cerrado* [Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”].

Silva, L. C. (2025b). *Aplicações sucessivas de composto de lodo de esgoto na disponibilidade de micronutrientes e na quantidade e qualidade do carbono em área sob plantio direto no Cerrado* [Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”].

Silva, M. O., Santos, M. P., Sousa, A. C. P., Silva, R. L. V., Moura, I. A. A., Silva, R. S., & Costa, K. D. S. (2021). Qualidade do solo: indicadores biológicos e manejo sustentável. *Brazilian Journal of Development, 7*, 6853–6875. https://doi.org/10.34117/bjdv7n1-463

Silva, R. S., Teixeira Filho, M. C. M., Jalal, A., Alves, R. S., Elias, N. C., Nascimento, R. E. N., Abreu-Junior, C. H., Jani, A. D., Capra, G. F., & Nogueira, T. A. R. (2024). Treating tropical soils with composted sewage sludge reduces the mineral fertilizer requirements in sugarcane production. *Land, 13*, 1820. https://doi.org/10.3390/land13111820

Silva, R. D. S., Jalal, A., Nascimento, R. E. N. D., Elias, N. C., Kawakami, K. C., Abreu-Junior, C. H., Oliveira, F. C., Jani, A. D., He, Z., Zhao, F., Teixeira Filho, M. C. M., Rossetto, R., Capra, G. F., & Nogueira, T. A. R. (2022). Composted sewage sludge application reduces mineral fertilization requirements and improves soil fertility in sugarcane seedling nurseries. *Sustainability, 14*, 4684. https://doi.org/10.3390/su14084684

Soil Science Society of America (SSSA). (1987). *Glossary of soil science terms*. Agronomy News: Madison. https://www.soils.org/publications/soils-glossary?q=publications/soils-glossary

Soil Science Society of America (SSSA). (1995). Statement on soil quality. Agronomy News: Madison. https://www.soils.org/search?searchQuery=Statement+on+soil+quality.+&op=

Stewart, C. E., Follett, R. F., Wallace, J., & Pruessner, E. G. (2012). Impact of biosolids and tillage on soil organic matter fractions: Implications of carbon saturation for conservation management in the Virginia Coastal Plain. *Soil Science Society of America Journal, 76*, 1257–1267. https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0165

Straliotto, R., Teixeira, P. C., Polidoro, J. C., & Benites, V. D. M. (2022). Crescente importância de fertilizantes, condicionadores e novas fontes de nutrientes para solos tropicais. In *Megatendências da ciência do solo 2030*. Brasília, DF: Embrapa.

Teixeira, L. B., Oliveira, R. F., Furlan Júnior, J., Campos, P. I. F., & Germano, V. L. C. (2006). *Compostagem: lixo orgânico urbano e resíduos da agroindústria do açaí.* Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental.

Tenelli, S., Nascimento, A. F., Gabetto, F. P., Pimentel, M. L., Strauss, M., Bordonal, R. O., Cerri, C. E. P., Cherubin, M. R., & Carvalho, J. L. N. (2025). Well-managed grass is a key strategy for carbon storage and stabilization in anthropized Amazon soils. *Journal of Environmental Management, 373*, 123742. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123742

Torres, W. G. A., Colen, F., Pandey, S. D., Frazão, L. A., Sampaio, R. A., & Fernandes, L. A. (2020). Phosphorus availability in soil amended with biochar from rice husk and cattle manure and cultivated with common bean. *Ciência e Agrotecnologia, 44*, e014620. https://doi.org/10.1590/1413-7054202044014620

Wang, B., Wang, S., Li, G., Fu, L., Chen, H., Yin, M., & Chen, J. (2024). Reducing nitrogen fertilizer usage coupled with organic substitution improves soil quality and boosts tea yield and quality in tea plantations. *Journal of the Science of Food and Agriculture, 105*, 1228–1238. https://doi.org/10.1002/jsfa.13913

Warkentin, B. P., & Fletcher, H. F. (1997). Soil quality for intensive agriculture. *Proceedings of the International Seminar on Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture*. Soc. Sci. Soil and Manure, Natl. Inst. of Agric. Sci., Tokyo.

Wijesekara, H., Colyvas, K., Rippon, P., Hoang, S. A., Bolan, N. S., Manna, M. C., Thangavel, R., Seshadri, B., Vithanage, M., Awad, Y. M., Surapaneni, A., Saint, C., Tian, G., Torri, S., Ok, Y. S., & Kirkham, M. B. (2021). Carbon sequestration value of biosolids applied to soil: A global meta-analysis. *Journal of Environmental Management, 284*, 112008. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112008

Xu, X., Zhang, W., Xu, M., Li, S., An, T., Pei, J., et al. (2016). Characteristics of differently stabilised soil organic carbon fractions in relation to long-term fertilisation in Brown Earth of Northeast China. *Science of The Total Environment, 572*, 1101–1110. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.018

Xu, Z., Zhou, R., & Xu, G. (2025). Global analysis on potential effects of biochar on crop yields and soil quality. *Soil Ecology Letters, 7*, 240267. https://doi.org/10.1007/s42832-024-0267-x

Yan, Z., Zhang, W., Wang, Q., Liu, E., Sun, D., Liu, B., Liu, X., & Mei, X. (2022). Changes in soil organic carbon stocks from reducing irrigation can be offset by applying organic fertilizer in the North China Plain. *Agricultural Water Management, 266*, 107539. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107539

Yu, L., Luo, S., Xu, X., Gou, Y., & Wang, J. (2020). The soil carbon cycle determined by GeoChip 5.0 in sugarcane and soybean intercropping systems with reduced nitrogen input in South China. *Applied Soil Ecology, 155*, 103653. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103653

Zhang, J., Sáez-Sandino, T., Maestre, F. T., Feng, Y., Yu, Y., Berdugo, M., Wang, J., Coleine, C., Garcia-Velázquez, L., Singh, B. K., & Delgado-Baquerizo, M. (2025). Global environmental dependences of soil biodiversity and functions are modified by water availability thresholds. *Science of The Total Environment, 958*, 178033. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178033

Zonta, E., Bahiense, J., Marcos, S., & Pereira, G. (2021). *Fertilizantes minerais, orgânicos e organominerais*. http://www.agricultura.gov.br

♦ Capítulo 11 ♦

Plantas de cobertura como estratégia de adaptação e mitigação das mudanças climáticas

Victória Santos Souza[1], Lucas Nogueira[1], Bruna Emanuele Schiebelbein[1], Nariane de Andrade[1], Maurício Roberto Cherubin[1, 2]

Introdução

As mudanças climáticas impõem desafios à agricultura, exigindo abordagens alternativas para garantir a segurança alimentar e a sustentabilidade ambiental (Lamboll et al., 2017). As plantas de cobertura surgem como estratégia promissora, oferecem uma solução integrada que melhora as condições do solo, otimiza o uso dos recursos e reduz a vulnerabilidade das culturas ao estresse climático, desempenhando, assim, um papel crucial na mitigação e adaptação às mudanças climáticas, tornando-se um componente integral dos sistemas agrícolas sustentáveis (Schön et al., 2024).

Plantas de cobertura envolvem espécies cuja função primária seja cobrir o solo, de forma homogênea, e podem ser implantadas entre os ciclos das culturas principais, durante períodos de pousio, ou em consórcio com culturas comerciais. Ao manter uma cobertura vegetal contínua e sistemas radiculares ativos durante todo o ano, essas culturas protegem tanto a superfície quanto as camadas inferiores do solo, prevenindo a erosão, aumentando o teor de matéria orgânica e aprimorando sua capacidade de retenção de água (Adetunji et al., 2020). Além disso, as plantas de cobertura atuam como depósitos de carbono eficazes, sequestrando o dióxido de carbono atmosférico na biomassa das plantas e na matéria orgânica do solo (Cerri et al., 2024). Esse processo não só ajuda a mitigar as emissões de gases de efeito estufa, mas também aumenta a resiliência dos

[1] Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2] Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.11

sistemas agrícolas aos estresses relacionados ao clima (Kaye & Quemada, 2017; Souza et al., 2024). O aumento da biomassa vegetal influencia diretamente na maior adaptação às mudanças climáticas, atuando como um amortecedor contra eventos climáticos extremos, como secas e chuvas intensas, ao melhorar a infiltração e a retenção de água.

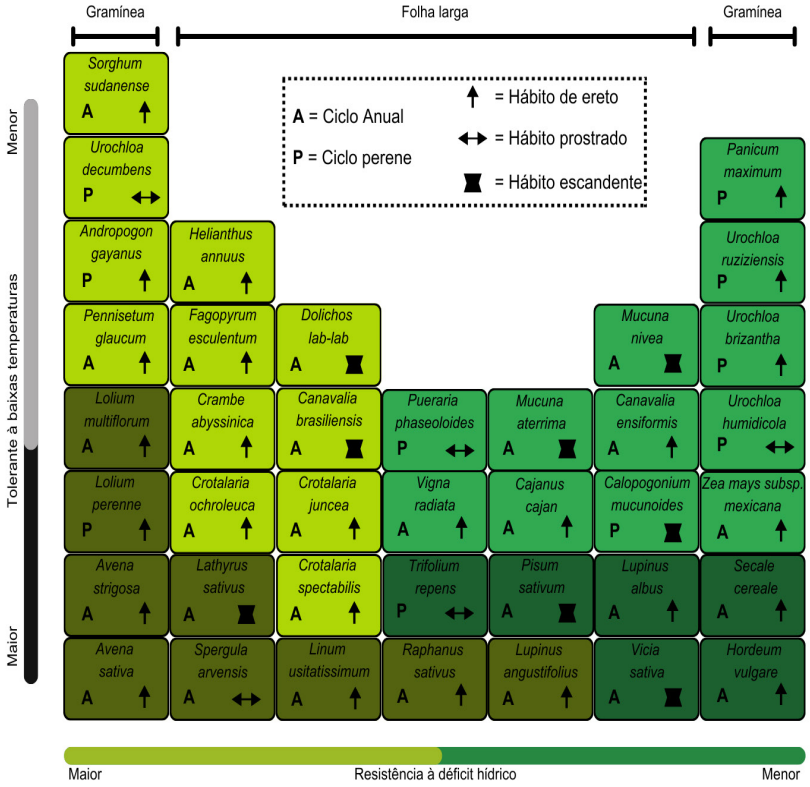
As implicações econômicas da adoção das plantas de cobertura também são notáveis. Embora possam existir custos iniciais associados à implementação, os benefícios a longo prazo frequentemente superam esses gastos. A melhora na saúde do solo resulta em estabilidade de produção das culturas ao longo dos anos, e redução dos custos de insumos. Além disso, à medida que as políticas de mudança climática evoluem, há potencial para que os agricultores participem de mercados de carbono, monetizando diretamente os serviços de sequestro de carbono proporcionados pelas plantas de cobertura, ou indiretamente, por meio de vantagens no setor financeiro ou de políticas públicas. No entanto, a integração bem-sucedida das plantas de cobertura nos sistemas agrícolas requer um planejamento e uma gestão cuidadosa (McKenzie-Gopsill et al., 2022; Wong et al., 2023). A capacidade dessas culturas de abordar simultaneamente múltiplos desafios ambientais e agronômicos as torna uma ferramenta valiosa na transição para uma agricultura mais resiliente e inteligente em termos climáticos. Ao adotar plantas de cobertura, os agricultores podem contribuir para os esforços globais de mitigação das mudanças climáticas, ao mesmo tempo em que garantem a produção de alimentos para as gerações futuras. Nesse sentido, este capítulo explora o papel das plantas de cobertura na adaptação da agricultura às mudanças climáticas e na mitigação de seus impactos, destacando seus efeitos sobre o solo, a produtividade e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Compreender essas interações é essencial para formular estratégias agrícolas resilientes e com baixo impacto ambiental.

Características e manejo de plantas de cobertura

A agricultura, especialmente em regime de sequeiro, é fortemente condicionada pelos padrões pluviométricos, com cerca de 80 % da produção mundial dependendo das chuvas, enquanto a irrigação, embora menos difundida, é fundamental em determinadas regiões; no Brasil, grande parte da produção também se dá a seco, o que a torna sensível a secas ou precipitações excessivas. A escolha das plantas de cobertura deve adequar-se ao clima local: em áreas tropicais, onde as chuvas são intensas seguidas de longos períodos de estiagem, opta-se por espécies de rápido crescimento e elevado vigor; em regiões subtropicais, com temperaturas mais amenas e distribuição de chuvas mais equilibrada, há maior flexibilidade, permitindo o uso de variedade de espécies adaptadas

tanto ao verão quanto ao inverno, sendo ainda determinantes as características morfológicas, como tipo de raiz e capacidade de fixação de nitrogênio (Tabela 10.1).

Tabela 11.1. Plantas de cobertura de Primavera/Verão Semeadas no Brasil: Tolerância a Temperaturas Baixas e Déficit Hídrico. Fonte: Elaborado por Lucas Nogueira (2025).



Principais plantas de coberturas cultivadas no Brasil

Gramíneas

As gramíneas, de reconhecida relevância agronômica pela robustez, adaptabilidade e rápido crescimento, originam-se em duas fisiologias adaptadas a distintos ambientes evolutivos: as C3 em regiões temperadas e as C4 em tropicais. Entre estas últimas, destacam-se Brachiaria (*Urochloa* spp.), milheto (*Pennisetum glaucum*) e Panicum (*Panicum* spp.), valorizadas na agricultura tropical pela eficiência no uso da água, raízes profundas e elevada aquisição de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (Rao et al., 1998), bem como pela notável produção de biomassa, Brachiaria spp. (9-16 Mg ha^{-1}), *Panicum maximum* (12-20 Mg ha^{-1}) e milheto (6-9 Mg ha^{-1}), fundamental para cobertura do solo e incremento do carbono orgânico. Embora o milheto cresça rapidamente e tolere seca, sua natureza anual limita o aporte contínuo de biomassa (Bortolo, 2024). Panicum e Brachiaria adaptam-se a diversos ambientes, mas não prosperam em solos encharcados, exceção feita à Brachiaria humidicola. Espécies de crescimento cespitoso,

como o Panicum tendem a ter maior relação lignina/nitrogênio, desacelerando sua decomposição e liberação de nutrientes, ao contrário de espécies decumbentes como a Brachiaria (Figura 11.2).

Gramíneas C3 são essenciais para o manejo sustentável em áreas subtropicais do Brasil, protegendo o solo, controlando plantas daninhas e melhorando sua saúde. Entre elas destacam-se azevém (*Lolium multiflorum*; 2-6 Mg ha^{-1}), centeio (*Secale cereale*; 4-6 Mg h^{-1}), ambos eficazes no controle de infestantes e na melhoria do solo (Hoveland et al., 1974; Wagger, 1989), cevada (*Hordeum vulgare*), tolerante a solos ácidos (Leafe, 1988), e triticale (× Triticosecale), híbrido resistente ao frio e à acidez, com 4-6 Mg ha^{-1} de biomassa (Bagley et al., 1988). A resistência e o rápido crescimento das gramíneas são essenciais para sistemas agrícolas sustentáveis, proporcionando proteção do solo e produção de biomassa para diferentes fins, como alimentação animal e sequestro de carbono.

Leguminosas

Solos tropicais altamente intemperizados são ácidos, apresentam elevada atividade biológica e minerais de baixa fertilidade natural, limitando nutrientes como o nitrogênio; nesse contexto, leguminosas de cobertura em simbiose com Rhizobium fixam nitrogênio atmosférico, acumulando-o em seus tecidos e, no Brasil, são amplamente usadas em adubação verde e rotação de culturas para melhorar a saúde do solo e a ciclagem de nutrientes, embora sua baixa relação C/N acelere a decomposição e reduza a permanência dos resíduos, exigindo manejo adaptado ao sistema produtivo e às condições edafoclimáticas. A família Fabaceae inclui espécies de hábito ereto, como crotalárias (*C. juncea*, 8-12 Mg ha^{-1}; *C. ochroleuca*, 7-10 Mg ha^{-1}; *C. breviflora*, 3-5 Mg ha^{-1}; *C. spectabilis*, 5-7 Mg ha^{-1}), que produzem grande biomassa, suprimem plantas daninhas, descompactam o solo e controlam nematoides; guandu forrageiro (*Cajanus cajan*, 6-12 Mg ha^{-1}, C/N 12-15:1) alia cobertura e forragem; feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*, 5-7 Mg ha^{-1}, C/N 10-16:1) controla plantas daninhas, mas é suscetível a nematoides; e tremoços azul e branco (*Lupinus angustifolius* e *L. albus*, 2-7 Mg ha^{-1}, C/N 22:1) são eficazes na rotação e fixação de nitrogênio.

Entre as escandentes, *Dolichos lab-lab* (3-6 Mg ha^{-1}, C/N 10-20:1) fixa nitrogênio e tolera déficit hídrico; *Calopogonium mucunoides* (4-5 Mg ha^{-1}, C/N 14-16:1) auxilia no controle de plantas daninhas; *Lathyrus sativus* (2-6 Mg ha^{-1}, C/N 12-25:1) melhora a fertilidade; *Pisum sativum* (3-5 Mg ha^{-1}, C/N 12-15:1) e *Vicia sativa* (3,5-5 Mg ha^{-1},

C/N 14 : 1) e *V. villosa* (4-5 Mg ha^{-1}, C/N 11-16:1) destacam-se na fixação e cobertura do solo. As prostradas garantem excelente cobertura em trópicos: *Arachis pintoi* (3-4 Mg ha^{-1}, C/N 12-20:1) adapta-se à sombra; *Stylosanthes guianensis* (6-14 Mg ha^{-1}, C/N 12-18:1) é indicada para solos arenosos; *Mucuna nivea* (3-6 Mg ha^{-1}, C/N 10-22:1) e *M. aterrima* (6-8 Mg ha^{-1}, C/N 12-21:1) controlam nematoides e plantas infestantes; *Pueraria phaseoloides* (4-8 Mg ha^{-1}, C/N 11:1), de crescimento inicial lento, protege o solo em regiões subtropicais; e trevos branco (*Trifolium repens*, 2-4 Mg ha^{-1}, C/N 10-12:1), persa (*T. resupinatum*, 4-5 Mg ha^{-1}, C/N 10-16:1) e vermelho (*T. pratense*, 4-8 Mg ha^{-1}, C/N 10-12:1) fixam nitrogênio e são usados em rotação de pastagens.

Outras espécies

Além das gramíneas e leguminosas, destacam-se, na família Asteraceae, o girassol (*Helianthus annuus*), uma oleaginosa anual que tolera solos de baixa fertilidade e déficit hídrico, mas não aguenta baixas temperaturas nem solos ácidos, produzindo de 4 a 10 Mg ha^{-1} de massa seca e apresentando relação C/N de 22/1 a 30/1, sendo recomendado especialmente em rotação de segunda safra; o níger (*Guizotia abyssinica*), anual adaptado a temperaturas entre 13,6 °C e 27,5 °C, com 5 a 6 Mg ha^{-1}de massa seca e C/N de 20/1 a 25/1, cujo sistema radicular melhora a estrutura do solo e previne a erosão, embora seja sensível a fotoperíodo e acamamento; e a chicória puna II (*Cichorium intybus* cv. puna II), perene, que, adaptada a solos salinos e secos, gera de 4,5 a 9,5 Mg ha^{-1} de massa seca com relação C/N de 20/1 a 25/1, melhora a fertilidade, controla plantas daninhas e é indicada para pastoreio e rotação de culturas. Na Brassicaceae, sobressaem o crambe (*Crambe abyssinica*), resistente à seca e a geadas, com 7 a 12 Mg ha^{-1} de massa seca, C/N de 12/1 a 20/1 e sistema radicular profundo que favorece o plantio direto, sendo usado tanto para produção de óleo quanto como cobertura que suprime pragas e atrai polinizadores; e os nabos forrageiro e pé de pato (*Raphanus sativus*), que produzem de 5 a 10 Mg ha^{-1} de massa seca, variando de 10/1 a 26/1 em C/N, ideais para rotação e adubação verde pela reciclagem de nutrientes e pelas raízes pivotantes que rompem camadas compactadas (Figura 11.2).



Figura 11.2. Exemplos das principais plantas de cobertura usadas no Brasil. A: Nabo forrageiro (*Raphanus sativus*); B: Brachiaria ruziziensis (*Urochloa ruziziensis)*; C: Trigo mourisco (*Fagopyrum esculentum*); D: milheto (*Pennisetum glaucum*). Fonte: A: Mauricio Roberto Cherubin, B, C e D: Victória Santos Souza.

Mix e consórcios com plantas de cobertura

O uso de misturas de plantas de cobertura, combinando gramíneas e leguminosas, tem-se consolidado como estratégia para melhorar a qualidade do solo e a produtividade (Figura 11.3). As gramíneas, com elevada relação C/N, garantem decomposição lenta e cobertura duradoura (Torres et al., 2014), enquanto as leguminosas promovem rápida decomposição e adubação via N_2 fixado (Fonseca, 2017), equilibrando a liberação de nutrientes e evitando imobilização microbiana de N e degradação precoce da cobertura (Michelon et al., 2019). Esses consórcios asseguram decomposição diferenciada e suprimento contínuo de nutrientes (Latati et al., 2016), melhoram agregação e retenção de umidade graças à diversidade radicular (Collier et al., 2011), reduzem plantas invasoras (Freitas et al., 2012) e, por efeitos alelopáticos e nematicidas, auxiliam no controle de pragas (Wendler & Simonetti, 2016), sincronizando ainda a mineralização dos resíduos à demanda das culturas e diminuindo a necessidade de fertilizantes sintéticos (Michelon et al., 2019).

Exemplos clássicos incluem o consórcio aveia preta-ervilhaca-nabo, com produção de 5-6 Mg ha^{-1} e relação C/N ≈ 30/1; no cafeeiro, a integração com braquiária rende 9-15 Mg ha^{-1} (C/N 25/1-36/1) e com leguminosas 3-12 Mg ha^{-1} (C/N 14/1-19/1); no milho, os

consórcios milho-braquiária (15-22 Mg ha^{-1}; C/N 27/1-33/1), milho-crotalária (15-25 Mg ha^{-1}; C/N 25/1-35/1) e milho-feijão guandu (15-25 Mg ha^{-1}; C/N 18/1-30/1) melhoram cobertura, nitrogênio e controle de nematoides; outras misturas, como crotalária-braquiária (3-8 Mg ha^{-1}; C/N ≈ 30/1), crotalária-milheto (10-12 Mg ha^{-1}; C/N ≈ 30/1) e sorgo-braquiária (10-12 Mg ha^{-1}; C/N 30/1-40/1), também geram significativa massa seca, fixação de N, proteção do solo e interrupção de ciclos de pragas.



Figura 11.3. Exemplos de mix de plantas de cobertura. A: Aveia branca e preta, nabo forrageiro e centeio; B: Milho/braquiária ruziziensis; C: Milheto, braquiária ruziziensis e Crotalária spectabilis; D: Aveia/trevo branco. Fonte: A, B e C: Victória Santos Souza, D: Esmael Barro**.**

Exemplos e resultados

Diversas estratégias de consórcio visam otimizar o uso de recursos sem comprometer o desempenho das culturas comerciais. Embora a competição entre milho e plantas de cobertura possa reduzir ligeiramente a produtividade do milho, esse arranjo melhora a eficiência do uso da terra. Souza et al. (2022) relataram uma queda de 13% na produtividade do milho consorciado em relação ao monocultivo, mas um aumento de mais de 35% no Land Equivalent Ratio. Souza (2024) mostrou que, mesmo respondendo por apenas 5% da energia biológica, as forrageiras tropicais no consórcio agregaram 25% mais biomassa à colheita do milho, elevando a lucratividade em cerca de 7% comparado ao monocultivo.

Uma revisão sistemática sobre consórcio entre milho e forrageiras tropicais (Souza et al., 2024) indicou, em média, redução de 5,6 % na produtividade do milho e de 64 % na biomassa da braquiária em comparação a monocultivos. Contudo, práticas como semeadura defasada, uso de herbicidas seletivos pós-emergentes e aplicação adequada de nitrogênio e fósforo podem mitigar significativamente essas perdas. Apesar das eventuais diminuições na cultura principal, os ganhos em biomassa total, melhorias químicas e físicas do solo e maior estabilidade econômica confirmam a viabilidade dos consórcios; portanto, a escolha cuidadosa de espécies e manejos específicos é fundamental para maximizar seus benefícios nos diversos sistemas de produção brasileiros.

Benefícios para a saúde do solo

As plantas de cobertura mantêm a multifuncionalidade do solo, modificando positivamente seus principais parâmetros e promovendo resiliência aos agroecossistemas tropicais (Schipanski et al., 2014) (Figura 11.4).

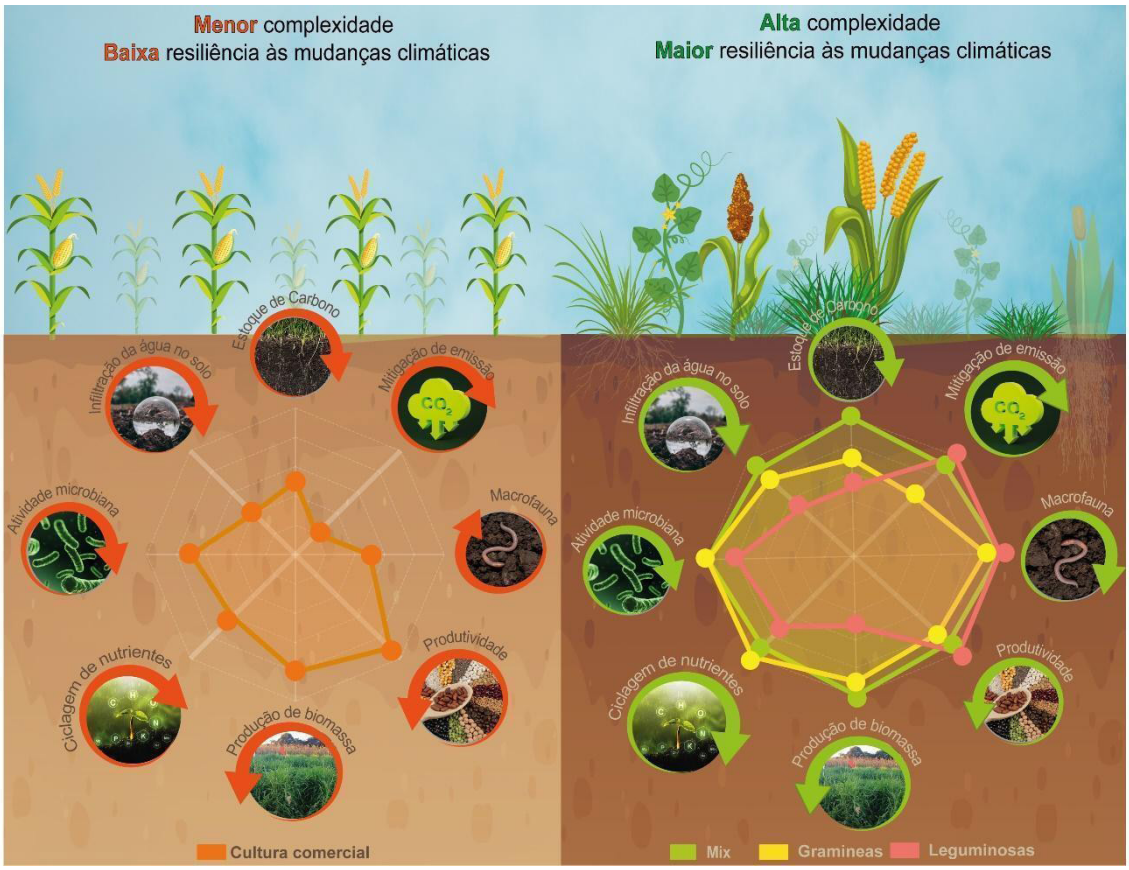


Figura 11.4. Comparação entre sistemas de cultivo convencional e com plantas de cobertura e seus impactos nos indicadores de saúde do solo. Fonte: Elaborado por Victória Santos Souza (2025).

Qualidade física do solo

A palhada e a cobertura viva amortecem o impacto das gotas de chuva, diminuindo a velocidade e o volume do escoamento superficial e, assim, evitando a erosão e a dispersão de partículas (Figura 11.5). Esse resíduo superficial aumenta a rugosidade, favorece a infiltração e reduz a evaporação, otimizando o armazenamento de água no solo (de Almeida et al., 2018; Gabriel et al., 2021). Além disso, solos com melhor estrutura suportam eventos extremos, secas e chuvas intensas, minimizando perdas de nutrientes e matéria orgânica (Blanco-Canqui & Ruis, 2020; Haruna et al., 2020) e preservando a fertilidade a longo prazo. A maior retenção hídrica eleva a resiliência durante estiagens (Souza et al., 2025), enquanto a estrutura estável impede erosão em períodos chuvosos.

Em Rauber *et al.* (2025), no Rio Grande do Sul (Figura 11.5), o amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) promoveu a melhor estabilidade de agregados e a maior taxa de infiltração. A sazonalidade afetou esses ganhos, sendo o verão mais favorável que o inverno, o que reforça a necessidade de ajustar práticas conservacionistas às estações.

Por fim, a cobertura reduz as variações térmicas do solo, baixando a temperatura diurna e elevando a noturna (*de* Lima et al., 2021). Fatores como volume de chuva, porosidade e selamento influenciam a infiltração (Helalia et al., 1988), e a presença contínua de biomassa retarda o aquecimento, diminuindo a evaporação e ampliando a disponibilidade hídrica em comparação a solos descobertos (Ward et al., 2012).

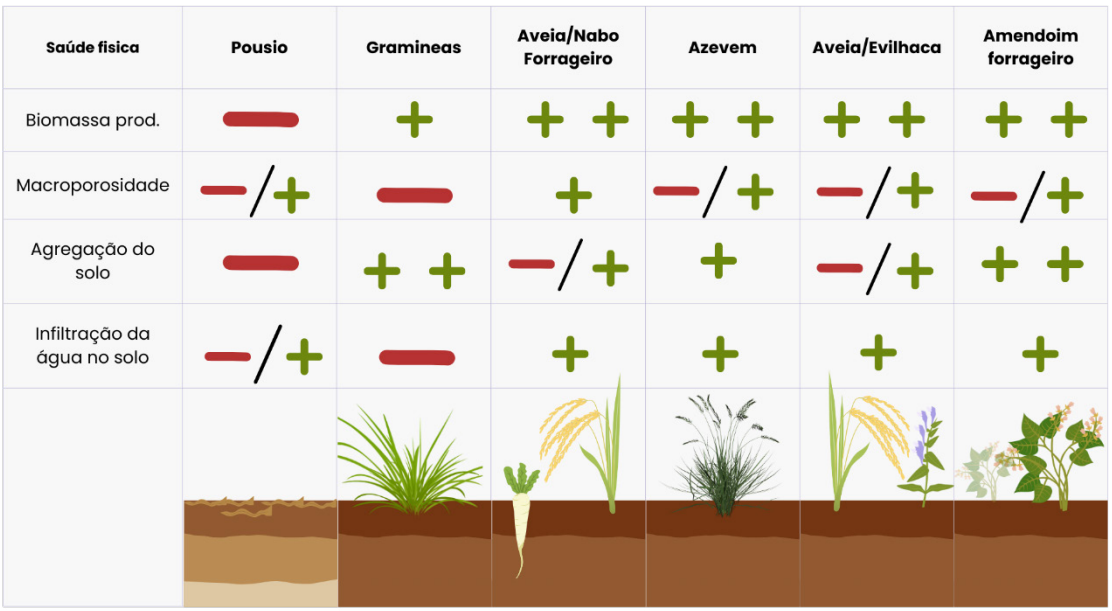


Figura 11.5. Representação dos efeitos das plantas de cobertura na saúde física do solo. Fonte: Adaptação de Rauber et al. (2025).

Qualidade biológica do solo

A diversidade de espécies, ao ampliar a variedade bioquímica da biomassa acima e abaixo do solo, reforça a funcionalidade do sistema (Almeida et al. 2016). Nesse contexto, as plantas de cobertura são fundamentais ao estimularem diretamente a abundância e a atividade microbiana. Sekaran et al. (2021) relataram, em três locais nos EUA, aumento na produção de enzimas (desidrogenase, β-glicosidase, arilamidase, urease, fosfatase alcalina e arilsulfatase) envolvidas na ciclagem de C, N, P e S em comparação a áreas sem cobertura. Anghinoni et al. (2021) observaram maior atividade de β-glicosidase em sistemas de rotação com *Urochloa ruziziensis* e *Crotalaria ochroleuca* (115 mg p-nitrophenol kg^{-1} soil h^{-1}) do que em monocultivo de soja (30 mg p-nitrophenol kg^{-1} soil h^{-1}), e Almeida et al. (2016) detectaram elevação de 44% na β-glicosidase e 25% na urease ao inserir leguminosas no sistema produtivo (Figura 11.6).

Além de favorecer enzimas, a adoção de plantas de cobertura reduz populações de nematoides (Sousa et al., 2022) e interrompe ciclos de patógenos (Aguiar-Menezes, 2004). Leite et al. (2021) mostraram que milheto eleva grupos benéficos como Proteobacteria, Actinobacteria e Chloroflexi, enquanto sorgo e crotalária também aumentam Proteobacteria e Chloroflexi, respectivamente. Entre os “engenheiros do ecossistema”, no norte da Itália, trevo vermelho, trevo persa e ervilhaca peluda elevaram número e biomassa de minhocas (Fiorini et al. 2022); já na Mata Atlântica brasileira, crotalária, milheto e braquiária aumentaram coleópteros, e crotalária, colêmbolos (Lima et al. 2021). Em suma, o uso de plantas de cobertura enriquece a biodiversidade do solo, promovendo um ambiente equilibrado e saudável que favorece o crescimento vegetal e a regeneração dos ecossistemas.



Figura 11.6. O uso de plantas de cobertura eleva a atividade enzimática e amplia tanto a diversidade taxonômica quanto funcional do solo, além de favorecer a presença de inimigos naturais; simultaneamente, reduz a incidência de fitopatógenos e nematoides, contribuindo para a manutenção da saúde do ecossistema agrícola. Fonte: Elaborado por Victória Santos Souza (2025).

Qualidade química do solo

A ciclagem de nutrientes pela decomposição da biomassa vegetal melhora a química do solo e sua fertilidade natural em diversos ecossistemas (Raven et al. 2014). A introdução de plantas de cobertura ocorre por rotação, sucessão ou consórcio, devendo o ciclo de senescência coincidir com a demanda da cultura econômica para evitar excedentes e lixiviação (Gonçalves et al. 2007; Doneda et al. 2012). A velocidade de

decomposição e o tempo de residência da matéria orgânica dependem da qualidade do tecido (teores de C, N, celulose e lignina), da atividade biológica e do clima (Leite et al. 2010; Carvalho et al. 2010). A relação C/N, em especial, determina o período de cobertura: leguminosas com baixa relação C/N expõem o solo antes das gramíneas de alta relação C/N, conforme Schmatz et al. (2020) em Vicia sativa versus *Triticum aestivum*. Por isso, consórcios que combinam espécies com diferentes características fisiológicas podem otimizar simultaneamente a liberação de nutrientes e o tempo de cobertura. No Sul do Brasil, Canalli et al. (2020) mostraram que, com 50% da biomassa remanescente, o solo permanece coberto por cerca de 139 dias em consórcios apenas de gramíneas (aveia preta + azevém) e por 69 dias quando se adiciona leguminosa (aveia preta + tremoço azul).

Em âmbito regional, Maltas et al. (2009) no Cerrado constataram que plantas de cobertura em segunda safra melhoram o aproveitamento de N e o rendimento da safra principal. No Sul, Weinert et al. (2023) verificaram que trevo persa entre safras de arroz elevou em mais de 35% o N mineral do solo, resultando em maior teor de clorofila e balanço de N nas folhas. Em área degradada no ecótono Caatinga/Cerrado, Santos et al. (2022) observaram ganhos em Mg, P e K, maior saturação de bases e menor acidez potencial com uso de plantas de cobertura. Além dos benefícios agronômicos, sob condições tropicais, essas plantas reduzem a lixiviação em até 30% em comparação a sistemas convencionais (Sharma et al. 2012).

Mitigação das mudanças climáticas por meio das plantas de cobertura

As mudanças climáticas representam uma ameaça significativa aos sistemas agrícolas globais. Diante desse cenário, técnicas que promovem o sequestro de carbono no solo vêm ganhando destaque como soluções baseadas na natureza para reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e aumentar a resiliência dos ecossistemas (Alcalá-Herrera et al., 2023; Vicente-Vicente et al., 2016). A União Europeia, por exemplo, estabeleceu metas ambiciosas - reduzir as emissões em 55% até 2030 e em 90% até 2040 - ressaltando a necessidade urgente de transformar os sistemas produtivos (Vistarte et al., 2024).

Segundo Poeplau e Don (2015), o cultivo de cobertura resulta em uma taxa média de sequestro de carbono de 0,32 ± 0,08 Mg C ha^{-1} ano^{-1} - aproximadamente 32 ± 8 g C m^2 ano (ou 117 ± 29 g CO_2eq m^2 ano). De modo significativo, após cerca de 23 anos de

uso contínuo, estima-se que 50% do acúmulo potencial máximo de 16,7 ± 1,5 Mg C ha^{-1} a 22 cm de profundidade já seja alcançado, mantendo-se esse potencial de mitigação por períodos de 50 a 150 anos até que o carbono atinja um estado estacionário. Em escala global, a adoção de cultivos de cobertura em 25% das terras agrícolas do mundo (cerca de 4 milhões de km²) poderia sequestrar em torno de 0,12 ± 0,03 Pg C anualmente (aproximadamente 0,44 Pg CO_2 ano), com algumas estimativas alcançando 0,6 Pg CO_2eq ano - representando cerca de 10% das emissões agrícolas (Poeplau & Don, 2015).

Além do sequestro direto de carbono, as plantas de cobertura influenciam outros processos. Plantas de cobertura não leguminosas podem aumentar ligeiramente as emissões de N_2 O (≈0,01 g N m² ano) durante a incorporação, enquanto as leguminosas apresentam incrementos menores (Basche et al., 2014; Sanz-Cobena et al., 2014). No entanto, reduzem a lixiviação de nitrato (1,25 g N m² ano) e mitigam 2,8 g CO_2eq m² ano. As leguminosas ainda substituem 5 a 15 g N m² de fertilizantes sintéticos, reduzindo emissões em 20 g CO_2eq m² ano (Camargo et al., 2013; Ketterings et al., 2015; Kaye & Quemada, 2017). Estudos recentes também apontam que a maior refletividade da superfície proporcionada por uma densa cobertura vegetal pode agregar uma mitigação adicional de 12 a 46 g CO_2eq m² ano, podendo atingir 111 g CO_2eq m² ano em condições ideais, embora a presença parcial de neve possa moderar esse efeito (Anderson-Teixeira et al., 2012). Assim, a combinação desses efeitos possibilita uma mitigação total variando de cerca de 141 g CO_2eq m² ano para culturas não leguminosas a 160 g CO_2eq m² ano para as leguminosas.

Além dos benefícios na mitigação dos GEE, as plantas de cobertura desempenham um papel fundamental na adaptação dos sistemas agrícolas aos desafios climáticos. Durante eventos de chuvas intensas, por exemplo, elas podem reduzir a erosão e a lixiviação de nutrientes entre 25% e 70%, como demonstrado em estudos realizados na Espanha, onde gramíneas reduziram a lixiviação em até 2,5 vezes e leguminosas apresentaram reduções em torno de 25% (Gabriel et al., 2012). Ademais, estudos comparativos sugerem que a mitigação proporcionada por plantas de cobertura (entre 116 e 160 g CO_2eq m² ano) frequentemente supera a de sistemas de plantio direto (48 a 94 g CO_2eq m² ano), sem comprometer a produtividade, mesmo considerando os desafios econômicos e operacionais na sua implementação (Six et al., 2004; van Kessel et al., 2013).

Nas Américas, com 1,11 bilhão de hectares agrícolas, a implementação de técnicas de agricultura regenerativa em 30% da área (cerca de 334 Mha) pode sequestrar 5,2 Pg CO_2eq em 8 anos e 13,1 Pg CO_2eq em 20 anos, distribuindo-se aproximadamente em 38,9% para a América do Norte, 38,6% para a América do Sul e 20,6% para a Região

Andina (Cerri et al., 2024). No Brasil, práticas que promovem a cobertura do solo são essenciais para a resiliência dos sistemas produtivos diante de eventos extremos, como secas e chuvas intensas. A integração de plantas de cobertura com o plantio direto tem proporcionado aumentos anuais no estoque de carbono - com registros de 0,9 a 1,75 Mg ha^{-1} com o uso de aveia preta no inverno e de 0,9 a 1,6 Mg ha^{-1} com leguminosas em condições subtropicais (Besen et al., 2024; Locatelli et al., 2020). Em contexto tropical, forrageiras perenes também se mostram superiores, aumentando os estoques de carbono em até 0,89 Mg ha^{-1} por ano, enquanto o milheto, devido ao seu ciclo mais curto, pode apresentar redução em até 0,25 Mg ha^{-1} (Bortolo et al., 2024).

Por fim, estudos sobre o sistema radicular das plantas de cobertura têm ajudado a elucidar como essa prática interfere no carbono orgânico no solo (SOC). Estudos apontam que a adoção dessas culturas pode resultar em um acréscimo médio de 0,33 Mg C ha^{-1} ano^{-1} no SOC, elevando o teor de carbono em cerca de 6%, em grande parte devido à alocação de aproximadamente 50% da biomassa para o sistema radicular (Pisarčik et al., 2024). Essa massa radicular, além de acelerar a atividade microbiana e a mineralização do carbono, contribui para a formação de agregados mais estáveis, sobretudo quando raízes mais profundas depositam carbono em camadas com decomposição mais lenta (de Notaris et al., 2020; Austin et al., 2017; Ladoni et al., 2016; Jansson et al., 2021; Rossi et al., 2020). A composição química das raízes, com maior teor de lignina e celulose, favorece a formação de frações particuladas de carbono, enquanto os exsudatos promovem a associação do carbono à matéria orgânica mineral (Kallenbach et al., 2016). Ainda, a combinação de monoculturas com misturas que integram gramíneas, leguminosas e crucíferas, aliada a práticas agronômicas menos invasivas, como a escarificação biológica, pode otimizar o aporte de carbono na camada superficial, demonstrando ganhos expressivos na dinâmica do SOC (Cordeiro et al., 2022). Em condições tropicais, o consórcio de milho com forrageiras tem proporcionado uma biomassa total 25% maior e aumentos de até 90% na biomassa radicular, comparado ao milho em monocultura, reforçando a importância de uma distribuição mais uniforme das raízes para a proteção contra a erosão e a fixação do carbono (Souza, 2024).

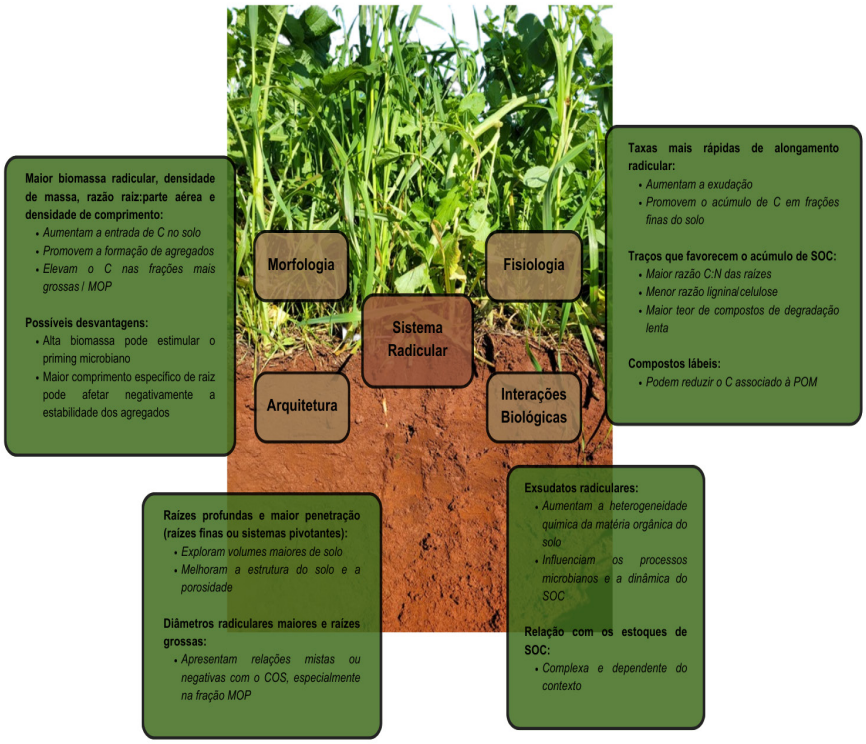


Figura 11.7. O sistema radicular das plantas de cobertura influencia a entrada, estabilização e decomposição do carbono no solo. Fonte: Elaborado por Lucas Nogueira (2025).

Balanço de carbono

O balanço de carbono no solo é determinado pela interação entre os fluxos de entrada e saída de carbono no ecossistema agrícola. Enquanto as emissões de GEE refletem as perdas de carbono para a atmosfera, o sequestro de carbono ocorre por meio da incorporação de biomassa vegetal ao solo, da formação de matéria orgânica estável e da atividade biológica que promove o acúmulo de carbono no sistema. O equilíbrio entre esses processos define se o solo atua como fonte ou sumidouro de carbono, impactando diretamente a sustentabilidade agrícola e a mitigação das mudanças climáticas. Nesse contexto, o presente estudo (Souza, dados não publicados) foi conduzido no bioma Cerrado, abrangendo duas áreas agrícolas de alta relevância para a produção de grãos: Rio Verde, Goiás (2018-2024) e Rondonópolis, Mato Grosso (2014-2024). O objetivo foi avaliar os efeitos de plantas de cobertura e sistemas convencionais nas emissões de gases de efeito estufa (CO_2, N_2O e CH_4) e no balanço de carbono, considerando o acúmulo de carbono no solo. Os resultados indicam que os sistemas com plantas de cobertura apresentam maior capacidade de sequestro de carbono, refletindo balanços negativos

em ambas as áreas estudadas. Em Rio Verde, o mix de plantas de cobertura obteve balanço de carbono negativo de -0,615 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, enquanto em Rondonópolis foi de -0,201 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, evidenciando o potencial desses sistemas em aumentar o estoque de carbono no solo e mitigar os impactos das mudanças climáticas (Figura 11.8).

A intensidade das emissões de carbono em sistemas agrícolas também pode ser compreendida por meio da emissão relativa, expressa em quilogramas de CO_2 equivalente (CO_2eq) emitidos por quilograma de produto colhido (Rigon & Calonego 2020). Essa métrica permite avaliar a eficiência ambiental da produção e comparar diferentes práticas de manejo. A emissão relativa depende do balanço entre as emissões de gases de efeito estufa e a produtividade agrícola. Fatores como o tipo de solo, o manejo da fertilização, a presença de plantas de cobertura e a adoção de sistemas conservacionistas influenciam diretamente esse indicador. Sistemas com maior produtividade tendem a diluir as emissões totais por unidade de produto, reduzindo a pegada de carbono por quilograma colhido. Sistemas agrícolas que combinam práticas conservacionistas, como o uso de plantas de cobertura, têm demonstrado maior eficiência tanto na produtividade quanto na redução das emissões relativas de carbono. Ao longo de dois anos de avaliação das emissões de gases (CO_2, N_2O e CH_4) e do estoque de carbono no bioma Cerrado, o uso de um mix de plantas de cobertura foi mais eficiente do que o pousio, emitindo 40% menos para produzir 1 Mg de grãos tanto em termos de produtividade da soja quanto na mitigação das emissões de CO_2 equivalente por unidade de produção (Figura 11.8).

Esses resultados demonstram que sistemas mais diversificados e com maior aporte de biomassa promovem maior eficiência no uso dos recursos naturais, favorecendo a mitigação das emissões e contribuindo para um modelo agrícola mais sustentável.

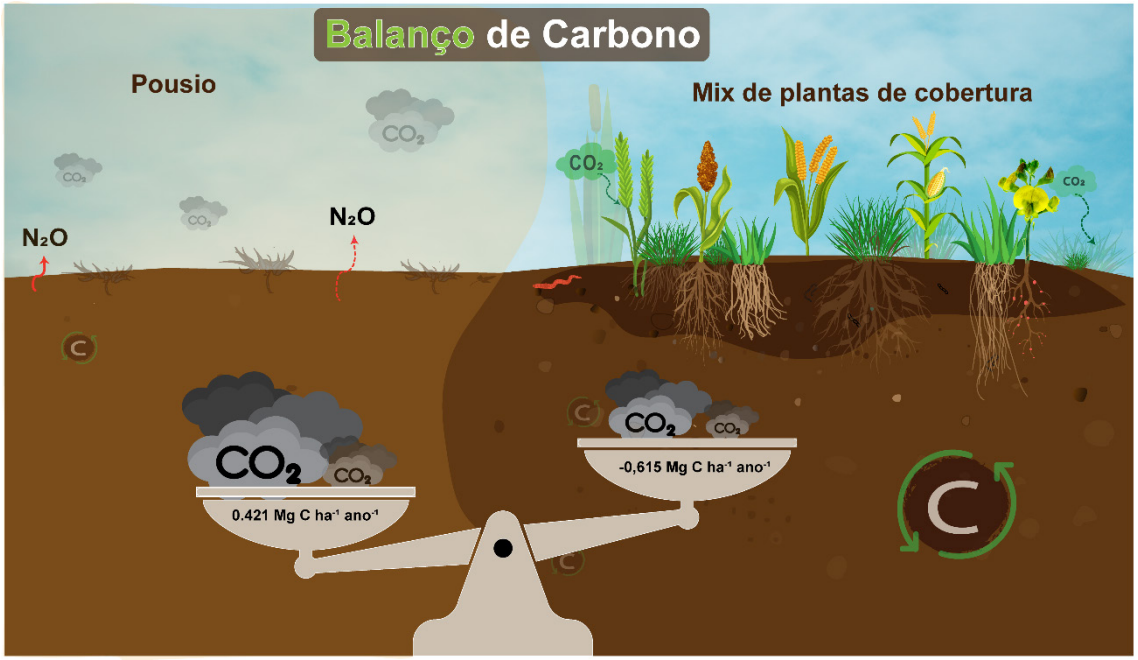


Figura 11.8. Efeito do aumento da diversidade de plantas nos sistemas de rotação de culturas no balanço de carbono no solo. Fonte: Elaborado por Victória Santos Souza (2025).

Adaptação às mudanças climáticas: aumentando a resiliência agrícola

A resiliência agrícola é a capacidade dos sistemas produtivos de manter a produtividade e se recuperar de estresses climáticos, como períodos de seca e variações extremas de temperatura (Zampieri et al., 2020; Qiao et al., 2022; Mahmood et al., 2023). Um estudo conduzido por Souza et al. (2025) avaliou como a diversificação dos sistemas agrícolas, com a introdução de mix de plantas de cobertura, influencia a saúde do solo, a produtividade da soja e a resiliência agrícola no Cerrado brasileiro. O experimento foi realizado em Rio Verde, Goiás, ao longo de cinco anos, comparando diferentes estratégias de manejo para a segunda safra após a colheita da soja. O estudo avaliou indicadores de saúde do solo, como: carbono orgânico do solo, atividade da β-glicosidase, estabilidade de agregados, densidade do solo, espaço poroso preenchido por água, pH, teores de P e K, além da produtividade da soja e sua estabilidade ao longo dos anos. Os resultados demonstraram que solos mais saudáveis favorecem maior produtividade e estabilidade da soja ao longo dos anos, reduzindo a vulnerabilidade da cultura às variações climáticas. O uso de mix de plantas de cobertura e de *Urochloa ruziziensis* contribuíram significativamente para a melhoria da saúde do solo. Esse efeito

resultou em um aumento da produtividade da soja em 10% a mais do que em sistemas convencionais, como soja/milho.

Além da maior produtividade da cultura comercial, solos saudáveis também apresentaram maior estabilidade produtiva (Figura 11.9). Em solos manejados com plantas de cobertura, a soja apresentou menor variação interanual na produtividade, mesmo sob períodos de estiagem (Souza et al., 2025). Estudos como os de Zhou et al. (2021) e Mahmood et al. (2023), conduzidos em regiões temperadas, também destacam a saúde do solo como um fator-chave para mitigar os efeitos adversos da variabilidade climática, assim como observado em regiões tropicais. Eles encontraram que um aumento de 0,5 no índice de saúde do solo resulta em um incremento de aproximadamente 1,15 Mg ha^{-1} na produtividade sob seca severa (Mahmood et al., 2023), reforçando a importância da saúde do solo em diferentes condições climáticas. A capacidade do solo de resistir aos estresses climáticos está associada a diversos fatores, como a maior eficiência no ciclo de nutrientes (Souza et al., 2024), o aumento do teor de matéria orgânica (Cordeiro et al., 2022) e a melhoria da estrutura do solo (Rauber *et al.*, 2025). Essas mudanças também proporcionam benefícios essenciais, incluindo a proteção contra erosão e a estabilização da umidade e temperatura do solo (de Lima et al., 2021). Dentre os fatores, Souza et al. (2025) encontraram que os índices biológicos e químicos do solo tiveram uma melhor relação com as variáveis de rendimento da soja (produção e coeficiente de variação) do que os índices físicos. Isso indica que os atributos biológicos e químicos do solo são mais sensíveis às mudanças nas condições do solo e também se relacionam com altos rendimentos de grãos de soja. A melhoria da saúde biológica do solo é essencial para o aprimoramento dos agroecossistemas tropicais (Anghinoni et al., 2021; Cordeiro et al., 2021).

As plantas de cobertura não apenas sustentam maiores rendimentos médios de grãos, mas também contribuem para um sistema agrícola mais sustentável e adaptável. Isso atende tanto às necessidades imediatas de produção quanto aos desafios de longo prazo impostos pelas mudanças climáticas, garantindo altas produtividades da cultura comercial e o uso sustentável da terra em um ambiente em rápida transformação. Essas descobertas reforçam a importância da adoção de práticas de manejo da saúde do solo como um pilar fundamental para uma agricultura resiliente e inteligente em relação ao clima. Os benefícios tridimensionais (produtividade de grãos, saúde do solo e resiliência a estresses climáticos) das plantas de cobertura na região do Cerrado representam uma inovação social significativa para o desafio de produzir alimentos sem comprometer a saúde do solo.

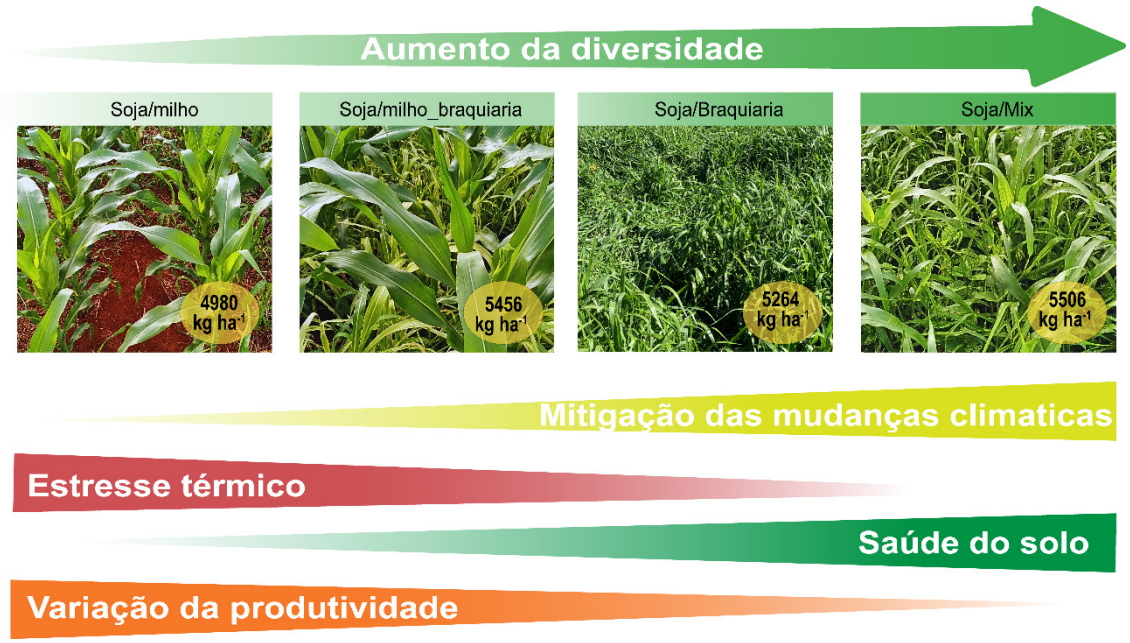


Figura 11.9. Efeito do aumento da diversidade de culturas sobre produtividade, saúde do solo e resiliência climática. Fonte: Elaborado por Victória Santos Souza (2025).

Considerações finais

As plantas de cobertura são uma estratégia essencial para tornar a agricultura mais resiliente às mudanças climáticas, promovendo a adaptação dos sistemas produtivos e a mitigação dos impactos ambientais. Seu uso melhora a saúde do solo ao aumentar o teor de matéria orgânica, favorecer a biodiversidade microbiana e reduzindo os processos de erosão do solo. Além disso, contribui para a estabilidade produtiva ao minimizar as oscilações de umidade e temperatura do solo, tornando as culturas mais resistentes ao estresse hídrico e térmico.

Apesar de seu potencial, a adoção generalizada das plantas de cobertura enfrenta desafios, como a disponibilidade limitada de sementes, os custos logísticos elevados e a necessidade de maior conhecimento técnico para seu manejo adequado. A falta de equipamentos específicos para dessecação também limita sua implementação em algumas regiões. No entanto, com o avanço da pesquisa e o fortalecimento das redes de capacitação, essas barreiras podem ser superadas, permitindo que mais agricultores incorporem essa prática em seus sistemas produtivos.

A expansão do uso de plantas de cobertura representa um passo importante para a construção de uma agricultura adaptativa e de baixo impacto ambiental. Ao integrar

essa prática ao manejo agrícola, é possível não apenas aumentar a produtividade de forma sustentável, mas também fortalecer a capacidade do solo de armazenar carbono, reduzir emissões e melhorar a resiliência dos agroecossistemas. Com investimentos em pesquisa, políticas públicas e conscientização, as plantas de cobertura podem se consolidar como uma ferramenta-chave para enfrentar os desafios climáticos e garantir a segurança alimentar no futuro.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES, Código de Financiamento 001), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP # 2022/16368-6 e 2024/06095-8, 2022/13531-3; 2022/14212-9; 2022/09977-6) pelas bolsas de estudo. Também somos gratos pelo apoio do CCARBON – Centro de Pesquisa em Carbono na Agricultura Tropical (2021/10573-4); do RCGI – Research Centre for Greenhouse Gas Innovation (2020/15230-5); e da Bayer S/A (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*"). Maurício R. Cherubin agradece ao CNPq pela Bolsa de Produtividade em Pesquisa (302249/2025-7).

Referências

Adetunji, A. T., Ncube, B., Mulidzi, R., & Lewu, F. B. (2020). Management impact and benefit of cover crops on soil quality: A review. *Soil & Tillage Research, 204*(June), 104717. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104717

Alcalá-Herrera, R., Moreno, B., Aguirrebengoa, M., Winter, S., Robles-Cruz, A. B., Ramos-Font, M. E., et al. (2023). Role of agricultural management in the provision of ecosystem services in warm climate vineyards: functional prediction of genes involved in nutrient cycling and carbon sequestration. *Plants, 12*(3), 527.

Almeida, D. O., Bayer, C., & Almeida, H. C. (2016). Fauna and microbial attributes of an Ultisol under cover crop systems in the South of Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 51*, 1140–1147.

Almeida, W. S., Panachuki, E., Oliveira, P. T. S., Silva Menezes, R., Sobrinho, T. A., & Carvalho, D. F. (2018). Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. *Soil & Tillage Research, 175*, 130–138.

Anderson-Teixeira, K. J., et al. (2012). Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas. *Nature Climate Change, 2*(3), 177–181.

Anghinoni, G., Anghinoni, F. B. G., Tormena, C. A., Braccini, A. L., Carvalho Mendes, I., Zancanaro, L., et al. (2021). Conservation agriculture strengthen sustainability of Brazilian grain production and food security. *Land Use Policy, 108*, 105591. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105591

Austin, E. E., et al. (2017). Cover crop root contributions to soil carbon in a no-till corn bioenergy cropping system. *GCB Bioenergy, 9*(7), 1252–1263. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcbb.12428

Bagley, C. P., Feazel, J. I., & Koonce, K. L. (1988). Cool-season annual forage mixtures for grazing beef steers. *Journal of Production Agriculture, 1*(2), 149. https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jpa1988.0149

Basche, A. D., et al. (2014). Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation, 69*(6), 471–482.

Besen, M. R., et al. (2024). Cover cropping associated with no-tillage system promotes soil carbon sequestration and increases crop yield in Southern Brazil. *Soil & Tillage Research, 242*, 106162.

Blanco-Canqui, H., & Ruis, S. J. (2020). Cover crop impacts on soil physical properties: A review. *Soil Science Society of America Journal, 84*(5), 1527–1576. https://doi.org/10.1002/saj2.20129

Bortolo, L. S. (2024). 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 [tese]. Piracicaba: Universidade de São Paulo.

Camargo, G. G. T., Ryan, M. R., & Richard, T. L. (2013). Energy use and greenhouse gas emissions from crop production using the Farm Energy Analysis Tool. *BioScience, 63*(4), 263–273. https://dx.doi.org/10.1525/bio.2013.63.4.6

Canalli, L. B. S., Santos, J. B., Silva, A. A., Muchinski, A., Feliciano, E., & Penteado, D. (2020). Residues decomposition in crop rotations under no-till system. *Brazilian Archives of Biology and Technology, 63*. https://doi.org/10.1590/1678-4324-solo-2020190609

Carvalho, A. M., Dantas, R. A., Coelho, M. C., Lima, W. M., Souza, J. P. S. P., Fonseca, O. P., et al. (2010). Hemicellulosis, cellulose and lignin contents in cover crops with potential for no-tillage system in Cerrado, Brazil. Planaltina-DF: Embrapa.

Cerri, C. E., et al. (2024). Carbon farming in the living soils of the Americas. *Frontiers in Sustainable Food Systems, 8*.

Collier, L. S., et al. (2011). Consórcio e sucessão de milho e feijão-de-porco como alternativa de cultivo sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Tropical, 41*(3), 306–313. https://www.scielo.br/j/pat/a/gyZGLYC5VjfHkTMGVhNVwsn/

Cordeiro, C. F. S., Batista, G. D., Lopes, B. P., & Echer, F. R. (2021). Cover crop increases soybean yield after degraded pasture in sandy soil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 25*, 514–521. https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v25n8p514-521

Cordeiro, C. F. S., et al. (2022). Soil organic carbon stock is improved by cover crops in a tropical sandy soil. *Agronomy Journal, 114*(2), 1546–1556. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/agj2.21019

De Notaris, C., et al. (2020). Input and mineralization of carbon and nitrogen in soil from legume-based cover crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 116*(1), 1–18. https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-019-10026-z

Fonseca, J. S. (2017). Plantas de cobertura e sua influência nas propriedades físicas do solo e no rendimento de culturas estivais [Internet]. https://repositorio.unipampa.edu.br/handle/riu/1927

França de Freitas, D. A., et al. (2012). Modelagem da proteção do solo por plantas de cobertura no sul de Minas Gerais. *Revista Agroambiente On-line, 6*, 117–123. https://revista.ufrr.br/agroambiente/article/view/706

Gabriel, J. L., García-González, I., Quemada, M., Martin-Lammerding, D., Alonso-Ayuso, M., & Hontoria, C. (2021). Cover crops reduce soil resistance to penetration by preserving soil surface water content. *Geoderma, 386*, 114911. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114911

Gabriel, J. L., Garrido, A., & Quemada, M. (2013). Cover crops effect on farm benefits and nitrate leaching: Linking economic and environmental analysis. *Agricultural Systems, 121*, 23–32.

Haruna, S. I., Anderson, S. H., Udawatta, R. P., Gantzer, C. J., Phillips, N. C., Cui, S., et al. (2020). Improving soil physical properties through the use of cover crops: a review. *Agrosystems, Geosciences & Environment, 3*, 1–18. https://doi.org/10.1002/agg2.20105

Helalia, A. M., Letey, J., & Graham, R. C. (1988). Crust formation and clay migration effects on infiltration rate. *Soil Science Society of America Journal, 52*(1), 251–255.

Hoveland, C. S., et al. (1974). Response of Phalaris genotypes and other cool-season grasses to temperature. *Agronomy Journal, 66*(5), 686–690. https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/agronj1974.00021962006600050024x

Jansson, C., et al. (2021). Crops for carbon farming. *Frontiers in Plant Science, 12*, 636709. https://www.frontiersin.org

Kallenbach, C. M., Frey, S. D., & Grandy, A. S. (2016). Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nature Communications, 7*(1), 13630. https://www.nature.com/articles/ncomms13630

Kaye, J. P., & Quemada, M. (2017). Using cover crops to mitigate and adapt to climate change: a review. *Agronomy for Sustainable Development, 37*(1), 1–17. https://link.springer.com/article/10.1007/s13593-016-0410-x

Ketterings, Q. M., et al. (2015). Integrating cover crops for nitrogen management in corn systems on Northeastern U.S. dairies. *Agronomy Journal, 107*(4), 1365–1376. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2134/agronj14.0385

Ladoni, M., et al. (2016). Scaling-up: cover crops differentially influence soil carbon in agricultural fields with diverse topography. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 225*, 93–103.

Lamboll, R., Stathers, T., & Morton, J. (2017). Climate change and agricultural systems. In: *Elsevier eBooks* (p. 441). Elsevier BV. https://doi.org/10.1016/b978-0-12-802070-8.00013-x

Latati, M., et al. (2016). The intercropping common bean with maize improves the rhizobial efficiency, resource use and grain yield under low phosphorus availability. *European Journal of Agronomy, 72*, 80–90.

Leafe, E. L., Jones, M. B., & Stiles, W. (1981). The physiological effects of water stress on perennial ryegrass in the field. https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19800711291

Leite, L. F. C., Freitas, R. C. A., Sagrilo, E., & Galvão, S. R. S. (2010). Decomposition and nutrients release from crop residues on a Yellow Latosol in the savanna, Maranhão State, Brazil. *Revista Ciência Agronômica, 41*, 29–35.

Leite, H. M. F., Calonego, J. C., Rosolem, C. A., Mendes, L. W., Moraes, L. N., Grotto, R. M. T., et al. (2021). Cover crops shape the soil bacterial community in a tropical soil under no-till. *Applied Soil Ecology, 168*, 104166. doi:10.1016/j.apsoil.2021.104166

Lima, J. L., da Silva, J. R., Montenegro, A. A., Silva, V. P., & Abrantes, J. R. (2021). The effect of vegetal mulching on soil surface temperature in semiarid Brazil. *Die Bodenkultur, 71*(4), 185–195.

Locatelli, J. L., et al. (2020). Soil carbon sequestration and stocks: short-term impact of maize succession to cover crops in Southern Brazil Inceptisol. *Spanish Journal of Agricultural Research, 18*(3), e0304. https://sjar.revistas.csic.es/index.php/sjar/article/view/16255/4898

Mahmood, S., Nunes, M. R., Kane, D. A., & Lin, Y. (2023). Soil health explains the yield-stabilizing effects of soil organic matter under drought. *Soil and Environmental Health, 1*, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100048

Maltas, A., Corbeels, M., Scopel, E., Wery, J., & Silva da Macena, F. A. (2009). Cover crop and nitrogen effects on maize productivity in no-tillage systems of the Brazilian Cerrados. *Agronomy Journal, 101*, 1036–1046. https://doi.org/10.2134/agronj2009.0055

McKenzie-Gopsill, A., Mills, A., MacDonald, A. N., & Wyand, S. (2022). The importance of species selection in cover crop mixture design. *Weed Science, 70*(4), 436. https://doi.org/10.1017/wsc.2022.28

Michelon, J. C., et al. (2019). Atributos do solo e produtividade do milho cultivado em sucessão a plantas de cobertura de inverno. *Revista Ciência Agroveterinária*. https://www.revistas.udesc.br/index.php/agroveterinaria/article/view/9872

Pisarčik, M., et al. (2024). Role of cover crop roots in soil organic carbon accrual — A review. *European Journal of Soil Science, 75*(4), e13532. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ejss.13532

Poeplau, C., & Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops — A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 200*, 33–41.

Qiao, L., Wang, X., Smith, P., Fan, J., Lu, Y., Emmett, B., et al. (2022). Soil quality both increases crop production and improves resilience to climate change. *Nature Climate Change, 12*, 574–580. https://doi.org/10.1038/s41558-022-01376-8

Rao, I. M., Miles, J. W., & Granobles, J. C. (1998). Differences in tolerance to infertile acid soil stress among germplasm accessions and genetic recombinants of the tropical forage grass genus, Brachiaria. *Field Crops Research, 59*(1), 43–52.

Rauber, L. R., Reinert, D. J., Gubiani, P. I., & Loss, A. (2025). Structure and water infiltration in an Ultisol affected by cover crops and seasonality. *Soil and Tillage Research, 247*. doi:10.1016/j.still.2024.106366

Rossi, L. M. W., et al. (2020). Pathways to persistence: plant root traits alter carbon accumulation in different soil carbon pools. *Plant and Soil, 452*(1–2), 457–478. https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-020-04469-5

Santos, G. G., Rosetto, S. C., Barbosa, R. S., Melo, N. B., Moura, M. C. S., Santos, D. P., et al. (2022). Are chemical properties of the soil influenced by cover crops in the Cerrado/Caatinga ecotone? *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 53*(1). doi:10.1080/00103624.2021.1984507

Sanz-Cobena, A., et al. (2014). Do cover crops enhance N_2O, CO_2 or CH_4 emissions from soil in Mediterranean arable systems? *Science of the Total Environment, 466*, 164–174.

Schipanski, M. E., Barbercheck, M. E., Douglas, M. R., Finney, D. M., Haider, K. R., Kaye, J. P., et al. (2013). A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems, 125*, 12. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.11.004

Schmatz, R., Recous, S., Weiler, D. A., Pilecco, G. E., Schu, A. L., Giovelli, R. L., et al. (2020). How the mass and quality of wheat and vetch mulches affect drivers of soil N_2O emissions. *Geoderma, 372*. doi:10.1016/j.geoderma.2020.114395

Schön, J., Gentsch, N., & Breunig, P. (2024). Cover crops support the climate change mitigation potential of agroecosystems. *PLoS ONE, 19*(5), e0302139.

Sekaran, U., Kumar, S., & Gonzalez-Hernandez, J. L. (2021). Integration of crop and livestock enhanced soil biochemical properties and microbial community structure. *Geoderma, 381*. doi:10.1016/j.geoderma.2020.114686

Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology, 10*(2), 155–160. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x

Torres, I. F., Bastida, F., Hernandez, T., Bombach, P., Richnow, H. H., & García, C. (2014). The role of lignin and cellulose in the carbon-cycling of degraded soils under semiarid climate and their relation to microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry, 75*, 152–160.

van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Linquist, B., & van Groenigen, K. J. (2013). Climate, duration, and N placement determine N_2O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology, 19*(1), 33–44. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x

Vicente-Vicente, J. L., García-Ruiz, R., Francaviglia, R., Aguilera, E., & Smith, P. (2016). Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 235*, 204–214.

Vistarte, L., Kubule, A., Rozentale, L., & Pubule, J. (2024). Carbon farming: a systematic literature review on sustainable practices. *Rīgas Tehniskās Universitātes Zinātniskie Raksti, 28*(1), 895–909. https://sciendo.com/pdf/10.2478/rtuect-2024-0068

Wagger, M. G. (1989). Cover crop management and nitrogen rate in relation to growth and yield of no-till corn. *Agronomy Journal, 81*(3), 276–282. https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/agronj1989.00021962008100030028x

Ward, P. R., Flower, K. C., Cordingley, N., Weeks, C., & Micin, S. F. (2012). Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate. *Field Crops Research, 132*, 33–39.

Weinert, C., Sousa, R. O., Bortowski, E. M., Campelo, M. L., Pacheco, D. S., Santos, L. V., et al. (2023). Legume winter cover crop (Persian clover) reduces nitrogen requirement and increases grain yield in specialized irrigated hybrid rice system. *European Journal of Agronomy, 142*. doi:10.1016/j.eja.2022.126645

Wendler, E., & Simonetti, A. P. M. M. (2016). Uso de trigo mourisco sobre a germinação e desenvolvimento inicial de soja. *Revista Cultivando o Saber*, 119–128. https://cultivandosaber.fag.edu.br/index.php/cultivando/article/view/761

Wong, K. M., Griffiths, M., Moran, A., Johnston, A., Liu, A., Sellers, M. A., et al. (2023). Cover crop cultivars and species differ in root traits potentially impacting their selection for ecosystem services. *Plant and Soil, 500*, 279. https://doi.org/10.1007/s11104-023-06431-7

Zampieri, M., Weissteiner, C. J., Grizzetti, B., Toreti, A., van den Berg, M., & Dentener, F. (2020). Estimating resilience of crop production systems: from theory to practice. *Science of the Total Environment, 735*, 139378. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139378

♦ Capítulo 12 ♦

Benefícios dos sistemas agrícolas integrados para a saúde do solo

Leidivan Almeida Frazão[1], Igor Costa de Freitas[1], Marcos Fernando Gonçalves Lessa[1], Felipe Jorge Viana[1], Wanderlei Bieluczyk[2], Iêda de Carvalho Mendes[3]

Introdução

A adoção de sistemas agrícolas integrados tem sido apontada como uma das principais estratégias para recuperação de pastagens degradadas no Brasil. As diferentes modalidades e arranjos produtivos mostram-se eficientes para auxiliar o país no cumprimento das Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs), recebendo destaque em programas de políticas públicas como o Plano Setorial de Adaptação e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária (Plano ABC+) e o Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas em Sistemas de Produção Agropecuários e Florestas Sustentáveis (PNCPD).

Considerando as condições edafoclimáticas distintas dos biomas brasileiros, é possível planejar diversos modelos de integração de atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área, desde que haja interação e sinergia entre os componentes produtivos (Balbino et al., 2011). Estudos prévios já demonstraram que quando os sistemas agrícolas integrados são implementados corretamente, proporcionam aumento da biodiversidade local e múltiplos benefícios ecossistêmicos (Figura 12.1), permitindo o acúmulo de carbono (C) orgânico no solo e contribuindo com a redução das emissões de gases do efeito estufa para a atmosfera (Abbas et al., 2017; Franzluebbers et al., 2017). A maior diversidade de espécies em sistemas agrícolas também estimula o crescimento

[1] Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais (ICA/UFMG). Montes Claros - MG, Brasil.
[2] Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo (CENA/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[3] Embrapa Cerrados. Brasília - DF, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.12

de uma comunidade decompositora heterotrófica mais abundante e diversificada com capacidade para aumentar o C no solo e contribuir com a mitigação das mudanças climáticas (Buzhdygan et al., 2020).

Estudos recentes verificaram que a introdução de sistemas integrados de produção agropecuária, quando bem manejados ao longo do ciclo de todas as culturas que o compõem, podem melhorar a fertilidade, elevar os níveis de matéria orgânica e os estoques de C e nitrogênio (N) do solo ao longo do tempo, sendo estratégias que podem ser utilizadas para mitigar os efeitos das emissões de GEE (Sant-Anna et al., 2017; Ribeiro et al., 2019; Freitas et al., 2020; Frazão et al., 2021; Almeida et al., 2021). Segundo Costa et al. (2018), melhorias alcançadas com a consorciação, rotação e/ou sucessão em sistemas integrados de produção agrícola promovem a otimização do uso de insumos (água, energia, fertilizantes e defensivos agrícolas) e, como resultado, tem-se o uso racional da terra, melhorando aspectos da saúde do solo, conservação da biodiversidade e benefícios sociais. Adicionalmente, garantem a provisão de serviços ecossistêmicos a partir da redução da perturbação do solo, maximização da cobertura vegetal e da promoção da atividade biológica no sistema (Sanderson et al., 2013).

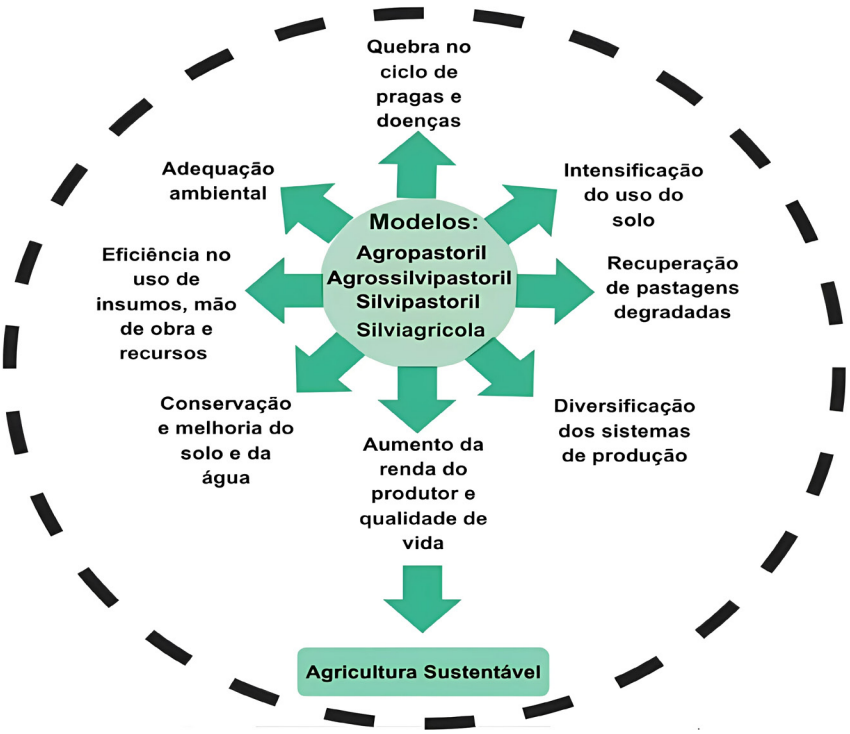


Figura 12.1. Benefícios imediatos e de longo prazo da adoção de sistemas integrados de produção agropecuária. Fonte: adaptado de Balbino et al. (2011).

A intensificação e diversificação da produção de forma sustentável, explorando sinergias entre solo, plantas e animais para aprimorar a multifuncionalidade do solo, a produção de alimentos e a renda rural (Lemaire et al., 2014; Bieluczyk et al., 2024), também fortalece os fluxos multifuncionais no solo, como a movimentação equilibrada de água e gases, interações biológicas mutualísticas e sincronia entre a liberação de nutrientes e sua absorção pelas plantas (Vezzani et al., 2024). Aprimorando-se a multifuncionalidade do solo, a integração agropecuária aumenta a resiliência do sistema às mudanças climáticas, também contribuindo para a mitigação do aquecimento global por meio do acúmulo de C no solo e nas plantas (Oliveira et al., 2024; Bieluczyk et al., 2024).

Diante do exposto, este capítulo tem por objetivo apresentar como os sistemas agrícolas integrados podem auxiliar na recuperação ou melhoria dos indicadores de saúde do solo, e apresentar modelos diagnósticos de saúde do solo que poderão ser úteis na implementação de políticas públicas que visem a expansão de áreas com esses sistemas produtivos no Brasil.

Qualidade do solo em sistemas agrícolas integrados

Fertilidade do solo

a fertilidade do solo é um fator determinante para a manutenção do potencial produtivo das áreas agrícolas. Assim, os indicadores químicos, como teor da matéria orgânica do solo (MOS), pH, capacidade de troca de cátions (CTC) e níveis de macro e micronutrientes, desempenham um papel fundamental na manutenção da saúde do solo e da produtividade dos diversos componentes ao longo do tempo. Estudos têm demonstrado que sistemas integrados bem manejados, além de melhorar a qualidade química do solo, também impulsionam a melhoria da qualidade física e biológica dos solos (Conceição et al., 2014; Ribeiro et al., 2019; Almeida et al., 2021; Frazão et al., 2021; Freitas et al., 2022).

Dentre os principais indicadores, a MOS se destaca como um dos mais relevantes para a saúde do solo em sistemas integrados de produção. Dessa forma, os sistemas de produção conservacionistas atuam no sequestro de C, contribuindo com a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera (Tadini et al., 2021) e auxiliam na mitigação das mudanças climáticas (Sá et al., 2017).

Além do sequestro de C, a manutenção da fertilidade do solo é um fator fundamental

para a sustentabilidade dos sistemas de produção. Em sistemas integrados, a ciclagem de nutrientes ocorre de forma mais eficiente devido à maior diversidade de plantas e à incorporação de resíduos orgânicos, como raízes e material vegetal em preservação. Além disso, a presença de leguminosas na rotação de culturas contribui para o transporte natural de nitrogênio ao solo, reduzindo a necessidade de fertilização nitrogenada e minimizando os impactos ambientais decorrentes do uso excessivo de insumos químicos.

Os sistemas integrados, de acordo com (Fageria, 2012), favorecem a dinâmica dos macronutrientes essenciais, conforme destacado a seguir:

- Nitrogênio (N): o uso de leguminosas em rotação de culturas e em sistemas agroflorestais promove a fixação biológica de nitrogênio, reduzindo a dependência de fertilizantes nitrogenados e melhorando a fertilidade do solo.
- Fósforo (P): a ciclagem de fósforo é melhorada em sistemas interativos, pois a atividade microbiana e a interação entre raízes promovem maior solubilização e aproveitamento desse nutriente.
- Potássio (K): o transporte de matéria orgânica em sistemas integrados aumenta a disponibilidade de K, diminuindo a necessidade de reposição de fertilizantes sintéticos.

Em sistemas convencionais de produção agropecuária, o uso intensivo de fertilizantes nitrogenados tende a acidificar o solo, enquanto que nos sistemas integrados, a manutenção da MOS e a ciclagem de nutrientes favorecem uma maior estabilidade do pH. Segundo Bieluczyk et al. (2020) e Damian et al. (2022), as culturas de cobertura nesses sistemas fornecem uma serapilheira diversificada e de fácil decomposição, o que contribui para o aumento do armazenamento de C, melhoria da ciclagem de nutrientes e a elevação da qualidade do solo.

A integração florestal nesses sistemas também favorece a ciclagem de nutrientes e a atividade microbiana, contribuindo para a melhoria da saúde do solo, embora os resultados possam variar de acordo com os arranjos produtivos e estratégias de manejo ao longo dos ciclos produtivos das culturas (Santos et al., 2018; Abreu et al., 2020). As árvores de eucalipto, através da entrada de serapilheira mais rica em lignina e com maior relação C:N em comparação às gramíneas e culturas agrícolas, estimula a humificação e a estabilização da MOS (Santos et al., 2018; Bieluczyk et al., 2020).

Diante do exposto, é possível inferir que os sistemas integrados bem manejados atuam na melhoria da fertilidade do solo e podem favorecer ações de recuperação em áreas de baixa produtividade. A diversificação de culturas, que culmina em aumento na

eficiência da ciclagem de nutrientes e maior aporte de matéria orgânica, promove um ambiente mais equilibrado, reduzindo a necessidade de insumos químicos e aumentando a resiliência do solo em relação aos fatores climáticos adversos.

Qualidade física do solo

A avaliação da qualidade do solo pode ser realizada pelo monitoramento de atributos ou características físicas, já que a qualidade física do solo é fundamental para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Dentre os atributos que têm sido utilizados, recomenda-se o estudo daqueles que podem ser alterados em médio prazo, como a densidade e porosidade, índices de agregação e de compactação (Chen et al., 2017; Moreira et al., 2018; Cherubin et al., 2019; Olivério et al., 2022; Duran-Bautista et al., 2023).

Os solos agrícolas podem sofrer alta taxa de degradação devido a falta de cobertura vegetal multicamadas, principalmente sob monocultura e condições climáticas com maiores níveis de precipitação (Chen et al., 2017). Haja vista que os sistemas de produção agrícolas integrados têm maior complexidade estrutural e diversificação na composição botânica, proporcionam incrementos nos processos de agregação e favorecem o aumento ou a manutenção da porosidade do solo (Duran-Bautista et al., 2023).

Estudo realizado por Cherubin et al. (2019) demonstrou que a conversão de uma floresta em pastagem aumentou a densidade do solo em 70%, elevou em 286% a resistência à penetração e ainda promoveu uma redução de 45% na umidade do solo na profundidade de 0-10 cm. Em contrapartida, os sistemas agroflorestais apresentaram resultados desses parâmetros semelhantes às áreas florestais, indicando que a diversificação da produção tem maior potencial de recuperação do solo (Cherubin et al., 2019). Da mesma forma, Moreira et al. (2018) observaram que um sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), em região de transição Cerrado/Amazônia, sob Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa, melhorou a qualidade física do solo mesmo em curto prazo (Figura 12.2).

Olivério et al. (2022), em estudo realizado em Argissolo Vermelho distrófico típico de textura arenosa sob sistemas ILPF com maior tempo de condução, observaram resultados positivos ao comparar a resistência do solo à penetração entre o ano inicial (um ano após implantação) e o quinto ano de cultivo sob sistemas integrados. Os sistemas ILPF com linha simples e com fileiras triplas de eucalipto mantiveram a resistência à penetração em equilíbrio ao longo do tempo, enquanto o sistema lavoura-pecuária elevou

em 246,8% o atributo citado na camada superficial do solo, indicando a importância de uma maior intensificação da produção nos sistemas agrícolas (Figura 12.3).

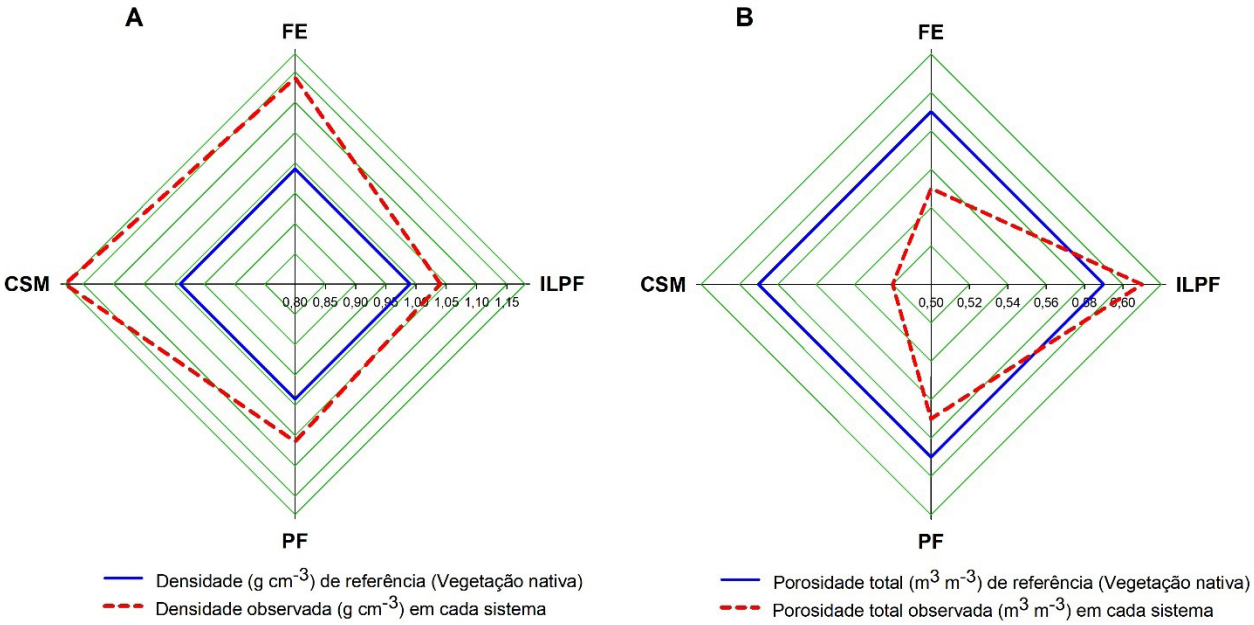


Figura 12.2. Densidade (A) e porosidade total (B) do solo (Latossolo) na camada de 0-10 cm de profundidade sob diferentes usos da terra em região de transição Cerrado/Amazônia. FE: floresta de eucalipto; CSM: cultivo de soja no verão e milho no inverno (segunda safra) sob plantio direto (PD); PF: pastagem forrageira sob PD; e ILPF: sistema de integração lavoura-pecuária-floresta.
Dados extraídos/adaptados de Moreira et al., 2018.

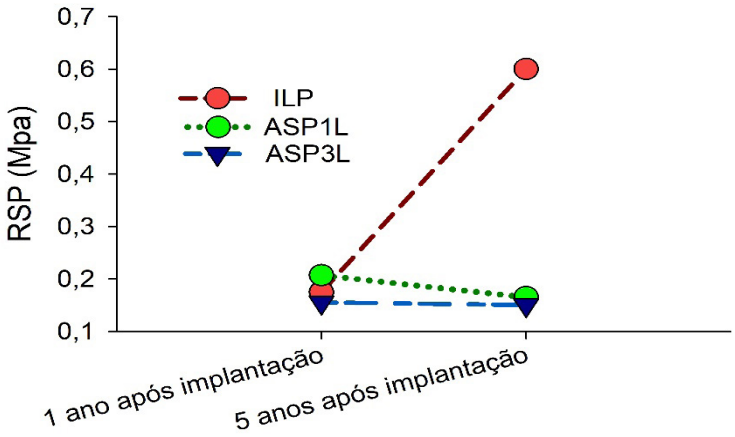


Figura 12.3. Resistência do solo (Argissolo) à penetração (RSP) sob sistemas integrados ao longo do tempo, na profundidade de 0-5 cm, em região de Mata Atlântica.
ILP: integração lavoura-pecuária; ASP1L: sistema agrossilvipastoril com linha simples de eucalipto; e ASP3L: sistema agrossilvipastoril com linha tripla de eucalipto.
Dados extraídos/adaptados de Olivério et al., 2022.

Analisando a qualidade física de um Luvissolo Crômico Órtico típico cultivado com sistemas agrossilvipastoril e silvipastoril com oito anos de condução no bioma Caatinga e comparando a vegetação nativa, Silva et al. (2011) verificam que a densidade do solo não foi alterada com uso dos sistemas integrados. Entretanto, os autores observaram condições físicas adversas para o desenvolvimento de raízes sob um sistema de cultivo convencional de culturas. A degradação da estrutura do solo pode limitar o desenvolvimento das plantas, reduzindo a água disponível e diminuindo a aeração devido ao aumento da densidade do solo. Já os sistemas agrossilvipastoril e silvipastoril foram caracterizados com maior aeração e menor resistência à penetração por raízes.

Watanabe et al. (2016) avaliaram esses mesmos sistemas integrados estudados por Silva et al. (2011) após 14 anos de implantação e concluíram que, em comparação com a vegetação nativa, não houve alterações significativas na estrutura do solo. Os resultados mostraram que o espaço poroso do solo se manteve semelhante à condição original do solo, mostrando que a condução de sistemas diversificados de longa duração permite a sustentabilidade da qualidade física do solo nas condições edafoclimáticas estudadas. Cherubin et al. (2019) observaram que quanto mais antigo e diversificado um sistema agroflorestal, maior é a qualidade a qualidade física do solo.

Além das melhorias relatadas em atributos como densidade, porosidade e resistência do solo à penetração com a adoção de sistemas integrados, Loss et al. (2014) verificaram que o diâmetro médio ponderado dos agregados foi maior em um sistema silvipastoril quando comparado com uma lavoura (monocultivo), resultado que mostrou aumento da capacidade de agregação do solo sob o sistema pecuária-floresta (Figura 12.4). Em relação a uma área de pastagem estudada, o sistema silvipastoril aumentou o volume total de poros e diminuiu a densidade do solo. O sistema silvipastoril, composto por eucalipto e capim colonião, apresentava cinco anos e estava sob Latossolo Vermelho de textura argilosa, em região de Mata Atlântica. Chen et al. (2017) encontraram maior formação de macroagregados e índices de agregação em sistema agroflorestal quando comparado à monocultura.

Os resultados apresentados, em diferentes biomas e tipos de solo, sugerem que a maior cobertura da superfície do solo favorecida pela queda constante de serapilheira e a presença de sistemas radiculares extensos e diversificados contribuem para manter ou melhorar a agregação do solo sob sistemas de cultivo intercalar, fazendo com que estes desempenhem importante função no manejo sustentável do solo (Chen et al., 2017). Em sistemas de produção integrados observam-se impactos positivos com o aumento da matéria orgânica, que intensifica a agregação, formação de poros e estabilidade estrutural do solo (Silva et al., 2011). A deposição de serapilheira, o desenvolvimento

de raízes até camadas mais profundas, assim como uma elevada taxa de renovação de raízes reduzem efeitos negativos, por exemplo, do pisoteio do gado, proporcionando a recuperação da estrutura do solo com a adoção de sistemas integrados (Duran-Bautista et al., 2023).

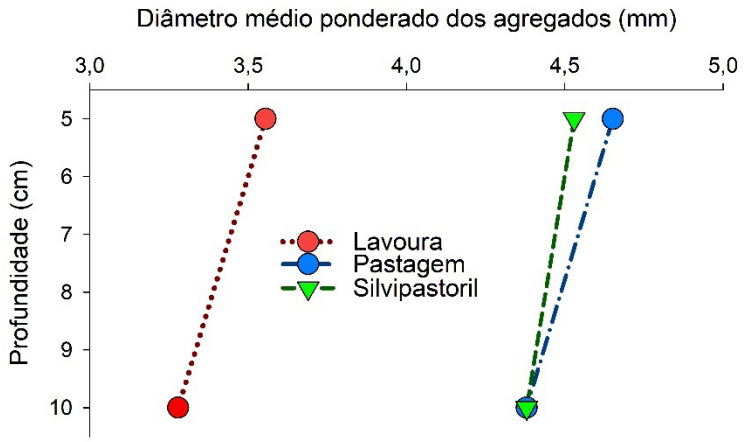


Figura 12.4. Diâmetro médio ponderado dos agregados em Latossolo sob diferentes sistemas de uso do solo no bioma Mata Atlântica.
Dados extraídos/adaptados de Loss et al., 2014.

Além disso, essa maior complexidade estrutural e botânica em sistemas integrados aumenta a riqueza e diversidade da fauna edáfica e a atividade microbiana, otimizando os processos de agregação e porosidade (Benegas et al., 2014; Duran-Bautista et al., 2023), favorecendo a formação de “bioporos” que também melhoraram as condições físicas do solo (Matos et al., 2022). A biota do solo beneficia a agregação por meio da exsudação de biopolímeros, do emaranhamento e união de partículas, além da adição de matéria orgânica fresca em subsuperfície, por meio da formação de canais e galerias (Lehmann et al., 2020).

Qualidade biológica do solo

a microbiota do solo é a parte mais ativa da matéria orgânica do solo. Devido à sua sensibilidade e rápida resposta às variações de manejo, constitui um excelente indicador para o prognóstico da saúde do solo em diversos sistemas agrícolas (Mendes et al., 2021). Dessa forma, a avaliação da microbiologia do solo tem sido amplamente documentada na literatura como uma ferramenta essencial para acessar a saúde do solo em sistemas integrados de produção (Almeida et al., 2021; Mendes et al., 2021; Costa et al., 2024), fornecendo excelentes insights sobre as melhorias promovidas por esses modelos produtivos. Moraes et al. (2019) demonstraram que o consórcio de gramíneas e

leguminosas em um sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto favoreceu a colonização de fungos micorrízicos arbusculares, aumentando o potencial de inóculo e a diversidade fúngica. Os autores relataram que o consórcio promove maior interação entre a comunidade fúngica e o sistema radicular das gramíneas, tornando-as mais eficientes na assimilação e uso de insumos quando comparadas ao monocultivo.

Costa et al. (2024) também relataram melhorias na qualidade biológica de solos manejados com sistemas integrados de produção com pastagem. Os autores encontraram maior atividade enzimática e biomassa microbiana quando comparado a um sistema de plantio direto com milheto. Assim, atribuíram a resposta ao incremento de compostos lábeis provenientes da pastagem, o que, por sua vez, estimulou a atividade microbiológica. Almeida et al. (2021) estudaram o efeito da conversão de pastagens de baixa produtividade em sistemas silvipastoris no Cerrado mineiro sobre a qualidade do solo e levantaram a hipótese de que o manejo integrado aumenta a biomassa microbiana. Os resultados indicaram aumento desse parâmetro, atribuído ao maior aporte de serapilheira no silvipastoril, principalmente devido à poda do componente florestal (eucalipto).

Por sua vez, os benefícios prestados pelo componente florestal à biologia do solo em sistemas integrados de produção são bem descritos por Guillot et al. (2019). O estudo relatou heterogeneidade espacial na biomassa microbiana do solo, com maiores teores observados próximos às linhas das árvores. De acordo com os autores, o componente florestal altera o microclima do solo ao promover menores temperaturas e manter a umidade, favorecendo aumentos da atividade microbiológica. Além disso, conforme Albuquerque et al. (2015), a maior parte do sistema radicular concentra-se na base do caule. Essa zona de influência favorece a atividade microbiológica ao liberar fontes de carbono lábil na forma de exsudatos, que são assimilados pela microbiota do solo como fontes de energia.

Em abordagem semelhante, Abreu et al. (2020) também retrataram os serviços prestados pelo componente arbóreo no manejo integrado sobre a atividade biológica do solo. A biomassa microbiana foi 50% maior próxima às fileiras de árvores (0,5 m) em comparação a maiores distâncias (6 metros). Segundo os autores, o maior incremento de resíduos ao solo, como exsudatos foliares e radiculares, folhas, caules, flores, sementes e raízes provenientes do componente florestal, aumenta a matéria orgânica do solo e promove a atividade biológica. O estudo de Santos et al (2022) também demonstrou aumento da biomassa microbiana e da enzima β-glicosidase em um sistema silvipastoril. Os resultados foram atribuídos à alta deposição de resíduos e exsudados radiculares de fácil decomposição pelas árvores do sistema.

Visscher et al. (2024) estudaram o efeito do consócio de árvores com cacau sobre a saúde do solo em um sistema agroflorestal. Os autores identificaram que a agrofloresta melhorou os indicadores biológicos ao promover maior respiração microbiana e uma população de minhocas três vezes maior que o monocultivo de cacau. Esses efeitos foram relacionados à maior abundância de serapilheira no sistema agroflorestal.

O aumento da atividade biológica do solo em sistemas integrados, combinado com a entrada constante de matéria orgânica e diversificação do sistema radicular, traz benefícios adicionais à saúde física do solo (Oliveira et al., 2024). O estudo de Visscher et al. (2024) ressalta que a alta população de minhocas, se continuada, pode influenciar a dinâmica da matéria orgânica e a estrutura física do solo, afetando positivamente a ciclagem de nutrientes e sua absorção pelas culturas. As minhocas constroem galerias no solo, promovendo melhor infiltração e aeração (Steffen et al., 2013). Também, no processo de decomposição da matéria orgânica, os microrganismos lançam substâncias com estruturas cimentes, promovendo a agregação de partículas do solo (Costa et al., 2018). Além disso, solos biologicamente saudáveis são mais quimicamente autossuficientes e produtivos, o que reduz a dependência da aplicação de insumos externos (Mendes et al., 2021).

Uso de ferramentas para diagnóstico da saúde do solo em sistemas integrados

Quantificadas as propriedades químicas, físicas e biológicas como indicadores da saúde do solo, os dados produzidos normalmente seguem por três etapas fundamentais para o diagnóstico final: *seleção*, *interpretação* e *integração* (Rinot et al., 2019). Cada uma dessas etapas segue pressupostos e princípios que asseguram uma abordagem holística da saúde do solo, baseada na sua multifuncionalidade (Bieluczyk et al., 2025).

Nos sistemas integrados de produção agropecuária, algumas funções específicas podem ser melhoradas instantaneamente por práticas de manejo, como a adição de fertilizantes para aumentar a disponibilidade de nutrientes. No entanto, o objetivo final é alcançar um estado saudável contínuo, caracterizado por multifuncionalidade, vitalidade e sustentabilidade em longo prazo (Bieluczyk et al., 2025). Esse nível de multifuncionalidade requer tempo (vários anos ou décadas) de adoção de práticas conservacionistas estratégicas. Portanto, ao monitorar a saúde do solo, é essencial quantificar e integrar indicadores químicos, físicos e biológicos que representem adequadamente esses

elementos, a fim de ajustar o manejo para regenerar possíveis funções ainda deficientes (Lehmann et al., 2020).

Na etapa de *seleção* de indicadores, Simon et al. (2022) sugeriram seguir alguns princípios fundamentais. Primeiramente, é necessário incluir indicadores de todos os grupos (químicos, físicos e biológicos) que sejam sensíveis às mudanças no solo e reveladores de suas funções. Além disso, os indicadores devem ser precisos, de fácil medição e interpretação, permitindo repetibilidade ao longo do tempo. O conjunto de indicadores selecionado deve fornecer um diagnóstico claro, completo e acessível para todas as partes interessadas, facilitando a tomada de decisões e a otimização de recursos humanos, econômicos e ambientais. Isso é especialmente relevante em sistemas integrados de produção agropecuária, onde se busca maximizar a eficiência e a sustentabilidade no uso dos recursos (Lemaire et al., 2014).

Para inclusão e *interpretação* em um *framework* visando gerar escores e, posteriormente, um índice final de saúde do solo, os indicadores devem se encaixar em um desses três padrões: (i) *"mais é melhor"*; (ii) *"menos é melhor"*; e (iii) *"faixa ótima"* (Karlen & Stott; 1994, Chaer et al., 2001; Cherubin et al., 2016; Rinot et al., 2019; Mendes et al., 2021). Esses padrões permitem a criação de algoritmos para cada indicador, baseados em um valor potencial desejável ou limites críticos estabelecidos por redes de experimentação. Tais curvas de interpretação variam conforme a formação do solo, o clima predominante, o tipo de vegetação e o sistema de manejo adotado. Normalmente, essas curvas ou modelos matemáticos (algoritmos) ranqueiam o valor do atributo em uma escala de zero a um. Para o padrão *"mais é melhor"*, valores mais altos indicam melhores condições de saúde do solo, sendo atribuída a pontuação máxima (1) aos valores elevados de referência. Nesse grupo, incluem-se indicadores como carbono do solo, nutrientes como fósforo, potássio, cálcio, magnésio, e atividades enzimáticas como arilsulfatase e beta-glucosidase, dentre outros. Para o padrão *"menos é melhor"*, valores mais baixos indicam melhores condições. Nesse caso, a pontuação máxima (1) é atribuída aos valores mínimos de referência. Um exemplo clássico desse tipo é a densidade do solo, em que valores mais baixos indicam maior porosidade e, portanto, melhor fluxo de ar e água e penetração das raízes das plantas. Finalmente, para o padrão *"faixa ótima"*, tanto valores muito altos quanto muito baixos são prejudiciais à saúde do solo. Um exemplo é o pH do solo, que deve estar em uma faixa próxima à neutralidade para que a maioria dos nutrientes esteja disponível. Valores fora dessa faixa limitam o potencial dessa função essencial do solo (Cherubin et al., 2016a).

No contexto acima, algumas propriedades do solo não são adequadas como indicadores em *frameworks* que geram índices para avaliação. Um exemplo é a textura

do solo, que, apesar de influenciar outras propriedades do solo, não é alterada pelo manejo. Ela tem sido utilizada para classificar potenciais do solo (*e.g.,* capacidade de acumular carbono) previamente a avaliação da saúde do solo, mas não como indicador direto. Por isso, em avaliações comparativas locais, busca-se padronizar solos da mesma classe textural nas áreas de manejo avaliadas e numa eventual área de referência. Cuidado também deve ser tomado com alguns atributos microbiológicos, pois vários deles respondem de forma ambígua a processos conservacionistas e degradativos. Por exemplo, a respiração do solo aumenta tanto em solos revolvidos, onde a matéria orgânica é exposta à decomposição, quanto em solos manejados com práticas conservacionistas que aumentam a matéria orgânica e a atividade biológica saudável (Bieluczyk et al., 2023). Em ambos os casos, há maior efluxo de dióxido de carbono, mas por razões diferentes – um indicativo de desequilíbrio sistêmico e outro de funcionalidade biológica. Portanto, a escolha dos indicadores deve considerar o contexto ambiental e os processos edáficos envolvidos, evitando avaliações enviesadas, especialmente no âmbito microbiológico, como detalhado por Fierer et al., 2021.

Após selecionar e interpretar os indicadores de saúde do solo e atribuir escores aos valores observados, a próxima etapa é a *integração*. Nesta fase, os indicadores podem contribuir de duas formas para o índice de saúde do solo (Rinot et al., 2019): (i) método simples aditivo onde todos os indicadores têm o mesmo peso de contribuição e, (ii) método aditivo ponderado onde os indicadores recebem pesos diferentes, permitindo que múltiplos indicadores sejam usados para representar uma mesma função. Em ambos os métodos, recomenda-se atribuir pesos iguais aos grupos de indicadores (químico, físico e biológico), conforme o *framework* de Bieluczyk et al. (2025) utilizado para avaliar diferentes usos do solo na Caatinga (Tabela 12.1). Nesse modelo cada componente recebeu um peso igualitário de 0.33, assim como cada função dentro do componente. Por vezes, um único indicador foi suficiente para representar uma função do solo, como o pH para a regulação da acidez. Em outros casos, foram usados múltiplos indicadores, como as enzimas β-glicosidase e urease para avaliar a função de ciclagem de nutrientes.

No framework acima, as etapas de *seleção*, *interpretação* e *integração* foram desenvolvidas com base na expertise dos pesquisadores, permitindo uma avaliação mais versátil na ausência prévia de algoritmos ou curvas de interpretação para certos indicadores. No entanto, existem frameworks consolidados para calcular índices de saúde do solo, tanto nacionais quanto internacionais. Um exemplo de sucesso nacional é a Tecnologia Embrapa de Bioanálise de Solo (BioAS), que agrega a análise das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase às análises químicas tradicionais de rotina de solos. Essas enzimas são eficazes em refletir o histórico de manejo do solo, como comprovado em

estudos realizados ao longo de duas décadas (Mendes et al., 2018, 2019, 2021, 2024).

Tabela 12.1. Exemplo de um *framework* utilizado para a integração dos indicadores e funções do solo para o desenvolvimento de um índice de saúde do solo.

Índice	Componente	Peso	Funções do solo	Peso	Indicadores	Peso
		I		II		III
ISS	Físico	0,33	Suportar o crescimento radicular	0,33	DS	1,00
			Aerar do solo	0,33	PT	1,00
			Disponibilizar água	0,33	US	1,00
	Químico	0,33	Regular a acidez	0,33	pH	1,00
			Disponibilizar nutrientes	0,33	N	0,33
					P	0,33
					SB	0,33
			Armazenar nutrientes	0,33	T	1,00
	Biológico	0,33	Sustentar a atividade biológica	0,33	C	0,50
					CBM	0,50
			Ciclar nutrientes	0,33	BG	0,50
					UR	0,50
			Sustentar a estruturação do solo	0,33	GLO	1,00

DS: densidade do solo, PT: porosidade total, US: umidade do solo, pH: acidez ativa, N: nitrogênio total, P: fósforo disponível, SB: soma de bases, T: capacidade de troca de cátions em pH = 7, C: carbono total, CBM: carbono da biomassa microbiana, BG: β-glicosidase, UR: urease, e GLO: proteína total da glomalina. Fonte: Bieluczyk et al. (2025).

A Embrapa também tem capacitado laboratórios comerciais de análises de solo por meio da Rede Embrapa de BioAS, que se conecta através da plataforma web MIQS (Módulo de Interpretação da Qualidade do Solo), desenvolvida pela Embrapa Cerrados e Embrapa Agrobiologia. A plataforma MIQS interpreta os valores de atividade enzimática e matéria orgânica, classificando-os como baixos, moderados ou elevados, além de calcular Índices de Qualidade de Solo (IQS). Os IQS são calculados com base em onze propriedades químicas e duas biológicas, tanto em conjunto ($IQS_{FERTIBIO}$) quanto separadamente ($IQS_{BIOLÓGICO}$ e $IQS_{QUÍMICO}$) como apresentado na Figura 12.5.

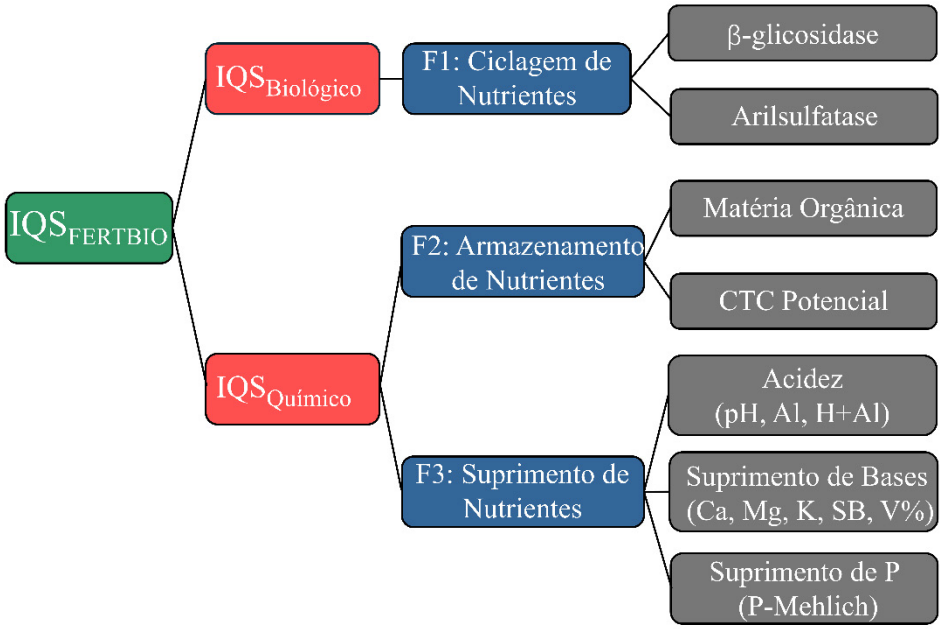


Figura 12.5. Modelo utilizado para definir os índices de qualidade do solo (IQS) com o uso da tecnologia BioAS. SB: soma de bases; V%: saturação por bases. Adaptado de Mendes et al. (2021).

Na BioAS, a atividade enzimática e as propriedades químicas do solo são usadas para avaliar três funções relacionadas à nutrição das plantas, mensurando a capacidade do solo de ciclar, armazenar e suprir nutrientes (Figura 12.5). Assim como nos IQS, os índices dessas funções variam de 0 a 1, indicando melhor desempenho quanto mais próximos de 1. O desempenho é calculado a partir dos indicadores das análises químicas e biológicas, interpretados por algoritmos ajustados conforme a textura do solo e previamente calibrados em campos experimentais de acordo com a produtividade das culturas. Finalmente, a integração para o $IQS_{FERTIBIO}$ é computada pelo método de pesos aditivos, conforme a seguinte equação:

$$SQI_{FERTBIO} = (EF1 \times P1) + (EF2 \times P2) + (EF3 \times P3)$$

onde EF1, EF2, e EF3 são os escores calculados para as funções F1, F2 e F3, respectivamente, e P1, P2 e P3 são os pesos atribuídos para as respectivas funções no modelo. No framework dos IQS da BioAS cada função recebe o mesmo peso e os indicadores são considerados em dois níveis e quando múltiplos igualmente ponderados (Tabela 12.2). A abordagem completa do IQS da BioAS pode ser encontrada em Mendes et al. (2024) e uma forma aplicada de seu uso em áreas de sistemas ILP.

Tabela 12.2. Funções do solo, indicadores associados (níveis 1 e 2), e respectivos pesos para cálculos dos índices de qualidade do solo baseados na tecnologia da bioanálise.

		Nível 1		Nível 2	
Função do solo	Peso	Indicador	Peso	Indicador	Peso
	%		%		%
F1: Ciclagem de nutrientes	33,3	β-glicosidase	50,0		
		Arilsulfatase	50,0		
F2: Armazenamento de nutrientes	33,3	Matéria orgânica	50,0		
		CTC	50,0		
F3: Suprimento de nutrientes	33,3	Suprimento de P	33,3	P-Mehlich	100,0
		Suprimento de bases	33,3	K^+	20,0
				Mg^{2+}	20,0
				Ca^{2+}	20,0
				SB	20,0
				V%	20,0
		Acidez do solo	33,3	pH (H_2O)	33,3
				H+Al	33,3
				Al^{3+}	33,3

CTC: capacidade de troca de cátions; SB: soma de bases; V%: saturação por bases. Fonte: Mendes et al. (2024).

Um exemplo de framework desenvolvido fora do Brasil, mas amplamente utilizado para avaliar a saúde de solos brasileiros, é o SMAF (Soil Management Assessment Framework), criado por Andrews et al. (2004) nos Estados Unidos. No Brasil, o SMAF foi aplicado pela primeira vez na tese do Dr. Maurício Roberto Cherubin, que avaliou áreas de cana-de-açúcar, pastagens e vegetação nativa, gerando diversos artigos científicos publicados (*e.g.,* Cherubin et al., 2016a; 2016b). O SMAF também segue as três etapas previamente descritas: (i) *seleção* de indicadores (químicos, físicos e biológicos), (ii) *interpretação* dos indicadores (usando curvas de pontuação não lineares) e (iii) *integração* em um índice geral de qualidade ou saúde do solo. Segundo Cherubin et al. (2017), nas primeiras aplicações no Brasil, o SMAF utilizava curvas de pontuação validadas para 13 indicadores, incluindo propriedades químicas (pH, condutividade elétrica, razão de adsorção de Na, P disponível e K trocável), físicas (densidade do solo, agregados estáveis em água, capacidade de água disponível e espaço poroso preenchido por água) e biológicas (carbono orgânico do solo, carbono da biomassa microbiana, nitrogênio potencialmente mineralizável e atividade da β-glicosidase). Desde então, o grupo de pesquisa do professor Cherubin tem desenvolvido algoritmos para diversos outros indicadores de saúde do solo em diferentes condições edafoambientais do Brasil, com ampla publicação na literatura científica.

Não abordamos aqui todos os *frameworks* existentes, havendo outros como o "*The Cornell Comprehensive Assessment of Soil Health - CASH*" (Moebius-Clune et al., 2016), o "*Sistema de Monitoramento da Qualidade do Solo – SIMOQS*" (Chaer, 2001), dentre outros. Portanto, não há uma metodologia ou *framework* universal para avaliar a saúde do solo: é necessário escolher o mais adequado conforme as especificidades locais e os objetivos da avaliação. No entanto, é recomendável utilizar um único *framework* para acompanhar a evolução da saúde do solo ao longo do tempo em um mesmo sistema integrado, pois os índices podem variar entre as diversas ponderações e integrações de indicadores. Isso facilita a identificação de variações dinâmicas na saúde do solo (como a sazonalidade) e o monitoramento da evolução para um estado multifuncional mais eficiente e duradouro.

Solos mais saudáveis, resilientes e adaptados às mudanças climáticas

conhecer a evolução da agricultura brasileira nas últimas décadas ajuda a esclarecer os potenciais benefícios dos sistemas integrados para a saúde do solo e a adaptação às mudanças climáticas (Vezzani et al., 2024). Nesse período, os cultivos convencionais e simplificados foram gradualmente substituídos por sistemas de manejo conservacionista, evoluindo para arranjos mais integrados e complexos (Figura 12.6). Inicialmente, a agricultura utilizava o cultivo convencional com revolvimento do solo, o que acelerava a degradação de suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Para compensar essas perdas, recorriam-se a altas doses de fertilizantes, calcário e grande consumo de energia com maquinário para preparo do solo, resultando melhorias rápidas, porém efêmeras. Esse modelo apresenta baixa eficiência no uso de recursos, causando perdas contínuas de matéria orgânica, agregação do solo e nutrientes.

O Sistema Plantio Direto (SPD) trouxe os mais diversos benefícios ao adotar a cobertura permanente do solo, o mínimo revolvimento (apenas na linha de plantio) e a rotação de culturas – os três princípios fundamentais desse sistema (FAO, 2014). Talvez o SPD seja o principal marco na agricultura conservacionista, regenerando diversas funções do solo degradadas pelo cultivo convencional. A cobertura permanente protege o solo contra a erosão e preserva sua estrutura, continuamente melhorada pela bioatividade das raízes das culturas rotacionadas (Zhang & Peng, 2021). Além disso, o SPD promove o acúmulo de matéria orgânica no solo, aumentando a atividade de organismos edáficos funcionais (Serafim et al., 2023) e melhorando propriedades químicas, como a capacidade de troca de cátions (Ramos et al., 2018). Esses são apenas

alguns dos benefícios que destacam a eficácia do SPD na regeneração das funções do solo, anteriormente comprometidas pela agricultura convencional.

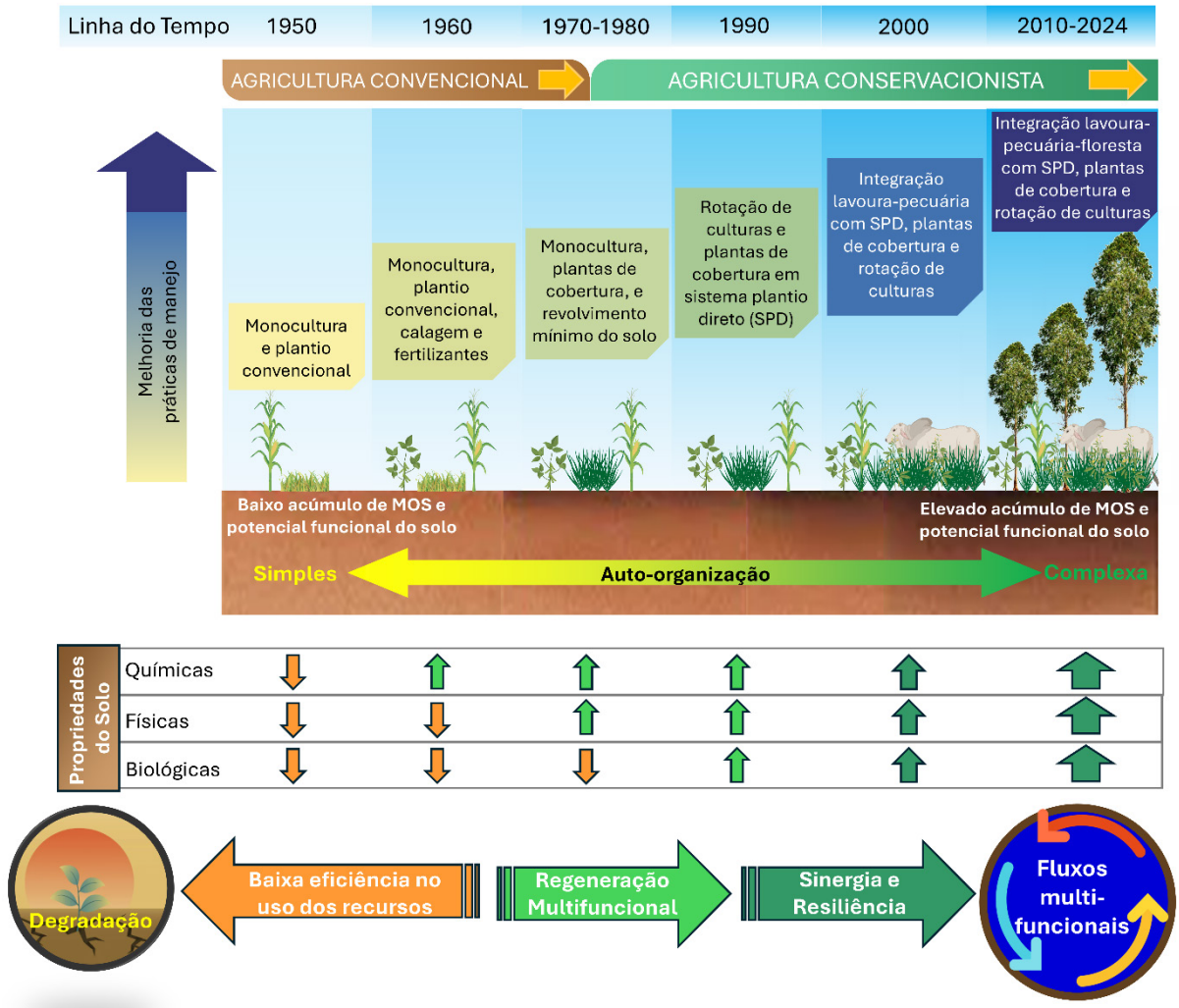


Figura 12.6. Evolução das práticas de manejo na agricultura brasileira e os potenciais benefícios para a saúde do solo e sequestro de carbono. Setas laranjas para baixo indicam degradação das propriedades do solo, enquanto setas para cima indicam melhorias. Adaptado de Vezzani et al. (2024). Ilustração: Wanderlei Bieluczyk.

Ao aprimorar a multifuncionalidade do solo, a integração agropecuária aumenta a resiliência do sistema às mudanças climáticas, também contribuindo para a mitigação do aquecimento global por meio do acúmulo de carbono no solo e nas plantas (Oliveira et al., 2024; Bieluczyk et al., 2024). No Brasil, poucos estudos têm abordado de forma holística o conceito de saúde do solo (*i.e.,* integrando propriedades químicas, físicas e biológicas) ao investigar sistemas integrados de produção agropecuária. A maioria dos pesquisadores utilizou o *Soil Management Assessment Framework* (SMAF) para interpretar os indicadores. Aplicando o SMAF em solos arenosos (~85% de areia) no norte do Paraná, Luz et al. (2019) observaram que a performance funcional de um sistema de

ILP foi 10% superior à do cultivo de cana-de-açúcar na camada de 0-30 cm. No entanto, o índice geral na ILP (0,56) foi semelhante ao da pastagem bem manejada (0,53) e inferior ao da floresta nativa (0,76). Todas as áreas de manejo apresentaram limitações físicas, com índices de saúde do solo inferiores aos da vegetação nativa. Além disso, o componente da área de cana apresentou desempenho biológico 28% inferior ao da ILP. Os autores concluem que tanto o manejo adequado das pastagens quanto a ILP foram mais sustentáveis do que o cultivo convencional de cana-de-açúcar, recomendando cautela na expansão dessa cultura para solos arenosos marginais.

Recentemente, Vanolli et al. (2025) utilizaram o SMAF para avaliar áreas de pastagem bem manejada, dois sistemas de ILP e uma vegetação nativa em Cauiá, São Paulo, região de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, com solos arenosos (60-70% de areia). Os índices gerais de saúde do solo nas áreas manejadas foram bastante semelhantes, com diferença máxima de 4% entre eles. No entanto, um sistema de ILP destacou-se com um índice geral estatisticamente similar ao da vegetação nativa. Esse sistema foi implantado em 2018 sobre pastagem de *Urochloa brizantha* e avaliado em 2021, após dois cultivos de soja intercalados com pastagens consorciadas: no primeiro ano com milheto e *Urochloa ruziziensis*, e no segundo com sorgo e *Urochloa brizantha* (cv. Piatã), ambos anos pastoreados por bovinos de corte. Os autores destacaram o potencial dessa ILP em melhorar a saúde do solo em curto prazo e a capacidade das gramíneas forrageiras de regenerar as funções do solo. Eles sugerem estudos futuros incluindo árvores capazes de interagir sinergicamente com essas espécies, visando potencializar o sequestro de carbono e a ciclagem de nutrientes. Em outro estudo utilizando o SMAF, Bonetti et al. (2023) também concluíram que a ILP melhora a qualidade física e biológica em longo prazo, ao analisar uma cronossequência de 1, 5, 10 e 12 anos após a implementação em áreas previamente sob cultivo convencional. Este estudo também evidenciou um aumento simultâneo no sequestro de carbono e na produtividade da soja ao longo do tempo de consolidação do sistema.

Mendes et al. (2022) conduziram um experimento de longa duração em Dourados, no Mato Grosso do Sul, comparando sistemas de plantio convencional (SPC), SPD, ILP e pastagem permanente, utilizando a tecnologia BioAS para avaliar a saúde do solo (Tabela 12.3). Entre os cinco tratamentos, o SPC teve o pior desempenho nas funções ciclagem (F1) e armazenamento (F2) de nutrientes. Todos os tratamentos apresentaram suprimento de nutrientes (F3) alto (0,61 a 0,80) a muito alto (0,80 a 1,00), indicando manejo adequado de correção da fertilidade do solo. No entanto, apenas os sistemas ILP e a pastagem permanente alcançaram níveis altos e muito altos em todos os IQS ($IQS_{FERTBIO}$, IQS_{Fert} e IQS_{Bio}). Esses resultados confirmam que os sistemas integrados

podem promover maior saúde do solo em comparação aos sistemas convencionais e ao SPD, especialmente na ciclagem biológica e no armazenamento de nutrientes.

Camargo et al. (2024) demonstraram que, em um sistema ILP com rotação anual de soja e braquiária, a aplicação de 100 kg de nitrogênio na fase de pastagem melhora a ciclagem e o armazenamento de nutrientes quando é utilizada a adubação convencional (fósforo e potássio aplicados na soja). Utilizando a BioAS, os autores também observaram que não houve diferença nos escores das funções do solo com ou sem a aplicação de nitrogênio quando adotada a adubação de sistemas (todos os fertilizantes aplicados na fase de pastagem). O estudo destaca que a aplicação de nitrogênio junto com outros nutrientes na fase de pastagem (adubação de sistema) melhorou a qualidade do solo, sincronicamente aumentando a produtividade da soja na safra seguinte.

Tabela 12.3. Atividade enzimática, índices de qualidade do solo (IQS) e índices das funções do solo pontuados pela Tecnologia Embrapa de Bioanálise de Solo (BioAS).

Tratamento	Aril1	β-Gluc1	IQSFERTBIO	IQSBio	IQSFert	F1 Ciclar	F2 Armazenar	F3 Suprir
SPC	31	88	0,57	0,32	0,73	0,32	0,53	0,86
SPD	75	138	0,66	0,57	0,74	0,57	0,56	0,86
ILP soja	126	130	0,68	0,64	0,72	0,64	0,60	0,83
ILP pasto	134	147	0,73	0,68	0,79	0,68	0,60	0,90
PP	232	170	0,72	0,81	0,74	0,81	0,61	0,73

[1]Aril e β-Gluc: arilsulfatase e β-glicosidase. Valores expressos em: µg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}. SPC: sistema convencional, SPD: plantio direto, ILP soja: integração lavoura-pecuária, fase lavoura; ILP pasto: integração lavoura-pecuária, fase pastagem, PP: pastagem permanente. As cores laranja, amarelo, verde claro e verde escuro indicam pontuações baixas (0.21 a 0.40), moderadas (0.41 a 0.60), altas (0.61 a 0.80) e muito altas (0.41 a 1.00), respectivamente. Fonte: Mendes et al. (2024).

Estudos holísticos sobre a saúde do solo (que integram atributos químicos, físicos e biológicos) são escassos em sistemas de produção agropecuária integrada com árvores, revelando uma lacuna na pesquisa científica. As árvores certamente podem beneficiar a saúde e a multifuncionalidade do solo nesses sistemas. Matos et al. (2022) avaliaram sistemas agroflorestais no estado do Rio de Janeiro voltados à produção orgânica e sustentável de frutas e energia (madeira), sem foco em pecuária. Oito anos após a implementação em uma área de pastagem extensiva sem correção prévia da fertilidade, três arranjos agroflorestais aumentaram os índices gerais de saúde do solo em 4 a 5%, com um incremento de até 13% nos índices do componente químico. Os autores destacam o papel das plantas, especialmente das árvores, na restauração da saúde do solo, pois o sistema recebeu apenas uma aplicação inicial e bastante modesta de adubação orgânica no plantio das árvores.

Diversos estudos destacam a relação positiva entre a regeneração da saúde do solo e o sequestro de carbono (*e.g.,* Cherubin 2016b, Bieluczyk et al., 2025). O acúmulo de matéria orgânica é uma energia que sustenta e potencializa a atividade da microbiota funcional, promovendo processos biogeoquímicos saudáveis no solo (Bieluczyk et al., 2023). Portanto, o sequestro de carbono no solo é um indicador-chave da regeneração de sua multifuncionalidade (Cherubin, 2016b). Ou seja, em sistemas integrados um solo saudável potencializará o acúmulo de carbono, e vice-versa. Nesse contexto, uma revisão sistemática da literatura conduzida por Oliveira et al. (2023) revelou que sistemas de ILPF acumulam em média 1,00 ± 1,47 toneladas de carbono por ano nos solos do bioma Cerrado. Outras revisões e meta-análises no Brasil também confirmam o acúmulo de carbono no solo em sistemas de ILP e ILPF, embora com ampla variação devido às diferentes condições edafoambientais dos territórios estudados (*e.g.,* Carvalho et al., 2023; Oliveira et al., 2024).

Considerações finais

Este capítulo demonstrou que a saúde do solo, o sequestro de carbono e a produtividade agropecuária avançam simultaneamente em sistemas integrados de produção. No entanto, embora os benefícios sejam evidentes, a implementação das modalidades de produção agrícola integrada ainda enfrenta desafios, como a adaptação dos manejos a diferentes condições edafoclimáticas e a necessidade de capacitação técnica dos produtores. Nesse sentido, investimentos em pesquisa, políticas públicas e incentivos econômicos são fundamentais para ampliar a adoção de sistemas integrados, garantindo um uso mais sustentável e eficiente do solo a longo prazo.

Contudo, os resultados encontrados na literatura mostram um cenário extremamente positivo e animador, ressaltando que o manejo integrado é eficiente em promover a qualidade do solo, aumentar a produtividade das culturas e prover outros serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, iniciativas como a *Brazilian Soil Health Partnership* e as atividades de pesquisa do *Center for Carbon Research in Tropical Agriculture (CCARBON)* são essenciais para aprimorar os conhecimentos e valorizar os benefícios desses sistemas, continuamente promovendo uma agricultura cada vez mais produtiva, resiliente e sustentável.

Referências

Abbas, F., Hammad, H. M., Fahad, S., Cerdà, A., Rizwan, M., Farhad, W., Ehsan, S., & Bakhat, H. F. (2017). Agroforestry: a sustainable environmental practice for carbon sequestration under the climate change scenarios — a review. *Environmental Science and Pollution Research, 24*, 11177–11191. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8687-0

Abreu, L. H. G., Freitas, I. C., Santana, P. H. L., Barbosa, D. L. A., Santos, L. D. T., Santos, M. V., Sanglard, D. A., & Frazão, L. A. (2020). Variação em carbono do solo, nitrogênio e atributos microbianos dentro de um sistema silvipastoril no Cerrado brasileiro. *Agroforestry Systems, 94*, 2343–2353. https://doi.org/10.1007/s10457-020-00554-x

Albuquerque, E. R., Sampaio, E. V., Pareyn, F. G., & Araújo, E. L. (2015). Biomassa de raízes sob bases de caules e em diferentes distâncias de árvores. *Journal of Arid Environments, 116*, 82–88. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.02.003

Almeida, L. L. S., Frazão, L. A., Lessa, T. A. M., Fernandes, L. A., Veloso, A. L. C., Lana, A. M. Q., Souza, I. A., Pegoraro, R. F., & Ferreira, E. A. (2021). Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. *Soil and Tillage Research, 205*, 104785. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104785

Balbino, L. C., Cordeiro, L. A., Porfírio-da-Silva, V., Moraes, A., Martínez, G. B., Alvarenga, R. C., Kichel, A. N., Fontaneli, R. S., Santos, H. P., Franchini, J. C., & Galerani, P. R. (2011). Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 34*, 617–630. https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300003

Benegas, L., Ilstedt, U., Roupsard, O., Jones, J., & Malmer, A. (2014). Effects of trees on infiltrability and preferential flow in two contrasting agroecosystems in Central America. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 183*, 185–196. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.027

Bieluczyk, W., Asselta, F. O., Navroski, D., Gontijo, J. B., Venturini, A. M., Mendes, L. W., Simon, C. P., Camargo, P. B., Tadini, A. M., Martin-Neto, L., Bendassolli, J. A., Rodrigues, R. R., van der Putten, W. H., & Tsai, S. M. (2023). Linking above and belowground carbon sequestration, soil organic matter properties, and soil health in Brazilian Atlantic Forest restoration. *Journal of Environmental Management, 344*, 118573. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118573

Bieluczyk, W., Piccolo, M. C., Pereira, M. G., Moraes, M. T., Soltangheisi, A., Bernardi, A. C. C., et al. (2020). Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. *Geoderma, 114368.* https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368

Bieluczyk, W., Roberto, M., Eduardo, C., Cerri, P., Siqueira-Neto, M., Abdalla-Filho, A. L., Castro, A., Locatelli, L., Mui, S., Barbosa, P., & Camargo, D. (2024). Greenhouse gas fluxes in Brazilian climate-smart agricultural and livestock systems: A systematic and critical overview. *Journal of Cleaner Production, 464*, 142782. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142782

Bieluczyk, W., Souza, P. A. S., Oliveira, A. S., Sampaio, R. M. B. C., Ferreira, J. S., Dantas, E. F., Lambais, G. R., Menezes, R. S. C., Camargo, P. B., Medeiros, É. V., França, R. F., Sampaio, E. V. S. B., & Freitas, A. D. S. (2025). From overgrazed land to forests: assessing soil health in the Caatinga biome. *Journal of Environmental Management, 374*, 124022. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.124022

Bonetti, J. A., Nunes, M. R., Fink, J. R., Tretto, T., & Tormena, C. A. (2023). Agricultural practices to improve near-surface soil health and crop yield in subtropical soils. *Soil and Tillage Research, 234*, 105835. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105835

Buzhdygan, O. Y., et al. (2020). Biodiversity increases multitrophic energy use efficiency, flow and storage in grasslands. *Nature Ecology & Evolution, 4*, 393–405. https://doi.org/10.3929/ethz-b-000401671

Camargo, T. A., Alves, L. A., Mendes, I. C., Gasques, L. R., Oliveira, L. G. S., Pires, G. C., Almeida, T. O., Carvalho, P. C. F., & Souza, E. D. (2024). Enhancing soil quality and grain yields through fertilization strategies in integrated crop-livestock system under no-till in Brazilian Cerrado. *European Journal of Soil Biology, 121*, 103613. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2024.103613

Carvalho, A. M., Jesus, D. R., Sousa, T. R., Ramos, M. L. G., Figueiredo, C. C., Oliveira, A. D., Marchão, R. L., Ribeiro, F. P., Dantas, R. A., & Borges, L. A. B. (2023). Soil carbon stocks and greenhouse gas mitigation of agriculture in the Brazilian Cerrado — a review. *Plants, 12*, 2449. https://doi.org/10.3390/plants12132449

Chaer, G. M. (2001). Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa]. Departamento de Microbiologia Agrícola.

Chen, C., Liu, W., Jiang, X., & Wu, J. (2017). Effects of rubber-based agroforestry systems on soil aggregation and associated soil organic carbon: implications for land use. *Geoderma, 299*, 13–24. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.03.021

Cherubin, M. R., Chavarro-Bermeo, J. P., & Silva-Olaya, A. M. (2019). Agroforestry systems improve soil physical quality in northwestern Colombian Amazon. *Agroforestry Systems, 93*, 1741–1753. https://doi.org/10.1007/s10457-018-0282-y

Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Cerri, C. E. P., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016a). Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. *PLoS ONE, 11*, e0150860. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150860

Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Franco, A. L. C., Cerri, C. E. P., Tormena, C. A., & Cerri, C. C. (2016b). A Soil Management Assessment Framework (SMAF) evaluation of Brazilian sugarcane expansion on soil quality. *Soil Science Society of America*

Journal, 80, 215–226. https://doi.org/10.2136/sssaj2015.09.0328

Cherubin, M. R., Tormena, C. A., & Karlen, D. L. (2017). Soil quality evaluation using the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in Brazilian Oxisols with contrasting texture. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 41*, e0160148. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160148

Conceição, P. C., Bayer, C., Dieckow, J., & Santos, D. C. (2014). Fracionamento físico da matéria orgânica e índice de manejo de carbono de um Argissolo submetido a sistemas conservacionistas de manejo. *Ciência Rural, 44*(5), 794–800. https://doi.org/10.1590/S0103-84782014000500011

Costa, O. Y. A., Raaijmakers, J. M., & Kuramae, E. E. (2018). Microbial extracellular polymeric substances: Ecological function and impact on soil aggregation. *Frontiers in Microbiology, 9*, 1636. https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01636

Costa, R. M., Araujo, E. M. B., Silva, D. E. O., Rocha, S. M. B., Bonifacio, A., Sousa, R. S., Pereira, A. P. A., Medeiros, E. V., Sagrilo, E., Lustosa, J. O., Souza, H. A., & Araujo, A. S. F. (2024). Seasonal responses of soil microbial biomass C and enzymatic activity comparing no-tillage and integrated crop-livestock systems. *European Journal of Soil Biology, 121*, 103628. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2024.103628

Damian, J. M., Matos, E. S., Carneiro e Pedreira, B., Premazzi, L. M., & Cerri, C. E. P., & Carvalho, P. C. F. (2022). Intensification and diversification of pasturelands in Brazil: Patterns and driving factors in the soil carbon stocks. *Catena, 106750.* https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106750

Duran-Bautista, E. H., Angel-Sanchez, Y. K., Bermúdez, M. F., & Suárez, J. C. (2023). Agroforestry systems generate changes in soil macrofauna and soil physical quality relationship in the northwestern Colombian Amazon. *Agroforestry Systems, 97*, 927–938. https://doi.org/10.1007/s10457-023-00838-y

Fageria, N. K. (2012). Role of soil organic matter in maintaining sustainability of cropping systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 43*(16), 2063–2113. https://doi.org/10.1080/00103624.2012.697234

Fierer, N., Wood, S. A., & Bueno de Mesquita, C. P. (2021). How microbes can, and cannot, be used to assess soil health. *Soil Biology and Biochemistry, 153*, 108111. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108111

Franzluebbers, A. J., Chappell, J. C., Shi, W., & Cubbage, F. (2017). Greenhouse gas emissions in an agroforestry system of the southeastern USA. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 108*, 85–100. https://doi.org/10.1007/s10705-016-9809-7

Frazão, L. A., Cardoso, P. H. S., Neta, M. N. A., Mota, M. F. C., Almeida, L. L. S., Ribeiro, J. M., & Bicalho, T. F. (2021). Carbon and nitrogen stocks and organic matter fractions in the topsoil of traditional and agrisilvicultural systems in the Southeast of Brazil. *Soil Research, 59*, 1–15. https://doi.org/10.1071/SR20150

Freitas, I. C., Alves, M. A., Magalhães, J. R., Dias, R. F., Albuquerque, C. J. B., Ferreira, E. A., Fernandes, L. A., Pegoraro, R. F., & Frazão, L. A. (2022). Soil carbon and

nitrogen stocks under agrosilvopastoral systems with different arrangements in a transition area between Cerrado and Caatinga biomes in Brazil. *Agronomy, 12*, 2926. https://doi.org/10.3390/agronomy12122926

Freitas, I. C., Ribeiro, J. M., Araújo, N. C. A., Santos, M. V., Sampaio, R. A., Fernandes, L. A., Azevedo, A. M., Feigl, B. J., Cerri, C. E. P., & Frazão, L. A. (2020). Agrosilvopastoral systems and well-managed pastures increase soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado. *Rangeland Ecology & Management, 73*(6), 1–12. https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001

Guillot, E., Hinsinger, P., Dufour, L., Roy, J., & Bertrand, I. (2019). With or without trees: Resistance and resilience of soil microbial communities to drought and heat stress in a Mediterranean agroforestry system. *Soil Biology and Biochemistry, 129*, 122–135. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.11.011

Karlen, D. L., & Stott, D. E. (1994). A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. R., & Stewart, B. A. (Eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment* (pp. 53–72). Madison: Soil Science Society of America. (Special Publication, 35).

Lehmann, A., Zheng, W., & Rillig, M. C. (2017). Soil biota contributions to soil aggregation. *Nature Ecology & Evolution, 1*, 1828–1835. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0344-y

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment, 1*, 544–553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Lemaire, G., Franzluebbers, A., Carvalho, P. C. 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

Loss, A., Ribeiro, E. C., Pereira, M. G., & Costa, E. M. (2014). Atributos físicos e químicos do solo em sistemas de consórcio e sucessão de lavoura, pastagem e silvipastoril em Santa Teresa, ES. *Bioscience Journal, 30*, 1347–1357. https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/22079

Luz, F. B., 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

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*, 897–908. https://doi.org/10.1007/s10457-022-00749-4

Mendes, I. C., Chaer, G. M., Reis Junior, F. B., Dantas, O. D., Malaquias, J. V., Oliveira, M. I. L., Nogueira, M. A., & Hungria, M. (2024). Soil bioanalysis (SoilBio): A sensitive, calibrated, and simple assessment of soil health for Brazil. In: Mendes, I. C., &

Cherubin, M. R. (Eds.). *Soil health and sustainable agriculture in Brazil* (Vol. 3, pp. 292–326). Madison: SSSA and Wiley. https://doi.org/10.1002/9780891187448.ch10

Mendes, I. C., Marchão, R. L., Reis Junior, F. B., Chaer, G. M., Salton, J. C., Vilela, L., Oliveira, M. I. L., Tomazi, M., & Benites, V. M. (2022). Saúde do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. In: Martins, A. G., Batista, A. H., Wendling, B., Pereira, M. G., & Santos, W. O. (Eds.). *Manejo do solo em sistemas integrados de produção* (pp. 189–223). Ponta Grossa: Atena. https://atenaeditora.com.br/catalogo/ebook/manejo-do-solo-em-sistemas-integrados-de-producao

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Dantas, O. D., Lopes, A. A. C., Reis Junior, F. B., Oliveira, M. I. L., & Chaer, G. M. (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., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., & Lopes, A. A. C. (2018). Indicadores de qualidade biológica para manejo sustentável de solos arenosos. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 44*, 20–25.

Mendes, I. C., Souza, L. M., Sousa, D. M. G., Lopes, A. A. C., Reis Junior, F. B., Lacerda, M. P. C., & Malaquias, J. V. (2019). Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. *Applied Soil Ecology, 139*, 85–93. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.025

Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., Van Es, H. M., Thies, J. E., Shayler, H. A., McBride, M., Wolfe, D. W., & Abawi, G. S. (2016). Comprehensive assessment of soil health. Geneva, NY: Cornell University. http://soilhealth.cals.cornell.edu/

Moraes, J. M. A. S., Zanchi, C. S., Pires, G. C., Moretti, C. F., Barbosa, M. V., Silva, A. O., Pacheco, L. P., Carneiro, M. A. C., Oliveira, R. L., Kemmelmeier, K., & Souza, E. D. (2019). Arbuscular mycorrhizal fungi in integrated crop-livestock systems with intercropping in the pasture phase in the Cerrado. *Rhizosphere, 11*, 100165. https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2019.100165

Moreira, G. M., Neves, J. C. L., Rocha, G. C., Magalhães, C. A. D. S., Farias Neto, A. L., Meneguci, J. L. P., & Fernandes, R. (2018). Physical quality of soils under a crop-livestock-forest system in the Cerrado/Amazon transition region. *Revista Árvore, 42*, e420213. https://doi.org/10.1590/1806-90882018000200013

Oliveira, D. M. S., Santos, R. S., Chizzotti, F. H. M., Bretas, I. L., Franco, A. L. C., Lima, R. P., Freitas, D. A. F., Cherubin, M. R., & Cerri, C. E. P. (2024). Crop, livestock, and forestry integration to reconcile soil health, food production, and climate change mitigation in the Brazilian Cerrado: A review. *Geoderma Regional, 37*, e00796. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00796

Oliveira, W. R. D., Ramos, M. L. G., Carvalho, A. M., Coser, T. R., Silva, A. M. M., Lacerda, M. M., Souza, K. W., Marchão, R. L. V., & Pulrolnik, K. (2016). Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture,

and native Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 51*, 1501–1510. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900049

Olivério, L. G., Bonini, C. S. B., Souza, J. F. D., Perusso, R. L. S., Meirelles, G. C., Andrighetto, C., Lupatini, G. C., Mateus, G. P., Lapaz, A. M., Heinrichs, R., & Moreira, A. (2022). Water infiltration, resistance to penetration and soil moisture in integrated agricultural yield systems over time. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 53*, 327–336. https://doi.org/10.1080/00103624.2021.1993888

Ramos, F. T., Dores, E. F. C., Weber, O. L. S., Beber, D. C., Campelo, J. H., & Maia, J. C. S. (2018). Soil organic matter doubles the cation exchange capacity of tropical soil under no-till farming in Brazil. *Journal of the Science of Food and Agriculture, 98*, 3595–3602. https://doi.org/10.1002/jsfa.8881

Ribeiro, J. M., Frazão, L. A., Cardoso, P. H. S., Oliveira, A. L. G., Sampaio, R. A., & Fernandes, L. A. (2019). Fertilidade do solo e estoques de carbono e nitrogênio sob sistemas agroflorestais no Cerrado Mineiro. *Ciência Florestal, 29*(2), 913–923. https://doi.org/10.5902/1980509825310

Rinot, O., Levy, G. J., Steinberger, Y., Svoray, T., & Eshel, G. (2019). Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. *Science of the Total Environment, 648*, 1484–1491. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259

Sá, J. C. M., Lal, R., Cerri, C. C., Lorenz, K., Hungria, M., & Carvalho, P. C. F. (2016). Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environment International, 98*, 102–112. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020

Sanderson, M. A., Archer, D., Hendrickson, J., Kronberg, S., Liebig, M., Nichols, K., Schmer, M., Tanaka, D., & Aguilar, J. (2013). Diversification and ecosystem services for conservation agriculture: Outcomes from pastures and integrated crop–livestock systems. *Renewable Agriculture and Food Systems, 28*(2), 129–144. https://doi.org/10.1017/S1742170512000312

Sant-Anna, S. A. C., Jantalia, C. P., Sá, J. M., Vilela, L., Marchão, R. L., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2017). Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 108*, 101–120. https://doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z

Santos, F. M., Balieiro, F. C., Fontes, M. A., & Chaer, G. M. (2018). Understanding the enhanced litter decomposition of mixed-species plantations of *Eucalyptus* and *Acacia mangium*. *Plant and Soil, 423*, 141–155. https://doi.org/10.1007/s11104-017-3491-7

Santos, J. V., Bento, L. R., Bresolin, J. D., Mitsuyuki, M. C., Oliveira, P. P. A., Pezzopane, J. R. M., Bernardi, A. C. C., Mendes, I. C., & Martin-Neto, L. (2022). The long-term effects of intensive grazing and silvopastoral systems on soil physicochemical properties, enzymatic activity, and microbial biomass. *Catena, 219*, 106619. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106619

Serafim, M. E., Mendes, I. C., Wu, J., Ono, F. B., Zancanaro, L., Valendorff, J. D. P., Zeviani, W. M., Pierangeli, M. A. P., Fan, M., & Lal, R. (2023). Soil physicochemical and biological properties in soybean areas under no-till systems in the Brazilian Cerrado. *Science of the Total Environment, 862*, 160674. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160674

Silva, G. L., Lima, H. V., Campanha, M. M., Gilkes, R. J., & Oliveira, T. S. (2011). Soil physical quality of Luvisols under agroforestry, natural vegetation and conventional crop management systems in the Brazilian semi-arid region. *Geoderma, 167*, 61–70. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.009

Simon, C. P., Gomes, T. F., Pessoa, T. N., Soltangheisi, A., Bieluczyk, W., Camargo, P. B., Martinelli, L. A., & Cherubin, M. R. (2022). Soil quality literature in Brazil: A systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 46*, e20210103. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210103

Steffen, G. P. K., Antoniolli, Z. I., Steffen, R. B., & Jacques, R. J. S. (2013). Importância ecológica e ambiental das minhocas. Revista de Ciências Agrárias, 36, 137147. https://doi.org/10.19084/RCA.16361

Tadini, A. M., Xavier, A. A. P., Oliveira, P. P. A., Milori, D. M. B. P., Pezzopane, J. R., Bernardi, A. C. C., & Martin-Neto, L. (2021). Evaluation of soil organic matter from integrated production systems using laser-induced fluorescence spectroscopy. *Soil and Tillage Research, 212*, 105001. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105001

Vanolli, S., Dias, H. B., Bonini, F., Augusto, R., Lamparelli, C., Sergio, P., Magalhães, G., & Cherubin, M. R. (2025). Crop–livestock integrated systems improve soil health in tropical sandy soils. *Agronomy, 15*, 378. https://doi.org/10.3390/agronomy15020378

Vezzani, F. M., Anghinoni, I., Cherubin, M. R., & Mendes, I. C. (2024). Soil health and modern Brazilian agriculture. In: Mendes, I. C., & Cherubin, M. R. (Eds.). *Soil health and sustainable agriculture in Brazil* (Vol. 3, pp. 1–18). Madison: SSSA and Wiley. https://doi.org/10.1002/9780891187448.ch1

Visscher, A. M., Chavez, E.; Caicedo, C. et al. (2024). Biological soil health indicators are sensitive to shade tree management in a young cacao (*Theobroma cacao* L.) production system. *Geoderma Regional*, *37*(e00772).

Watanabe, R., Figueiredo, G. C., Silva, A. P., Neves, J. C. L., & Oliveira, T. S. (2016). Physical quality of a Luvisol under agroforestry systems in a semi-arid region, Brazil. *Soil Research, 54*(4), 430–439. https://doi.org/10.1071/SR15179

Zhang, Z., & Peng, X. (2021). Bio-tillage: A new perspective for sustainable agriculture. *Soil and Tillage Research, 206*, 104844. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104844

♦ Capítulo 13 ♦

Biochar na agricultura: impactos na saúde do solo, sequestro de carbono e produtividade das culturas

Amanda Ronix[1], João Luis Nunes Carvalho[1, 2], Fernanda Palmeira Gabetto[1, 2, 3], Ruan Carnier[4], Matheus Antônio da Silva[4], Cristiano Alberto de Andrade[4].

Introdução

As mudanças climáticas vêm sendo intensificadas pelas emissões antrópicas de gases do efeito estufa (GEE) e representam um dos maiores desafios do século XXI, refletindo em graves impactos ambientais e socioeconômicos. Iniciativas como o Acordo de Paris destacam a urgência de limitar o aquecimento global entre 1,5 e 2,0 ºC, exigindo reduções drásticas das emissões de GEE e o aumento da remoção de dióxido de carbono (CO_2) da atmosfera. Dentre as tecnologias propostas para combater o aquecimento global, um dos destaques é a produção e aplicação de biochar em solos agrícolas (Lefebvre et al., 2023). A International Biochar Initiative (IBI) define biochar como um material sólido obtido a partir da conversão termoquímica (pirólise) de materiais orgânicos sob fornecimento limitado de oxigênio. O biochar se configura como material carbonáceo composto por anéis aromáticos policondensados, onde podem ser identificadas folhas de grafeno cristalino empilhadas e estruturas aromáticas amorfas ordenadas aleatoriamente, conferindo propriedades únicas ao material (Conte et al., 2021).

[1] Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2] Laboratório Nacional de Biorrenováveis, Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais (LNBR/CNPEM). Campinas - SP, Brasil.
[3] Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[4] Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna – SP, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.13

Neste contexto, o presente capítulo tem como objetivo discutir as propriedades do biochar e seus impactos na saúde do solo e sequestro de carbono (Figura 13.1). São abordados os efeitos do biochar sobre os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, bem como seu papel no sequestro de carbono e na mitigação das emissões de GEE. Além disso, serão analisados os impactos do uso de biochar no aumento da produtividade agrícola, evidenciando seu potencial como uma estratégia integrada para a promoção da sustentabilidade ambiental e saúde do solo.

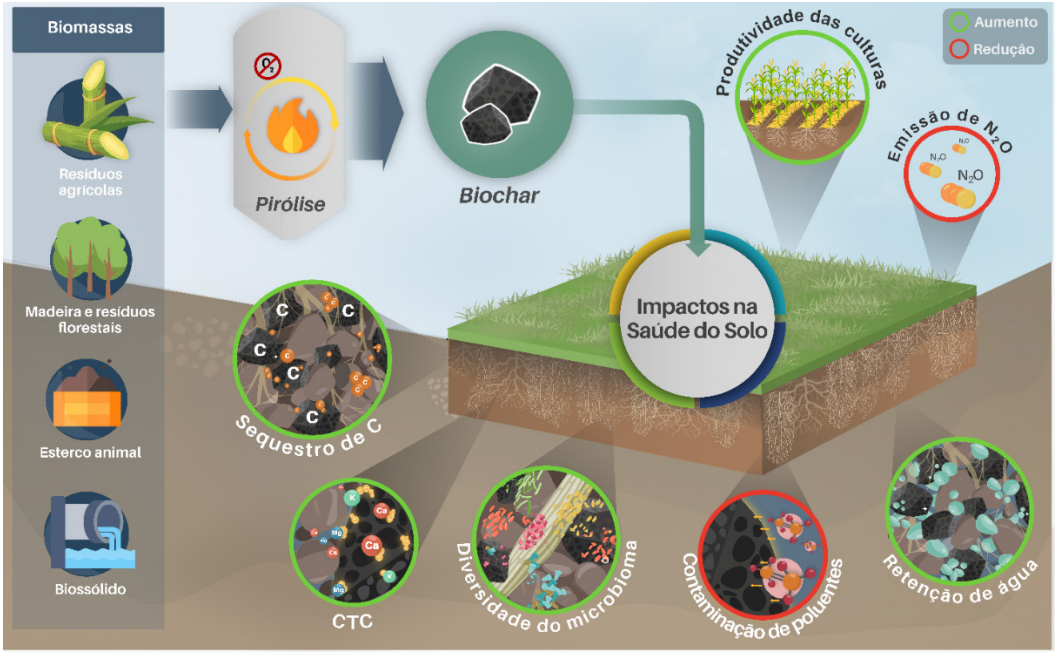


Figura 13.1. Produção de biochar e seus impactos na saúde do solo.

Aspectos gerais do biochar, obtenção e características

as raízes históricas da utilização do biochar podem ser rastreadas até comunidades indígenas na Amazônia, que empregaram biomassa carbonizada e resíduos orgânicos para formar as denominadas “Terras Pretas de Índio”. Esses solos antropogênicos são caracterizados por alta fertilidade e elevados estoques de carbono que persistem por séculos após seu abandono, e serviram como modelo para as aplicações modernas de biochar (Glaser et al., 2001; Torres-Morales et al., 2023; Lehmann & Joseph, 2024; Kwapinski et al., 2010; Novotny et al., 2009). Análises etnográficas e de solo recentes conduzidas por Schmidt et al. (2023) fornecem evidências convincentes de que a criação das terras pretas por essas populações indígenas foi uma prática deliberada.

Os efeitos da aplicação do biochar no solo influenciam, em boa medida, as propriedades físicas, químicas e biológicas. A extensão desses efeitos dependerá das condições de produção e da matéria-prima utilizada, que juntos controlam a macro e microestrutura das partículas do biochar (Lehmann et al., 2011). O biochar é produzido por meio de conversões termoquímicas (pirólise) de biomassa a temperaturas elevadas (250–900 °C) e em condições limitadas de oxigênio (Nidheesh et al., 2021). A conversão termoquímica da biomassa em ambiente com oxigênio limitado produz gases, bio-óleo e biochar (sólido), que têm uma série de aplicações (Lehmann & Joseph, 2009). No processo de pirólise, os três principais macrocomponentes da biomassa (celulose, hemicelulose e lignina) sofrem decomposição térmica em diferentes faixas de temperatura (hemicelulose: ~200 a 300 °C, celulose: ~300 a 400 °C, e lignina: ~300 a 900 °C), gerando uma mistura complexa de produtos dependendo das condições de temperatura e tempo de residência no pirolisador.

De modo geral, em temperaturas mais baixas (300-500 °C) é favorecida a produção de biochar com maior teor de compostos voláteis, que podem atuar como fonte de nutrientes. Por outro lado, temperaturas mais elevadas promovem a formação de biochar com estruturas de carbono mais estáveis (Joseph & Taylor, 2024). Na medida em que a temperatura aumenta, há favorecimento para a produção de bio-óleo e gases. A pirólise rápida, por exemplo, que ocorre em temperaturas entre 450-700 °C e com tempos de residência mais curtos, maximiza a produção de bio-óleo. Já a pirólise instantânea, realizada em temperaturas ainda mais elevadas (>800 °C) e com tempos de residência extremamente curtos, prioriza a produção de gases de síntese (Zafeer et al., 2024). A Figura 13.2 resume as principais características dos diferentes tipos de pirólise, destacando as faixas de temperatura, tempo de residência e produtos principais. A escolha do tipo de pirólise mais adequada depende da aplicação desejada para o biochar e dos coprodutos de maior interesse.

O processo de pirólise pode gerar energia própria, uma vez que parte dos gases produzidos durante a conversão da biomassa pode ser utilizada para fornecer o calor necessário para o processo. Quando a biomassa tem baixo teor de umidade, a quantidade de gás produzido pode exceder a demanda energética do processo, permitindo a geração de energia adicional, como eletricidade ou calor, reduzindo a dependência de combustíveis fósseis. Além disso, os vapores produzidos durante a pirólise podem ser condensados em ácido pirolenhoso, um subproduto com diversas aplicações, como fertilizante e controle de pragas. Para expandir a produção de biochar de forma sustentável, é crucial o desenvolvimento de tecnologias de pirólise mais eficientes, que maximizem a produção de biochar de alta qualidade e valorizem os coprodutos gerados,

como gases e líquidos, para a produção de energia ou a recuperação de produtos químicos (Lehmann & Joseph, 2024).



Figura 13.2. Técnicas de carbonização da biomassa e seus principais produtos.

As condições de pirólise junto com a composição da biomassa utilizada como matéria prima do processo são os principais fatores determinantes das propriedades finais do biochar (Amalina et al., 2022). Uma ampla gama de biomassas pode ser utilizada para a produção de biochar, como por exemplo, casca de arroz, palha de diferentes culturas, resíduos madeireiros, bagaços, lodo de esgoto, entre outros. A utilização de diferentes biomassas implica em propriedades físico-químicas distintas e específicas para cada biochar produzido, como teor de carbono, porosidade, capacidade de troca de cátions (CTC), pH, composição elementar e área superficial, que são atributos rotineiramente avaliados no biochar (Figura 13.3). Caracterizar o biochar obtido ao final do processo é essencial na avaliação do potencial de aplicação do material em diversas áreas, como agricultura e meio ambiente. Devido ao impacto do processo de obtenção do biochar em suas propriedades finais, a busca por um biochar mais eficiente e sustentável tem impulsionado o desenvolvimento dos processos industriais. Essas técnicas permitem otimizar as propriedades do biochar, tornando-o um material multifuncional com aplicações em diversas áreas, sobretudo no solo.



Figura 13.3. Propriedades físicas e químicas do biochar.

Uso do biochar e a saúde do solo

um proxy dos processos e funcionalidades do solo no ambiente corresponde à saúde ou qualidade do solo, medida por meio de atributos físicos, químicos e biológicos. Devido às propriedades únicas do biochar, seu uso no solo potencialmente impacta os diferentes atributos e, por isso, a relação entre biochar e saúde do solo é discutida na sequência considerando-se a natureza desses atributos.

Impactos nos atributos físicos-hídricos

o uso de biochar como insumo no solo pode auxiliar na adaptação da agricultura às mudanças climáticas, principalmente na promoção de melhorias em atributos físico-hídricos relacionados com a disponibilidade de água para as culturas e redução do risco de erosão.

De forma geral, solos arenosos são mais responsivos ao uso de biochar, evidenciando reduções na densidade e aumentos de porosidade, área superficial e água disponível para plantas, quando comparados com solos de textura média e argilosa (Mukherjee & Lal, 2013; Burrell et al., 2016; Blanco-Canqui, 2017; Alghamdi, 2018; Santos et al., 2022). Resultados de curto prazo indicam que a aplicação de biochar em solos arenosos, em doses variando entre 10 e 60 Mg ha^{-1}, pode promover a redução da densidade do solo, bem como aumentos na porosidade, capacidade de campo, ponto de murcha permanente e água disponível (Mendes et al., 2021; Santos et al.; 2022; Singh et al., 2022). A redução da densidade do solo, pelo menos em parte, pode ser atribuída à mistura entre o biochar e o solo, sendo inversamente proporcional a dose aplicada e influenciada pela diferença inicial dos materiais em termos de densidade de partículas. O biochar apresenta valores de densidade de partículas muito inferiores aos observados para os solos, cuja densidade de partículas se situa entre 2,4 e 2,8 g cm^{-3}, dependendo da classe textural (Blanco-Canqui, 2017).

Aumentos mais expressivos na água disponível têm sido observados em condições controladas, especialmente quando se utilizam doses elevadas de biochar. A aplicação 150 Mg ha^{-1} de biochar de fibra de coco (pirolisado 660 ºC) em solo arenoso promoveu incremento de 10% na água disponível (Guarnieri et al., 2021). Entretanto, é importante salientar que doses dessa magnitude são, em geral, inviáveis de serem aplicadas em escala comercial, o que restringe a replicação desses efeitos em áreas extensas. Uma alternativa seria a aplicação rotineira de biochar no campo, uma vez que o material tem carbono em compostos orgânicos aromáticos altamente resistentes a decomposição, possibilitando efeitos cumulativos ao longo de sucessivas aplicações em uma mesma área.

Hardie et al. (2014) avaliaram os efeitos da aplicação 47 Mg ha^{-1} de biochar de restos de acácia em solo arenoso e, após 30 meses da aplicação, não observaram modificações significativas na porosidade, umidade, estabilidade de agregados, água disponível e outros parâmetros de retenção de água, sugerindo que no campo estes efeitos são mais difíceis de se comprovar. Resultados semelhantes foram obtidos em Argissolo de textura média, cultivado com feijão, com a aplicação de doses até 40 Mg ha^{-1} de biochar, obtido a partir de cama de frango (Lima et al., 2021a) e de madeira de cajueiro (Lima et al., 2021b). Os autores atribuem a ausência de efeito à textura do solo e ao tamanho das partículas do biochar (< 2 mm). Neste contexto, o tamanho das partículas pode ser fator importante na promoção de melhorias nos atributos físico-hídricos. Partículas inferiores a 0,15 mm se mostram mais efetivas no aumento da porosidade e retenção e disponibilidade de água no solo (Jesus Duarte et al., 2019).

Avaliando a aplicação de doses de biochar entre 10 e 50 Mg ha^{-1} em solo argiloso cultivado com milho, Lucon et al. (2024) verificaram incrementos de até 23% na água disponível. De acordo com os autores, este aumento representa volume adicional de água igual a 25.000 L ha^{-1}, o que pode ser relevante na garantia de desenvolvimento das culturas em fases cruciais como na germinação e no estabelecimento. Neste estudo, os efeitos positivos foram atribuídos não somente apenas às propriedades intrínsecas do biochar (e.g., porosidade e área superficial específica), mas também a efeitos secundários resultantes da interação entre as partículas de solo e biochar, mediada pelo crescimento e desenvolvimento radicular e pelo estímulo à microbiota do solo, sendo estes mecanismos ainda pouco compreendidos.

Para a drenagem e retenção de água no solo, o diâmetro dos poros é fator fundamental, uma vez que macroporos (Ø > 50 nm) são responsáveis pelo aumento da água disponível para as plantas, pela infiltração e drenagem, enquanto mesoporos (Ø de 2 a 50 nm) e microporos (Ø < 2 nm) retém água a tensões mais elevadas, com disponibilidade mais restrita para as plantas (Suliman et al., 2017). Dessa forma, biochar obtidos a maiores temperaturas, que apresentam altos valores de área superficial e volume de poros, porém com predomínio de microporos, podem não incrementar a água disponível às plantas. As relações entre área superficial, porosidade e efeitos na retenção de água do solo também são influenciadas pela hidrofobicidade do biochar.

Impactos nos atributos químicos

de modo geral, a aplicação de biochar ao solo tem o potencial de aumentar a fertilidade de áreas agrícolas, uma vez que o material influencia positivamente diversas propriedades químicas do solo. Além de contribuir para o incremento dos teores de carbono e matéria orgânica, em função de sua elevada concentração de carbono aromático, o biochar também interfere em parâmetros como o pH, CTC, saturação por bases e o teor de alumínio trocável. Esses efeitos impactam diretamente a disponibilidade de macro e micronutrientes, bem como a adsorção e remoção de contaminantes (Novak et al., 2009).

A aplicação do biochar no solo, por ser um material de alta porosidade e/ou alta CTC, contribui para a retenção e liberação controlada de nutrientes (Upadhyay et al., 2024; Prost et al., 2013). O aumento da CTC reduz perdas de nutrientes por lixiviação, bem como tampona o fornecimento destes nutrientes às plantas (He et al., 2017). Seu uso apresenta ainda efeito sinérgico com outros materiais, como fertilizantes, corretivos agrícolas e bioinsumos. O uso de biochar associado com corretivo de acidez pode atuar

positivamente no ajuste de pH do solo, na redução da toxidez por Al^{3+} e na disponibilidade de cátions presentes (como Ca^{2+} e Mg^{2+}). No entanto, conforme já mencionado, a matéria-prima de origem e as condições de pirólise resultam em biochars com propriedades muito distintas (Zornoza et al., 2016). Portanto, para melhor ilustrar e exemplificar os impactos do biochar na química e fertilidade do solo, estes foram elencados de acordo com as diferentes características do biochar, principalmente em relação à temperatura de produção e biomassa de origem.

No biochar oriundo de resíduos vegetais e materiais lignocelulósicos, os efeitos positivos na saúde do solo e no aumento de produção estão associados principalmente a características físico-químicas (como pH, capacidade de adsorção e troca catiônica) do que com os nutrientes do biochar em si. Biochar produzido a partir de cascas, palhas e bagaços tendem a apresentar maior quantidade de carbono e compostos voláteis, e menores quantidades de cinzas, macro e micronutrientes. Quando pirolisado a temperatura de até 400 ºC, boa parte da composição da biomassa permanece no biochar, que apresenta também grupos funcionais orgânicos como fenóis e ácidos carboxílicos, alta CTC, baixo pH e alta condutividade elétrica, na comparação com biochar produzido em temperaturas mais elevadas. Estas características fazem com que seja necessária a adição de grandes quantidades de biochar para alteração significativa do pH do solo, mas o material, geralmente, promove a maior retenção e liberação lenta de nutrientes como N, P, K, Ca e Mg (Yaashikaa et al., 2019).

A composição da biomassa de origem e a proporção de compostos lignocelulósicos também influencia diretamente nas características do biochar e em sua ação no solo. Biochar produzido a partir de biomassas com maior teor de celulose e hemicelulose (como palhas e resíduos agrícolas) tendem a ser mais hidrofílicos, ter mais grupos funcionais orgânicos, apresentar maiores valores de CTC e retenção de água, porém são menos estáveis e com menor porosidade do que os produzidos com biomassas ricas em lignina (como material lenhoso, cascas duras e resíduos de poda) (Bong et al., 2020). Tais diferenças são importantes na recomendação de uso no campo: (i) biochar derivado de biomassas ricas em celulose e hemicelulose são indicados para solos arenosos, com problemas de retenção de água e baixa fertilidade natural; enquanto (ii) biochar derivado de biomassas ricas em lignina são mais apropriados para solos de textura média e argilosos, ácidos, e para maior taxa de sequestro de carbono, neste último caso, independentemente da textura do solo.

O aumento da temperatura de produção altera significativamente a função e eficiência do biochar de origem lignocelulósica. Com o aumento da temperatura, a fração mais volátil dos resíduos é retirada do biochar, resultando em um material com

menor quantidade de grupos funcionais orgânicos em superfície, CTC e retenção de N, mas com maior pH, cinzas, área superficial, porosidade e carbono estável (Yaashikaa et al., 2019). Desta forma, o biochar produzido em temperaturas mais altas são mais adequados para utilização como agente adsortivo e/ou componente estruturante no solo. A aplicação deste promove a adsorção de íons do solo, sendo um importante componente na remediação de solos com alto índice de salinidade (onde a adsorção de íons Na^{+} e Ca^{2+} retira estes do componente aquoso do solo), redução da presença de Al^{3+} e de metais potencialmente tóxicos, como Cd, Cr, Pb, As e Ni (Zhang et al., 2019).

Resíduos gerados em sistemas de produção ou processamento envolvendo animais, como dejetos e camas de aves, bovinos, ovinos e caprinos, conteúdo ruminal, restos de abate e carcaças, entre outros, apesar de geralmente terem menor quantidade de carbono, comparativamente aos materiais lignocelulósicos, contêm quantidades significativas de macro e micronutrientes, bem como alto valor de pH, contribuindo para aumento da fertilidade do solo. No entanto, a incorporação desses resíduos no processo de pirólise apresenta alguns importantes desafios, principalmente relacionados ao curto período para armazenamento e transporte, evitando-se a putrefação, e ao alto teor de água. Nesse sentido, a produção de biochar a partir de resíduos animais é menos comum e objeto de estudos para sua operacionalização, uma vez que os pirolisados apresentam características potencialmente positivas para o uso agrícola (Novak et al., 2009).

O processo de pirólise de resíduos animais também é muito determinante nas características do biochar. Quando produzido em temperaturas mais baixas, próximas a 350 ºC, há maior concentração e disponibilidade de nutrientes, como N e P, maior CTC e quantidades consideráveis de carbono orgânico, que são aspectos importantes quando as biomassas (estercos, dejetos e camas) são direcionadas para aplicação direta no solo (Hosseini Bai et al., 2015). Em temperaturas mais altas, até 500 ºC, há incremento de perda dos nutrientes e do carbono orgânico, bem como considerável redução da CTC, mas com aumento da concentração de cátions (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} e K^{+}), alguns micronutrientes e pH (Speratti et al., 2018; Brantley et al., 2016). Outra questão relevante é que a pirólise elimina patógenos e reduz em muito a biodegradabilidade dos compostos de carbono, podendo ser importante na gestão e disposição final dos resíduos de origem animal e outros de difícil tratamento, como lodos de esgoto. Resíduos frigoríficos (carcaças, ossos, sangue etc.) e lodos de esgoto resultam em biochar mais alcalino e com conteúdo expressivo de P, Ca e Mg, podendo ser usados na correção da acidez do solo e como fertilizante (Goldan et al., 2022; Glæsner et al., 2019).

Impactos nos atributos biológicos

como abordado nos tópicos anteriores, as características distintas do biochar podem influenciar diversas propriedades físico-químicas do solo. As alterações resultantes da aplicação desse material, aliadas à sua estrutura altamente porosa, impactam diretamente a formação de diferentes micro-hábitats disponíveis para colonização por organismos do solo (Lehmann et al., 2011). Por meio de seu efeito nos parâmetros diretamente relacionados ao componente biótico, como aeração, pH, disponibilidade de nutrientes e de carbono, o biochar pode modular indiretamente a estrutura e a atividade da macro, meso e microfauna do solo (Gul et al., 2015; Jeffery et al., 2022). Aliado a isto, por representar uma fonte de carbono e energia no sistema, sendo metabolizado por microrganismos e ingerido por organismos maiores, o biochar também influencia diretamente a cadeia trófica do solo (Ma et al., 2024). Desta forma, diversos indicadores biológicos da saúde do solo podem revelar os possíveis efeitos da aplicação de biochar em sistemas agrícolas.

Inicialmente, a adição de biochar ao solo provoca a liberação de compostos lábeis solúveis, que são facilmente degradados pela maioria dos microrganismos do solo (Rasul et al., 2022). Esse processo representa o primeiro impacto direto do material na atividade de microrganismos capazes de produzir enzimas especializadas na metabolização de compostos orgânicos (Fu et al., 2022). Dessa forma, estudos recentes conduzidos no Brasil focados na avaliação da resposta biológica à aplicação de biochar têm investigado a atividade de enzimas hidrolíticas e oxidativas associadas à ciclagem de nutrientes, como ureases, fosfatases e β-glucosidases. Evidências sugerem que a adição de biochar ao solo pode aumentar a atividade da urease, uma enzima sensível ao pH do solo, e que é fundamental para o ciclo do nitrogênio (Barbosa et al., 2024; Martins Filho et al., 2021; Medeiros et al., 2020). Esse efeito positivo é atribuído à ação alcalinizante do biochar após sua incorporação ao solo (Wang & Kuzyakov, 2024), o que se torna especialmente relevante em solos altamente intemperizados e ácidos, como os do Brasil.

No entanto, os efeitos do biochar sobre a atividade enzimática variam amplamente. Estudos sobre a atividade das fosfatases ácidas e básicas apresentam resultados divergentes, relatando efeitos nulos (Lima et al., 2021; Medeiros et al., 2020), positivos ou negativos (Barbosa et al., 2024; Martins Filho et al., 2021). Reduções na atividade enzimática são frequentemente atribuídas à interação das enzimas com a superfície do biochar, especialmente à medida que este se oxida no solo ao longo do tempo, aumentando a quantidade de cargas negativas capazes de adsorvê-las (Mia et al., 2017). Assim, a

resposta final depende das propriedades do biochar, como demonstrado por Barbosa et al. (2024), que observaram uma redução na atividade das β-glucosidases com o biochar produzido a partir de bagaço de caju, enquanto o biochar de biossólido aumentou essa atividade. Desta forma, a resposta da atividade de enzimas relacionadas ao ciclo do carbono, fósforo e nitrogênio é influenciada por diversos fatores, especialmente pelo material de origem do biochar e sua dose de aplicação.

Um dos indicadores frequentemente utilizados para detectar mudanças nas funções do solo, como a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes, é o carbono da biomassa microbiana (CBM). Estudos realizados em diferentes regiões do mundo indicam que a adição de biochar ao solo tende a aumentar o CBM, sendo essa resposta influenciada principalmente pelas propriedades físico-químicas do material e pelo teor de carbono do solo (Li et al., 2020). Esse aumento está especialmente associado ao uso de biochar com maiores concentrações de nutrientes, como aqueles produzidos a partir de estercos ou lodo de esgoto (Barbosa et al., 2024). No entanto, estudos conduzidos no Brasil indicam que o biochar pode promover o aumento do CBM mesmo quando produzido a partir de resíduos vegetais com menor concentração de nutrientes (Silva et al., 2021; Martins Filho et al., 2021; Silva et al., 2024; Silva et al., 2020). O efeito positivo do biochar no carbono orgânico do solo (COS) também pode ser observado na redução do coeficiente metabólico (qCO_2), um indicador da eficiência do uso do carbono pelos microrganismos. Menores valores de qCO_2 indicam menor perda de CO_2 para a atmosfera e maior incorporação de carbono na biomassa microbiana. Nesse sentido, estudos de campo e de casa de vegetação conduzidos no Brasil demonstraram que a aplicação de biochar pode reduzir o qCO_2 do solo (Lopes et al., 2024; Mielke et al., 2023).

Uma vez que o biochar influencia a dinâmica do COS, ele também tem demonstrado a capacidade de aumentar a quantidade e a diversidade de bactérias e arqueias (Cruz et al., 2024; Silva et al., 2021; Pinto et al., 2023). No entanto, em estudos de curto prazo (~60 dias) não foi possível identificar efeitos da adição de biochar na diversidade de bactérias e fungos (Gabetto et al., 2025; Pinto et al., 2023). As alterações no microbioma do solo em função da aplicação de biochar, especialmente em solos ácidos e com baixo teor de carbono são frequentemente atribuídas ao efeito alcalinizante do material. Nesse sentido, em experimento de campo conduzido ao longo de cinco anos, Cruz et al. (2024) relataram que os maiores aumentos na biodiversidade ocorreram no solo com pH 4,9 quando foi aplicado um biochar produzido a partir de lodo de esgoto a 500°C, em comparação com outro obtido a 300°C, sendo que o primeiro apresentava um pH mais elevado. Os autores também observaram que, a longo prazo, o biochar aumentou a abundância de Bradyrhizobium e Azospirillum, microrganismos relacionados,

respectivamente, à fixação biológica de nitrogênio e à promoção do crescimento vegetal. Além disso, o biochar suprimiu fungos patogênicos como Bisifusarium e Arthrobotrys. Esses resultados indicam que o uso de biochar pode contribuir para a construção de solos mais resilientes e supressores de doenças ao longo do tempo.

Alterações provocadas pelo biochar na comunidade microbiana do solo também se refletem na fauna edáfica, considerada bioindicador sensível de saúde do solo. Ferreira et al. (2021), no entanto, apontaram que o biochar não afetou o desenvolvimento de minhocas da espécie *Pontoscolex corethrurus* em experimento em casa de vegetação (Ferreira et al., 2021). No que se refere a diversidade de macro e mesofauna do solo, estudos conduzidos em solos de terra preta de índio podem servir como referência para cenários de aplicação de biochar, dada a escassez de pesquisas diretas sobre o tema. Esses estudos indicam que, embora o biochar não tenha aumentado a diversidade de invertebrados nos solos de terra preta resultou na formação de comunidades de invertebrados distintas aos solos de referência que não receberam o material (Conrado et al., 2023; Demetrio et al., 2021). A influência do manejo antrópico nessas comunidades é atribuída, principalmente, ao enriquecimento do solo com nutrientes e carbono ao longo do tempo, devido ao aporte contínuo de materiais orgânicos e pirolisados.

Biochar como estratégia para sequestro de carbono e redução de emissões de gases de efeito estufa

o uso do biochar se apresenta como ferramenta inteligente de manejo para o sequestro do carbono no solo, que contribui para a sustentabilidade e, consequentemente, para a mitigação das mudanças climáticas. Esse modelo pode ser inserido no contexto da economia circular, caso se considere para a produção de biochar, com biomassas geradas em grandes quantidades, como os resíduos orgânicos e agroindustriais.

A premissa de utilizar o biochar para sequestrar carbono no solo baseia-se na estrutura e na qualidade dos compostos de carbono após a pirólise, a qual produz um material poroso e com presença de carbono estável, como mencionado anteriormente. O carbono que, outrora, foi absorvido pela biomassa na forma de CO_2 durante a fotossíntese, passa a compor estruturas aromáticas no biochar e aumenta a resistência do material à decomposição pelos microrganismos do solo. Este efeito acaba por reduzir a mineralização do carbono e as perdas como CO_2, contribuindo para que o material permaneça estocado no solo (Gross et al., 2024) (Figura 13.4). Para abordar esse tema é preciso, primeiramente, ressaltar que as características do biochar são diretamente

influenciadas pelo tipo de biomassa e pelas condições do processo de pirólise adotado.

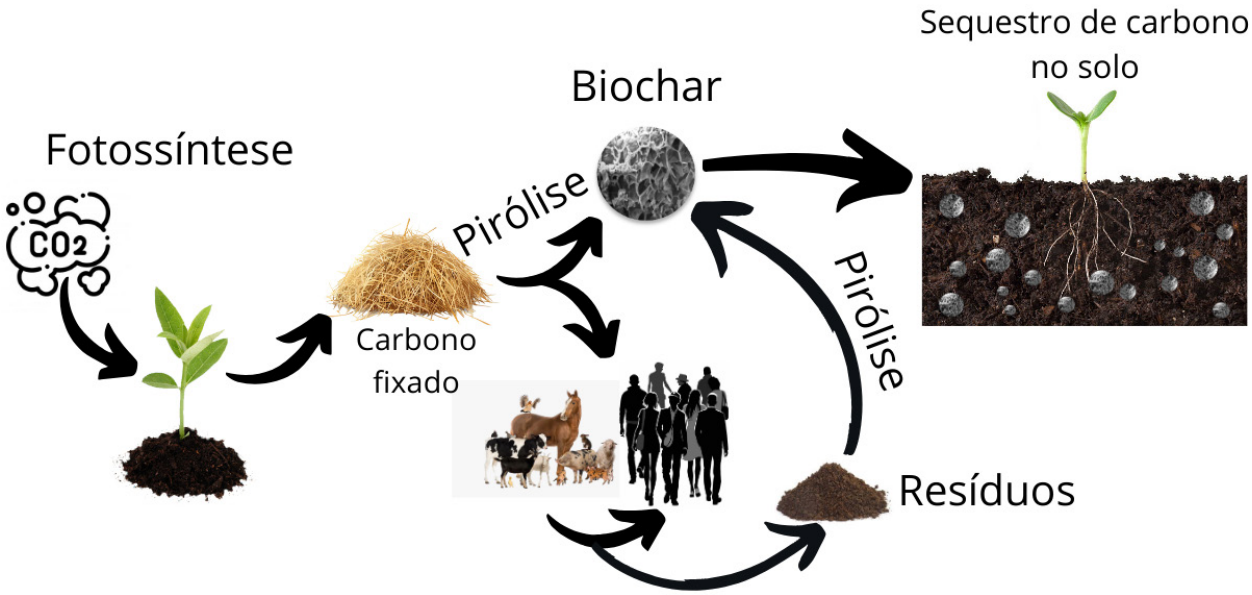


Figura 13.4. Representação da fixação de carbono na biomassa e a produção de biochar para estocar carbono no solo.

O biochar pode ser produzido a partir de uma infinidade de biomassas orgânicas, como já discutido anteriormente neste capítulo. Em termos de carbono, as biomassas vegetais são consideravelmente mais ricas do que as não vegetais (estercos, lodos, entre outros) (Domingues et al., 2017). Teores de carbono entre 61 e 75% foram encontrados para biochars produzidos a partir de madeira, palha de milho e capim, independentemente da temperatura de pirólise (Li et al., 2022). Por outro lado, valores entre 16 e 38% são reportados para biochars oriundos de esterco bovino, cama de aves e esterco suíno (Sarfaraz et al., 2020).

Os fatores biomassa, temperatura e tempo de pirólise são cruciais para o sequestro e, consequentemente, para o aumento do estoque de carbono no solo. É importante mencionar que o aumento do estoque de carbono no solo pelo uso de biochar também é dependente das características edafoclimáticas de cada região. Dentre as principais características do solo que favorecem a retenção de carbono pode-se citar o conteúdo de argila. A superfície da argila interage com as partículas de biochar formando agregados que proporcionam proteção física para o carbono em relação à decomposição (Du et al., 2017). Há também a estabilização do biochar entre as camadas de compostos organominerais, o que favorece o aumento do estoque de carbono (Yang et al., 2021). A relação C/N do biochar e o pH do solo também são apontados como fatores de influência no estoque de carbono (Li et al., 2024). A umidade e temperatura são outros fatores edafoclimáticos que interferem na estabilidade do biochar no solo. Há relação

inversamente proporcional entre o aumento da temperatura e a estabilização do carbono do biochar no solo (Chen et al., 2021).

A magnitude do incremento no estoque de carbono do solo em função da aplicação do biochar é dependente dos fatores supracitados. No entanto, o seu potencial para aumentar o estoque de carbono no solo como abordagem para a mitigação das mudanças climáticas é consenso na literatura. O uso do biochar como estratégia para a mitigação das mudanças climáticas é previsto pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) no guia para inventário de gases de efeito estufa (IPCC, 2019). O apêndice 4, do capítulo 2, indica uma função para estimar, em nível de Tier 1, a alteração provocada pela adição de biochar em áreas de pastagem e agricultura, e prevê como parâmetros a massa de biochar incorporado (BC_{TOTp}, em t biochar ano^{-1}), o conteúdo de carbono orgânico no biochar (F_{Cp}, t C t^{-1} biochar), a fração de carbono permanente no biochar (F_{permp}, t C t^{-1} biochar) e o número de diferentes tipos de biochar aplicado (n) (Equação 1). O modelo emprega valores tabelados para o teor total de carbono e sua fração permanente, e resulta no conteúdo estocado de carbono anualmente pelo uso de biochar ($\Delta BC_{Mineral}$, em t C ano^{-1}).

$$\Delta BC_{Mineral} = \sum_{p=1}^{n} (BC_{TOT_p} . F_{C_p} . F_{perm_p}) \quad \text{Eq.1}$$

Além do biochar contribuir para a mitigação das mudanças climáticas devido ao seu conteúdo inerente de carbono estável, ele também pode reduzir a emissão de GEE. O uso do biochar tem se mostrado efetivo na redução das emissões de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). No tocante ao CH_4, as emissões são particularmente importantes em ambientes nos quais a decomposição da matéria orgânica ocorre em condições de anaerobiose (Nogueira et al., 2015). Reduções entre 20 e 51% na emissão de CH_4 são reportadas na literatura em áreas de produção de arroz alagado devido à aplicação de biochar que, ao aumentar a porosidade do solo, reduziu a atividade dos microrganismos metanogênicos e consequentemente a formação de CH_4 (Wang et al., 2019).

No caso do N_2O, um dos mais potentes GEE, gerado nos processos de nitrificação e desnitrificação no solo (Nogueira et al., 2015), o biochar tem demonstrado reduções das emissões. A importância desse gás para o setor de agricultura está principalmente relacionada a utilização de fertilizantes nitrogenados (Pan et al., 2022), uma vez que o nitrogênio é um dos nutrientes mais requeridos pelas culturas agrícolas. Neste cenário, os valores médios de redução das emissões de N_2O são da ordem de 38-54% (Cayuela et al., 2014, Borchard et al., 2019). Grutzmacher et al. (2018) alcançaram redução ainda

maior (87%) e ressaltam que a adição de biochar é eficiente para reduzir as emissões de GEE, ao mesmo tempo que aumenta o estoque de carbono no solo.

A menor emissão de N_2O quando fertilizantes são aplicados em conjunto com biochar ou em solos que receberam biochar fundamentaram estudos de formulação de fertilizantes organominerais à base de biochar. Puga et al. (2020) avaliaram fertilizantes organominerais à base de biochar de eucalipto como fonte de N para o desenvolvimento da cultura do milho e seu impacto nas emissões de GEE, comparando-o com o fertilizante mineral nitrogenado. Os autores observaram que, além de estocar carbono no solo, a eficiência de uso do fertilizante organomineral pela cultura foi 12% superior à fonte mineral, resultando em incremento de 21% na produtividade. Pereira et al. (2022) observaram reduções entre 47- 66% nas emissões de N_2O pela aplicação de fertilizantes organominerais formulados com biochar e reportaram também maior sequestro de carbono no solo e balanços carbono mais favoráveis.

Fertilizantes produzidos com biochar contribuem para a liberação lenta de N, o que permite melhor aproveitamento pelas plantas, com redução de perdas de N reativo no campo e, consequentemente, redução dos impactos negativos no ambiente (Wang et al. 2022). Outros mecanismos como a redução da nitrificação (Thangarajan et al., 2018) e a absorção de NH_3 (Puga et al., 2019) pelo biochar também podem contribuir para a redução das emissões de GEE.

Os resultados reportados na literatura demonstram o enorme potencial do biochar para estocar carbono no solo e reduzir as emissões de GEE. De acordo com Lehmann et al. (2021) o potencial pode representar entre 3,4-6,3 $PgCO_{2e}$, sendo que metade consiste na remoção de CO_2. Dessa forma, o uso do biochar se apresenta como um fator chave para o caminho da mitigação e adaptação ao aquecimento global.

Produtividade das culturas

O conceito de qualidade ou saúde do solo pressupõe o desempenho de funções desse compartimento no ambiente, sendo uma das principais, a de sustentar a produção biológica (Pereira et al., 2018). Especificamente para a função “sustentar a produção biológica”, informações sobre o efeito do manejo e de insumos na produtividade das culturas resultam em bom proxy para a saúde do solo, sendo está a proposta para o presente tópico quanto ao uso do biochar. A partir do levantamento de dados em 16 trabalhos de pesquisa desenvolvidos no Brasil (Tabela 1) no tocante ao uso do biochar no solo e avaliação da produtividade, foi possível observar uma variada gama de respostas das

culturas (Tabela 2). Os valores de mediana foram usados alternativamente às médias por serem mais robustos e não influenciados por valores extremos.

De forma geral, o uso do biochar traz ganhos de produtividade em relação ao controle não fertilizado, com valores próximos a 40%, independentemente do tipo de avaliação, seja em condição controlada de casa de vegetação ou em campo. Quando a referência é o controle fertilizado com fonte inorgânica, os resultados obtidos sob condição controlada indicam perda média de produtividade em 25,6%, enquanto em condição de campo os valores continuam positivos, com ganho médio de 23,6%. A perda de produtividade nos trabalhos sob condição controlada de laboratório está possivelmente relacionada com o uso de doses excessivamente elevadas de biochar, variando entre 4 e 250 t ha^{-1}, com média de 86 t ha^{-1}. Nas pesquisas conduzidas a campo, as doses variam entre 8 e 40 t ha^{-1}, e têm média de 20 t ha^{-1}.

Outro ponto importante é a questão do uso do biochar em conjunto com fertilizantes minerais, que ocorre na quase totalidade dos trabalhos conduzidos a campo e em parte dos trabalhos em casa de vegetação. Quando existe o uso conjunto de biochar e fertilizante, 80% dos valores de produtividade retornados são superiores ao controle fertilizado, indicando ganhos de produtividade. Para a aplicação exclusiva de biochar, ou seja, sem o uso de fertilizante, somente 50% dos valores retornados indicam ganhos de produtividade. Observa-se grande sobreposição de trabalhos que usam exclusivamente o biochar e trabalhos com doses excessivamente elevadas desse material. Resultados da literatura trabalhados por meio de metanálise apontam ganhos de produtividade entre 11 e 26% pelo uso conjunto do biochar e fonte inorgânica ou orgânica de nutrientes, na comparação com controles fertilizados (Ye et al., 2019; Bai et al., 2022). Há também destaque para melhores respostas quando o biochar é produzido em temperatura de pirólise entre 400 e 500 ˚C, com relação C/N de 30 a 100 e é coaplicado com dose de N mineral de 50 kg ha^{-1} (Bai et al., 2022).

Tabela 13.1. Trabalhos desenvolvidos no Brasil, cujos resultados de produtividade das culturas pelo uso do biochar foram compilados e usados nas estimativas de respostas médias.

N	Referência	Cidade, Estado	Condição experimental	Biomassa	Temperatura de pirólise (°C) [1]	Dose de biochar [2] (t/ha)	Textura do solo	Cultura avaliada
1	Abbruzini et al. (2019)	Piracicaba, SP	Controlada	Palha de cana	450	10 a 50	Arenosa	Trigo
2	Alves, et al. (2021)	Montes Claros, MG	Controlada	Lodo de esgoto e bagaço de cana	450	60 a 240	Média	Beterraba
3	Borges et al. (2020) [5]	Campinas, SP	Controlada	Palha de cana	450	1,2	Arenosa	Cana
4	Carneiro et al. (2021) [5]	Lavras, MG	Controlada	Casca de arroz e cama de frango	500	1,6 a 3,9	-	Capim, Milho, Feijão
5	Carvalho et al (2013)	Santo Antonio Goiás, GO	Campo	Madeira (eucalipto)	475	8 a 32	Argilosa	Arroz
6	Carvalho et al. (2016) [3]	Santo Antonio Goiás, GO	Campo	Madeira (eucalipto)	475	8 a 32	Argilosa	Arroz
7	Latawiec et al. (2019)	Rio de Janeiro, RJ	Controlada	Gliricidia	400	15	-	Forrageira
8	Latawiec et al. (2023)	Rio de Janeiro, RJ	Campo	Gliricidia	400	15 e 30	-	Forrageira
9	Lima et al. (2018)	Garanhuns, PE	Controlada	Borra e casca de café	530	4 a 16	Arenosa	Milho
10	Petter et al. (2012)	Nova Xavantina, MT	Campo	Madeira (eucalipto)	- [4]	8 a 32	Média	Arroz
11	Puga et al. (2020) [5]	Jaguariúna, SP	Campo	Madeira (eucalipto)	400	0,4 a 0,8	Argilosa	Milho

12	Silva et al. (2017a)	Montes Claros, MG	Controlada	Casca de arroz, serragem, pó de silagem de sorgo	408	50 a 200	Média	Feijão
13	Silva et al. (2017b)	Montes Claros, MG	Controlada	Casca de arroz, serragem, pó de silagem de sorgo	408	50 a 200	Média	Feijão
14	Sousa Lima et al. (2021)	Garanhuns, PE	Campo	Madeira	525	80	Média	Feijão
15	Speratti et al. (2017)	Cuiabá, MT	Controlada	Casca de algodão, torta de filtro (cana), madeira (eucalipto)	400, 500 e 600	80	Arenosa	Milho
16	Torchia et al. (2024)	Rio de Janeiro, RJ	Controlada	Madeira	325	10 a 30	Arenosa	Arroz

[1] Temperatura de pirólise foi reportada como valor médio quando não foi fator de variação experimental; [2] Dose equivalente calculada para 1 ha e incorporação do biochar de 0-20 cm (densidade de 1 g cm^{-3}); [3] Resultados para a avaliação de 2,5 anos; [4] Informação não encontrada; [5] Pesquisa com fertilizante à base de biochar.

Tabela 13.2. Ganhos de produtividade em função da aplicação de biochar no solo, expressos em relação aos controles não fertilizados e fertilizados (fontes inorgânicas e orgânicas), em trabalhos de pesquisa desenvolvidos no Brasil, realizados sob condições controladas e a campo[1].

Valores	Controle não fertilizado	Controle fertilizado (fonte mineral)	Controle fertilizado (fonte orgânica)
	——— Ganho de produtividade (%) ———		
	Controladas + campo		
Mediana	41,7	8,5	2,0
Quartil 75%	119,9	30,5	28,4
Quartil 25%	5,5	-21,0	-10,0
n	117	47	14
	Controladas		
Mediana	45,0	-25,6	10,0
Quartil 75%	138,9	2,6	22,8
Quartil 25%	5,5	-38,5	-1,0
n	69	17	8
	Campo		
Mediana	40,0	23,6	31,2
Quartil 75%	73,6	40,2	34,4
Quartil 25%	7,0	0,3	14,8
n	48	30	6

[1] Resultados obtidos a partir da extração de dados de 16 trabalhos com biochar listados na Tabela 13.1.

Outra estratégia de uso do biochar na agricultura é na formulação de fertilizantes organominerais, de forma a balancear nutrientes ou enriquecer o produto final. Nesses casos, o ganho médio de produtividade obtido a partir dos trabalhos desenvolvidos no país (Tabela 1) é de 4,9%, com metade dos valores entre 0,2 e 11,3% (Figura 13.5), demonstrando bom potencial para uso desses insumos na garantia de produtividades competitivas. No caso de a referência ser o tratamento controle não fertilizado, o ganho médio de produtividade alcança 114%. As doses de fertilizante organomineral à base de biochar utilizadas nos trabalhos consultados estão entre 0,4 e 3,9 t ha^{-1}.

Em metanálise sobre fertilizantes à base de biochar, 10% foi o ganho médio de produtividade em relação aos controles fertilizados e 186% em relação aos controles não fertilizados, sendo o desempenho fortemente impactado pela proporção de biochar ou carbono no grânulo/pellet (Melo et al., 2022). Fertilizantes com carbono no grânulo > 30% proporcionam ganho médio de produtividade igual a 17%. Cabe mencionar que no trabalho de Puga et al. (2020) os organominerais nitrogenados com 45-49% de C no grânulo foram associados a um ganho médio de produtividade igual a 18%, enquanto

em Borges et al. (2020), testando um organomineral fosfatado com 15,5% de carbono, o ganho médio foi de 9,8%, o que concorda com o comportamento resposta dependente em relação ao teor de carbono no grânulo apresentado por Melo et al. (2022).

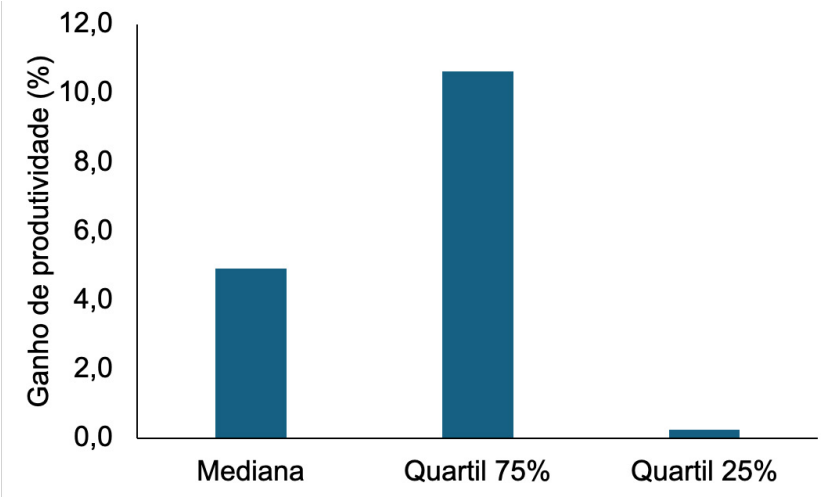


Figura 13.5. Ganhos de produtividade pelo uso de fertilizantes fosfatados e nitrogenados formulados com biochar, expressos em relação aos controles fertilizados (n = 12).

Considerações finais

O biochar apresenta potencial para melhorar a saúde do solo, impulsionar a produtividade agrícola e, simultaneamente, contribuir para o combate às mudanças climáticas. Como abordado neste capítulo, as características do biochar são fortemente influenciadas pelas condições de pirólise e pela biomassa de origem, o que condiciona a resposta e os impactos sobre os atributos físico-hídricos, químicos e biológicos do solo. Evidências científicas demonstram que, quando produzido e aplicado de forma adequada, o biochar conduz a múltiplos benefícios, como o aumento da eficiência de uso dos nutrientes, a ativação da microbiota do solo, a supressão de doenças, o aumento da porosidade e retenção de água no solo, o sequestro de carbono, a redução da emissão de gases de efeito estufa e a obtenção de produtividades competitivas. Dessa forma, a utilização do biochar deve ser considerada no manejo do solo como alternativa promissora na busca pelo desenvolvimento agrícola aliado à sustentabilidade ambiental.

Referências

Abbruzini, T. F., Davies, C. A., Toledo, F. H., & Cerri, C. E. P. (2019). Dynamic biochar effects on nitrogen use efficiency, crop yield and soil nitrous oxide emissions during

a tropical wheat-growing season. *Journal of Environmental Management, 252*, 109638. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109638

Alghamdi, A. G. (2018). Biochar as a potential soil additive for improving soil physical properties — a review. *Arabian Journal of Geosciences, 11*, 766. https://doi.org/10.1007/s12517-018-4056-7

Almeida, S. G. C., Tarelho, L. A. C., Hauschild, T., Costa, M. A. M., & Dussán, K. J. (2022). Biochar production from sugarcane biomass using slow pyrolysis: Characterization of the solid fraction. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification, 179*, 109054. https://doi.org/10.1016/j.cep.2022.109054

Alves, B. S. Q., Zelaya, K. P. S., Colen, F., Frazao, L. A., Napoli, A., Parikh, S. J., & Fernandes, L. A. (2021). Effect of sewage sludge and sugarcane bagasse biochar on soil properties and sugar beet production. *Pedosphere, 31*, 572–582. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(21)60003-6

Amalina, F., Razak, A. S. A., Krishnan, S., Sulaiman, H., Zularisam, A. W., & Nasrullah, M. (2022). Biochar production techniques utilizing biomass waste-derived materials and environmental applications – A review. *Journal of Hazardous Materials Advances, 7*, 100134. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100134

Bai, S. H., Omidvar, N., Gallart, M., Kämper, W., Tahmasbian, I., Farrar, M. B., Singh, K., Zhou, G., Muqadass, B., Xu, C. Y., Koech, R., Li, Y., Nguyen, T. T. N., & Van Zwieten, L. (2022). Combined effects of biochar and fertilizer applications on yield: A review and meta-analysis. *Science of the Total Environment, 808*, 152073. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152073

Barbosa, F. L. A., Santos, J. M. R., Mota, J. C. A., Costa, M. C. G., Araujo, A. S. F., Garcia, K. G. V., Almeida, M. S., Nascimento, Í. V., Medeiros, E. V., Ferreira, O. P., Souza Filho, A. G., Fregolente, L. G., Sousa, H. H. F., Borges, W. L., & Pereira, A. P. A. (2024). Potential of biochar to restoration of microbial biomass and enzymatic activity in a highly degraded semiarid soil. *Scientific Reports, 14*(1), 26065. https://doi.org/10.1038/s41598-024-77368-9

Blanco-Canqui, H. (2017). Biochar and soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal, 81*, 687–711. https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017

Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Lee, C. T., Klemeš, J. J., Ho, W. S., & Towprayoon, S. (2020). Lignocellulosic biomass and food waste for biochar production and application: A review. *Chemical Engineering Transactions, 81*, 427–432. https://doi.org/10.3303/CET2081072

Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M. L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J. M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., & Ippolito, J. A. (2019). Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N□O emissions: A meta-analysis. *Science of the Total Environment, 651–652*, 2354–2364. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718339330?via%3Dihub

Borges, B. M. M. N., Strauss, M., Camelo, P. A., Sohi, S. P., & Franco, H. C. J. (2020).

Re-use of sugarcane residue as a novel biochar fertiliser – Increased phosphorus use efficiency and plant yield. *Journal of Cleaner Production, 262*, 121406. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121406

Brantley, K. E., & Savin, M. C. (2016). Nutrient availability and corn growth in a poultry litter biochar-amended soil. *Soil Use and Management, 32*(2), 306–315. https://doi.org/10.1111/sum.12296

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2006). Instrução Normativa SDA n. 35, de 4 de julho de 2006. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, 12 jul. 2006.

Burrell, L. D., Zehetner, F., Rampazzo, N., Wimmer, B., & Soja, G. (2016). Long-term effects of biochar on soil physical properties. *Geoderma, 282*, 96–102. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.019

Carneiro, J. S. S., Ribeiro, I. C. A., Nardis, B. O., Barbosa, C. F., Lustosa-Filho, J. F., & Melo, L. C. (2021). Long-term effect of biochar-based fertilizers application in tropical soil: agronomic efficiency and phosphorus availability. *Science of the Total Environment, 760*, 143955. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143955

Carvalho, M. T. M., Madari, B. E., Bastiaans, L., Van Oort, P. A. J., Heinemann, A. B., Silva, M. A. S., Maia, A. H. N., & Meinke, H. (2013). Biochar improves fertility of a clay soil in the Brazilian savannah: Short term effects and impact on rice yield. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics, 114*, 101–107.

Carvalho, M. T. M., Madari, B. E., Bastiaans, L., Van Oort, P. A. J., Leal, W. G. O., Heinemann, A. B., Silva, M. A. S., Maia, A. H. N., Parsons, D., & Meinke, H. (2016). Properties of a clay soil from 1.5 to 3.5 years after biochar application and the impact on rice yield. *Geoderma, 276*, 7–18. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.013

Cayuela, M. L., Van Zwieten, L., Singh, B. P., Jeffery, S., Roig, A., & Sánchez-Monedero, M. A. (2014). Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 191*, 5–16. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880913003496?via%3Dihub

Chagas, J. K. M., Figueiredo, C. C., & Ramos, M. L. G. (2022). Biochar increases soil carbon pools: Evidence from a global meta-analysis. *Journal of Environmental Management, 305*, 114403. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721024658

Chen, G., Fang, Y., Van Zwieten, L., Xuan, Y., Tavakkoli, E., Wang, X., & Zhang, R. (2021). Priming, stabilization and temperature sensitivity of native SOC is controlled by microbial responses and physicochemical properties of biochar. *Soil Biology and Biochemistry, 154*, 108139. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108139

Conrado, A. C., Demetrio, W. C., Stanton, D. W. G., Bartz, M. L. C., James, S. W., Santos, A., Silva, E., Ferreira, T., Acioli, A. N. S., Ferreira, A. C., Maia, L. S., Silva, T. A. C., Lavelle, P., Velasquez, E., Tapia-Coral, S. C., Muniz, A. W., Segalla, R. F.,

Decaëns, T., Nadolny, H. S., & Cunha, L. (2023). Amazonian earthworm biodiversity is heavily impacted by ancient and recent human disturbance. *Science of the Total Environment, 895*, 165087. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165087

Cruz, A. F., Borges, L. A. B., Gomes, M. O., & Figueiredo, C. C. (2024). Changes in the soil microbial community 5 years after the application of sewage sludge biochar to soils cultivated with corn. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 804–815. https://doi.org/10.1002/jpln.202400111

Demetrio, W. C., Conrado, A. C., Acioli, A. N. S., Ferreira, A. C., Bartz, M. L. C., James, S. W., Silva, E., Maia, L. S., Martins, G. C., Macedo, R. S., Stanton, D. W. G., Lavelle, P., Velasquez, E., Zangerlé, A., Barbosa, R., Tapia-Coral, S. C., Muniz, A. W., Santos, A., Ferreira, T., & Cunha, L. (2021). A "dirty" footprint: Macroinvertebrate diversity in Amazonian anthropic soils. *Global Change Biology, 27*(19), 4575–4591. https://doi.org/10.1111/gcb.15752

Dissanayake, P. D., You, S., Igalavithana, A. D., Xia, Y., Bhatnagar, A., Gupta, S., Kua, H. W., Kim, S., Kwan, J. H., Tsang, D. C. W., & Ok, Y. S. (2020). Biochar-based adsorbents for carbon dioxide capture: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews, 119*, 109582. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032119307907

Domingues, R. R., Trugilho, P. F., Silva, C. A., Melo, I. C. N. A., Melo, L. C. A., Magriotis, Z. M., & Sánchez-Monedero, M. A. (2017). Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. *PLoS ONE, 12*(5), e0176884. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884

Du, Z. L., Zhao, J. K., Wang, Y. D., & Zhang, Q. Z. (2017). Biochar addition drives soil aggregation and carbon sequestration in aggregate fractions from an intensive agricultural system. *Journal of Soils and Sediments, 17*, 581–589. https://doi.org/10.1007/s11368-015-1349-2

Ferreira, T., Hansel, F. A., Maia, C. M. B. F., Guiotoku, M., Cunha, L., & Brown, G. G. (2021). Earthworm–biochar interactions: A laboratory trial using *Pontoscolex corethrurus*. *Science of the Total Environment, 777*, 146147. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146147

Fu, Y., Luo, Y., Auwal, M., Singh, B. P., Van Zwieten, L., & Xu, J. (2022). Biochar accelerates soil organic carbon mineralization via rhizodeposit-activated Actinobacteria. *Biology and Fertility of Soils, 58*(5), 565–577. https://doi.org/10.1007/s00374-022-01643-y

Gabetto, F. P., Tenelli, S., Netto-Ferreira, J. B., Martins Junior, J., Almeida, O. A. C., Cosenza, M. L., Strauss, M., & Carvalho, J. L. N. (2025). Biochar from crop residues mitigates N_2O emissions and increases carbon content in tropical soils. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 1–17. https://doi.org/10.1002/bbb.2734

Gayathri, R., Mahboob, S., Govindarajan, M., Al-Ghanim, K. A., Ahmed, Z., Al-Mulhm, N., Vodovnik, M., & Vijayalakshmi, S. (2021). A review on biological carbon

sequestration: A sustainable solution for a cleaner air environment, less pollution and lower health risks. *Journal of King Saud University – Science, 33*(2), 101282. https://doi.org/10.1016/j.jksus.2020.101282

Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2001). The "terra preta" phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften, 88*(1), 37–41. https://doi.org/10.1007/s001140000193

Glæsner, N., Helms, M., McKnight, U. S., Binning, P. J., & Jensen, M. B. (2019). Evaluating the leaching of contaminants from woodchip bioreactors. *Chemosphere, 225*, 356–364. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.048

Goldan, A., Nedeff, V., Lavric, A., & Stanciu, V. (2022). Evaluation of the use of sewage sludge biochar as a soil amendment — A review. *Sustainability, 14*(9), 5309. https://doi.org/10.3390/su14095309

Gross, A., Bromm, T., & Glaser, B. (2021). Soil organic carbon sequestration after biochar application: A global meta-analysis. *Agronomy, 11*(12), 2474. https://www.mdpi.com/2073-4395/11/12/2474

Gross, A., Bromm, T., Polifka, S., Fischer, D., & Glaser, B. (2024). Long-term biochar and soil carbon stability – Evidence from field experiments in Germany. *Science of the Total Environment, 954*, 176340. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176340

Guarnieri, S. F., Nascimento, E. C., Costa Júnior, R. F., Faria, J. B. F., & Lobo, F. A. (2021). Coconut fiber biochar alters physical and chemical properties in sandy soils. *Acta Scientiarum Agronomy, 43*, e51801. https://doi.org/10.4025/actasciagron.v43i1.51801

Gul, S., Whalen, J. K., Thomas, B. W., Sachdeva, V., & Deng, H. (2015). Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 206*, 46–59. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.015

Hardie, M., Clothier, B., Bound, S., Oliver, G., & Close, D. (2014). Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil, 376*, 347–361. http://doi.org/10.1007/s11104-013-1980-x

He, Y., Chen, C., Zhang, X., Lin, Y., Huang, J., & Gao, J. (2017). Effects on soil quality of biochar and straw amendment in conjunction with chemical fertilizers. *Journal of Integrative Agriculture, 16*(3), 703–714. https://doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61420-X

Hosseini Bai, S., Reverchon, F., & Xu, C. Y. (2015). Soil and foliar nutrient and nitrogen isotope composition responses to biochar application in an open *Eucalyptus* system. *Environmental Science and Pollution Research, 22*(14), 10643–10656. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3649-2

Huang, H., Reddy, N. G., Huang, X., Chen, P., Wang, P., Zhang, Y., Huang, Y., Lin, P., &

Garg, A. (2021). Effects of pyrolysis temperature, feedstock type and compaction on water retention of biochar-amended soil. *Nature Scientific Reports, 11*, 7419. https://www.nature.com/articles/s41598-021-86701-5

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019). *2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. Capítulo 2: Apêndice 4: Biochar.* https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch02_Ap4_Biochar.pdf

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019). Generic methodologies applicable to multiple land-use categories. In E. Calvo Buendia, K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau, & S. Federici (Eds.), *2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories* (Vol. 4, pp. Ap4.1–Ap4.5). Switzerland: The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Ippolito, J. A., Cui, L., Kammann, C., Mönnig, N. W., Estavillo, J. M., Fuertes-Mendizábal, T., Cayuela, M. L., Sigua, G., Novak, J., Spokas, K., & Borchard, N. (2020). Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: A comprehensive meta-data analysis review. *Biochar, 2*, 421–438. https://doi.org/10.1007/s42773-020-00067-x

Jeffery, S., Van de Voorde, T. F. J., Harris, W. E., Mommer, L., Van Groenigen, J. W., Deyn, G. B., Ekelund, F., Briones, M. J. I., & Bezemer, T. M. (2022). Biochar application differentially affects soil micro-, meso- and macrofauna and plant productivity within a nature restoration grassland. *Soil Biology and Biochemistry, 174*, 108789. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108789

Jesus Duarte, S. J., Cerri, C. E. P., Rittl, T. F., Abbruzzini, T. F., & Pano, B. L. P. (2023). Biochar physical and hydrological characterization to improve soil attributes for plant production. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 23*, 3051–3057. https://doi.org/10.1007/s42729-023-01273-9

Jesus Duarte, S. J., Glaser, B., & Cerri, C. E. P. (2019). Effect of biochar particle size on physical, hydrological and chemical properties of loamy and sandy tropical soils. *Agronomy, 9*, 1–15. https://doi.org/10.3390/agronomy9040165

Latawiec, A. E., Rodrigues, A. F., Korys, K. A., Mendes, M., Rangel, M., Castro, A., Teixeira, W., Valentim, J. F., Araujo, E., Moraes, L. F. D., Pacheco, V., Mendes, M., Piccolla, C. D., Strassburg, B., Kubonk, M., Drosikl, A., Gomes, F. D., Reid, B., Krieger, J. M., Dibb, V., Zmarzłym, D., & Silva Neto, E. C. (2023). Biochar and forage peanut improve pastures: Evidence from a field experiment in Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 353*, 108534. https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108534

Latawiec, A. E., Strassburg, B. B. N., Junqueira, A. B., Araujo, E., Moraes, L. F. D., Pinto, H. A. N., Castro, A., Rangel, M., Malaguti, G. A., Rodrigues, A. F., Barioni, L. G., Novotny, E. H., Cornelissen, G., Mendes, G., Batista, N., Guerra, J. G., Zonta, E., Jakovac, C., & Hale, S. E. (2019). Biochar amendment improves degraded pasturelands in Brazil: Environmental and cost-benefit analysis. *Scientific Reports, 9*, 11993. https://doi.org/10.1038/s41598-019-47647-x

Lefebvre, D., Fawzy, S., Aquije, C. A., Osman, A. I., Draper, K. T., & Trabold, T. A. (2023). Biomass residue to carbon dioxide removal: Quantifying the global impact of biochar. *Biochar, 5*(1), 65. https://doi.org/10.1007/s42773-023-00258-2

Lehmann, J., Cowie, A., Masiello, C. A., Kammann, C., Woolf, D., Amonette, J. E., Cayuela, M. L., Camps-Arbestain, M., & Whitman, T. (2021). Biochar in climate change mitigation. *Nature Geoscience, 14*, 883–892. https://doi.org/10.1038/s41561-021-00852-8

Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). Biochar for environmental management: An introduction. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management: Science and technology* (pp. 1–12). London: Earthscan.

Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota — A review. *Soil Biology and Biochemistry, 43*(9), 1812–1836. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022

Li, B., Guo, Y., Liang, F., Liu, W., Wang, Y., Caos, W., Song, H., Chen, J., & Guo, J. (2024). Global integrative meta-analysis of the responses in soil organic carbon stock to biochar amendment. *Environmental Management, 351*, 119745. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119745

Li, L., Long, A., Fossum, B., & Kaiser, M. (2022). Effects of pyrolysis temperature and feedstock type on biochar characteristics pertinent to soil carbon and soil health: A meta-analysis. *Soil Use and Management, 39*(1), 43–52. https://doi.org/10.1111/sum.12848

Li, X., Wang, T., Chang, S. X., Jiang, X., & Song, Y. (2020). Biochar increases soil microbial biomass but has variable effects on microbial diversity: A meta-analysis. *Science of the Total Environment, 749*, 141593. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141593

Li, Y., Tang, C., Zhang, X., & Chen, D. (2024). Biochar application enhances soil microbial activity and crop productivity. *Plant and Soil*, 1–16. https://doi.org/10.1007/s42773-024-00319-0

Lima, J. R. S., Silva, W. M., Medeiros, E. V., Duda, G. P., Corrêa, M. M., Martins Filho, A. P., Clermont-Dauphin, C., Antonino, A. C. D., & Hammecker, C. (2018). Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment. *Geoderma, 319*, 14–23. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.033

Lima, J. R. S., Goes, M. C. C., Antonino, A. C. D., Medeiros, E. V., Souza, B. L. L., & Hammecker, C. (2021). Biochar enhances Acrisol attributes and yield of bean in Brazilian tropical dry region. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science, 71*, 674–682. https://doi.org/10.1080/09064710.2021.1937691

Lima, J. R. S., Goes, M. C. C., Hammecker, C., Antonino, A. C. D., Medeiros, E. V., Sampaio, E. V. S. B., Leite, M. C. B. S., Silva, V. P., Souza, E. S., & Souza, R. (2021). Effects of poultry manure and biochar on Acrisol soil properties and yield of common bean: A short-term field experiment. *Agriculture, 11*, 290. https://doi.org/10.3390/agriculture11040290

Lopes, E. M. G., Mota, M. F. C., Santos Júnior, J. M., Reis, M. M., Frazão, L. A., & Fernandes, L. A. (2024). Biochar alters the soil microbiological activity of sugarcane fields over time. *Scientia Agricola, 81*. https://doi.org/10.1590/1678-992x-2023-0289

Lucon, I. M., Carnier, R., Coscione, A. R., Andrade, C. A., Júnnyor, W. S. G., & Maria, I. C. (2024). Soil hydrophysical and chemical attributes in Ferralsol amended with wood biochar. *Bragantia, 83*, e20230299. https://doi.org/10.1590/1678-4499.20230299

Ma, C., Zhang, R., He, Z., Su, P., Wang, L., Yao, Y., Zhang, X., Liu, X., & Yang, F. (2024). Biochar alters the soil fauna functional traits and community diversity: A quantitative and cascading perspective. *Journal of Hazardous Materials, 477*, 135302. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135302

Martins Filho, A. P. M., Medeiros, E. V., Lima, J. R. S., Costa, D. P., Duda, G. P., Silva, J. S. A., Oliveira, J. B., Antonino, A. C. D., Menezes, R. S. C., & Hammecker, C. (2021). Impact of coffee biochar on carbon, microbial biomass and enzyme activities of a sandy soil cultivated with bean. *Anais da Academia Brasileira de Ciências, 93*(4), 1–15. https://doi.org/10.1590/0001-3765202120200096

Melo, L. C. A., Lehmann, J., Carneiro, J. S. S., & Camps-Arbestain, M. (2022). Biochar-based fertilizer effects on crop productivity: A meta-analysis. *Plant and Soil, 472*, 45–58. https://doi.org/10.1007/s11104-021-05276-2

Medeiros, E. V., Moraes, M. C. H. S., Costa, D. P., Duda, G. P., Silva, J. S. A., Oliveira, J. B., Lima, J. R. S., Menezes, R. S. C., & Hammecker, C. (2020). Biochar and *Trichoderma aureoviride* applied to the sandy soil: Effect on soil quality and watermelon growth. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca, 48*(2), 735–751. https://doi.org/10.15835/nbha48211851

Mendes, J. S., Fernandes, J. D., Chaves, L. H. G., Guerra, H. O. C., Tito, G. A., & Chaves, I. B. (2021). Chemical and physical changes of soil amended with biochar. *Water, Air, & Soil Pollution, 232*, 338. https://doi.org/10.1007/s11270-021-05289-8

Mia, S., Dijkstra, F. A., & Singh, B. (2017). Long-term aging of biochar: A molecular understanding with agricultural and environmental implications. In *Advances in Agronomy*(Vol. 141, pp. 1–51). Elsevier. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.10.001

Mielke, K. C., Brochado, M. G. S., Laube, A. F. S., Guimarães, T., Medeiros, B. A. P., & Mendes, K. F. (2023). Pyrolysis temperature vs. application rate of biochar amendments: Impacts on soil microbiota and metribuzin degradation. *International Journal of Molecular Sciences, 24*(13). https://doi.org/10.3390/ijms241311154

Mukherjee, A., & Lal, R. (2013). Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy, 3*, 313–339. https://doi.org/10.3390/agronomy3020313

Nidheesh, P. V., Gopinath, A., Ranjith, N., Praveen Akre, A., Sreedharan, V., & Suresh Kumar, M. (2021). Potential role of biochar in advanced oxidation processes: A sustainable approach. *Chemical Engineering Journal, 405*, 126582. https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126582

Nogueira, A. K. S., Rodrigues, R. A. R., Castro, B. S., Nogueira, T. F., Silva, J. J. N.,

Behling, M., Mombach, M., Armacolo, N., & Silveira, J. G. (2015). Emissões de óxido nitroso e metano do solo em áreas de recuperação de pastagens na Amazônia Matogrossense. *Química Nova, 38*(7), 937–943. https://www.scielo.br/j/qn/a/ss5v5TJySBgh5WHhBK3rWjc/

Novak, J. M., Busscher, W. J., Laird, D. L., Ahmedna, M., Watts, D. W., & Niandou, M. A. S. (2009). Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern Coastal Plain soil. *Soil Science, 174*(2), 105–112. https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181981d9a

Pan, S. Y., He, K. H., Lin, K. T., Fan, C., & Chang, C. T. (2022). Addressing nitrogenous gases from croplands toward low-emission agriculture. *npj Climate and Atmospheric Science, 5*, 43. https://www.nature.com/articles/s41612-022-00265-3

Pereira, V. V., Morales, M. M., Pereira, D. H., Rezende, F. A., Magalhães, C. A. S., Lima, L. B., Marimon-Junior, B. H., & Petter, F. A. (2022). Activated biochar-based organomineral fertilizer delays nitrogen release and reduces N_2O emission. *Sustainability, 14*(19), 12388. https://doi.org/10.3390/su141912388

Pereira, P., Bogunović, I., Muñoz-Rojas, M., & Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health, 5*, 7–13. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003

Petter, F. A., Madari, B. E., Silva, M. A. S., Carneiro, M. A. C., Carvalho, M. T. M., Marimon Júnior, B. H., & Pacheco, L. P. (2012). Soil fertility and upland rice yield after biochar application in the Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 47*, 699–706.

Pinto, B. C., Alves, A. B., Ferreira, O. E., Costa, G. H. G., De Oliveira, M. A., Da Silva Bezerra, A. C., & Machado, A. R. T. (2023). Biochar influences the cane fields' microbiota and the development of pre-sprouted sugarcane seedlings. *Waste Disposal and Sustainable Energy, 5*(1), 75–88. https://doi.org/10.1007/s42768-022-00129-9

Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., & Meyer-Wolfarth, F. (2013). Biochar affected by composting with farmyard manure. *Journal of Environmental Quality, 42*(5), 1644–1653.

Puga, A. P., Grutzmacher, P., Cerri, C. E. P., Ribeirinho, V. S., & Andrade, C. A. (2020). Biochar-based nitrogen fertilizers: Greenhouse gas emissions, use efficiency, and maize yield in tropical soils. *Science of the Total Environment, 704*, 135375. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135375

Puga, A. P., Queiroz, M. C. A., Ligo, M. A. V., Carvalho, C. S., Pires, A. M. M., Marcatto, J. O. S., & Andrade, C. A. (2019). Nitrogen availability and ammonia volatilization in biochar-based fertilizers. *Archives of Agronomy and Soil Science, 66*(7), 992–1004. https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1650916

Pulido-Novicio, L., Hata, T., Kurimoto, Y., Doi, S., Ishihara, S., & Imamura, Y. (2001). Adsorption capacities and related characteristics of wood charcoals carbonized using a one-step or two-step process. *Journal of Wood Science, 47*, 48–57.

Rasul, M., Cho, J., Shin, H. S., & Hur, J. (2022). Biochar-induced priming effects in soil via modifying the status of soil organic matter and microflora: A review. *Science of the Total Environment, 805*, 150304. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150304

Santos, J. A., Gonzaga, M. I. S., Santos, W. M., & Silva, A. J. (2022). Water retention and availability in tropical soils of different textures amended with biochar. *Catena, 219*, 106616. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106616

Sarfaraz, Q., Silva, L. S., Drescher, G. L., Zafar, M., Severo, F. F., Kokkone, A., Molin, G. D., Shafi, M. Z., Shafique, Q., & Solaiman, Z. M. (2020). Characterization and carbon mineralization of biochars produced from different animal manures and plant residues. *Scientific Reports, 10*, 955. https://doi.org/10.1038/s41598-020-57987-8

Shrestha, R. K., Jacinthe, P. A., Lal, R., Lorenz, K., Singh, M. P., Demyan, S. M., Ren, W., & Lindsey, L. E. (2023). Biochar as a negative emission technology: A synthesis of field research on greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality, 52*(4), 769–798. https://doi.org/10.1002/jeq2.20475

Silva, C. C. G., Medeiros, E. V., Fracetto, G. G. M., Fracetto, F. J. C., Martins Filho, A. P., Sousa Lima, J. R., Duda, G. P., Costa, D. P., & Hammecker, C. (2021). Biochar and cow manure on chemical and microbial community in Regosol with bean. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 21*(2), 1552–1564. https://doi.org/10.1007/s42729-021-00461-9

Silva, I. C. B., Basílio, J. J. N., Fernandes, L. A., Colen, F., Sampaio, R. A., & Frazão, L. A. (2017a). Biochar from different residues on soil properties and common bean production. *Scientia Agricola, 74*, 378–382. http://dx.doi.org/10.1590/1678-992X-2016-0242

Silva, I. C. B., Fernandes, L. A., & Colen, F., Sampaio, R. A. (2017b). Growth and production of common bean fertilized with biochar. *Ciência Rural, 47*, e20170220. http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20170220

Silva, G. H. M. C., Silva, W. R., Ximenes, D. H. S. V., Vieira, C. B., Souza, E. R., Nascimento, C. W. A., Almeida Junior, A. B., & Biondi, C. M. (2024). Assessing the effects of biochar, sewage sludge, and mineral fertilization on soil characteristics and maize yield. *Bragantia, 83*, e20230243. https://doi.org/10.1590/1678-4499.20230243

Silva, L. G., Andrade, C. A., & Bettiol, W. (2020). Biochar amendment increases soil microbial biomass and plant growth and suppresses *Fusarium* wilt in tomato. *Tropical Plant Pathology, 45*(1), 73–83. https://doi.org/10.1007/s40858-020-00332-1

Singh, H., Northup, B. K., Rice, C. W., & Vara Prasad, P. V. (2022). Biochar applications influence soil physical and chemical properties, microbial diversity, and crop productivity: A meta-analysis. *Biochar, 4*, 1–17. https://doi.org/10.1007/s42773-022-00138-1

Singh Yadav, S. P., Bhandari, S., Bhatta, D., Poudel, A., Bhattarai, S., Yadav, P., Ghimire,

N., Paudel, P., Paudel, P., Shrestha, J., & Oli, B. (2023). Biochar application: A sustainable approach to improve soil health. *Journal of Agriculture and Food Research, 11*, 100498. https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100498

Speratti, A. B., Johnson, M. S., Sousa, H. M., Torres, G. N., & Couto, E. G. (2017). Impact of different agricultural waste biochars on maize biomass and soil water content in a Brazilian Cerrado Arenosol. *Agronomy, 7*, 49. https://doi.org/10.3390/agronomy7030049

Speratti, A. B., Johnson, M. S., & Huber, D. (2018). Biochar feedstock and pyrolysis temperature effects on leachate carbon and nitrogen fractions. *Journal of Environmental Management, 206*, 726–733. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.052

Suliman, W., Harsh, J. B., Abu-Lail, N. I., Fortuna, A. M., Dallmeyer, I., & Garcia-Pérez, M. (2017). The role of biochar porosity and surface functionality in augmenting hydrologic properties of a sandy soil. *Science of the Total Environment, 574*, 139–147. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.025

Thangarajan, R., Bolan, N. S., Kunhikrishnan, A., Wijesekara, H., Xu, Y., Tsang, D. C. W., Song, H, Ok, Y. S., & Hou, D. (2018). The potential value of biochar in the mitigation of gaseous emission of nitrogen. *Science of the Total Environment, 612*, 257–268. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717322490

Torchia, D. F. O., Van Tol de Castro, T. A., Tavares, O. C. H., Souza, C. C. B., Silva, H. F. O., Moura, O. V. T., Silva, K. C. M., Rocha, F. S., Zonta, E., & García, A. C. (2024). Effects of artisanal biochar applied to rice cultivation in fragile sandy Planosol at Rio de Janeiro (Brazil). *Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 24*, 172–189. https://doi.org/10.1007/s42729-023-01548-1

Upadhyay, A., Kumar, A., & Singh, P. (2024). Biochar improves soil microbial diversity and plant health: A meta-analysis. *Soil Ecology Letters*. https://doi.org/10.1007/s44279-024-00033-2

Wang, C., Luo, D., Zhang, X., Huang, R., Cao, Y., Liu, G., Zhang, Y., & Wang, H. (2022). Biochar-based slow-release of fertilizers for sustainable agriculture: A mini review. *Environmental Science & Ecotechnology, 10*, 100167. https://doi.org/10.1016/j.ese.2022.100167

Wang, C., Shen, J., Liu, J., Qin, H., Yuan, Q., Fan, F., Hu, Y., Wang, J., Wei, W., Li, Y., & Wu, J. (2019). Microbial mechanisms in the reduction of CH_4 emission from double rice cropping system amended by biochar: A four-year study. *Soil Biology and Biochemistry, 135*, 251–263. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071719301464?via%3Dihub

Wang, L., Deng, J., Yang, X., Hou, R., & Hou, D. (2023). Role of biochar toward carbon neutrality. *Carbon Research, 2*(2). https://link.springer.com/article/10.1007/s44246-023-00035-7

Wang, C., & Kuzyakov, Y. (2024). Soil organic matter priming: The pH effects. *Global Change Biology, 30*(6), 1–21.

Yaashikaa, P. R., Kumar, P. S., Varjani, S., & Saravanan, A. (2019). Advances in production and application of biochar from lignocellulosic biomass for environmental, agricultural, and energy applications. *Bioresource Technology, 292*, 122030. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122030

Yang, F., Xu, Z., Huang, Y., Tsang, D. C. W., Ok, Y. S., Zhao, L., Qiu, H., Xu, X., & Cao, X. (2021). Stabilization of dissolvable biochar by soil minerals: Release reduction and organo-mineral complexes formation. *Journal of Hazardous Materials, 412*, 125213. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125213

Ye, J., et al. (2019). Effectiveness of biochar and nutrients on crop yield: A meta-analysis. *Field Crops Research, 232*, 31–40. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.12.018

Ye, L., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Lehmann, J., Singh, B., & Sabir, M. (2020). Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: A meta-analysis of field studies using separate controls. *Soil Use and Management, 36*, 2–18. https://doi.org/10.1111/sum.12546

Zafeer, M. K., Menezes, R. A., Venkatachalam, H., & Bhat, K. S. (2024). Sugarcane bagasse-based biochar and its potential applications: A review. *Emergent Materials, 7*(1), 133–161. https://doi.org/10.1007/s42247-023-00603-y

Zhang, X., Li, Y., Jiang, Y., & Zhu, Y. (2019). Biochar for environmental management: Mitigating greenhouse gas emissions, contaminant remediation, and soil improvement. *Chemical Engineering Journal, 378*, 122228. https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.05.139

Zhang, Y., Jinman, W., & Feng, Y. (2022). The effects of biochar addition on soil physicochemical properties: A review. *Catena, 202*, 105284. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105284

Zornoza, R., Moreno-Barriga, F., Acosta, J. A., Muñoz, M. A., & Faz, Á. (2016). Stability, nutrient availability, and ecotoxicological effects of biochars derived from different biomass feedstocks. *Chemosphere, 144*, 2015–2022.

♦ Capítulo 14 ♦

Manejo da saúde do solo em sistemas de produção para grãos

Carlos Alexandre Costa Crusciol[1], João Henrique dos Santos Ferreira[1], José Roberto Portugal[1], Letusa Momesso Marques[2], Juliano Carlos Calonego[1]

Introdução

A agricultura desempenha um papel crucial no contexto global, especialmente diante dos desafios impostos pelas mudanças climáticas e seus impactos sociais, econômicos e ambientais. O aumento das temperaturas globais e a intensificação de eventos climáticos extremos têm causado desequilíbrios nos ecossistemas agrícolas, como maior evaporação da água do solo, secas prolongadas, degradação das plantações e perda de biodiversidade, comprometendo a segurança alimentar em diversas regiões.

Para mitigar os efeitos das mudanças climáticas na agricultura, a adoção de sistemas agrícolas regenerativos e sustentáveis, com foco na saúde do solo, surgem como uma solução essencial. Práticas como o Sistema de Plantio Direto (SPD), a rotação e diversificação de culturas e o consórcio de espécies têm demonstrado eficácia em manter e aumentar a matéria orgânica do solo, promovendo sistemas produtivos mais resilientes. A melhoria na fertilidade do perfil do solo promovida por esses sistemas de produção, especialmente de grãos, aliada à capacidade de sequestro de carbono do solo, reduz a dependência de fertilizantes e amplia a produtividade sustentável das culturas.

O Brasil, como um dos maiores produtores mundiais de alimentos, desempenha um papel estratégico nesse cenário. Sua capacidade produtiva atende mais de 900 milhões de pessoas, cerca de 11% da população global (Pompeu et al., 2021). Com

[1] Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (FCA/UNESP). Botucatu - SP, Brasil.
[2] Doutora, Professora na Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás (EA/UFG), Câmpus de Goiânia, Goiás, Brasil

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.14

uma produção anual superior a 325 milhões de toneladas de grãos, impulsionada pela soja (*Glycine max* [L.] Merrill) e pelo milho (*Zea mays* L.), o país se consolida entre os maiores exportadores globais (CONAB, 2024). Na safra 2023/2024, foram produzidas 147 milhões de toneladas de soja, com produtividade média de 3,2 Mg ha^{-1}, enquanto o milho alcançou 118 milhões de toneladas, com produtividade média de 5,6 Mg ha^{-1} (CONAB, 2024).

A manutenção e o aumento da produtividade agrícola estão diretamente ligados ao manejo adequado do solo (Lal et al., 2015). A saúde do solo é fundamental para manter essa produtividade, pois influencia diretamente a capacidade produtiva das plantas, os serviços agroecossistêmicos e a mitigação dos impactos ambientais (Vezzani et al., 2024). Solos saudáveis, com atributos químicos, físicos e biológicos equilibrados (Cherubin et al., 2021), são essenciais para atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, relacionados à erradicação da pobreza, agricultura sustentável e ação climática.

Nesse contexto, práticas agrícolas sustentáveis, como o SPD, a rotação de culturas e a utilização de culturas de cobertura, têm se mostrado eficazes na regeneração do solo, melhoria de suas propriedades e aumento da biodiversidade. O SPD, ao adotar rotação de culturas, aportar C, ciclar e disponibilizar nutrientes, manter resíduos vegetais na superfície do solo e evitar o revolvimento, contribui significativamente para a melhoria das características químicas, físicas e biológicas do solo a longo prazo (Crusciol et al., 2015; Gomes et al., 2009; Haruna & Nkongolo, 2020; Muhammad et al., 2019; Nascente et al., 2013; Rocha et al., 2020). Essas práticas aumentam a resiliência do solo, permitindo que as culturas enfrentem melhor os desafios das mudanças climáticas e da degradação ambiental (Crusciol et al., 2023, 2021), além da elevação da produtividade e melhoria da saúde do solo, contribuindo para a redução do desmatamento, promovendo uma agricultura mais sustentável e alinhada aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU).

Com a população mundial projetada para superar 9 bilhões até 2050 (Legg, 2024), a agricultura precisa expandir sua produção de forma sustentável, utilizando recursos como solo e água com eficiência (Kılıç et al., 2020). Nesse cenário, práticas agrícolas sustentáveis são essenciais para garantir a segurança alimentar global, reduzir os impactos ambientais e assegurar a capacidade produtiva diante das demandas crescentes.

Agricultura convencional como ponto de partida

A modernização da agricultura, impulsionada pela Revolução Verde na década de 1960, trouxe a mecanização e o uso intensivo de insumos químicos como práticas amplamente adotadas (Pacífico, 2009). O preparo convencional do solo, caracterizado pela aração e gradagem (Figura 14.1), foi essencial para expandir a fronteira agrícola e aumentar a produtividade (Zambenedetti et al., 2021).



Figura 14.1. Operação de preparo convencional do solo com grade niveladora, evidenciando a completa exposição da superfície após o revolvimento. Fonte: José R. Portugal.

Inicialmente, essa técnica ofereceu benefícios significativos, como o controle de plantas daninhas, aeração do solo, melhoria na infiltração de água e maior disponibilidade de nutrientes a curto prazo (Henderson & Patrick Jr., 2018). O revolvimento do solo facilitava a incorporação de resíduos orgânicos e fertilizantes, promovendo o crescimento das raízes e a absorção eficiente de nutrientes (Peixoto et al., 2020).

Entretanto, o uso contínuo do preparo convencional revelou uma série de impactos negativos a longo prazo, especialmente para a química e a física do solo. O revolvimento constante do solo e a quebra de agregados expõe a matéria orgânica à degradação microbiana, reduzindo a capacidade do solo de reter nutrientes (Moraes Sá et al., 2015) e intensificando as perdas por lixiviação, particularmente em solos tropicais (Moraes Sá et al., 2009), e por erosão hídrica e eólica, resultando em redução da fertilidade do solo, principalmente das camadas superficiais. Estudos indicam que o preparo convencional

gera perdas de solo 64% maiores em comparação ao Sistema de Plantio Direto, especialmente em áreas de Cerrado (Merten et al., 2015).

Outro efeito prejudicial do revolvimento do solo é a redução da disponibilidade de fósforo (P). A mobilização do solo expõe o P a novos sítios de sorção em óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), diminuindo sua disponibilidade para as plantas (Tiecher et al., 2017). Além disso, o uso repetitivo de máquinas pesadas leva à formação de camadas compactadas de solo, dificultando a infiltração de água e o desenvolvimento radicular (Ferreira et al., 2021), em função da redução da porosidade e da continuidade da rede de poros (Galdos et al., 2018).

A destruição da estrutura do solo também impacta negativamente sua biodiversidade. O revolvimento intensivo reduz a diversidade bacteriana e a população de organismos benéficos, como minhocas e microrganismos simbióticos, favorecendo o surgimento de pragas e doenças (Roger-Estrade et al., 2010; Silva et al., 2013). A diminuição da diversidade microbiana compromete os serviços ecossistêmicos essenciais para a saúde do solo (Quadros et al., 2012).

A Figura 14.2 ilustra a evolução das práticas de manejo do solo em direção à sustentabilidade, mostrando a transição do preparo convencional para o Sistema de Plantio Direto (SPD) e, por fim, a inclusão de culturas de cobertura. Essa linha cronológica reflete a busca por práticas mais equilibradas, capazes de manter a produtividade agrícola sem comprometer a saúde do solo.

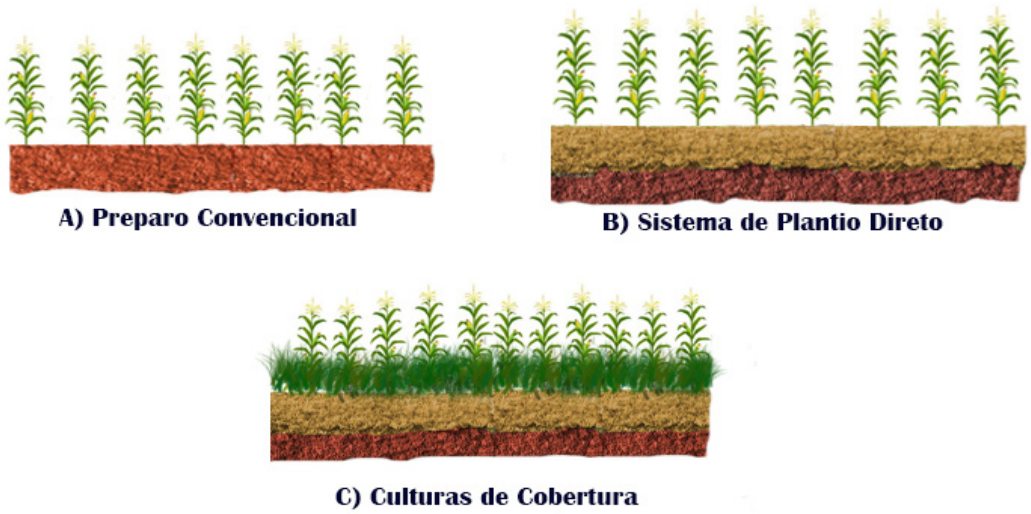


Figura 14.2. Linha cronológica das principais etapas da evolução do manejo do solo em termos de sustentabilidade, começando pelo preparo convencional, seguido pela adoção do sistema de plantio direto, a inclusão de culturas de cobertura. Fonte: Elaboração dos autores.

Revolução na conservação do solo com o sistema plantio direto

O SPD surgiu como uma alternativa sustentável para mitigar os impactos negativos do preparo convencional do solo. Baseado na ausência de revolvimento, na manutenção de cobertura vegetal (Figura 14.3) permanente e na diversificação de culturas, o SPD foi amplamente adotado no Brasil a partir da década de 1970, visando reduzir a erosão e melhorar a estrutura do solo (Kochhann & Denardin, 2000; Deuschle et al., 2019).



Figura 14.3. Desenvolvimento da cultura da soja semeada em SPD sobre palhada de aveia. Fonte: José R. Portugal.

Um dos principais diferenciais do SPD é a manutenção da palhada na superfície do solo. Essa cobertura vegetal reduz a evaporação da água, melhora a infiltração e protege contra o impacto das gotas de chuva, diminuindo significativamente a erosão (Deuschle et al., 2019). Além disso, a palhada atua como uma barreira física contra plantas daninhas, reduzindo a necessidade de herbicidas (Teasdale et al., 1991).

A ausência de revolvimento favorece a formação de agregados estáveis no solo,

melhorando sua porosidade e capacidade de retenção de água (Ferreira et al., 2021). Com o tempo, o SPD contribui para a descompactação natural do solo por meio de biopóros criados pelas raízes das plantas e da atividade de macro e mesofauna, como minhocas, aumentando a infiltração de água sem promover perdas de nutrientes por lixiviação (Smith et al., 2018; Deuschle et al., 2019).

Outro benefício significativo é o aumento do carbono orgânico total (COT) no solo (Hok et al., 2015), decorrente do acúmulo de resíduos vegetais e da menor oxidação da matéria orgânica. Esse incremento está associado ao aumento da biomassa microbiana do solo (CBM), indicando uma maior atividade biológica. O quociente microbiano (qMic), que é a relação entre CBM e COT, tende a ser mais elevado em sistemas de SPD, refletindo um ambiente mais favorável à atividade microbiana (Mathew et al., 2012). Além disso, mesmo com o aumento do CBM e do qMic, observa-se frequentemente uma redução no quociente metabólico (qCO_2), expresso em mg C-CO_2/g Cmic/dia, no SPD (Zuber & Villamil, 2016).

A menor taxa respiratória sugere um sistema mais equilibrado e menos estressante para os microrganismos, resultando em uma utilização mais eficiente da energia disponível. Consequentemente, há uma redução nas emissões de gases de efeito estufa e um maior acúmulo de carbono na matéria orgânica do solo, reforçando a sustentabilidade desse sistema (Sun et al., 2016). Há, associado ao aumento da matéria orgânica do solo, a melhora da fertilidade do solo, promovida pela ciclagem mais eficiente de nutrientes e elevando a capacidade de troca catiônica (CTC), o que pode reduzir a dependência de fertilizantes químicos (Ramos et al., 2018).

O SPD também conserva a estrutura do solo, com proporções equilibradas entre macro e microporosidade, ou seja, com equilíbrio entre aeração e retenção de água, favorecendo um ambiente propício para a biodiversidade. A estabilidade da microbiota do solo fortalece os mecanismos naturais de supressão de pragas e doenças, diminuindo a necessidade de defensivos químicos (Roger-Estrade et al., 2010). A ausência de revolvimento intensivo contribui para a preservação da diversidade microbiana, promovendo o aumento de fungos micorrízicos e bactérias benéficas, essenciais para a saúde do solo (Mathew et al., 2012).

Além disso, a presença contínua de raízes e a cobertura vegetal criam um hábitat estável para organismos do solo, resultando em um equilíbrio ecológico mais sustentável (Wang et al., 2017). Essa diversidade biológica fortalece os sistemas produtivos, garantindo maior resiliência frente aos desafios ambientais e consolidando o SPD como uma prática central para a sustentabilidade agrícola.

Aprimorando sistemas de produção com a inclusão de culturas de cobertura

A inclusão de culturas de cobertura na rotação de culturas tem se consolidado como uma prática essencial para melhorar a saúde do solo e promover a sustentabilidade agrícola. Cultivadas entre os ciclos das culturas comerciais (Figura 14.4), essas plantas protegem e enriquecem o solo, proporcionando benefícios físicos, químicos e biológicos (Dabney et al., 2001). No Brasil, essa técnica tem se expandido significativamente, especialmente em áreas com SPD, onde a biomassa na superfície do solo é crucial para a conservação e estabilidade estrutural (Garcia et al., 2008).

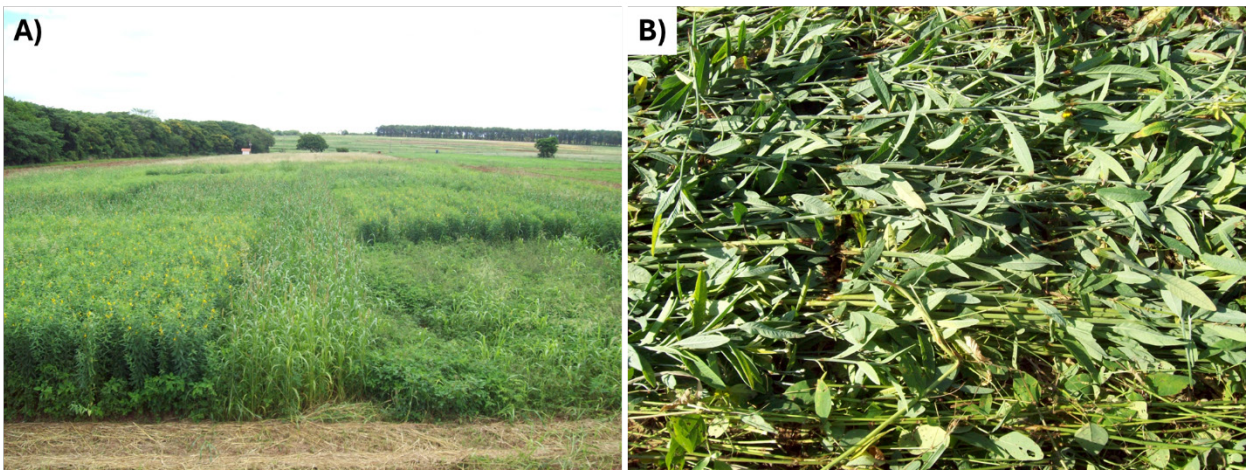


Figura 14.4. À esquerda, cultivo de Crotalaria juncea como planta de cobertura; à direita, pousio com desenvolvimento de plantas daninhas (A). Detalhe da cobertura do solo promovida por C. juncea após a roçada (B). Fonte: José R. Portugal.

A intensificação dos sistemas de produção em SPD, com duas ou até três safras anuais, é uma realidade viável em grande parte do território brasileiro. Esse manejo aumenta a eficiência do uso das terras agrícolas, permitindo maior produção anual na mesma área, protegendo o solo ao manter cobertura vegetal contínua, reduzindo a exposição e a degradação. Além disso, a diversificação dos cultivos contribui para mitigar os impactos negativos da monocultura e encurtar o período de pousio, que, além de oferecer baixa contribuição para o aporte de carbono no solo, favorece o aumento da infestação de plantas daninhas.

A adoção de culturas de cobertura desempenha um papel fundamental na ocupação do solo entre as safras de grãos, sendo uma estratégia eficaz para melhorar a ciclagem de nutrientes e a estrutura do solo. As culturas de cobertura ajudam a manter a umidade do solo, reduzir a erosão, suprimir plantas daninhas e aumentar a matéria orgânica, além de favorecer a ciclagem de nutrientes e a biodiversidade microbiana (Calonego et

al., 2011; Momesso et al., 2022; Portugal et al., 2019). As gramíneas, como o milheto, a aveia e espécies do gênero *Urochloa* (Figura 14.5), destacam-se pela eficiência na proteção do solo contra erosão, graças ao seu sistema radicular profundo e à produção de grandes quantidades de resíduos vegetais, que permanecem por mais tempo como cobertura (Crusciol et al., 2015).

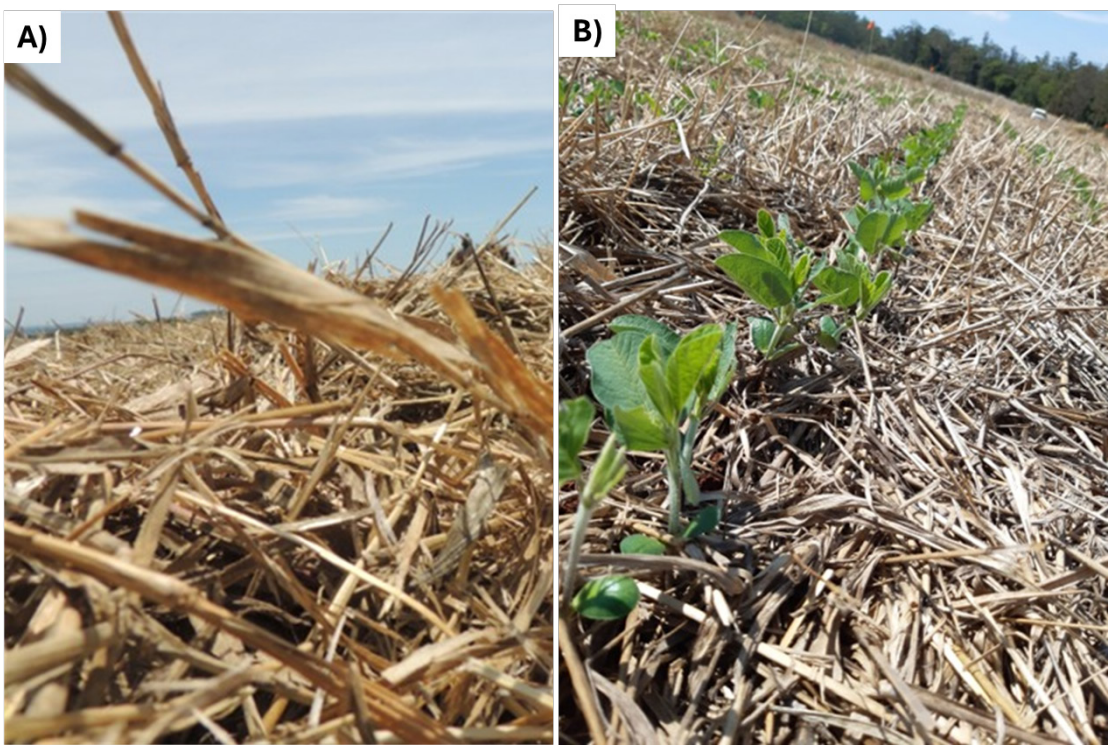


Figura 14.5. Solo coberto por Urochloa ruziziensis (A) e desenvolvimento da soja sob a palhada de U. ruziziensis (B). Fonte: Luiz G. Moretti.

Sob condições tropicais, a cobertura do solo com gramíneas de maior relação C/N e alta produção de matéria seca é essencial para minimizar os efeitos adversos do clima, como seca e erosão, além de melhorar a qualidade do solo (Das et al., 2014). Essas espécies garantem maior persistência da cobertura vegetal, um fator crítico em ambientes tropicais, onde as condições climáticas favorecem a rápida decomposição da palhada. No entanto, é fundamental equilibrar essa estratégia com um adequado aporte de nitrogênio ao solo, uma vez que esse elemento é essencial para a formação e estabilização da matéria orgânica do solo. A baixa disponibilidade de nitrogênio pode comprometer a eficiência do acúmulo de carbono no solo, impactando a fertilidade e o funcionamento biológico do sistema.

Além disso, as gramíneas contribuem para a melhoria da estrutura do solo, promovendo o aumento da macroporosidade, a otimização da absorção de água e nutrientes e a maior exploração do perfil do solo (Silva et al., 2020; Calonego & Rosolem,

2010). Assim, a adoção de estratégias que considerem a diversificação das espécies utilizadas na cobertura do solo, bem como o manejo adequado da adubação nitrogenada, é fundamental para maximizar os benefícios do SPD e garantir a sustentabilidade dos sistemas agrícolas tropicais.

Sistemas que utilizam *Urochloa* spp. apresentam melhoras significativas nos atributos químicos e biológicos do solo, especialmente na ciclagem de nutrientes. Suas raízes profundas acessam nutrientes indisponíveis para culturas graníferas, devolvendo-os ao solo com a senescência das plantas (Garcia et al., 2008; Pariz et al., 2016). Além disso, as gramíneas aumentam a biodiversidade microbiana, promovendo a decomposição da matéria orgânica e melhorando o aproveitamento de nutrientes, como nitrogênio (N), contribuindo para um equilíbrio sustentável entre planta, solo e microrganismos (Momesso et al., 2022).

Em experimento de longa duração conduzido em Botucatu, São Paulo, desde 2006, com diferentes sistemas de rotação de culturas, evidenciaram o impacto dos manejos na dinâmica de nutrientes e na produtividade agrícola. Os tratamentos avaliados incluíram: (I) Pousio – cultivo de grãos na primavera-verão e ausência de cultivo no outono-inverno; (II) Segunda safra – cultivo de grãos tanto na primavera-verão quanto no outono-inverno; (III) Cultura de cobertura/adubo verde – cultivo de grãos na primavera-verão seguido por espécies de cobertura não pertencentes ao gênero *Urochloa* no outono-inverno; e (IV) *Urochloa spp.* – cultivo de grãos na primavera-verão e utilização de *Urochloa spp.* como cultura de cobertura no outono-inverno.

Os resultados demonstraram que os sistemas que incorporam *Urochloa spp.* como cobertura proporcionaram aumentos significativos nos estoques de C e macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) na camada de 0–0,6 m de profundidade, em comparação ao sistema de Pousio. Em particular, a adoção de *Urochloa spp.* resultou em elevações de até 81% nos estoques de C e N e de até 82% para o S (Figura 14.6), destacando sua eficácia na intensificação sustentável da produção agrícola. Adicionalmente, esses sistemas apresentaram melhor balanço de nutrientes (Figura 14.7), maior produtividade (Figura 14.8) e superior rentabilidade econômica (Tabela 14.1).

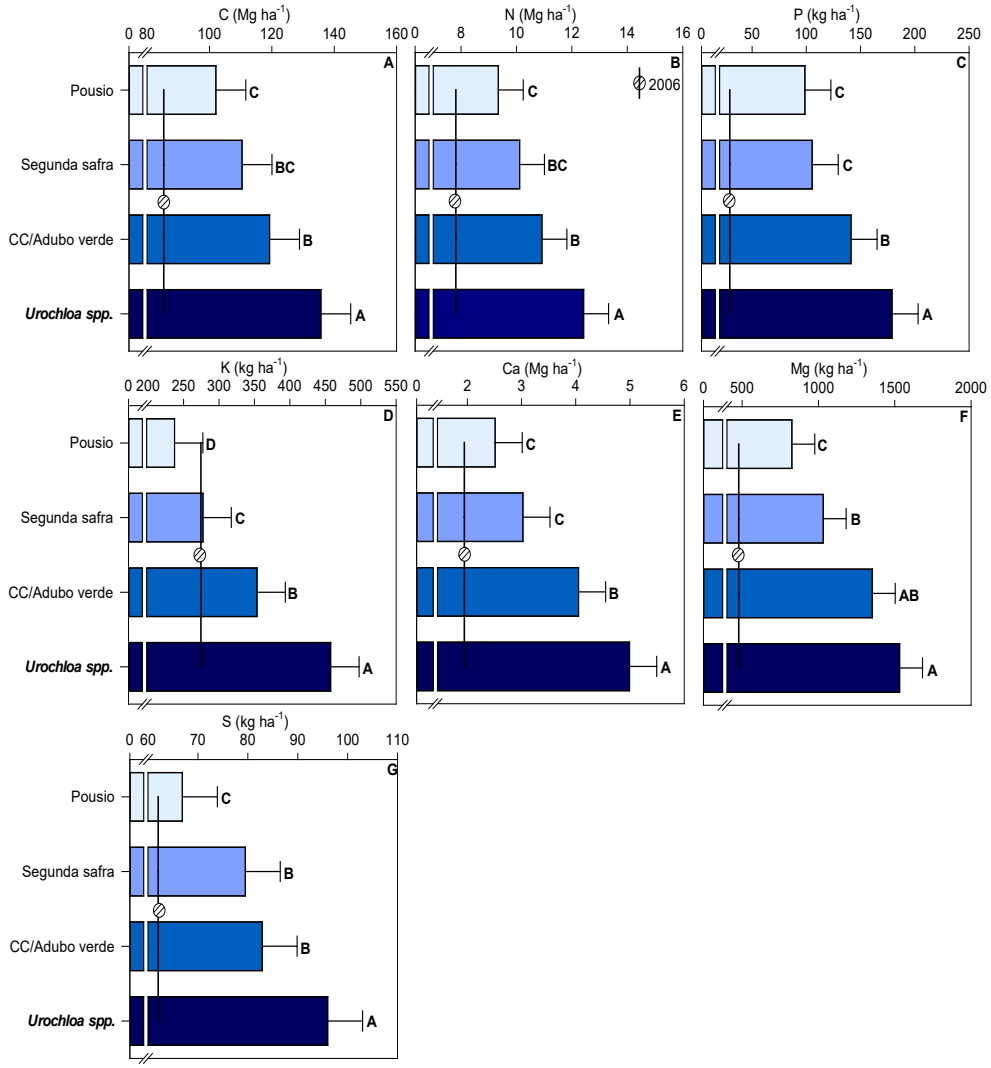


Figura 14.6. Efeitos dos diferentes sistemas de rotação (pousio, segunda safra, cultura de cobertura (CC)/adubo verde e Urochloa spp.) sobre os estoques de C (A), N (B), P (C), K (D), Ca (E), Mg (F) e S (G) no solo no período de 2006 a 2018. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p \leq 0,05$, teste de LSD). As barras de erro representam o erro padrão da média. Fonte: Crusciol; Ferreira; Portugal (dados ainda não publicados).

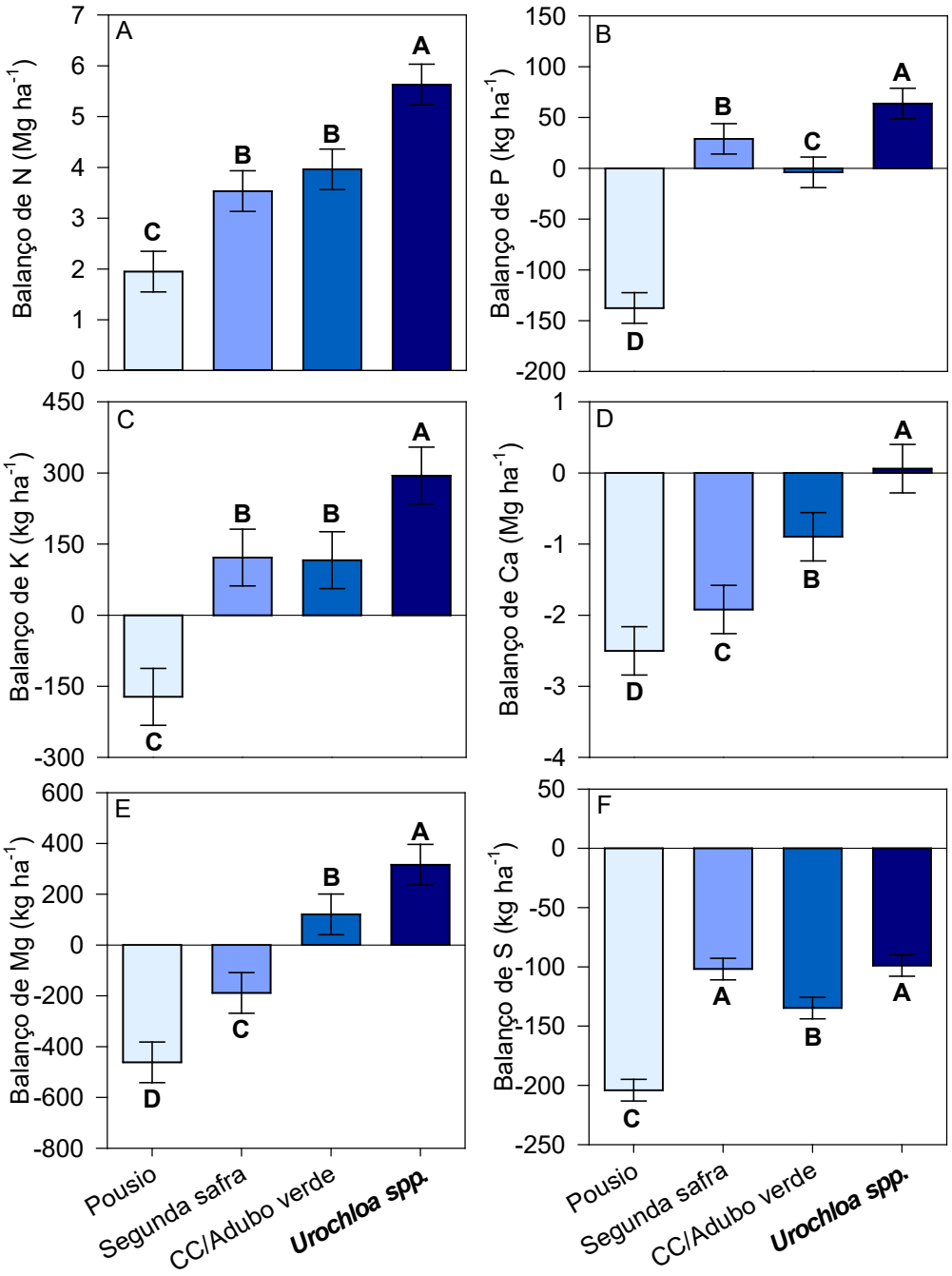


Figura 14.7. Efeitos dos diferentes sistemas de rotação (pousio, segunda safra, cultura de cobertura (CC)/adubo verde e Urochloa spp.) sobre os balanços de N (A), P (B), K (C), Ca (D), Mg (E) e S (F) no solo no período de 2006 a 2018. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p \leq 0,05$, teste de LSD). As barras de erro representam o erro padrão da média. Fonte: Crusciol; Ferreira; Portugal (dados ainda não publicados).

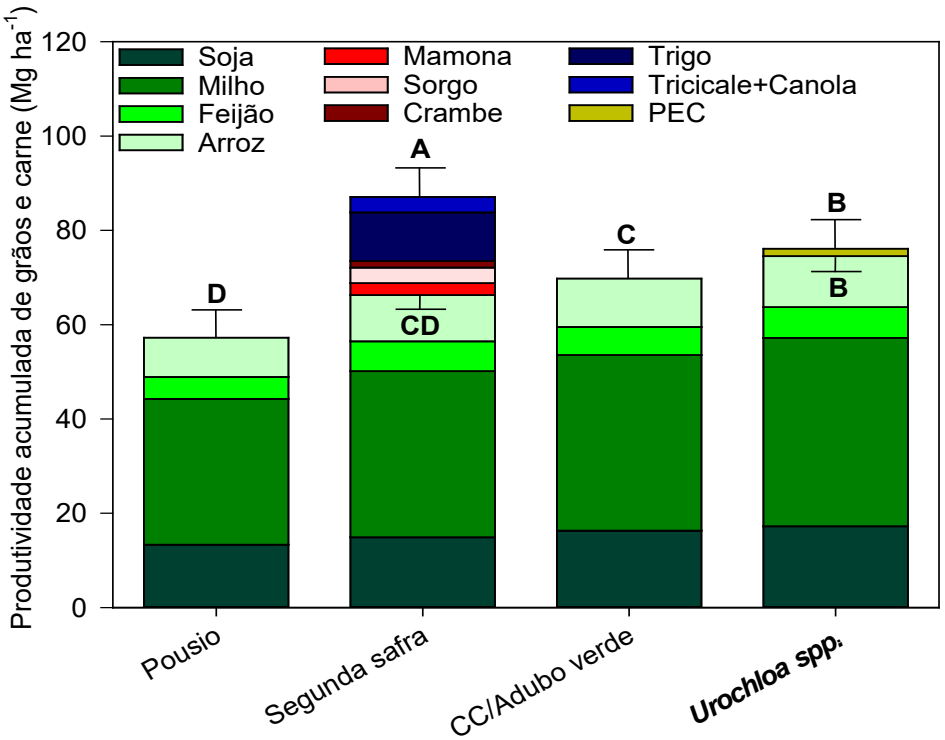


Figura 14.8. Efeitos dos diferentes sistemas de rotação (pousio, segunda safra, cultura de cobertura (CC)/adubo verde e Urochloa spp.) sobre a produtividade acumulada de grãos e produção estimada de carne acumulada (PEC) no período de 2006 a 2018. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p \leq 0,05$, teste de LSD). As barras de erro representam o erro padrão da média. Fonte: Crusciol; Ferreira; Portugal (dados ainda não publicados).

Tabela 14.1. Efeitos dos diferentes sistemas de rotação (pousio, segunda safra, cultura de cobertura (CC)/adubo verde e *Urochloa spp*.) sobre renda líquida anual, média e total de 2006 a 2018.

Safra	Pousio	Segunda safra	CC/Adubo verde	*Urochloa spp.*
	Rentabilidade líquida (US$)			
2006/07	329,9	380,9	318,8	595,2
2007/08	90,2	322,8	167,5	660,7
2008/09	10,4	843,2	57,1	513,4
2009/10	395,9	681,7	539,5	1017,5
2010/11	551,7	908,4	832,5	1257,5
2011/12	513,0	1056,1	924,2	1821,1
2012/13	179,4	451,5	212,2	1015,8
2013/14	381,2	550,1	646,1	752,7
2014/15	760,2	983,8	969,7	1690,9
2015/16	1010,1	1372,5	1391,3	1666,7
2016/17	214,9	512,0	311,0	942,4
2017/18	511,3	656,8	761,5	869,4
Média	412,4	726,6	594,3	1066,9
Total	4948,2	8719,7	7131,2	12803,4

Fonte: Crusciol; Ferreira; Portugal (dados ainda não publicados).

As gramíneas, devido ao mecanismo fotossintético C4, apresentam maior produção de biomassa comparado às Fabaceae, utilizando de forma mais eficiente CO_2 e nutrientes (Rosolem et al., 2005). Elas transferem entre 30% e 50% do carbono assimilado para o sistema radicular, o que explica o maior acúmulo de matéria seca, N e C no solo (Kuzyakov, 2010; Paul, 2016). Por outro lado, as leguminosas desempenham um papel essencial na fixação biológica de N, reduzindo a necessidade de fertilizantes nitrogenados e aumentando a fertilidade do solo (Torbert et al., 1996; Abdalla et al., 2019). Espécies como crotalárias, feijão-de-porco, mucuna-preta e trevo podem adicionar entre 319 e 360 kg de N ha^{-1} ao solo (Ojiem et al., 2007). Além disso, as leguminosas promovem uma estrutura microbiana mais robusta e diversificada, contribuindo para a redução da perda de CO_2 e o aumento da biomassa microbiana, especialmente após a estação chuvosa (Camelo et al., 2021; Veloso et al., 2020).

A combinação de gramíneas e leguminosas como culturas de cobertura maximiza os benefícios para o solo. Enquanto as gramíneas contribuem para a proteção física do solo e o acúmulo de biomassa rica em carbono, as leguminosas enriquecem o solo com nitrogênio e aumentam a biodiversidade microbiana (Bayer et al., 2006). Essa estratégia integrada melhora o uso eficiente da terra, aumenta a biodiversidade do solo e ajuda a mitigar pragas e doenças, promovendo a resiliência dos sistemas produtivos e a sustentabilidade agrícola.

Em estudo avaliando a influência do manejo do solo na comunidade microbiana e na atividade enzimática em um experimento de longa duração (32 anos) no sul do Brasil, comparando o SPD e o preparo convencional em diferentes rotações de culturas. Os resultados indicaram que o SPD promoveu um aumento da biomassa microbiana na camada superficial do solo. Além disso, o SPD e a diversificação de culturas intensificaram a atividade das enzimas β-glucosidase, fosfatase ácida e N-acetil-glicosaminidase. No trabalho, a maior abundância de grupos de ácidos graxos fosfolipídicos nas camadas superficiais esteve correlacionada com o aumento dos teores de carbono e nutrientes, como nitrogênio, Ca^{2+} e Mg^{2+}, além da redução dos níveis de alumínio tóxico. Esses achados destacam os impactos positivos do plantio direto e da diversificação de culturas sobre a qualidade biológica do solo, ao passo que o revolvimento do solo no preparo convencional pode comprometer esses benefícios (Bonini Pires et al., 2020).

Considerações finais

A evolução das práticas agrícolas tem impactado diretamente a saúde do solo, com efeitos distintos conforme o manejo adotado. O preparo convencional, embora ofereça benefícios a curto prazo, compromete a estrutura do solo, reduz a matéria orgânica e a biodiversidade microbiana, além de favorecer a compactação e a erosão. Em contraste, o SPD tem se destacado por conservar a umidade, aumentar a matéria orgânica e a fertilidade do solo e melhorar a microbiota do solo em quantidade e diversidade.

A inclusão de culturas de cobertura potencializa os benefícios do SPD, diminuindo os intervalos de pousio e intensifica a ciclagem de nutrientes, a estabilidade estrutural e a supressão de plantas daninhas. Essas culturas contribuem para o aumento da infiltração de água no solo e redução do escorrimento superficial e perdas de solo por erosão. A manutenção da cobertura vegetal mantém a temperatura do solo mais amena e aumenta a capacidade de retenção de água, elementos essenciais para a sustentabilidade agrícola.

A combinação dessas práticas representa um avanço essencial para a manutenção da fertilidade e funcionalidade do solo, garantindo uma produtividade agrícola sustentável a longo prazo. Havendo melhoria não apenas da eficiência do uso dos recursos, mas também fortalecendo a resiliência dos sistemas produtivos, alinhando-se aos princípios da agricultura regenerativa e aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

Referências

Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R. M., & Smith, P. (2019). A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global Change Biology, 25*, 2530–2543.

Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A., & Dieckow, J. (2006). Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil and Tillage Research, 86*, 237–245.

Bonini Pires, C. A., Amado, T. J. C., Reimche, G., Schwalbert, R., Sarto, M. V. M., Nicoloso, R. S., Fiorin, J. E., & Rice, C. W. (2020). Diversified crop rotation with no-till changes microbial distribution with depth and enhances activity in a subtropical Oxisol. *European Journal of Soil Science, 71*, 1173–1187.

Calonego, J. C., Borghi, E., & Crusciol, C. A. C. (2011). Intervalo hídrico ótimo e compactação do solo com cultivo consorciado de milho e braquiária. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 35*, 2183–2190.

Calonego, J. C., & Rosolem, C. A. (2010). Soybean root growth and yield in rotation with cover crops under chiseling and no-till. *European Journal of Agronomy, 33*, 242–249.

Camelo, D., Dubeux Jr, J. C. B., Santos, M. V. F., Lira Jr, M. A., Fracetto, G. G. M., Fracetto, F. J. C., Cunha, M. V., & Freitas, E. V. (2021). Soil microbial activity and biomass in semiarid agroforestry systems integrating forage cactus and tree legumes. *Agronomy, 11*, 1558.

Cattelan, A. J., & Dall'Agnol, A. (2018). The rapid soybean growth in Brazil. *OCL, 25*, D102.

Cervantes-Godoy, D., & Dewbre, J. (2010). Economic importance of agriculture for poverty reduction. *(relatório, sem periódico especificado)*.

Cherubin, M. R., Bordonal, R. O., Castioni, G. A., Guimaraes, E. M., Lisboa, I. P., Moraes, L. A. A., Menandro, L. M. S., Tenelli, S., Cerri, C. E. P., & Karlen, D. L. (2021). Soil health response to sugarcane straw removal in Brazil. *Industrial Crops and Products, 163*, 113315.

Companhia Nacional de Abastecimento (Conab). (2024). Monitoring the Brazilian grain harvest. *(Relatório institucional)*.

Costa, K. P., Rosa, B., Oliveira, I. P., Custódio, D. P., & Carla e Silva, D. (2005). Effect of seasonal climate condition on the dry matter production and bromatological composition of *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. *(Relatório técnico / publicação local sem periódico indicado)*.

Crusciol, C. A. C., Momesso, L., Portugal, J. R., Costa, C. H. M., Bossolani, J. W., Costa, N. R., Pariz, C. M., Castilhos, A. M., Rodrigues, V. A., & Costa, C. (2021). Upland rice intercropped with forage grasses in an integrated crop-livestock system: Optimizing nitrogen management and food production. *Field Crops Research, 261*, 108008.

Crusciol, C. A. C., Nascente, A. S., Borghi, E., Soratto, R. P., & Martins, P. O. (2015). Improving soil fertility and crop yield in a tropical region with palisadegrass cover crops. *Agronomy Journal, 107*, 2271–2280.

Crusciol, C. A. C., Santos Ferreira, J. H., Momesso, L., Portugal, J. R., Campos, M., Volf, M. R., Borghi, E., Soratto, R. P., & Calonego, J. C. (2023). Lasting effect of *Urochloa brizantha* on a common bean–wheat–maize rotation in a medium-term no-till system. *Frontiers in Sustainable Food Systems, 7*, 940996.

Dabney, S. M., Delgado, J. A., & Reeves, D. W. (2001). Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 32*, 1221–1250.

Das, A., Lal, R., Patel, D. P., Idapuganti, R. G., Layek, J., Ngachan, S. V., Ghosh, P. K., Bordoloi, J., & Kumar, M. (2014). Effects of tillage and biomass on soil quality and productivity of lowland rice cultivation by small-scale farmers in North Eastern India. *Soil and Tillage Research, 143*, 50–58.

Deuschle, D., Minella, J. P. G., Hörbe, T. A. N., Londero, A. L., & Schneider, F. J. A. (2019). Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. *Geoderma, 340*, 157–163.

Ferreira, C. J. B., Tormena, C. A., Severiano, E. D. C., Zotarelli, L., & Betioli Júnior, E. (2021). Soil compaction influences soil physical quality and soybean yield under long-term no-tillage. *Archives of Agronomy and Soil Science, 67*, 383–396.

Garcia, R. A., Crusciol, C. A. C., Calonego, J. C., & Rosolem, C. A. (2008). Potassium cycling in a corn–brachiaria cropping system. *European Journal of Agronomy, 28*, 579–585.

Henderson, R. E., & Patrick Jr, W. H. (2018). Soil aeration and plant productivity. In *Handbook of Agricultural Productivity* (pp. 51–70). CRC Press.

Hok, L., Moraes Sá, J. C., Boulakia, S., Reyes, M., Leng, V., Kong, R., Tivet, F. E., Briedis, C., Hartman, D., & Ferreira, L. A. (2015). Short-term conservation agriculture and biomass-C input impacts on soil C dynamics in a savanna ecosystem in Cambodia. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 214*, 54–67.

Jiao, S., Chen, W., Wang, J., Du, N., Li, Q., & Wei, G. (2018). Soil microbiomes with distinct assemblies through vertical soil profiles drive the cycling of multiple nutrients in reforested ecosystems. *Microbiome, 6*, 1–13.

Keesstra, S. D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J., Pachepsky, Y., & Van Der Putten, W. H. (2016). The significance of soils and soil science towards realization of the UN Sustainable Development Goals (SDGs). *Soil Discussions, 2016*, 1–28.

Kılıç, O., Boz, İ., Aydın Eryılmaz, G. (2020). Comparison of conventional and good agricultural practices farms: a socio-economic and technical perspective. *Journal of Cleaner Production*, *258*: 120666.

Kochhann, R. A., & Denardin, J. E. (2000). Implantação e manejo do sistema plantio direto. *Embrapa Trigo*.

Kuzyakov, Y. (2010). Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry, 42*, 1363–1371.

Lal, R., Negassa, W., & Lorenz, K. (2015). Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability, 15*, 79–86.

Lal, R., Regnier, E., Eckert, D. J., Edwards, W. M., & Hammond, R. (1991). Expectations of cover crops for sustainable agriculture. In W. L. Hargrove (Ed.), *Cover crops for clean water* (pp. 1–11). Soil and Water Conservation Society, Ankeny, USA.

Legg, S. (2024). *World population prospects 2024: Summary of results*. Interaction (Melbourne), 52.

Mathew, R. P., Feng, Y., Githinji, L., Ankumah, R., & Balkcom, K. S. (2012). Impact of no-tillage and conventional tillage systems on soil microbial communities. *Applied and Environmental Soil Science, 2012*, 548620.

Merten, G. H., Araújo, A. G., Biscaia, R. C. M., Barbosa, G. M. C., & Conte, O. (2015). No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. *Soil and Tillage Research, 152*, 85–93.

Momesso, L., Crusciol, C. A. C., Leite, M. F. A., Bossolani, J. W., & Kuramae, E. E. (2022). Forage grasses steer soil nitrogen processes, microbial populations, and microbiome composition in a long-term tropical agriculture system. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 323*, 107688.

Moraes, M. T., Debiasi, H., Carlesso, R., Franchini, J. C., Silva, V. R., & Luz, F. B. (2016). Soil physical quality on tillage and cropping systems after two decades in the subtropical region of Brazil. *Soil and Tillage Research, 155*, 351–362.

Moraes Sá, J. C., Cerri, C. C., Lal, R., Dick, W. A., Cassia Piccolo, M., & Feigl, B. E. (2009). Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research, 104*, 56–64.

Moraes Sá, J. C., Séguy, L., Tivet, F., Lal, R., Bouzinac, S., Borszowskei, P. R., Briedis, C., Santos, J. B., Cruz Hartman, D., & Bertoloni, C. G. (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*, 531–543.

Muhammad, I., Wang, J., Sainju, U. M., Zhang, S., Zhao, F., & Khan, A. (2021). Cover cropping enhances soil microbial biomass and affects microbial community structure: A meta-analysis. *Geoderma, 381*, 114696.

Ojiem, J. O., Vanlauwe, B., Ridder, N., & Giller, K. E. (2007). Niche-based assessment of contributions of legumes to the nitrogen economy of Western Kenya smallholder farms. *Plant and Soil, 292*, 119–135.

Olson, K., Ebelhar, S. A., & Lang, J. M. (2014). Long-term effects of cover crops on crop yields, soil organic carbon stocks and sequestration. *Open Journal of Soil Science, 2014*.

Otto, R., Pereira, G. L., Tenelli, S., Carvalho, J. L. N., Lavres, J., Castro, S. A. Q., Lisboa, I. P., & Sermarini, R. A. (2020). Planting legume cover crop as a strategy to replace synthetic N fertilizer applied for sugarcane production. *Industrial Crops and Products, 156*, 112853.

Pacífico, D. A. (2009). História da modernização da agricultura: Um conto de muitas facetas. In *Agricultura e sustentabilidade: material didático para EAD* (pp. 33–45). Porto Alegre: Editora da UFRGS.

Pariz, C. M., Costa, C., Crusciol, C. A. C., Meirelles, P. R. L., Castilhos, A. M., Andreotti, M., Costa, N. R., Martello, J. M., Souza, D. M., & Sarto, J. R. W. (2016). Production and soil responses to intercropping of forage grasses with corn and soybean silage. *Agronomy Journal, 108*, 2541–2553.

Paul, E. A. (2016). The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry, 98*, 109–126.

Peixoto, D. S., Silva, L. C. M., Melo, L. B. B., Azevedo, R. P., Araújo, B. C. L., Carvalho, T. S., Moreira, S. G., Curi, N., & Silva, B. M. (2020). Occasional tillage in no-tillage systems: A global meta-analysis. *Science of the Total Environment, 745*, 140887.

Pompeu, J., Nolasco, C. L., West, P., Smith, P., Gerage, J., & Ometto, J. (2021). Is domestic agricultural production sufficient to meet national food nutrient needs in Brazil? *PLoS ONE, 16*, e0251778.

Quadros, P. D., Zhalnina, K., Davis-Richardson, A., Drew, J., Bayer, C., Camargo, F. A. O., & Triplett, E. W. (2012). The effect of tillage system and crop rotation on soil microbial diversity and composition in a subtropical Acrisol. *Diversity (Basel), 4*, 375–395.

Ramos, F. T., Dores, E. F. G. C., Weber, O. L. S., Beber, D. C., Campelo Jr, J. H., & Maia, J. C. S. (2018). Soil organic matter doubles the cation exchange capacity of tropical soil under no-till farming in Brazil. *Journal of the Science of Food and Agriculture, 98*, 3595–3602.

Roger-Estrade, J., Anger, C., Bertrand, M., & Richard, G. (2010). Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. *Soil and Tillage Research, 111*, 33–40.

Rosolem, C. A., Calonego, J. C., & Foloni, J. S. S. (2005). Leaching of nitrate and ammonium from cover crop straws as affected by rainfall. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 36*, 819–831.

Sant'Anna, S. A. C., Martins, M. R., Goulart, J. M., Araújo, S. N., Araújo, E. S., Zaman, M., Jantalia, C. P., Alves, B. J. R., Boddey, R. M., & Urquiaga, S. (2018). Biological nitrogen fixation and soil N_2O emissions from legume residues in an Acrisol in SE Brazil. *Geoderma Regional, 15*, e00196.

Silva, A. P., Babujia, L. C., Matsumoto, L. S., Guimarães, M. F., & Hungria, M. (2013). Bacterial diversity under different tillage and crop rotation systems in an Oxisol of Southern Brazil. *Open Agriculture Journal, 7*.

Smith, K. A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K. E., Massheder, J., & Rey, A. (2018). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: Interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science, 69*, 10–20.

Sun, B., Jia, S., Zhang, S., McLaughlin, N. B., Liang, A., Chen, X., Liu, S., & Zhang, X. (2016). No tillage combined with crop rotation improves soil microbial community composition and metabolic activity. *Environmental Science and Pollution Research, 23*, 6472–6482.

Teasdale, J. R., Beste, C. E., & Potts, W. E. (1991). Response of weeds to tillage and cover crop residue. *Weed Science, 39*, 195–199.

Thaiana Rueda da Silva, C., Bonfim-Silva, E. M., Araujo da Silva, T. J., Alves Rodrigues Pinheiro, E., Vieira José, J., & Pereira Freire Ferraz, A. (2020). Yield component responses of the *Brachiaria brizantha* forage grass to soil water availability in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, 10*, 13.

Tiecher, T., Calegari, A., Caner, L., & Santos Rheinheimer, D. (2017). Soil fertility and nutrient budget after 23 years of different soil tillage systems and winter cover crops in a subtropical Oxisol. *Geoderma, 308*, 78–85.

Torbert, H. A., Reeves, D. W., & Mulvaney, R. L. (1996). Winter legume cover crop benefits to corn: Rotation vs. fixed-nitrogen effects. *Agronomy Journal, 88*, 527–535.

Veloso, M. G., Angers, D. A., Chantigny, M. H., & Bayer, C. (2020). Carbon accumulation and aggregation are mediated by fungi in a subtropical soil under conservation agriculture. *Geoderma, 363*, 114159.

Vezzani, F. M., Anghinoni, I., Cherubin, M. R., & Mendes, I. C. (2024). Soil health and modern Brazilian agriculture. In *Soil health and sustainable agriculture in Brazil* (Vol. 3, pp. 1–18). Soil Health Series.

Wang, Y., Li, C., Tu, C., Hoyt, G. D., DeForest, J. L., & Hu, S. (2017). Long-term no-tillage and organic input management enhanced the diversity and stability of soil microbial community. *Science of the Total Environment, 609*, 341–347.

Zambenedetti, L., Oliveira, L. R., Santos, M. S., Lazarotto, E. C., & Marzall, L. F. (2021). Revolução verde: História e impactos no desenvolvimento agrícola. In *Agricultura e agroindústria no contexto do desenvolvimento rural sustentável* (pp. 370–377). Editora Científica Digital.

Zuber, S. M., & Villamil, M. B. (2016). Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry, 97*, 176–187.

♦ Capítulo 15 ♦

Saúde do solo na cultura algodoeira: dos indígenas à agricultura regenerativa

Ciro Antonio Rosolem[1], Fábio Rafael Echer[1], Caroline Honorato Rocha[1]

Introdução

Para a safra 2025/26, estima-se que o mundo produzirá 25,4 milhões de toneladas de algodão (Figura 15.1). O Brasil se consolida como o terceiro maior produtor com 3,91 milhões de toneladas, ou 15% da produção mundial (Lanclos et al., 2025). A China, além de maior produtora, tem também a maior produtividade de fibra, estimada em 2.187 kg ha^{-1}. No Brasil a produtividade estimada nesta safra 2025/26 é de 1,857 kg ha^{-1}, enquanto na Índia é de 424 kg ha^{-1} e nos Estados Unidos de 792 kg ha^{-1}.

Quanto ao valor da produção no Brasil, o algodão, com 32,6 bilhões de reais, vem depois da soja, milho, cana-de açúcar e café, o que corresponde a 3% do valor total da produção agrícola brasileira em 2025, ocupando 2,5% da área cultivada, segundo o Ministério da Agricultura e Pecuária.

Embora a cultura do algodoeiro esteja presente em 15 estados brasileiros, atualmente, 93% da área está no Mato Grosso, com 1,46 milhão de hectares, e a Bahia, com 0,47 milhão de hectares (Figura 15.2). Mato Grosso e Bahia respondem ainda por 90% da produção nacional.

[1] Universidade do Oeste Paulista (UNOESTE). Presidente Prudente – SP, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.15

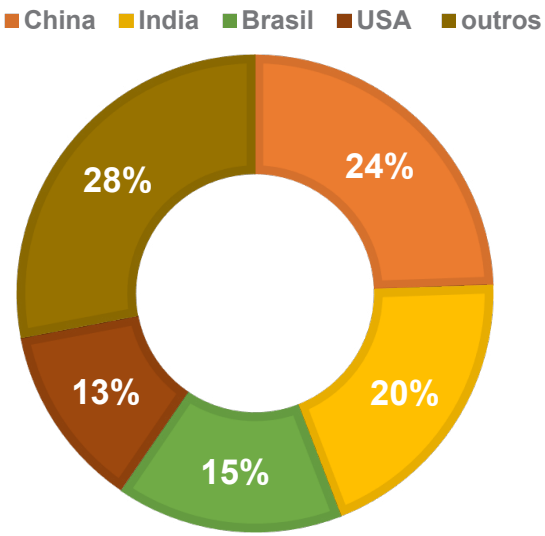


Figura 15.1. Distribuição da produção mundial de algodão prevista para a safra 2025/26. Fonte: Adaptado de Lanclos et al. (2025).

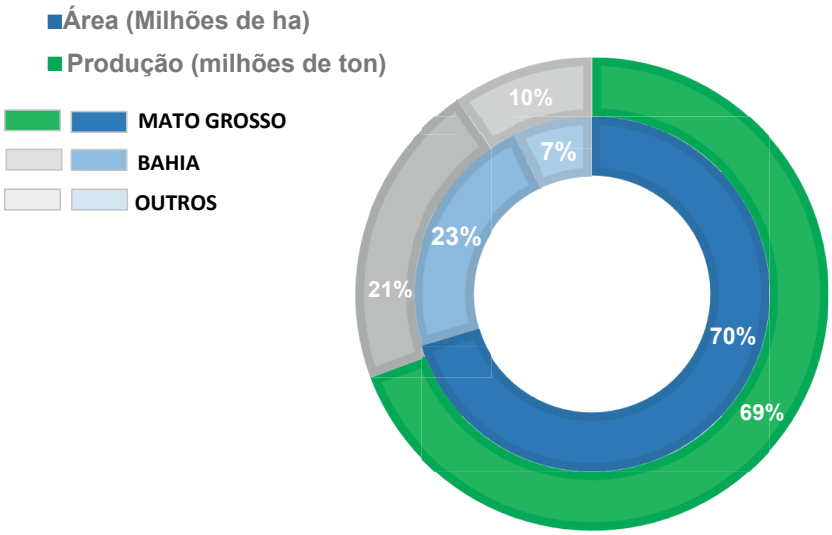


Figura 15.2. Área estimada cultivada com algodoeiro e produção de algodão no Brasil, Safra 2024/25. Fonte: CONAB (2025).

Fica claro então que, pelo menos, 90% do algodão brasileiro vem do bioma Cerrado, com solos bastante intemperizados, naturalmente frágeis, com baixa fertilidade natural e, em sua maioria, pobres em matéria orgânica. Assim, a necessidade de cuidados especiais com o solo, como será visto neste capítulo. Do ponto de vista de manejo do solo, vale ressaltar que aproximadamente 70% do algodão mato-grossense é cultivado em segunda safra, logo em seguida à cultura da soja.

Breve história do algodão e sua relação com o uso do solo no Brasil

O Rei de Portugal, no ano de 1.500, era Dom Manuel, que patrocinou uma expedição, liderada por Pedro Álvares Cabral, com o objetivo de estabelecer uma nova rota para as Índias. Algo deu errado e Cabral chegou ao Brasil, onde os nativos já cultivavam o algodão. Assim, desde esses tempos até o século XVII, o algodão esteve incorporado à matriz de produção de subsistência dos colonos, que produziam da mesma forma que os nativos brasileiros já faziam (Guedes, 2022). O sistema itinerante constituía-se de queimadas em terrenos não destocados, isto é, o algodão era semeado entre troncos e tocos que escapavam da ação do fogo (Moreira & Santos, 1994), na maioria das vezes em consórcio com outras culturas. O processo se repetia por seis ou sete anos. O revolvimento do terreno era baixo e esporádico, de modo que não ficava exposto, não havendo, portanto, muitos problemas com a conservação do solo. O problema é que se tratava de lavouras itinerantes em que, uma vez esgotado o solo, eram transferidas para outras áreas, assim como era feito pelos indígenas. Em sua maior parte, o processo incluía a queima da vegetação nativa. De acordo com Moreira e Santos (1994), a semeadura em covas sistematizadas, sem consórcio, começou a ser praticada no Nordeste, começando pelas "*plantations"* Maranhenses, ainda com a derrubada e queima da vegetação nativa.

Em São Paulo, segundo se pode depreender, do século XVI até meados do século XIX, o tipo de algodão cultivado era arbóreo, da espécie *Gossipyum barbadense*, explorado também nas outras regiões do Brasil. Entretanto, com a Guerra da Secessão nos Estados Unidos da América, esta espécie foi substituída pelo herbáceo *Gossipyum hirsutum.*

Segundo Saint-Hilaire (1938), até o século XIX, em São Paulo, a semeadura se realizava em covas, embora agora não se tratasse mais de consórcios, e as variedades eram da espécie *G. hirsutum.* Então se fazia a derrubada da mata, a coivara. Depois de secos os galhos eram queimados como preparação do terreno. A Figura 15.3 mostra a semeadura de algodão no início do século XIX, na região de Presidente Prudente. O fato é que, de acordo com Guedes (2022), estas práticas deixaram um legado de empobrecimento dos solos e paisagens devastadas.

A Guerra da Secessão nos Estados Unidos teve papel fundamental na cotonicultura nacional, pois muitos cotonicultores americanos vieram para o Brasil, trazendo não só novas técnicas de cultivo como também variedades de algodão da espécie *G. hirsutum*,

de cultivo anual e mais produtivas. Esta foi uma semente, mas a cafeicultura era mais importante.

A partir de 1929 a grande depressão nos Estados Unidos resultou praticamente no golpe de misericórdia na cafeicultura paulista. O algodão vinha sendo cultivado em São Paulo e Minas Gerais, em sua grande maioria em sistema familiar com preparo convencional do solo, que incluía aração e gradagem utilizando tração animal. A semeadura era manual e com sementes brancas (com línter). Depois, a partir da década dos 30, com alguma tecnologia importada, alguma tecnologia brasileira, a cotonicultura teve enorme desenvolvimento no estado de São Paulo, substituindo boa parte dos cafezais, que, então se transferiam para o Paraná.



Figura 15.3. Semeadura de algodão na região de Presidente Prudente, no início do século XIX, mostrando a alta densidade de mão de obra, restos de tocos no solo sem preparo, algumas árvores residuais e o cerrado natural ao fundo. Foto: Autoria desconhecida.

Os cafezais paulistas se encontravam, principalmente, em solos argilosos e as plantas permaneciam no local por décadas, quase uma floresta implantada. Entretanto, a substituição dos cafezais pelo algodão anual, com revolvimento do solo, mostrou-se desastrosa sob o ponto de vista de conservação do solo. Dados da Tabela 15.1 mostram o tamanho do desafio que se enfrentava. Em solos argilosos, a perda de solo, com a troca do cafezal pelo algodoal, passava de menos de 600 kg ha^{1} para mais de 14.500 kg ha^{-1}. Em solos arenosos, ou com declividade maior que 12% a situação era ainda mais grave. Desta forma, a cultura algodoeira em larga escala, sem maiores cuidados com o solo, seria insustentável. Ademais, sendo a água tão vital para a planta, a perda de 8,2% da precipitação constituía elevado prejuízo à produtividade (Passos, 1977).

A partir da década dos 30, práticas como o preparo do solo com arados, embora introduzido 40 ou 50 anos antes, foi popularizado. E com essa operação, os problemas de degradação do solo foram intensificados. Contando com tecnologia desenvolvida no IAC, começaram a ser implantadas no estado as práticas de conservação do solo, como a semeadura em nível e construção de terraços para contenção da água. Assim, existiu uma coincidência interessante entre o desenvolvimento da cotonicultura em São Paulo e a popularização das técnicas de conservação do solo.

Tabela 15.1. Perda por erosão segundo a cobertura do solo. Quadro elaborado com dados da Seção de Conservação do Solo do IAC (adaptado de Passos, 1977).

Cobertura do solo	Solo erodido	Perda de água
	Kg ha^{-1}	% da precipitação
Mata	0,41	1,1
Pastagem	410,00	1,6
Cafezal	579,00	1,6
Algodoal	14.876,00	8,2

Desenvolvimento da cultura e do trato com o solo

A partir de 1930 a cultura cresceu exponencialmente no estado de São Paulo. Por algumas décadas, logo após a colheita, as soqueiras eram arrancadas mecanicamente, com revolvimento do solo, e em seguida eram queimadas. Isso era uma prática importante não só para o futuro preparo do solo, mas também como um componente do manejo de pragas. Após a queima das soqueiras era realizada uma aração com arado de discos, quando o solo ainda tinha um pouco de umidade. Os grandes torrões na superfície do solo durante a estação seca proviam uma certa proteção, como um “mulch” inerte. Com as primeiras chuvas da estação seguinte vinha a primeira onda de plantas daninhas, que eram controladas com uma gradagem leve. Havendo necessidade se fazia mais uma gradagem logo antes da semeadura. Com exceção de alguns trabalhos sobre erosão, nesta época pouco se falava em saúde do solo. O controle de ervas daninhas também era realizado mecanicamente, com enxada no começo e cultivadores mecânicos a tração animal posteriormente, uma vez que a disponibilidade de herbicidas aos cotonicultores era limitada. A partir de 1967/1968 o uso de herbicidas começou a ganhar escala em São Paulo, Paraná, Goiás, Minas Gerais e Mato Grosso

Entretanto, Righi et al. (1965) relataram que a realização de rotação de culturas poderia beneficiar em muito o algodoeiro, seja na conservação do solo, seja no controle de alguns nematoides e da murcha, principalmente quando se empregava certas leguminosas. Outra técnica recomendada, para declividades de até 10%, eram as

culturas em faixas, combinando espécies com diferentes exposições a erosão (Marques, 1950), mas foi muito pouco utilizada.

Nesta época começou ainda a preocupação com a degradação química e biológica do solo. Como pode ser visto na Tabela 15.2, as perdas por enxurrada e transporte de solo correspondiam a quase 30% do N, quase 25% do P e pouco mais de 10% do K exportado pela cultura, além de uma quantidade muito grande de Ca e matéria orgânica. Daí a necessidade de desenvolvimento não só de práticas de conservação do solo, mas também de adubação e calagem.

De acordo com o relato de Righi et al. (1965) a rotação com a mamona, do ponto de vista da produtividade de algodão, era melhor que a rotação com milho. De modo geral, embora as leguminosas apresentassem bons resultados em rotação com o algodoeiro, a soja se constituía em exceção, com resultados contraditórios. O uso de feijão de porco ou milho consorciado com mucuna preta, inclusive em solos arenosos, como pode ser visto na Figura 15.4 (Yates, 1952).

Tabela 15.2. Perdas de alguns nutrientes por erosão e exportação de nutrientes pela colheita em áreas com a cultura do algodoeiro em solo arenoso. Preparo convencional do solo.

Agente	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Matéria orgânica
	---------- kg ha $^{-1}$ ----------				
Solo transportado*	47	7,4	7,0	79	780
Enxurrada*	-	0,6	5,3	11	
Subtotal*	47	8,0	12,3	90	780
Exportação pela colheita**	164	33,7	106	4	

Fonte: Adaptado de * Grohman e Catani (1949) e ** Rosolem et al. (2012).

Enquanto isso, no Nordeste seguia o cultivo do algodão Mocó, semiperene, em consórcio com outras espécies, principalmente como agricultura familiar. Vagarosamente se introduzia o *G. hirsutum* na região. Até o aparecimento do bicudo do algodoeiro, na década de 80, golpe de misericórdia no Mocó, e com grande prejuízo também ao algodão anual.

Em 1975, com outra grande geada no Sul/Oeste de São Paulo e Norte do Paraná, o algodão passou a substituir também os cafezais do Paraná, em sistema de cultivo muito semelhante ao que se praticava em São Paulo.

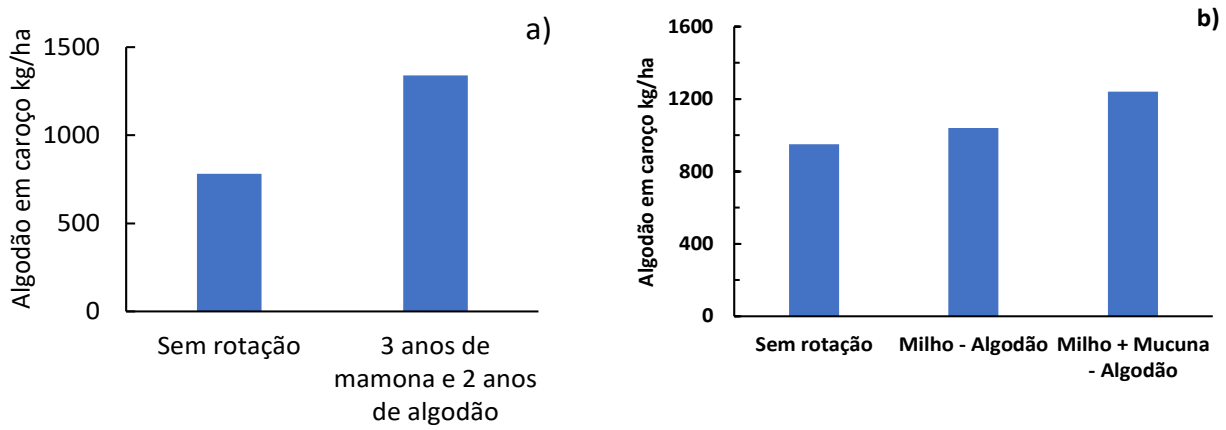


Figura 15.4. Produtividade de algodão em caroço em função do cultivo solteiro e rotação de culturas, como se recomendava no Estado de São Paulo. a – Rotação: 3 anos de mamona e 2 anos de algodão; b – rotação com milho e milho+mucuna-algodão.

Em resumo, nos dias de hoje o sistema utilizado por quase 6 décadas em São Paulo e Paraná não seria considerado sustentável. Ressalte-se que máquinas mais pesadas eram utilizadas no preparo do solo, principalmente quando o solo não estava muito úmido, no caso da aração. No Paraná, onde se cultivava trigo em rotação com o algodão, com preparo do solo duas vezes ao ano, o problema de degradação foi mais sério.

No final dos anos 1980 começou a se experimentar o cultivo do algodoeiro em semeadura direta, sendo as primeiras experiências realizadas em 1986 no grupo Maeda. Entretanto, a técnica ainda demorou a ser adotada largamente, em função dos diversos problemas encontrados na ocasião.

Expansão da cultura algodoeira no cerrado

A partir dos anos 80, com a importação do bicudo, problemas tarifários, imposto de exportação e alta inflação, foi ficando inviável a cultura do algodoeiro em São Paulo e Paraná, principalmente porque não havia escala suficiente para diminuir custos. Assim a cotonicultura se expandiu para o Mato Grosso do Sul, Triângulo Mineiro, Sudoeste de Goiás e Mato Grosso. No princípio se tentou replicar o modelo utilizado na região Sul-Sudeste. Porém, a escassez de mão de obra para colheita exigiu a importação de colheitadeiras do exterior. Por outro lado, rapidamente foi entendido que a expansão da cotonicultura no cerrado dependia da geração de tecnologia na própria região Centro-Oeste.

Nestas novas áreas, com grandes lavouras, o uso de máquinas pesadas foi intensificado, assim como houve exagero no uso de grades de disco, em função de seu grande rendimento operacional. A realização de todas essas operações em regiões com altos volumes de chuva, acabou resultando em a degradação muito rápida do solo, o que exigiu a adoção de sistemas de produção que amenizassem esses problemas. Inicialmente a aração profunda com aiveca após a colheita do algodoeiro (solo seco), depois o cultivo do algodoeiro após soja + milheto, milho + crotalária ou após milheto foram estratégias adotadas a partir de pesquisas realizadas nos anos de 1995 a 1997.

No Paraná a técnica de semeadura direta começou a ser desenvolvida em meados dos anos 70, mas, para o algodoeiro, em função da necessidade de destruição da soqueira e do pequeno leque de herbicidas que poderiam ser utilizados, essa técnica demorou para ser implantada, embora sua vantagem sempre tenha sido muito clara, como pode ser visto na Figura 15.5.

A semeadura direta resultava em maior infiltração da água e drástica diminuição nas perdas de solo e água, dois dos problemas sérios que ocorriam. A semeadura precoce do algodoeiro no cerrado (novembro) apresentava problemas em relação ao apodrecimento de frutos do baixeiro devido a maturação dos frutos na época chuvosa (fevereiro e março), o que resultava em menor produtividade. Assim, conforme as cultivares foram sendo adaptadas em relação à resistência às doenças, a semeadura foi sendo postergada para dezembro até março, o que abriu uma oportunidade para semeadura do milheto no início da estação chuvosa (setembro e outubro) precedendo a semeadura do algodoeiro (dezembro/janeiro), sobretudo nas regiões mais altas (Chapadões de GO e MS), Primavera do Leste, Campo Verde e Serra da Petrovina. Como operacionalmente não era possível a semeadura direta do algodoeiro, se criou o que se chamou à época de semeadura “semidireta”. Neste sistema, o solo era gradeado após as primeiras chuvas e era semeado o milheto. Em final de novembro ou dezembro, o milheto era dessecado e o algodoeiro era semeado sobre a palhada. Assim era introduzida alguma rotação de culturas no sistema, um pouco melhor que simplesmente o uso constante só de gradagem. Mas ainda era um sistema que não garantia a sustentabilidade agrícola.

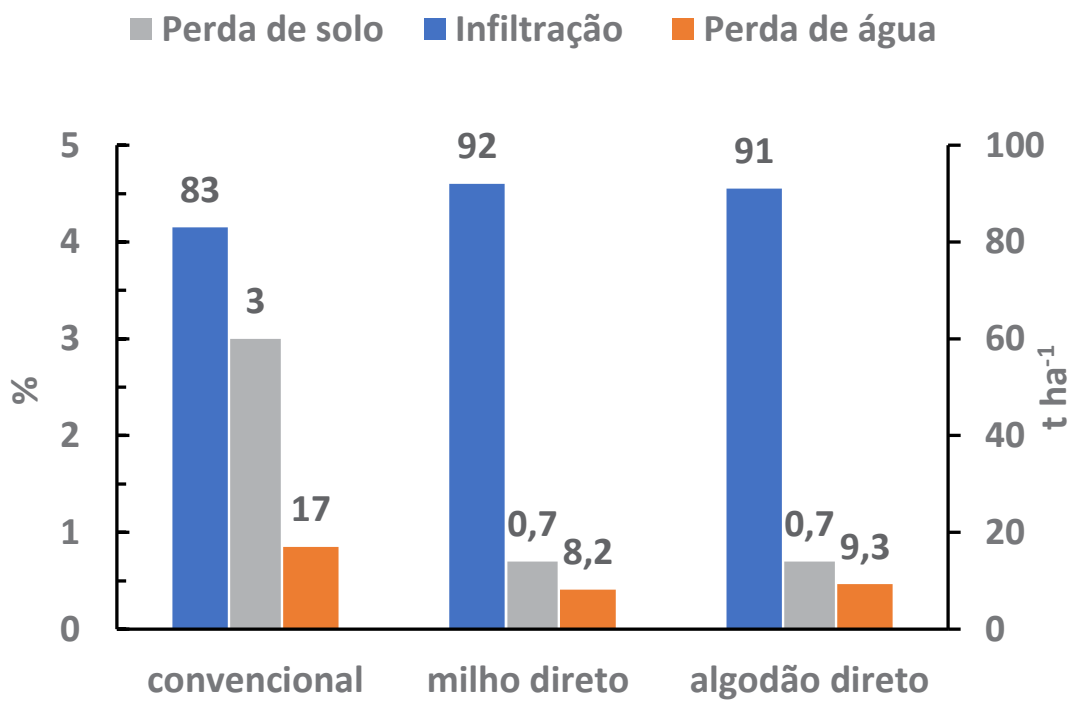


Figura 15.5. Perdas e infiltração de água e perdas de solo de culturas do algodoeiro convencional e semeadura direta e milho com semeadura direta. Na semeadura direta foi utilizada como planta de cobertura uma braquiária, em Latossolo Vermelho distroférrico argiloso em Goiás.
Fonte: Adaptado de Paula et al. (2005).

Cultivo sustentável do algodoeiro

Com a migração da cotonicultura para o Centro-Oeste, mudou toda a estrutura de produção, uma vez que agora o cultivo passou a ser feito em grandes áreas, sendo totalmente mecanizada. Com isso, mais o excesso de revolvimento do solo e trânsito pesado de máquinas, foi intensificado o problema de compactação dos solos. A introdução do milheto ajudou, mas não resolveu o problema. Assim começaram a ser desenvolvidos diversos esquemas de rotação, em função do local, dos solos e do regime de chuva.

Já nos anos 2000 o desenvolvimento de cultivares precoces e superprecoces de soja, com ciclo de 100 a 120 dias, abriu uma oportunidade de cultivo do algodoeiro em segunda safra, sistema que viria a predominar em Mato Grosso.

A busca pela melhoria da eficiência agroeconômica do uso da terra configurou os sistemas produtivos que envolvem a cultura do algodoeiro em três principais categorias: (i) Sequeiro com possibilidade de segunda safra, (ii) Sequeiro com uma única safra, (iii) Irrigado com duas safras.

Sequeiro com possibilidade de segunda safra

Esse sistema prevalece em Mato Grosso, estado que detém na atualidade a maior área de produção de algodão do Brasil. Também é praticado em algumas áreas de Mato Grosso do Sul e no Maranhão. Em geral o regime pluviométrico é de 1700 a 2500 mm por ano, o que permite o cultivo de segunda safra, notadamente o algodoeiro e também o milho, ambos após a soja, cuja semeadura inicia-se em setembro ou outubro e a colheita ocorre a partir de dezembro. Em alguns locais de elevada altitude, com temperaturas mínimas inferiores àquelas exigidas pelo algodoeiro nos meses de abril e maio, a semeadura tende a ser antecipada para o mês de dezembro, o que permite o cultivo prévio de uma planta de cobertura como o milheto, pastagens dos gêneros *Urochloa* e *Megathyrsus*, leguminosas (crotalárias e estilosantes), mix de plantas de coberturas etc.

Nesse sistema não há preparo convencional do solo na maioria das áreas; a aplicação de corretivos é feita superficialmente e em intervalos variando de 3 a 5 anos é comum o uso de escarificadores ou subsoladores para redução da compactação do solo. Por outro lado, há bons exemplos de rotação de culturas envolvendo a sequência: 1º ano: soja-algodão; 2º ano: soja-milho+braquiária e 3º ano: soja-algodão.

Sequeiro com uma única safra

Este sistema prevalece na Bahia, segundo maior produtor do Brasil, e em quase toda região do MATOPIBA. O volume anual de chuvas de 1300 a 1600 mm bem como a concentração das chuvas no verão/outono, limita o início da safra nos meses de setembro/outubro, e considerando a altitude de 750 a 1100 m, as baixas temperaturas e o corte das chuvas a partir de abril limitam o desenvolvimento do algodoeiro, o que exige uma semeadura antecipada. Nessa região o produtor precisa optar por uma das três culturas (soja, milho ou algodão) para ser semeada em novembro ou dezembro. Quando a soja é cultivada, há possibilidade de semeadura do milheto ou braquiária após sua colheita, entre fevereiro e abril. Na safra seguinte, esta área poderá receber o algodoeiro. Quando o produtor opta pelo milho, há possibilidade de se cultivar as forrageiras intercaladas nas linhas, e após a colheita do milho, o solo estará coberto e poderá receber a soja ou o algodoeiro em sequência. Quando o algodoeiro é semeado não há condições climáticas para cultivo de qualquer planta de cobertura na entressafra, considerando a duração do ciclo (150 a 210 dias) e a falta de umidade no solo.

Irrigado com duas safras

Esse modelo de produção está difundido na Bahia, Minas Gerais e em algumas regiões produtoras de São Paulo. Na Bahia, o algodoeiro é semeado após a colheita da soja, que ocorre entre janeiro e fevereiro, e na safra seguinte pode receber as mesmas culturas ou a soja seguida do milho+gramíneas forrageiras. Em Minas Gerais, o algodoeiro em regime de sequeiro em áreas altas (acima de 800 m) é semeado em novembro e colhido em maio, e no ciclo seguinte é rotacionado com soja, milho ou feijão, que recebem pouco investimento em fertilizantes. Nas regiões altas e irrigadas de Minas Gerais as opções de início de safra vão do milho semeado no final de agosto, soja precoce no final de setembro ou feijão no início de outubro e o algodão de segunda safra semeado após essas culturas, normalmente até 15 de janeiro. Nas áreas baixas (<600 m) não há relatos de cultivo do algodoeiro em ambiente não irrigado. Quando a irrigação é utilizada, semeia-se a soja em 15 de setembro e o algodoeiro entre 10 de janeiro e 10 de fevereiro ou então faz-se o cultivo de gramíneas forrageiras entre setembro e novembro e o algodoeiro é implantado em dezembro, sobretudo nas áreas onde predominam solos arenosos e há incidência de nematoides. Na região de Campos de Holambra, São Paulo, o algodoeiro é semeado em outubro/novembro e é sucedido por um cereal de inverno (trigo, aveia ou cevada) ou pelo feijoeiro, que depois pode receber soja, milho semente ou o próprio algodoeiro.

Saúde do solo e a cultura do algodoeiro

O Sistema de Semeadura Direta (SSD) e o uso de plantas de cobertura têm demonstrado grande eficácia na redução de perdas de solo por erosão, na melhoria da infiltração de água, inclusive com a cultura do algodoeiro (Figura 15.3) (Nouri et al., 2020). O aumento do C orgânico do solo e a promoção da biodiversidade microbiológica, fundamentais para manutenção e melhoria da qualidade do solo também podem ser atingidas com o adequado manejo do sistema de produção.

Sistemas com semeadura direta, irrigação e rotação de culturas aumentam a matéria orgânica do solo em campos com algodão, como pode ser visto na Figura 15.6. Ainda a semeadura direta com retenção de resíduos aumenta o carbono da biomassa microbiana, enquanto o preparo do solo e a rotação de culturas influenciaram a abundância dos principais grupos microbianos em áreas com regime semiárido. Entretanto, a semeadura direta e a rotação de culturas são os principais fatores de manejo para a saúde sustentável do

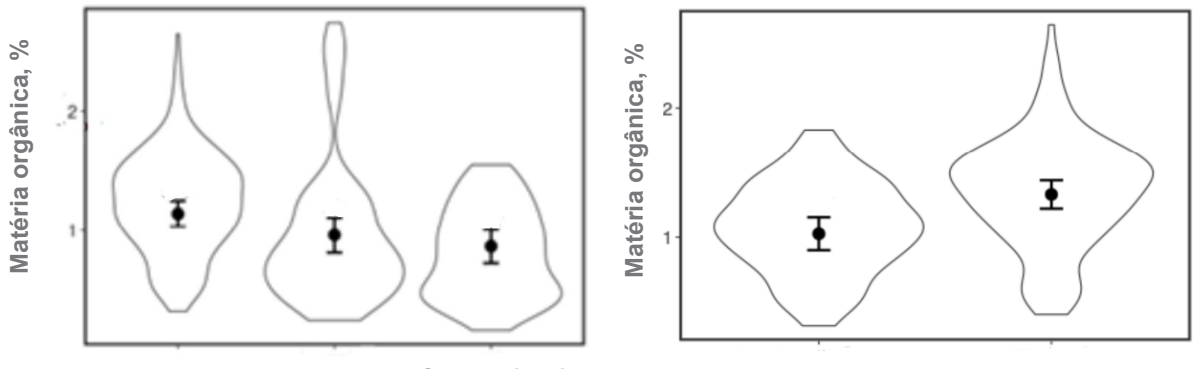


Figura 15.6. Matéria orgânica do solo em função de diferentes práticas. Os pontos mostram a média e as barras o intervalo de confiança (95%).
Fonte: Adaptado de Hailu et al. (2024).

No entanto, os benefícios do SSD para culturas específicas, como o algodoeiro, estão diretamente relacionados ao tempo de adoção do sistema. Toler et al. (2019), em uma meta-análise, destacam que a maximização da produtividade do algodoeiro sob SSD requer períodos prolongados de implementação, quando comparado ao plantio convencional (PC). Nouri et al. (2020), ao investigar o cultivo do algodão em SSD e PC ao longo de 33 anos, observaram que as maiores produtividades no SSD ocorreram após os 10 primeiros anos de adoção.

Carbono no solo

Em um solo argiloso do Sudoeste de GO, a semeadura direta resultou em aumento de até 55% no C do solo nos 5 cm superiores após 9 anos. O estoque de C do solo foi aumentado em 20% a uma profundidade de 40 cm (Ferreira et al., 2020). É interessante notar que a rotação de culturas com soja, milho e algodão foi insuficiente para aumentar o estoque de carbono no solo. Assim, a adoção da semeadura direta, na presença de rotação de culturas resultou em aumento anual médio 1,2 Mg ha^{-1} de C até a profundidade de 40 cm (Figura 15.7).

Os resultados obtidos por Cordeiro et al. (2022), em solo arenoso, em 5 anos, indicam aumento do estoque de C em sistemas com a presença de plantas de cobertura, especialmente nas camadas superficiais do solo (Figura 15.8).

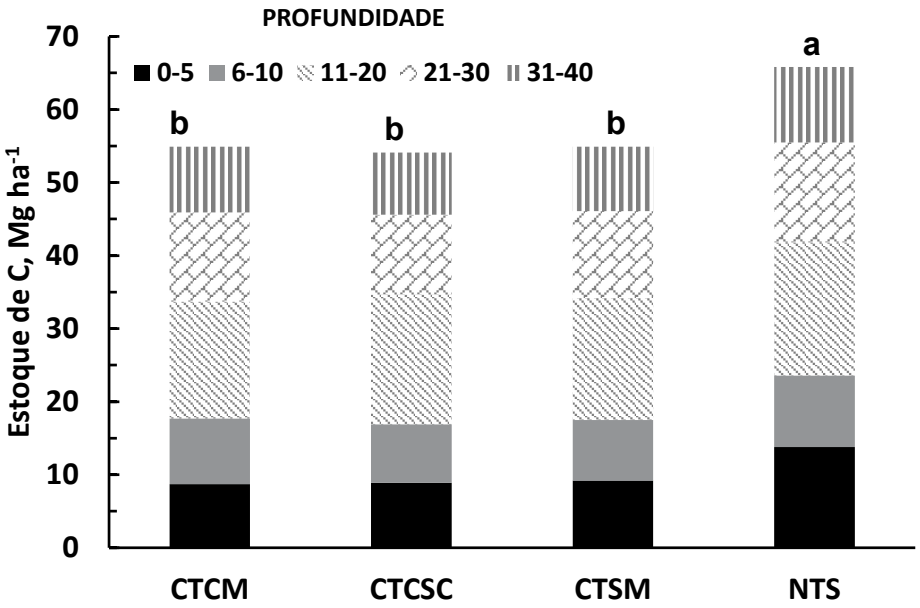


Figura 15.7. Estoque de carbono no solo depois de 9 anos de algodão cultivado em diversas rotações em semeadura direta e convencional. CTCM – Convencional e monocultura de algodão; CTCSC – Convencional e algodão rotacionado anualmente com soja; CTCSM – Convenciona e rotação bianual algodão-soja-milh0; NTS – semeadura direta (soja/U. ruziziensis – milho/ U. ruziziensis – algodão), em Santa Helena de Goiás, em um Latossolo Vermelho distrófico com 495 g kg-1 de argila.
Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2020).

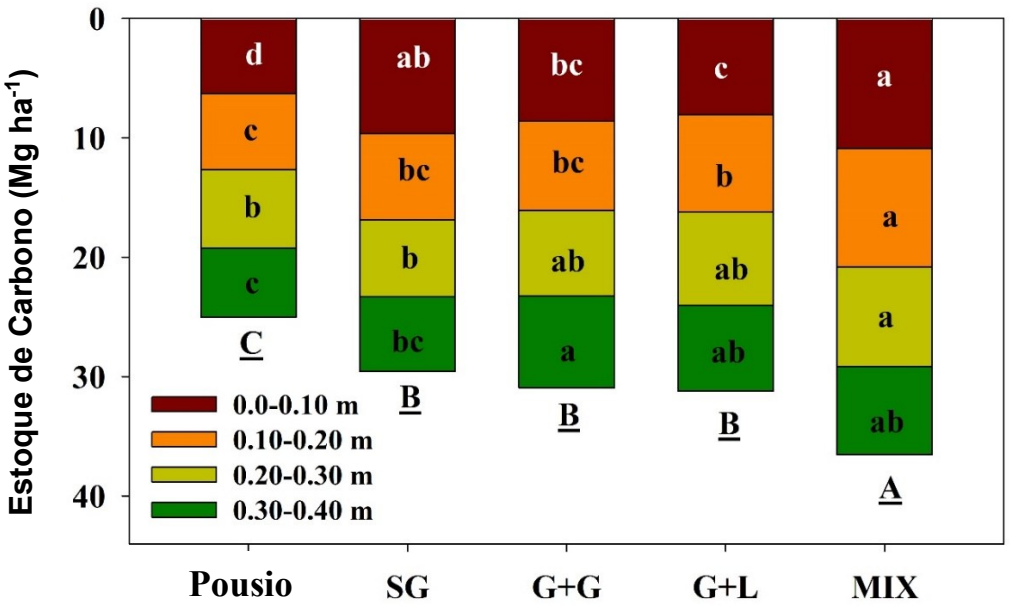


Figura 15.8. Estoque de C no solo sob diferentes sistemas de rotação após 5 anos. Letras maiúsculas compara o estoque total de C, e letras minúsculas comparam os estoques em cada camada de solo. F: pousio, sem plantas de cobertura; SG: gramínea solteira; G+G: duas gramíneas; G+L gramínea de baixa produção de biomassa e uma leguminosa; e MIX: duas gramíneas e uma leguminosa.
Fonte: Adaptado de Cordeiro et al. (2022).

O estoque de C orgânico no solo foi 46% maior no sistema de produção em rotação com cobertura mista em relação ao pousio. Interessante notar que, neste caso houve um acúmulo médio anual de carbono equivalente a 2,3 Mg ha^{-1}, ainda maior do que tinha sido observado em solo argiloso. Entretanto, é importante observar que as espécies utilizadas foram diferentes em cada caso. No solo arenoso, o ácido húmico e a humina foram menores nos sistemas com baixa produção de matéria seca, e o C associado a minerais foi 114% maior no sistema de culturas de cobertura mista.

Em 2015, na COP 21 - 21ª Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, foi apresentada a proposta '4 por 1000', uma iniciativa voluntária dos países para aumentar o teor de C nos solos do mundo, na taxa de 0,4% ao ano, até a profundidade de 40 cm (Lal, 2016). Nos exemplos apresentados com a cultura do algodão essa meta foi superada, o que mostra o potencial da prática, não só na melhoria da saúde do solo como na mitigação das emissões de C para a atmosfera.

Esses resultados mostram que, embora a rotação de culturas não traga benefícios importantes à saúde do solo em cultivo convencional, quando utilizada em sistemas com semeadura direta as culturas de cobertura podem aumentar o conteúdo de C em todas as frações da matéria orgânica, mesmo em um curto período (5 anos), e que uma mistura de culturas de cobertura seria a melhor opção.

Nitrogênio no solo

A fertilização adequada com N e a introdução da soja no sistema de produção beneficiam os ciclos do nitrogênio e do carbono no solo, resultando no aumento dos estoques e resultando em menor emissão de GEE para a atmosfera (Barcelos et al., 2022).

No caso da rotação com algodoeiro sob preparo convencional, a inclusão de soja na rotação não foi eficaz em aumentar o teor de N no solo. Quanto do algodoeiro foi cultivado sem rotação por 9 anos, foram adicionados 996 kg ha^{-1} de N mineral ao sistema, enquanto no sistema em semeadura direta, com a soja somente foram adicionados 649 kg ha^{-1} (Ferreira et al., 2022). Como pode ser visto na Figura 15.9, apesar de receber 347 kg ha^{-1} a menos de N fertilizante, o teor de N do solo sob semeadura direta foi maior, equivalente a 320 kg ha^{-1}. Esse acúmulo de N pode ser atribuído não apenas à ausência de rotação do solo, mas também ao potencial de ciclagem de nutrientes de *U. ruziziensis* (Pacheco et al., 2017).

Enzimas do solo

A comunidade microbiana representa a principal fonte de enzimas do solo, desempenhando um papel essencial na decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e no ciclo de nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P), carbono (C) e enxofre (S) (Mangalassery et al., 2015). No Brasil, as enzimas do solo são amplamente utilizadas como indicadores da qualidade do solo, devido à sua sensibilidade e resposta às práticas de manejo. Com base em suas associações com a produtividade das culturas e os teores de MOS, foram desenvolvidas tabelas de interpretação para a atividade enzimática em solos tropicais, estabelecendo valores de referência classificados como baixos, médios e altos (Lopes et al., 2013; Mendes et al., 2019).

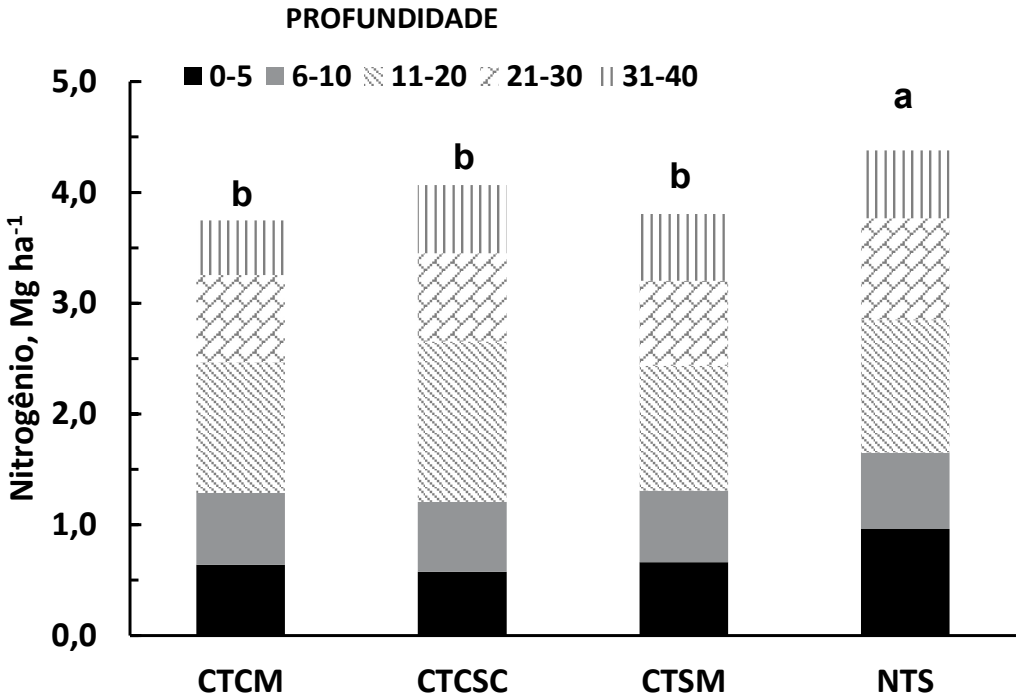


Figura 15.9. Estoque de N no solo depois de 9 anos de algodão cultivado em rotação sob semeadura direta e convencional. CTCM – Convencional, monocultura de algodão; CTCSC – Convencional, algodão rotacionado anualmente com soja; CTCSM – Convencional, rotação bianual algodão-soja-milho; NTS – semeadura direta (soja/U. ruziziensis – milho/ U. ruziziensis – algodão), em Santa Helena de Goiás, em um Latossolo Vermelho distrófico com 495 g kg-1 de argila.
Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2020).

Foram definidos níveis críticos da atividade enzimática da fosfatase, arilsulfatase e β-glicosidase em um Latossolo Vermelho Distrófico argiloso (58,3% de argila, 34,6% de areia e 7,1 de silte), cujos níveis considerados moderados foram entre 264-494; 31-70; 67-115 (mg kg^{-1} h^{-1}), respectivamente (Mendes et al., 2019). Por exemplo, a atividade da enzima β-glicosidase foi 19% maior no solo argiloso em relação ao arenoso (Veum

et al., 2014; Lorenz et al., 2020). A atividade das enzimas β-glicosidase e arilsulfatase é sensível aos efeitos de preparo de solo (Balota et al., 2014; Lorenz et al., 2020). Isto mostra o potencial de aumento da atividade dessas enzimas com o aumento do acúmulo de matéria orgânica no solo em comparação à atividade das enzimas extracelulares (Bandick & Dick, 1999; Balota et al., 2014; Lorenz et al., 2020).

Os resultados obtidos por Lopes et al. (2021) após cinco anos de experimentação demonstram um aumento na atividade enzimática em sistemas de semeadura direta com algodão (Figura 15.9). Esses achados ressaltam a importância das práticas regenerativas para a sustentabilidade dos agroecossistemas em solos arenosos. Ademais é importante observar as reduções nos níveis de carbono orgânico do solo e atividade enzimática em função da profundidade amostragem (Figura 15.10), e estão associadas a redução de biomassa radicular e MOS.

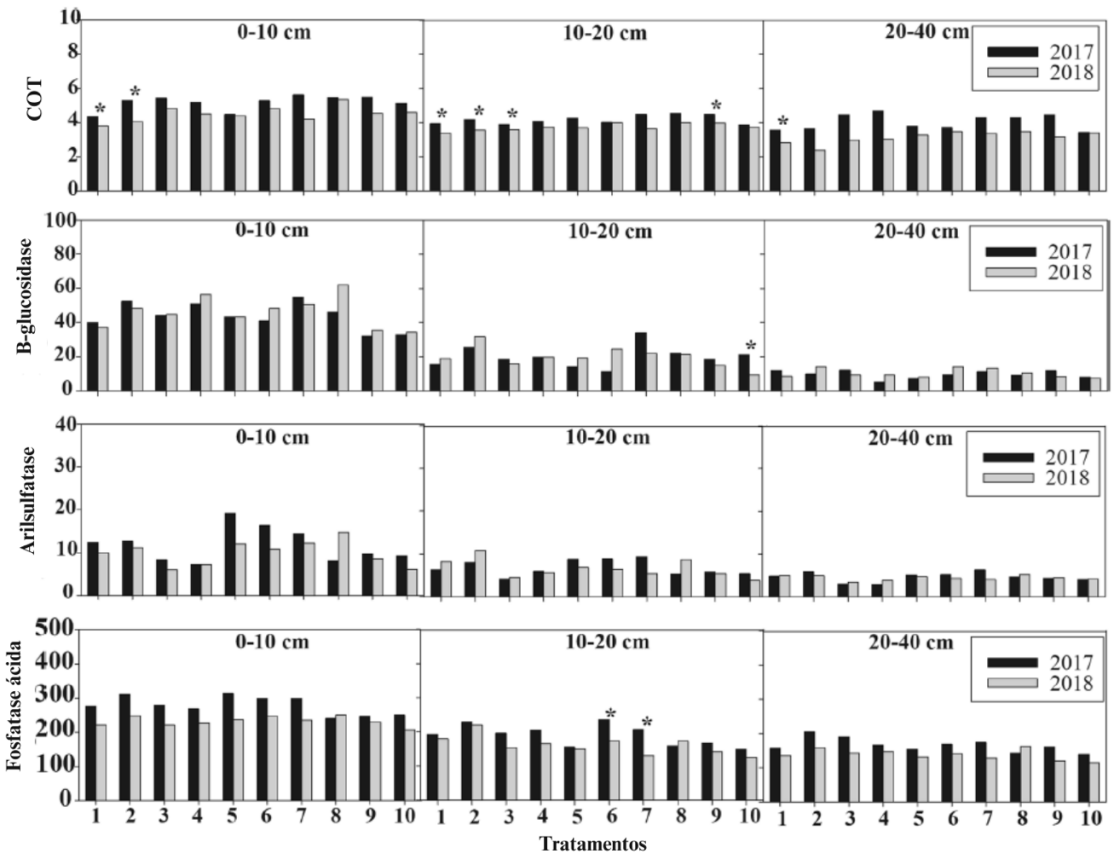


Figura 15.10. Carbono orgânico (g-1 kg-1) e atividade de β-glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida (µg p-nitrophenol g-1 h-1). * indica diferença (LSD, P<0.05) entre anos. Tratamentos: 1-Sj; 2- Mil.; 3- Alg.; 4-M/Alg.; 5- Sj/M+B; 6- Alg./Sj-Mil./M+B; 7- Sj-Crot/M+B/Alg.; 8- M+B/Alg./Sj-Crot.; 9- Alg./Sj-Crot./M+Crot.; 10- Sj+Sg/Alg. Alg.: Algodão; B: Urochloa ruziziensis), Crot: Crotalária ochroleuca em sucessão à soja e Crotalaria spectabilis em consórcio com milho; M: Milho (Zea mays L.); Sg: Sorgo; Sj: Soja; Mil: Milheto (Pennisetum glaucum L.). Manejo no solo: tratamentos 1 a 5 preparo convencional e tratamentos de 6 a 10 semeadura direta. Fonte: Adaptado de Lopes et al. (2021).

Na Figura 15.10, o cultivo de algodoeiro semeado sobre milheto e/ou capim-mombaça em diferentes sistemas de preparo apresentou um aumento de 19% na atividade da enzima β-glicosidase e de 32% na atividade da arilsulfatase (Rocha, 2024). Esse incremento foi observado quando o preparo convencional realizado na primavera incluiu o capim-mombaça, em comparação ao milheto (Figura 15.11). Esses resultados indicam que o capim-mombaça tem a capacidade de estimular biologicamente a atividade enzimática do solo que receberam revolvimento, mesmo com um período reduzido de desenvolvimento radicular, contribuindo para a criação de um ambiente biologicamente ativo para a cultura do algodão.

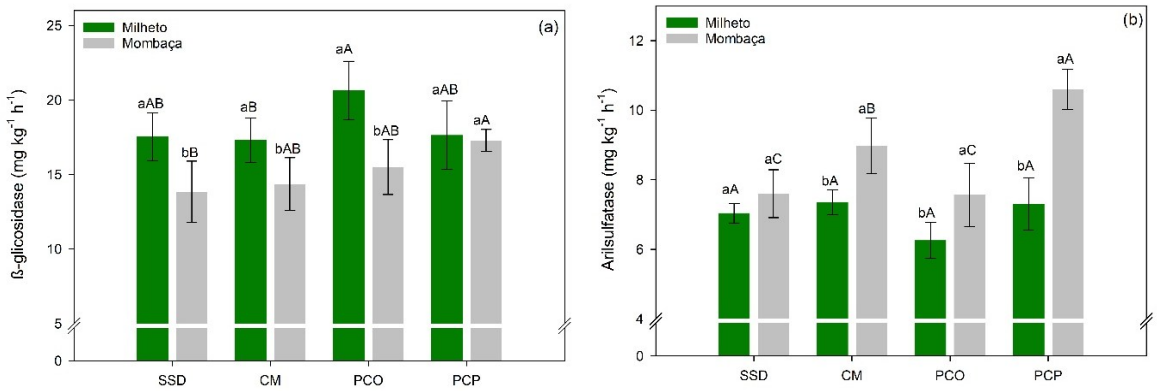


Figura 15.11. Atividade de β-Glicosidase e arilsulfatase em área de algodão sob diferentes sistemas de preparo do solo com uso de milheto e capim mombaça nas safras 2020/2021 e 2021/2022. Médias seguidas de letra minúscula comparam plantas de cobertura e letras maiúsculas comparam os sistemas de preparo (Tukey, p<0,05). SSD: Sistema de Semeadura Direta; CM: Cultivo Mínimo; PCO: Preparo Convencional no Outono; PCP: Preparo Convencional na Primavera. Fonte: Adaptado de Rocha (2024**).**

Os resultados obtidos em lavouras de alta produtividade de algodão (Tabela 15.3) não demonstraram uma correlação consistente com os valores considerados adequados para as enzimas do solo. Por exemplo, os teores de fosfatases apresentaram níveis baixos em ambos os locais avaliados. Já as atividades de arilsulfatase e β-glicosidase foram classificadas como moderadas em Sapezal, enquanto em Riachão das Neves estavam em níveis baixos (Echer et al., 2024). Os baixos valores observados podem estar associados a áreas com pouca adoção de práticas sustentáveis, especialmente em solos de textura arenosa, que apresentam naturalmente baixos teores de matéria orgânica (MOS).

A qualidade do solo na cultura do algodão é um fator essencial para a produtividade e sustentabilidade do sistema agrícola, sendo influenciada por atributos físicos, químicos e biológicos. Nesse contexto, a implementação de plantas de cobertura desempenha

um papel fundamental, pois contribui para o incremento da MOS, estimula a atividade enzimática e favorece a microbiota do solo (Chaer et al., 2023). Essas melhorias resultam em um ambiente mais equilibrado e biologicamente ativo, promovendo maior resiliência do solo e maior eficiência no ciclo de nutrientes, aspectos essenciais para a manutenção da produtividade do algodoeiro a longo prazo (Acosta-Martínez et al., 2011; Mendes et al., 2019).

Microbioma

Espera-se que práticas conservacionistas como a semeadura direta, principalmente quando associada à rotação de culturas e plantas de cobertura aumentem a diversidade microbiana (Souza et al., 2015), com reflexos na melhoria da saúde do ambiente radicular. Isso ocorreria em função da menor movimentação do solo, maior produção de biomassa e diversidade radicular. De fato, Cordeiro et al. (2021) demonstraram que o uso de uma mistura de plantas de cobertura (milho, ruziziensis e guandu) aumentou o carbono e nitrogênio na massa microbiana, evidenciando maior atividade.

Tabela 15.3. Atividade enzimática do solo em lavouras algodoeiras de alta produtividade em Sapezal (SPZ) e Riachão das Neves (RN), Brasil (Echer et al. 2024).

Camada do solo (cm)	Fosfatase ácida		Arilsulfatase		ß-Glucosidase	
	mg kg^{-1} h^{-1}					
	SPZ	RN	SPZ	RN	SPZ	RN
0-10	234±53	215±31	50±11	16±3	93±23	30±8
10-20	252±56	225±24	41±5	14±3	79±25	26±7

Entretanto, no caso do algodoeiro em rotação com gramíneas de inverno os resultados foram inconsistentes. De modo geral, as condições ambientais, como anos diferentes, ou diferentes precipitações tiveram efeito mais forte nas estruturas das populações microbianas, tanto na rizosfera como no solo até 20 cm de profundidade (Petermann et al., 2024).

Entretanto, quando o milho foi introduzido na rotação a diversidade bacteriana aumentou, enquanto a diversidade de fungos foi diminuída, mas a estrutura e composição das comunidades bacterianas foram semelhantes entre os diferentes sistemas de produção (Xi et al., 2021). Os autores demonstraram ainda que oito espécies de fungos e oito espécies de bactérias interagiram com Verticillium, o que seria importante no controle da doença.

Condições físicas do solo

A densidade do solo (Ds) pode atuar como uma barreira física ao crescimento radicular do algodoeiro, especialmente em solos arenosos, quando seus valores ultrapassam 1,82 Mg m^{-3} (Rosolem et al., 1998). O aumento da Ds na camada de 0,10-0,20 m pode restringir o crescimento radicular, reduzindo a capacidade de absorção de água e nutrientes. Mesmo que haja uma maior concentração de raízes na camada superficial, essa limitação física torna a planta mais suscetível ao estresse hídrico, impactando negativamente seu desenvolvimento e produtividade, independentemente da disponibilidade de nutrientes no solo (Moura et al., 2021).

Desta forma, a redução da taxa de alongamento radicular afeta negativamente a produtividade do algodão por consequência do aumento da resistência à penetração (RP) que tem associação direta com a Ds (Colombi et al., 2018). Ademais em solos arenosos, valores de densidade mais elevados podem significar melhor gestão do fluxo de água e nutrientes (Huang & Hartemink, 2020; Conyers et al., 2019). Os resultados obtidos por Silva et al. (2024) indicam que a compactação do solo diminui com o aumento da capacidade de armazenamento de água no solo (Figura 15.11). Segundo Lardy et al. (2022) esse efeito é dependente da Ds. Dado que o crescimento do algodoeiro é limitado em solos arenosos quando a resistência à penetração (RP) supera 2,5 MPa (Rosolem et al., 1998), o conteúdo de água acima de 0,20 m^3 m^{-3} representa uma estratégia eficaz para manter a RP em níveis iguais ou inferiores a 2,5 MPa (Figura 15.12).

Contudo, um maior teor de água no solo pode elevar o risco de RP devido ao tráfego de máquinas, resultando no aumento da Ds e RP, mesmo em áreas manejadas sob sistema de semeadura direta com a adoção de plantas de cobertura (Benetti et al., 2023). Observa-se que a redução de 10% no conteúdo de água em um solo composto por 92% de área pode ser suficiente para elevar a RP em 4,23 MPa, passando de 1,29 para 5,52 Mpa (Zhang et al., 2021).

Estudos apontam que o uso de capim mombaça após o revolvimento do solo realizado na primavera é uma estratégia para reduzir a compactação do solo em 14%, com a resistência à penetração diminuindo de 3045 kPa aos 35 dias após a emergência (DAE) do algodoeiro para 2674 kPa no período pós-colheita, na profundidade de 0,20-0,40 m (Rocha, 2024) (Figura 15.13). Essas mudanças na estrutura do solo estão associadas ao aumento da densidade radicular das culturas outono-primavera e à elevação dos teores de carbono orgânico total e carbono lábil (Rengel & Djalovic, 2021; Tonon-Debiase et al., 2024). Em sistemas conservacionistas, o aporte contínuo de biomassa radicular favorece a estabilização da estrutura do solo e a formação de novos poros após a decomposição

das raízes (Bodner et al., 2008), contribuindo para a melhoria das condições físicas do solo (Kreiselmeier et al., 2019). Como observado na Figura 15.12 a escarificação é uma estratégia para mitigar o efeito da RP no solo, mas deve ser associada a planta de cobertura, sobretudo aquelas com crescimento radicular rápido e agressivo, como as gramíneas forrageiras.

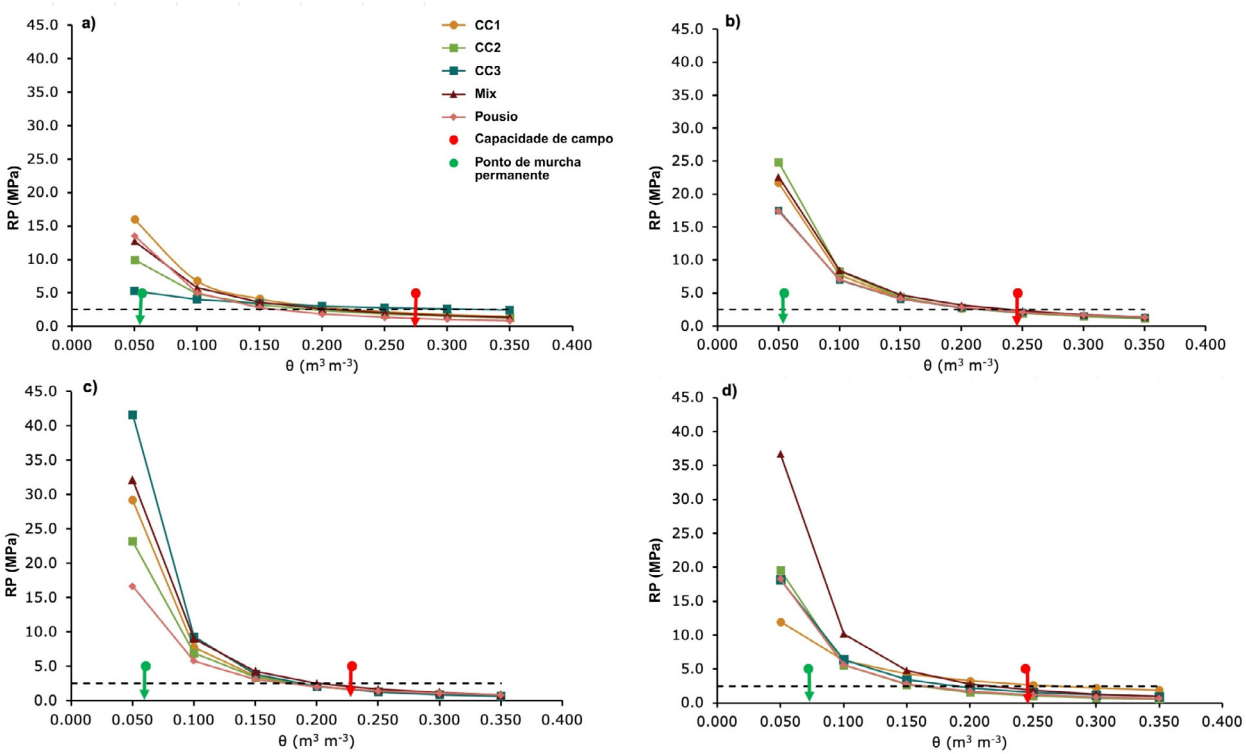


Figura 15.12. Relação entre resistência à penetração e teor de água no solo (θ) em função de plantas de cobertura precedendo o algodão. (a) 0,00-0,10 m, (b) 0,10-0,20 m, (c) 0,20-0,40 m e (d) 0,40-0,60 m. CC1: Ruziziensis; CC2: Milheto + Ruziziensis; CC3: Milheto + Mucuna preta; Mixture: Ruziziensis + Milheto + Mucuna Preta; Fallow: controle. Setas vermelha e verde indicam o teor de água na capacidade de campo e no ponto de murcha permanente, respectivamente.
Fonte: Adaptado de Silva et al. (2024).

Dessa forma, a utilização de plantas de cobertura nesses sistemas, além de promover o incremento de carbono no solo, facilita a reorganização das partículas, proporcionando um ambiente com melhores características físicas, especialmente em áreas manejadas com o uso de equipamentos mecânicos (Ahuja et al., 1998; Guedes Filho et al., 2013). A inserção de plantas de cobertura em sistemas que exijam preparo de solo para o cultivo do algodoeiro pode reduzir os impactos negativos causados pela desagregação das partículas e mitigar alguns efeitos a longo prazo, como a perda de carbono (Blanco-Canqui et al., 2011).

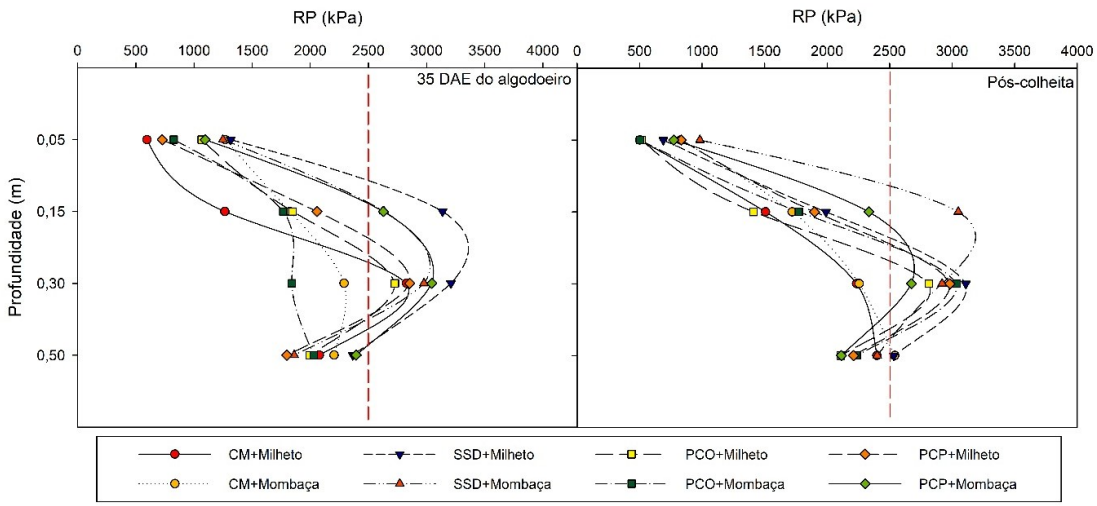


Figura 15.13. Resistência à penetração nas camadas de 0,0-0,10m; 0,10-0,20 m; 0,20-0,40 m; 0,40-0,60 m em área de algodão sob diferentes sistemas de preparo com uso de milheto e capim Mombaça durante o desenvolvimento (35 DAE) e após a colheita do algodoeiro na safra 2021/2022. RP: Resistência a penetração. CM: cultivo mínimo; SSD: sistema de semeadura direta; PCO: preparo convencional no outono; PCP: preparo convencional na primavera

Outro aspecto importante é a conservação de água no solo, sobretudo os de textura arenosa, que tem baixa capacidade de retenção de água e dependem do aporte de carbono ao solo para não expor as plantas à seca precocemente. Silva et al. (2025) avaliaram o efeito das plantas de cobertura antecessoras ao algodoeiro sobre o teor de umidade de um solo arenoso (SWC) a partir do início do florescimento do algodoeiro, e observaram que o MIX em geral aumentou o SWC, tanto na linha quanto na entrelinha (Figura 15.14). Na camada de 0-20 cm o SWC foi maior no MIX de plantas de cobertura na maior parte das vezes, principalmente na linha de semeadura. Na camada de 20-40 cm, tanto o MIX quanto a gramínea aumentaram o SWC comparado ao pousio, porém houve uma oscilação no SWC na entrelinha, com o MIX apresentando valores inferiores ao pousio e gramínea em determinadas épocas, mas com uma capacidade mais rápida de aumento do conteúdo de água no solo quando houve precipitação. Em profundidade (40-60 cm) o SWC foi aumentado pelo MIX e gramínea na maioria das avaliações, sobretudo na entrelinha (Figura 15.14).

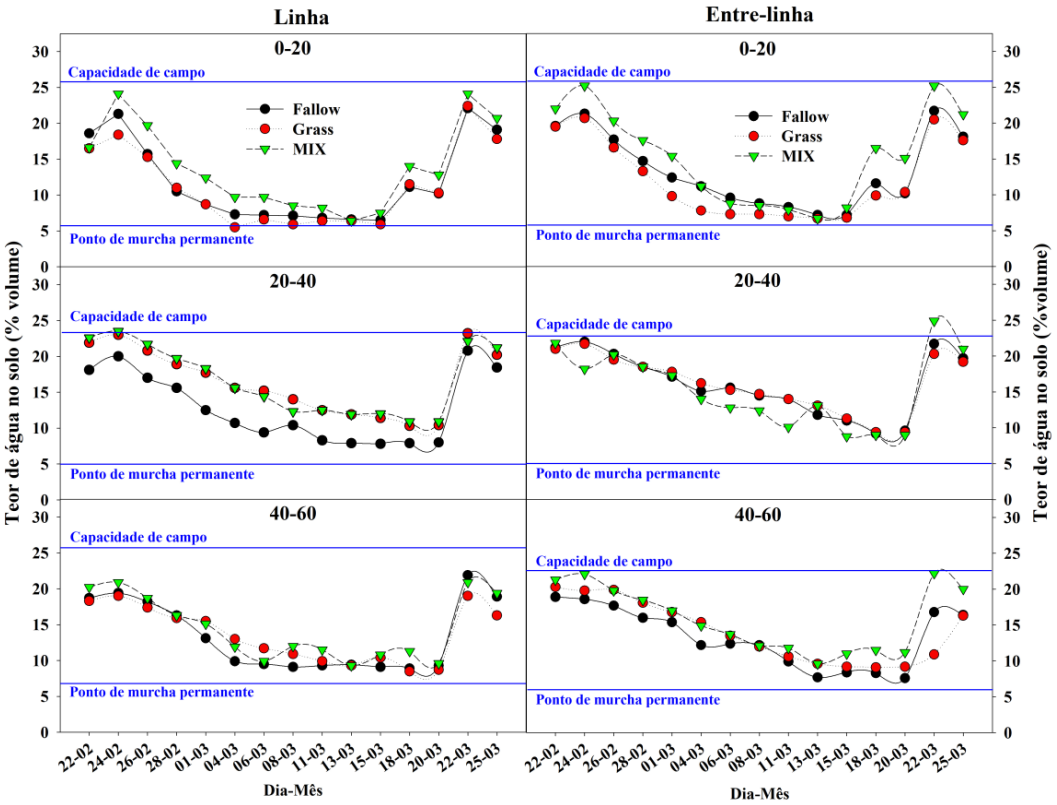


Figura 15.14. Água no solo nas profundidades de 0 a 60 cm, em função do manejo com plantas de cobertura. Fonte: Adaptado de Silva et al. (2025).

Considerações finais

Ao longo deste capítulo foi descrita e discutida a grande evolução do sistema de produção do algodoeiro no Brasil, desde seu cultivo itinerante pelos povos nativos e primeiros colonos até os dias atuais, com a mais moderna tecnologia. Hoje se pode dizer que, no Brasil, foi desenvolvida uma tecnologia de produção de algodão que, muito mais que alta produtividade, visa garantir a regeneração e conservação do solo e da água, sobretudo pelo aumento do estoque de C e mitigação da emissão de GEE em função do menor revolvimento do solo e de rotações adequadas de culturas e plantas de cobertura.

A Figura 15.15, onde aparece uma raiz de algodoeiro crescendo junto a uma raiz antiga de Brachiaria, mostra uma situação típica de lavoura de algodão no cerrado do Mato Grosso com perfil do solo em boas condições físicas, biológicas e de fertilidade. Mostra ainda a importância da inserção de uma gramínea forrageira no sistema de produção de algodão.



Figura 15.15. Raiz de algodoeiro crescendo junto a uma raiz antiga de brachiária, mostrando a importância de bioporos para uma boa exploração do perfil do solo. Foto: AC Bergamin.

O algodoeiro está inserido num sistema produtivo que envolve outras culturas como soja e milho, principalmente, e devido ao maior retorno financeiro, seu cultivo tende a ser intensivo. Entretanto. em função do ciclo da planta, fica limitada a possibilidade de rotação mais diversificada. Alerta-se para o futuro a necessidade de inserção de outras espécies no sistema, principalmente plantas de cobertura, de modo a aumentar o aporte de carbono ao sistema, reduzir a compactação do solo e a ocorrência de problemas fitossanitários. Ainda devem ser estimulados estudos visando a melhoria da ciclagem de nutrientes e atenuação de estresses que limitam a produtividade do algodoeiro em regiões de baixa altitude, sobretudo a seca e o calor.

Referências

Acosta-Martínez, V., Lascano, R., Calderón, F., Booker, J. D., Zobeck, T. M., & Upchurch, D. R. (2011). Dryland cropping systems influence the microbial biomass and enzyme activities in a semiarid sandy soil. *Biology and Fertility of Soils, 47*, 655–667. https://doi.org/10.1007/s00374-011-0565-1

Ahuja, L. R., Fiedler, F., Dunn, G. H., Benjamin, J. G., & Garrison, A. (1998). Soil water retention curves due to tillage and natural reconsolidation. *Soil Science Society of America Journal, 62*, 1228–1233. https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050011x

Balota, E. L., Calegari, A., Nakatani, A. S., & Coyne, M. S. (2014). Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 197*, 31–40. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.010

Bandick, A. K., & Dick, R. P. (1999). Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry, 31*, 1471–1479. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00051-6

Barcelos, J. P. Q., Souza, M., Nascimento, C. A. C., & Rosolem, C. A. (2022). Soil acidity amelioration improves N and C cycles in the short term in a system with soybean followed by maize–Guinea grass intercropping. *Geoderma, 421*, 115909. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115909

Benetti, M., Liu, K., Guerrini, L., Gasparini, F., Peruzzi, A., & Sartori, L. (2023). How much impact has the cover crop mulch in mitigating soil compaction? A field study in north Italy. *Agronomy, 13*, 686–699. https://doi.org/10.3390/agronomy13030686

Blanco-Canqui, H., Mikha, M. M., Presley, D. R., & Claassen, M. M. (2011). Addition of cover crops enhances no-till potential for improving soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal, 75*, 1471–1482. https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0430

Bodner, G., Loiskandl, W., Buchan, G., & Kaul, H. P. (2008). Natural and management-induced dynamics of hydraulic conductivity along a cover-cropped field slope. *Geoderma, 146*, 317–325.

Chaer, G. M., Mendes, I. C., Dantas, O. D., Malaquias, J. V., 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.

Colombi, T., Torres, L. C., Walter, A., & Keller, T. (2018). Feedbacks between penetration resistance, root architecture and water uptake limit accessibility, and crop growth — a vicious circle. *Science of the Total Environment, 626*, 1026–1035. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.129

Companhia Nacional de Abastecimento (Conab). (2025). *Acompanhamento da safra brasileira* (7º levantamento, abril/2025).

Conyers, M., Van Der Rijt, V., Oates, A., Poile, G., Kirkegaard, J., & Kirkby, C. (2019). The strategic use of minimum tillage within conservation agriculture in southern New South Wales, Australia. *Soil and Tillage Research, 93*, 17–26.

Cordeiro, C. F. S., Echer, F. R., & Araujo, F. F. (2021). Cover crops impact yields by improving microbiological activity and fertility in sandy soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 21*, 1968–1977. https://doi.org/10.1007/s42729-021-00494-0

Cordeiro, C. F. S., Rodrigues, D. R., Silva, G. F., Echer, F. R., & Calonego, J. C. (2022). Soil organic carbon stock is improved by cover crops in a tropical sandy soil. *Agronomy Journal, 114*, 1546–1556. https://doi.org/10.1002/agj2.21019

Echer, F. R., Galdi, L. V., Silva, G. R., Santos, J. W., Rocha, C. H., Cagna, C. P., Tormena, C. A., Silva, I. F., & Atarassi, R. (2024). Components of high-yielding cotton grown in rain-fed conditions in the Brazilian Cerrado. *Agronomy, 14*, 2920. https://doi.org/10.3390/agronomy14122920

Ferreira, A. C. B., Borin, A. L. D. C., Lamas, F. M., Bogiani, J. C., Silva, M. A. S., Silva Filho, J. S., & Staut, L. A. (2020). Soil carbon accumulation in cotton production systems in the Brazilian Cerrado. *Acta Scientiarum. Agronomy, 42*, e4303. https://doi.org/10.4025/actasciagron.v42i1.43039

Grohman, F., & Catani, R. A. (1949). O empobrecimento causado pela erosão e pela cultura algodoeira no solo arenito Bauru. *Bragantia, 9*, 125–132.

Guedes Filho, O., Silva, A. P., Giarola, N. F. B., & Tormena, C. A. (2013). Structural properties of the soil seedbed submitted to mechanical and biological chiseling under no-tillage. *Geoderma, 204–205*, 94–101. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.017

Guedes, C. (2022). *Algodão: o fio da história no Brasil*. Brasília: ABRAPA.

Hailu, T. A., Devkota, P., Osoko, T. O., Singh, R. K., Zak, J. C., & van Gestel, N. (2024). No-till and crop rotation are promising practices to enhance soil health in cotton producing semiarid regions: Insights from citizen science. *Soil Systems, 8*, 108. https://doi.org/10.3390/soilsystems8040108

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

Kreiselmeier, J., Chandrasekhar, P., Weninger, T., Schwen, A., Julich, S., Feger, K. H., & Schwärzel, K. (2019). Quantification of soil pore dynamics during a winter wheat cropping cycle under different tillage regimes. *Soil and Tillage Research, 192*, 222–232.

Lal, R. (2016). Beyond COP 21: Potential and challenges of the “4 per thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation, 71*, 20A–25A. https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.20A

Lanclos, K., Meyer, L., Dew, T., Jarrel, G., Galbraith, S., & Bein, O. (2025). *The world and United States cotton outlook*. In *101st Annual Agricultural Outlook Forum*. U.S. Department of Agriculture.

Lardy, J. M., DeSutter, T. M., Daigh, A. L. M., Meehan, M. A., & Staricka, J. A. (2022). Effects of bulk density and water content on penetration resistance. *Agricultural & Environmental Letters, 7*, e20096. https://doi.org/10.1002/ael2.20096

Lopes, A. A. C., Sousa, D. M. G., Chaer, G. M., Reis Junior, F. B., & Goedert, W. (2013). Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal, 77*, 461–472. https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0191

Lorenz, N., Gardener, B. B. M. C., Lee, N. R., Ramsier, C., & Dick, R. P. A. (2020). Soil enzyme activities associated with differential outcomes of contrasting approaches to soil fertility management in corn and soybean fields. *Applied Ecology and Environmental Sciences, 8*, 517–525. https://doi.org/10.12691/aees-8-6-26

Mangalassery, S., Kalaivanan, D., & Philip, P. (2015). Effect of inorganic fertilizers and organic amendments on soil aggregation and biochemical characteristics in a weathered tropical soil. *Soil and Tillage Research, 187*, 144–151.

Marques, J. A. A. (1950). *Processos modernos de preparo do solo e defesa contra a erosão*. Boletim 19. Instituto Central de Fomento Econômico da Bahia.

Mendes, I. C., Souza, L. M., Sousa, D. M. G., Lopes, A. A. C., Reis Junior, F. B., Lacerda, M. P. C., & Malaquias, J. V. (2019). Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. *Applied Soil Ecology, 139*, 85–93. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.025

Moreira, J. A. N., & Santos, R. F. (1994). *Origem, crescimento e progresso da cotonicultura no Brasil*. Brasília: Embrapa.

Moura, M. S., Silva, B. M., Mota, P. K., Borghi, E., Resende, A. V., Acuña-Guzman, S. F., Araújo, G. S. S., Silva, L. C. M., Oliveira, C. G., & Curi, N. (2021). Soil management and diverse crop rotation can mitigate early-stage no-till compaction and improve least limiting water range in a Ferralsol. *Agricultural Water Management, 243*, 106523. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106523

Nouri, A., Lee, J., Yoder, D. C., Jagadamma, S., Wlaker, F. R., Yin, X., & Arelli, P. (2020). Management duration controls the synergistic effect of tillage, cover crop, and nitrogen rate on cotton yield and yield stability. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 301*, 107007. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107007

Pacheco, L. P., Monteiro, M. M. S., Petter, F. A., Nóbrega, J. C. A., & Santos, A. S. (2017). Biomass and nutrient cycling by cover crops in Brazilian Cerrado in the state of Piauí. *Revista Caatinga, 30*, 13–23. https://doi.org/10.1590/1983-21252017v30n102rc

Passos, S. M. G. (1977). *Algodão*. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola.

Paula, C. M. V., Correchel, V., Santos, S. V., & Leandro, W. M. (2005). Avaliação de perda de solo e água em diferentes sistemas de manejo, incluso o sistema de plantio direto, envolvendo a cultura do algodão. In *Congresso de Pesquisa, Ensino e Extensão (Conpeex)*. UFG. Anais. Disponível em: https://projetos.extras.ufg.br/conpeex/2005/porta_arquivos/pibic_pivic/C%C3%A1ssiaMoabedePaulaAvalia%C3%A7%C3%A3odePerdasdeSoloe%C3%81gua,emDiferentesSistemasdeManejoInclusooSi_573.pdf

Petermann, B. J., Acosta-Martinez, V., Laza, H. E., Lewis, K., Stefffan, J., & Slaughter, L. (2024). Soil bacterial and fungal microbiomes under cotton production are more sensitive to tillage and cover crops than irrigation level in a semi-arid sandy soil. *Applied Soil Ecology, 204*, 105711. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105711

Rengel, Z., & Djalovic, I. (Eds.). (2021). *The root systems in sustainable agricultural intensification*. Wiley Blackwell.

Righi, N. R., Ferraz, C. A., & Correa, D. M. (1965). Cultura. In *Cultura e adubação do algodoeiro* (pp. 255–318). São Paulo: Instituto Brasileiro de Potassa.

Rocha, C. H. (2024). *Qualidade do solo e produtividade do algodoeiro afetados por plantas de cobertura e sistemas de preparo* [Tese de Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal, Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente].

Rosolem, C. A., Echer, F. R., Lisboa, I. P., & Barbosa, T. S. (2012). Acúmulo de N, P e K pelo algodoeiro sob irrigação cultivado em sistemas convencional e adensado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 36*, 457–466.

Rosolem, C. A., Schiochet, M. A., Souza, L. S., & Whitacker, J. P. T. (1998). Root growth and cotton nutrition as affected by liming and soil compaction. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 29*, 169–177. https://doi.org/10.1080/00103629809369936

Saint-Hilaire, A. (1938). *Viagem pelas províncias do Rio de Janeiro e Minas Gerais*. Ed. Nacional. http://bdor.sibi.ufrj.br/handle/doc/208

Silva, G. R. A., Mattos, G. M., Rorato, A. F. S., Bais, C. A., Tormena, C. A., Gonçalves, A. C., & Echer, F. R. (2025). Cover crops mix preceding cotton improves water content, but heat stress limits fiber yield. In *Proceedings of the Beltwide Cotton Conferences*, New Orleans, USA.

Silva, P. L. F. D., Tormena, C. A., Echer, F. R., Cagna, C. P., Rocha, C., & Lima, R. P. D. (2024). Cover crops influence the physical hydric quality of a tropical sandy soil under no-tillage cotton cropping. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 48*, e0240026. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20240026

Souza, R. C., Hungria, M., Cantão, M. E., Vasconcelos, A. T. R., Nogueira, M. A., & Vicente, V. A. (2015). Metagenomic analysis reveals microbial functional redundancies and soil-specificities under different tillage and crop-management regimes. *Applied Soil Ecology, 86*, 106–112. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.010

Toler, H. D., Augé, R. M., Benelli, V., Allen, F. L., & Ashworth, A. J. (2019). Global meta-analysis of cotton yield and weed suppression from cover crops. *Crop Science, 59*, 1248–1261. https://doi.org/10.2135/cropsci2018.10.0603

Tonon-Debiasi, B. C., Debiasi, H., Rondina, A. B. L., Moraes, M. T., Franchini, J. C., Junior, A. A. B., & Nogueira, M. A. (2024). Microbial attributes as structural quality index for physical health of an Oxisol under compaction levels. *Soil and Tillage Research, 235*, 105872.

Veum, K. S., Goyne, K. W., Kremer, R. J., Miles, R. J., & Sudduth, K. A. (2014). Indicadores biológicos da qualidade do solo e características da matéria orgânica do solo em um continuum de manejo agrícola. *Biogeoquímica, 117*, 81–99.

Xi, H., Zhang, X. K., Qu, Z., Yang, D. Y., Alariqi, M., Yang, Z., Nie, X. H., & Zhu, L. F. (2021). Effects of cotton–maize rotation on soil microbiome structure. *Molecular Plant Pathology, 22*, 673–682. https://doi.org/10.1111/mpp.13053

Yates, F. (1952). Análise de uma experiência de rotação. *Bragantia, 12*, 213–246.

Zhang, W., Gao, W., Whalley, W. R., & Ren, T. (2021). Physical properties of a sandy soil as affected by incubation with a synthetic root exudate: Strength, thermal and hydraulic conductivity, and evaporation. *European Journal of Soil Science, 72*, 782–792. https://doi.org/10.1111/ejss.13007

♦ Capítulo 16 ♦

Manejo da saúde do solo em sistemas de produção de café

Dener M. S. Oliveira[1,2,3,4], Vanessa M. Gomes[1,2], Karina Schossler[1], Igor C. Reis[1], Victor H. S. Freiris[1], Diego A. F. Freitas[1]

Introdução

O café desempenha um papel de destaque, no que se refere à produção e exportação no contexto agrícola brasileiro. Sendo um produto muito representativo para a economia nacional, contribui para a indústria e para o setor de serviços, impactando diretamente o PIB, bem como as taxas de empregabilidade (ABIC, 2024). O Brasil é o maior produtor de café “in natura”, em um panorama de mais de 70 países que também produzem o grão. Além disso, o café é amplamente consumido no país, abrigando o segundo maior mercado consumidor em termos absolutos do mundo (ABIC, 2024).

Sob essa perspectiva, é importante traçar uma relação de causalidade entre o sucesso da cultura do café e o avanço econômico, bem como político, do Brasil. A isto se atribui o processo nomeado como “ciclo econômico do café”, datado de 1825, período em que o Haiti, maior produtor na época, enfrentou um processo de crise que permitiu a ascensão brasileira a uma posição de destaque na comercialização mundial do grão (Furtado, 1968).

[1] Laboratório de Manejo e Conservação do Solo e da Água, Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Viçosa (UFV). Florestal – MG, Brasil.
[2] Research Centre for Greenhouse Gas Innovation, Universidade de São Paulo (RCGI/USP). São Paulo – SP, Brasil.
[3] Brazilian Soil Health Partnership, Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[4] Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Agricultura de Baixa Emissão de Carbono, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (INCT-ABC/UFRGS). Porto Alegre – RS, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.16

Consagrando-se como uma preciosidade brasileira durante o século XIX e o começo do século XX, o café também alterou a configuração social do país, com a gradativa substituição da mão de obra escrava pela assalariada e relacionando-se diretamente com o primeiro grande movimento de industrialização nacional (Furtado, 1968). No entanto, o estabelecimento da cultura cafeeira no Brasil precisou adaptar-se à grande heterogeneidade de solos e climas do país. A primeira tentativa de cultivo na região Amazônica não obteve êxito, tampouco no Nordeste. Assim, a cultura percorreu o Rio de Janeiro e posteriormente o Paraná e Oeste Paulista, em função da erosão e exaustão do solo carioca, até ocupar também o Cerrado Mineiro, em função de geadas no Paraná e de avanços tecnológicos no cultivo (Netto, 1973).

Diante dessa perspectiva, é possível destacar a importância do zoneamento agroclimático para a cultura do café, uma vez que os eventos climáticos, historicamente, já se relacionaram com a diminuição da produtividade de lavouras e a necessidade de migração das áreas de cultivo. Aliado ao desafio climático, tem-se que a cultura cafeeira, localizada outrora em solos de média a alta fertilidade, passou a ocupar áreas com solos menos férteis, demandando altos investimentos em corretivos e adubos (Novais et al., 2007). Ainda, a consequente adoção extensiva de mecanização e insumos externos para viabilizar a produção nesse contexto se opõe à concepção crescente de que são as práticas de manejo que favorecem os processos ecológicos que melhoram a qualidade do solo (QS), promovendo assim a sustentabilidade do agroecossistema (Altieri & Nicholls, 2017).

Assim, o modo de produção convencionalmente adotado na cafeicultura pode acarretar mudanças negativas na QS, sobretudo se considerarmos a alta demanda da cultura por nutrientes e a implantação de cultivos em áreas de relevo acidentado (Costa et al., 2020). Diante disso e objetivando o sucesso da cultura cafeeira no Brasil, é imprescindível considerar a qualidade e o manejo adequado do solo. Destaca-se que a perda de solo causada por processos erosivos é considerável em áreas de declive e com baixa estruturação de agregados, o que acentua ainda mais o problema pela ausência de ampla adoção de práticas conservacionistas (Navarro et al., 2021). Degradação do solo e processos drásticos de erosão impactaram a história da cafeicultura brasileira. Dessa maneira, a avaliação minuciosa do zoneamento agroclimático do café deve levar em conta também a capacidade do solo em suportar o processo produtivo de forma sustentável, reforçando a adoção de práticas conservacionistas de solo e água que permitam o máximo de aproveitamento da umidade pela planta (Prado, 2018).

Conforme será discutido aqui, o manejo da saúde do solo é um requisito essencial para o sucesso da cafeicultura brasileira, principalmente para mitigar a perda de

áreas produtivas, algo reiterado na história da cultura no país. Além disso, a adoção de estratégias conservacionistas apresenta crescente importância para aumentar a resiliência das lavouras diante das mudanças climáticas, uma vez que a ocorrência de ondas de calor e secas severas infelizmente tendem a aumentar, conforme apontam os relatórios do Painel Intergovernamental de Mudança do Clima (IPCC, 2023).

Qualidade física do solo em áreas de café

A sustentabilidade e o pleno desenvolvimento da cafeicultura dependem de sistemas com boas propriedades físicas do solo, para facilitar o crescimento e desenvolvimento das raízes, a retenção de água, aeração e elevar a resistência do solo à erosão. No entanto, regiões de produção cafeeira do Brasil têm diversos desafios, incluindo a compactação, mecanização intensiva, reduzida retenção de água no solo e manejo inadequado.

Nesse contexto desafiador, a saúde física do solo ganha ainda mais relevância, especialmente em um cenário de mudanças climáticas, que intensificam eventos extremos e elevam a degradação do solo. Esta degradação aumenta o risco de compactação e erosão do solo e diminui a infiltração de água no solo, levando a uma menor disponibilidade hídrica para as plantas. Devido à perenidade da cafeicultura, a redução da quantidade de água no solo acarreta menor produtividade e qualidade dos grãos, além da redução dos ganhos para os produtores rurais.

Melhorar os atributos físicos do solo permite que as plantas de café suportem eventos climáticos extremos, com as raízes explorando todo o perfil do solo e absorvendo água e nutrientes adequadamente. Ao infiltrar mais água no solo, tem-se menor escoamento superficial, proporcionando a manutenção dos agregados solo e evitando a erosão e o arraste de partículas do solo, da matéria orgânica do solo (MOS) e de nutrientes. Dessa forma, práticas de manejo que favorecem a estruturação do solo são estratégicas para garantir a sustentabilidade da cafeicultura frente às mudanças climáticas.

A estrutura do solo representa um dos principais fatores para a manutenção da qualidade física do solo, sendo diretamente ligada à agregação e à estabilidade dos agregados. Assim, solos bem estruturados têm maior porosidade, agregação, infiltração de água e condições adequadas para o crescimento das raízes. Uma das principais formas de degradação da estrutura do solo ocorre através da compactação, que pode ser causada pelo uso intenso do maquinário agrícola, principalmente em condições de

umidade inadequada. Na cafeicultura, é comum a utilização de técnicas intensivas de cultivo, que incluem revolvimento periódico do solo, através da aração e/ou gradagem, além da exposição do solo nas linhas de plantio, o que contribui para a compactação e redução da saúde do solo.

A compactação do solo afeta o desenvolvimento do cafeeiro, principalmente por elevar o déficit hídrico, alterar a temperatura e a nutrição do solo (Liu et al., 2017). Além disso, provoca deficiência de oxigênio no solo, o que interfere diretamente na fotossíntese, na condutância estomática e na atividade enzimática (Dias et al., 2021). Ramos et al. (2023) identificaram que a compactação, quando em níveis elevados, afetou negativamente o desenvolvimento da cultura do café, reduzindo seu crescimento e modificando sua fisiologia, morfologia e anatomia radicular.

Donadelli (2022) analisou a qualidade física do solo em cafezais nos sistemas de produção orgânico e convencional e identificou que o principal responsável pela melhor estrutura física do solo é a MOS, por ser um dos principais agentes cimentantes do solo, o que aumenta o diâmetro médio ponderado e o índice de estabilidade dos agregados (Fernandes, 2018). Em contrapartida, ao analisar diferentes sistemas de plantio de café Conilon em consórcio, Souza et al. (2024) identificaram que os diferentes sistemas de cultivo consorciados não influenciaram na densidade do solo, na porosidade total e na macro e microporosidade.

Além dos problemas anteriormente citados, as mudanças climáticas representam uma ameaça adicional para a cafeicultura, agravando problemas relacionados à erosão, densidade e disponibilidade hídrica. O café é uma planta perene, onde a maior parte dos cultivos não é irrigado, e que depende de condições climáticas estáveis. Segundo Dias et al. (2021), as mudanças climáticas podem agravar a vulnerabilidade do café arábica nas regiões cafeeiras brasileiras, resultando em perdas econômicas. Além disso, eventos climáticos extremos podem se tornar mais comuns, incluindo alterações nos regimes hídricos e na temperatura, de forma a afetar a disponibilidade de água para as plantas e, em consequência, a produção. Os períodos de seca severa reduzem a umidade do solo, dificultando a absorção de água pelas raízes do cafeeiro, enquanto chuvas excessivas podem causar encharcamento, redução da oxigenação e aumento da lixiviação de nutrientes.

Com o aumento da frequência de eventos climáticos extremos, como secas prolongadas e chuvas intensas, a estrutura física do solo fica ainda mais vulnerável, o que exige estratégias de manejo mais eficazes. Além disso, a estabilidade dos agregados é

alterada, facilitando o carreamento das partículas primárias do solo, obstruindo os poros e diminuindo a permeabilidade à água e a aeração (Reichert et al., 2016).

O solo com boa saúde física proporciona maior crescimento radicular das plantas e condições para seu pleno desenvolvimento, de forma a suportar melhor condições climáticas extremas. Assim, se faz necessário o desenvolvimento de estratégias para promover a saúde física do solo, com foco na mitigação e adaptação às mudanças climáticas. Nesta linha, Dias et al. (2021) recomendam o desenvolvimento de novas cultivares/variedades, mais adaptadas ao estresse térmico e hídrico; o plantio de árvores em espaçamento mais próximo; a melhoria na produção de mudas; a mudança das áreas de plantio para altitudes mais elevadas; o emprego de técnicas de irrigação como gotejamento ou irrigação parcial; e a intensificação do controle biológico e químico.

Devido à relação direta da física do solo com sua estrutura, todas as práticas que elevam a estabilidade e a agregação do solo se tornam importantes, pois contribuem para a movimentação de água e reduzem a resistência do solo à penetração das raízes e a erosão. O manejo adequado da MOS em áreas de cafeicultura pode ocorrer através da manutenção dos resíduos da colheita, como cascas e folhas, podendo incluir a manutenção de plantas de cobertura do solo nas entrelinhas, principalmente com leguminosas. A adubação orgânica, incluindo a utilização de resíduos de podas, também contribui para a melhoria da estrutura do solo, além de permitir maior atividade biológica e fertilidade do solo. Também, a utilização de equipamentos leves e adequados, com delimitação das áreas de tráfego de equipamentos, para reduzir a compactação em zonas de crescimento de raízes, é recomendada, pois a compactação do solo leva a uma mudança na orientação dos poros que persiste dois anos após o evento de tráfego (Soracco et al., 2015).

Além das práticas convencionais, o cultivo agroflorestal surge como uma alternativa promissora, pois não só melhora a saúde do solo, como também contribui para a sustentabilidade ambiental e econômica da cafeicultura. Estes sistemas proporcionam uma diversificação de plantas na área, elevam a quantidade de raízes na camada superficial do solo e favorecem a estabilização e aumento da MOS (Nascimento et al., 2024). Além disto, sistemas agroflorestais podem representar alternativas mais sustentáveis para a produção de café em clima tropical de alta altitude, pois são mais eficazes no armazenamento de carbono no solo (Sales et al., 2025).

Diante dos desafios apresentados, fica claro que um manejo conservacionista do solo, aliado a práticas como o plantio em nível e a redução da compactação, é essencial para garantir a sustentabilidade da cafeicultura em um cenário de mudanças climáticas.

Isto se torna mais importante para a cafeicultura desenvolvida no Brasil, onde grande parte das áreas de produção estão localizadas em regiões com relevo acidentado, solos pobres em nutrientes e naturalmente frágeis. Um manejo que eleve a quantidade de MOS, reduza a compactação do solo e a utilização de maquinário pesado contribui para a manutenção da saúde física do solo, de forma a se adaptar melhor às mudanças climáticas e manter a produção da cafeicultura.

Atributos microbiológicos de qualidade do solo na cafeicultura

A microbiota do solo é extremamente diversa e interage entre si e com as raízes das plantas, formando um ecossistema complexo e dinâmico. Em áreas de cultivo de café, a microbiota do solo é diretamente afetada pelo tipo de manejo empregado, aplicação de insumos, cobertura do solo e condições climáticas (Nunes et al., 2009). A existência de determinados microrganismos pode levar a uma melhoria substancial na saúde do solo, afetando diretamente a produtividade do café.

O estabelecimento de parâmetros microbiológicos indicadores de QS em sistemas agrícolas perenes é de extrema relevância. Na Colômbia, o Cenicafé (Centro Nacional de Investigaciones de Café) recomenda a avaliação da atividade enzimática (urease, fosfatase), diversidade microbiana, relação fungos/bactérias, como parâmetros microbiológicos de saúde do solo (Cenicafé, 2024). No Brasil, a Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) recomenda, para diferentes culturas, a análise de biomassa microbiana, atividade da enzima fosfatase, diversidade microbiana e relação fungos/bactérias (Mendes & Reis Junior, 2004), embora não haja recomendações específicas para o cultivo de café.

O manejo do solo e o sistema de cultivo podem impactar diretamente os indicadores microbiológicos da saúde do solo. A biomassa microbiana do solo em áreas de café foi objeto de estudo de Glaeser et al. (2010), no estado do Mato Grosso do Sul. Os autores compararam cinco diferentes manejos: café orgânico adensado (AD), café orgânico consorciado com banana e acácia (BA), café orgânico consorciado com ipê (CI), pastagem (P) e vegetação nativa (VN), esta última como área de referência. A pesquisa constatou maiores biomassa microbiana e taxa de respiração basal nos sistemas AD e BA, evidenciando que práticas orgânicas e diversificação de culturas favorecem a atividade microbiana e a saúde do solo. Em contraponto, o monocultivo de café pode ocasionar redução da qualidade microbiológica do solo ao longo do tempo.

Áreas de monocultivo de café na Zona da Mata Mineira apresentaram menor taxa de carbono na biomassa microbiana e menor atividades enzimáticas em comparação com a mata nativa, especificamente em períodos secos, podendo levar ao comprometimento da sustentabilidade da cultura (Nunes et al., 2009).

A avaliação da atividade microbiana no cultivo de diferentes leguminosas de verão em cafezal ao longo de dez anos, no estado do Paraná, foi objeto de estudo de Balota e Chaves (2011). O estudo identificou uma melhora na atividade microbiana do solo, com aumento da biomassa microbiana, contribuindo significativamente para a estabilidade do sistema agrícola. Os resultados foram atribuídos à adição de MOS, eficiência do uso do carbono pela comunidade microbiana, quantidade e qualidade dos resíduos vegetais e proteção do solo contra erosão.

Partelli et al. (2012) realizaram estudo envolvendo duas áreas de café, sendo uma de manejo convencional e outra de cultivo orgânico, tendo como área de referência um remanescente de Mata Atlântica. Os resultados indicaram que a biomassa microbiana foi um atributo de extrema importância para distinguir os diferentes tipos de manejo, contribuindo 54,14% na discriminação entre os sistemas e destacando os aspectos microbiológicos para avaliação da saúde do solo. O cultivo de café orgânico apresentou melhores índices em relação ao cultivo convencional. Azevedo Junior et al. (2017) também compararam lavouras de café com produção orgânica e convencional, investigando propriedades químicas e microbiológicas em duas estações do ano (verão e inverno), no estado do Espírito Santo. Os sistemas orgânicos apresentaram atributos microbiológicos, como carbono na biomassa microbiana e respiração basal, significativamente maiores em relação ao sistema convencional, o que foi atribuído pela adição constante de MOS. Ambos os sistemas apresentaram maiores valores de carbono na biomassa microbiana no inverno, comparado ao verão, indicando uma variação sazonal. A pesquisa ainda avaliou as atividades enzimáticas fosfatase ácida e fosfatase alcalina, que revelou maior atividade no sistema de cultivo orgânico, em ambas as estações.

Os resultados de Aragão et al. (2020) evidenciaram que os atributos microbiológicos, especificamente o carbono da biomassa microbiana e atividades das enzimas β-glicosidase e urease, foram mais precisos na identificação de áreas mais produtivas do que atributos físicos e químicos. O estudo buscou relacionar indicadores microbiológicos de QS à produtividade em lavoura de café, em Minas Gerais. O carbono da biomassa microbiana mostrou-se diretamente ligado à produtividade da cultura. A pesquisa evidencia o uso de indicadores microbiológicos como ferramentas valiosas para avaliar a QS e o potencial produtivo do café.

O regime hídrico, a presença de planta de cobertura e a calagem foram objeto de estudo de Rodrigues et al. (2022), no Distrito Federal. Os pesquisadores investigaram o impacto do regime hídrico, calagem e a presença de braquiária nas entrelinhas da lavoura de café nas atividades das enzimas β-glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida no solo. A presença da braquiária e a calagem tiveram efeitos positivos sobre a atividade das três enzimas avaliadas. A calagem beneficiou as atividades de arilsulfatase e β-glicosidase durante a estação chuvosa, enquanto a calagem influenciou significativamente a fosfatase ácida na estação seca. A presença da braquiária nas entrelinhas beneficiou as atividades da β-glicosidase e da arilsulfatase em ambas as estações, com destaque para a estação de seca.

Sistemas agroflorestais (SAF), onde o café pode ser cultivado com sombreamento natural ou consorciado com outras espécies vegetais, promovem a funcionalidade e a diversidade da microbiota. A pesquisa de Bastos et al. (2023), no estado da Bahia, avaliou a resposta da biomassa microbiana e das atividades enzimáticas de β-glicosidase e arilsulfatase, em sistemas de monocultura de café e em SAF (uma área consorciada com *Grevillea robusta* e outra, com cedro australiano *Toona ciliata* M. Roem), tendo como sistema controle área de floresta nativa (floresta tropical semidecídua). O café com *G. robusta* manteve os níveis de atividade microbiana semelhantes aos da floresta nativa, enquanto o café com cedro australiano apresentou maior carbono na biomassa microbiana. Todos os sistemas apresentaram redução das atividades enzimáticas da β-glicosidase em comparação à floresta nativa. Os efeitos de diferentes sistemas de cultivo de café na biomassa microbiana e atividade microbiana do solo também foi investigado por Carvalho et al. (2024), no estado da Bahia. A pesquisa avaliou três diferentes sistemas de cultivo: monocultura (CCM), café em consórcio com banana (CCB) e SAF de café com *G. robusta*, além de área de mata nativa como referência. O SAF de café com *G. robusta* apresentou maiores níveis de biomassa microbiana, o que foi atribuído à maior quantidade de serrapilheira. A presença de árvores contribuiu para a diversidade dos resíduos orgânicos e cobertura do solo, proporcionando um ambiente mais estável para a atividade microbiana.

O cultivo de café pode ser beneficiado pela implantação de práticas que promovam a saúde do solo e a sustentabilidade da atividade agrícola. Os estudos apresentados evidenciam que práticas de agricultura orgânica e sistemas agroflorestais apresentam melhores resultados quando atributos microbiológicos são avaliados. Nos referidos sistemas de manejo, a quantidade e qualidade da MOS são mais elevadas em comparação ao monocultivo, ocasionando maior atividade e diversidade de microrganismos. A utilização de plantas de cobertura como gramíneas e leguminosas

também é uma prática recomendada, pois auxilia a manutenção da umidade do solo, aumentando a atividade dos microrganismos e mitigando os efeitos do estresse hídrico, conforme posteriormente discutido. Em suma, garantir a saúde do solo em seus atributos microbiológicos é essencial para garantir a sustentabilidade e a produtividade da atividade agrícola cafeeira.

Fertilidade e qualidade do solo no cultivo de café no Brasil

Ao confrontar-se a qualidade química dos solos brasileiros e as necessidades nutricionais das lavouras de café, torna-se evidente a alta necessidade de aporte de fertilizantes para atender as altas demandas dessa cultura em virtude da baixa fertilidade natural dos solos do país. Diante dessa situação é imprescindível fornecer altas quantidades de nutrientes como o potássio (K), fósforo (P), nitrogênio (N), cloro (Cl), enxofre (S), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), boro (B) e molibdênio. O fornecimento desses nutrientes por meio de fertilizantes deve atentar-se à quantidade, formas de aplicação e o tipo de fertilizante. Não considerar esses aspectos pode afetar diretamente a qualidade dos solos, comprometendo a absorção dos nutrientes pela planta ou mesmo tornando esses nutrientes indisponíveis para a planta, além de possíveis processos de salinização e poluição do solo. Além disso, o fornecimento dos fertilizantes deve considerar ainda a qualidade física e biológica do solo, imprescindíveis para as respostas do café à adubação e para a produtividade da cultura.

A calagem é prática imprescindível para melhorar a QS e aumentar a produtividade na lavoura de café, cultura sensível à acidez do solo e altamente exigente em Ca e Mg. A técnica, que consiste na correção do solo com calcário, diminui a acidez do solo e aumenta os teores de Ca e Mg. Além disso, neutraliza o Al; nos solos brasileiros ele ocorre em quantidades e formas que prejudicam o crescimento radicular e a nutrição das plantas. O calcário altera os atributos químicos do solo e permite maior crescimento radicular da planta. Ademais, a calagem possibilita a maximização dos efeitos dos fertilizantes. A gessagem (uso de gesso agrícola) fornece Ca e S em profundidade, reduz a toxicidade de Al nas camadas subsuperficiais e não corrige o pH; não “leva” calcário para camadas profundas.

O K é um dos macronutrientes mais consumidos pelo cafeeiro. Favorece a formação de raízes e amadurecimento dos frutos. Seu papel principal é o de ativador de funções enzimáticas e de manutenção da turgidez celular. Como alternativa para atender as demandas da cafeicultura, o cloreto de potássio apresenta-se como principal

fonte desse nutriente para a cultura (Nascimento et al., 2024). O N é um dos nutrientes mais exigidos quantitativamente pela maioria das plantas. Atua em todas as fases, crescimento, floração e frutificação. De acordo com Freitas et al. (2023) e Souza et al. (2023), os fertilizantes nitrogenados com proteção e liberação controlada tem sido ferramentas recomendadas para o aporte de N ao cafeeiro, com considerável redução nas perdas desse nutriente por volatização e lixiviação.

O P intervém na formação de compostos orgânicos, produção de energia, na respiração, divisão celular e em diversos outros processos metabólicos, como nas substâncias de reserva. Como descrito por Neto et al. (2016), a redução da concentração de P reduz o crescimento radicular e do caule provocando o aparecimento de necroses nas folhas e pecíolos, levando à morte das células por deixarem de fazer o seu metabolismo. O P pode ficar indisponível no solo para as plantas, dependendo das características do solo, nas quais pode ocorrer sua precipitação e adsorção (Pereira et al., 2021). Em solos ácidos, como a maior parte dos solos brasileiros, são comuns as combinações de P com Fe e alumínio (Al). Já em solos com pH elevado ou com elevados teores de Ca é comum a precipitação de P com este elemento. A adsorção de fosfato nos solos é influenciada, principalmente, pela textura do solo, quantidade e qualidade da fração argila e teor de MOS. A escolha de fertilizantes que reduzem o efeito de adsorção do P influencia na qualidade das reservas desse nutriente no solo e no balanço nutricional do cafeeiro. O revestimento de grânulos de fertilizantes fosfatados com polímeros e magnésio (Mg) é uma tecnologia que pode melhorar a eficiência no uso de P e mitigar os problemas de baixo fornecimento de Mg em lavouras cafeeiras (Guelfi et al., 2018).

Fertilizantes organominerais são produtos que combinam um componente mineral com um componente de material orgânico, fornecendo nutrientes e uma potencial fonte de MOS. No café, o aproveitamento de nutrientes pelas plantas é superior quando se utiliza fertilizantes organominerais em comparação com os fertilizantes minerais convencionais. De acordo com Laforet (2013), o aproveitamento de nutrientes provenientes de fertilizantes organominerais é de 70% para o N, superior a 50% para o P e de 80% para o K; enquanto o de fertilizantes minerais é de 50% para N, de 20% a 50% para P e de 60% para o K. A presença da MOS possibilita a diminuição das perdas de nutrientes, consequentemente aumentando o aproveitamento dos nutrientes pelas plantas (Freitas et al., 2023). Os fertilizantes organominerais apresentam menores perdas de nutrientes, seja por lixiviação e/ou volatização, melhoram o aproveitamento pelas plantas e aumentam a capacidade de troca catiônica dos solos. O fertilizante organomineral pode ser aplicado de uma só vez, enquanto para os fertilizantes minerais recomenda-se o fracionamento da aplicação com objetivo de reduzir perdas e aumentar eficiência de uso. Na cultura do café, é uma

alternativa interessante já que a planta terá acesso aos nutrientes por um período maior e, ao longo do tempo, o solo apresentará características mais estáveis para a cultura.

Os fertilizantes fosfatados dominam o setor de organominerais no país (Benites, 2012). O uso de fertilizante organomineral fosfatado influencia a disponibilidade de P, pois diminui a fixação do nutriente pelos cristais de óxidos de Fe e Al ao interferir no bloqueio dos sítios de fixação nesses minerais. Isso resulta em maior disponibilidade de P para as plantas, além de melhorar a QS pelo efeito condicionador da MOS. O fertilizante organomineral se caracteriza por apresentar potencial químico reativo relativamente inferior ao fertilizante mineral convencional, porém sua solubilização é gradativa no decorrer do período de desenvolvimento da cultura, desse modo, sua eficiência agronômica pode se tornar maior se comparado às fontes minerais solúveis.

O uso de micronutrientes nos programas de adubação para as lavouras de café em condições de solo e clima variados é recomendado com frequência no Brasil. Geralmente, a preocupação principal é a manutenção e reposição dos nutrientes do solo por meio de adubações com fertilizantes contendo N, P e K. Contudo, pesquisas têm demonstrado grandes ganhos em produtividade quando são utilizados micronutrientes nos programas de adubação. Para sistemas de produção tecnificados, a adubação do solo com micronutrientes, principalmente Zn, Cu e B é uma realidade, garantindo maiores produtividades e melhor qualidade do produto. Existem no mercado inúmeros produtos contendo micronutrientes para uso em diferentes formas de aplicação. No entanto, tais fontes diferem bastante quanto ao estado físico, reatividade química, custo e biodisponibilidade. Em geral, as fontes de micronutrientes utilizadas são as inorgânicas, os quelatos sintéticos e os óxidos silicatados. As fontes inorgânicas são representadas pelos sais metálicos como os sulfatos, cloretos e nitratos, que são solúveis em água, e os óxidos e os carbonatos, que são insolúveis em água. No entanto, a solubilidade em água é uma característica determinante para que o adubo apresente maior eficiência agronômica em curto prazo.

O comportamento dos micronutrientes no solo é influenciado por diversos fatores, tais como: textura e mineralogia, MOS, pH, condições de oxirredução e interação entre os nutrientes, o que torna a dinâmica dos micronutrientes no solo complexa e altamente dependente da QS. Interações antagônicas entre os nutrientes no solo e as plantas podem ocorrer, o que leva ao desbalanço nutricional e deficiência de micronutrientes; por exemplo, níveis elevados de Cu inibem a absorção de Zn e vice-versa. A análise química do solo é a referência principal para determinar as quantidades a serem aplicadas, especialmente em áreas que nunca foram adubadas com micronutrientes. As adubações complementares com micronutrientes devem ser confirmadas por meio de análise foliar.

O conhecimento da dinâmica dos micronutrientes no solo, das técnicas de diagnose, do manejo da adubação (fontes e métodos de aplicação) e do conhecimento do efeito residual dos adubos que contêm micronutrientes é de fundamental importância para a definição de doses e intervalos de reaplicação, constituindo importantes fatores para um uso mais eficiente deste insumo. Dentre os vários métodos de aplicação destacam-se a adubação via solo, incluindo adubação fluida e fertirrigação; adubação foliar; o tratamento de sementes e o tratamento de mudas (Abreu et al., 2007). Em virtude das baixas doses empregadas, a aplicação uniforme de micronutrientes nas lavouras constitui um dos grandes problemas para o manejo da adubação. Assim, uma das formas mais utilizadas de aplicação de micronutrientes na agricultura é a sua associação (incorporação ou revestimento) em misturas de grânulos NPK. Outra opção bastante eficiente que se encontra no mercado e que melhora a uniformidade de aplicação é o revestimento de fertilizantes NPK ou até mesmo de fertilizantes minerais simples, como a ureia. Esta pode ser revestida, por exemplo, com Cu, Zn e B em diferentes concentrações.

Conforme posteriormente discutido, as plantas de cobertura também são ótimas ferramentas para melhoria da fertilidade do solo e têm grande relevância no efeito nutricional para as plantas de café, acumulando nutrientes no material vegetal, sendo estes liberados durante sua decomposição, possibilitando manutenção e melhoria da fertilidade do solo (Silva et al., 2014). Em trabalho realizado por Alcântara et al. (2000), os autores constataram maiores acúmulos de N, K, Ca e Mg na superfície do solo pelo uso de leguminosas como plantas de cobertura, em comparação ao uso de gramíneas. O efeito foi atribuído à maior capacidade de reciclagem e mobilização de nutrientes pelo plantio de cobertura. A capacidade de promover a absorção de nutrientes em camadas profundas do solo e acumulá-los na parte aérea das plantas proporciona benefícios para a cultura sucessora após a degradação da palhada na superfície do solo (Pauletti et al., 2009). As plantas de cobertura, principalmente leguminosas, contribuem também para a fixação de N através da associação com microrganismos. Além do importante papel na fixação biológica, o ciclo vegetativo e posterior decomposição dos restos culturais regula a ciclagem de nutrientes e aumenta a disponibilidade de N, P, K, e outros macro e micronutrientes para as culturas subsequentes (Carvalho et al., 2022). Assim, os adubos verdes são importantes para a agricultura por promoverem a ciclagem rápida de nutrientes, principalmente daqueles elementos com potencial de lixiviação como o N ou dos que podem ser retidos em solos intemperizados como o P (Rodrigues et al., 2012).

Matéria orgânica do solo e qualidade do solo na cafeicultura

Na cafeicultura contemporânea, a prática mais comum das plantações de café ainda é a monocultura. No entanto, o uso contínuo deste sistema promove reduções substanciais na MOS, da diversidade microbiana e dos níveis de fertilidade do solo, o que põe em xeque sua sustentabilidade. O preparo das culturas com revolvimento intenso do solo reduz a quantidade e a qualidade da MOS do solo ao longo do tempo. Algumas alternativas de sistemas de plantio, com práticas conservacionistas do solo, têm sido testadas no Brasil, trazendo repercussões para a dinâmica da MOS.

A utilização de culturas intercalares nas práticas agrícolas modula dinamicamente as propriedades do solo e sua MOS, afetando tanto a biota e a atividade do solo, como a saúde e o desempenho das culturas. Assim, a escolha das espécies de culturas intercalares e seu manejo afetarão diretamente o desempenho das plantas (Bresciani et al., 2024). A literatura tem demonstrado que a diversidade vegetal nos sistemas de cultivo aumenta a estabilidade e o teor de MOS e promove um conjunto diversificado de serviços ecossistêmicos adicionais. Em um estudo comparativo entre plantio convencional de *Coffea arabica* e plantio consorciado de *C. arabica* com gramínea nas entrelinhas (*Urochloa spp*.), no município de Araguari, MG (Bresciani et al., 2024), quantidades significativamente maiores de MOS nas camadas até 10 cm do solo foram observadas no sistema consorciado (respectivamente, 36,0 g dm^{-3}; 31,67 g dm^{-3}), em comparação ao plantio convencional (respectivamente, 31,67 g dm^{-3}; 25 g dm^{-3}).

Outro tipo de manejo favorável à MOS do solo é o plantio de cobertura. Um estudo sobre plantas de cobertura nas entrelinhas de café foi realizado em Serrania, MG, com objetivo de avaliar a melhoria dos atributos químicos e físicos do solo e da produção cafeeira (Franco Júnior et al., 2022). Foi conduzido um experimento com sete tratamentos: testemunha, sem planta de cobertura e com manejo tradicional da fazenda (controle químico e mecânico de plantas daninhas); cobertura com crotalária (*Crotalaria spectabilis*); cobertura com guandu (*Cajanus cajan*); cobertura com feijão caupi (*Vigna unguiculata* L. Walp.); cobertura com mix crotalaria + guandu + feijão-de-corda; cobertura com *Brachiaria brizanta* (*Urochloa brizantha*); e cobertura com *B. ruziziensis* (*U. ruziziensis*). O mix de plantas de cobertura apresentou maior capacidade de acúmulo de MOS, o que foi atribuído à diversidade de plantas acumulando quantidade relativamente elevada de biomassa. Os tratamentos com braquiária também apresentaram maior capacidade de acumular biomassa, quando comparados ao tratamento controle. Isso se deve ao fato de as gramíneas apresentarem, no geral, maior relação C/N, proporcionando uma decomposição mais lenta dos resíduos e melhores condições para o acúmulo de

MOS, além de estimular os microrganismos do solo.



Figura 16.1. Plantio de muda de café sobre a palhada da braquiária (foto da esquerda) e uso da braquiária como planta de cobertura na entrelinha de um cafezal em produção (foto da direita). Fotos: Maurício Roberto Cherubin

O estudo de Carvalho et al. (2024), na Bahia, mostrou uma redução no acúmulo de carbono (C) na camada superficial do solo nos sistemas cafeeiros (*C. arabica*) em relação à floresta nativa. Ao mesmo tempo, dentre os sistemas cafeeiros estudados (monocultura; consórcio café com banana e fertilização convencional; e SAF de café com *Grevillea robusta* e fertilização orgânica), o SAF foi considerado o de maior eficiência no acúmulo de MOS. A maior capacidade do SAF em acumular MOS em relação aos demais sistemas cafeeiros reflete a presença do componente arbóreo, que estimula a abscisão de ramos e folhas, contribuindo com grande quantidade de resíduos vegetais da parte aérea e do sistema radicular, com consequente incorporação de C ao solo (Carvalho et al., 2024). Esse estudo também apontou correlações positivas entre estoques de serrapilheira e MOS, reforçando a importância do florestamento nos sistemas cafeeiros como estratégia para aumentar os insumos orgânicos e mitigar as perdas de C no solo. Além disso, a aplicação de fertilizante orgânico, isoladamente ou em combinação com fertilizantes inorgânicos, tem se mostrado eficaz no aumento do MOS e suas frações (Carvalho et al., 2024).

Particularmente em sistemas cafeeiros, Guimarães et al. (2017) e Bastos et al. (2023) observaram que sistemas ou consórcios agroflorestais promovem maior

incorporação de MOS e nutrientes através da serrapilheira de espécies de sombra. No estudo de Bastos et al. (2023), em Barra do Choça, Bahia, que comparou floresta nativa, monocultura de café, SAF de café com cedro australiano (*Toona ciliata*), e SAF de café com *G. robusta*, este último foi o que mais se aproximou da floresta nativa nos estoques totais de serrapilheira e capacidade de acúmulo de MOS. No SAF de café com cedro australiano foi observada uma diminuição na biodisponibilidade da MOS do solo, quando comparado à floresta nativa e ao SAF de café com *G. robusta*. Essa diminuição foi atribuída ao baixo aporte de resíduos orgânicos, baixa densidade de componentes arbóreos e menor capacidade de acúmulo de biomassa na serrapilheira dos SAF de café com cedro. Porém, comparando este último com a monocultura de café, este favoreceu a manutenção da biomassa microbiana do solo, fração viva da MOS do solo. O estudo sugere que os SAF cafeeiros (tanto com *G. robusta* quanto com cedro australiano) devem ser incentivados como manejo sustentável da cafeicultura na região de clima tropical de altitude no Brasil.

Em um estudo no município de Planalto, Bahia, Nascimento et al. (2024) mostraram que SAF cafeeiros favorecem a comunidade da fauna, os níveis de C e a agregação do solo, além do estoque e transformação de resíduos orgânicos. Em SAF de café (*C. arabica*) com bananeira foi constatado favorecimento da comunidade da macrofauna, do MOS e da distribuição de agregados, além de elevada taxa de decomposição da serrapilheira. Já o SAF café (*C. arabica*) com *G. robusta* favoreceu o estoque de serrapilheira e a fração de C orgânico lábil dos agregados com 6–2 mm. Isso foi atribuído à possível incorporação de resíduos orgânicos mais ricos em nitrogênio e outros nutrientes devido à presença de uma espécie fixadora de nitrogênio (*G. robusta*). A entrada contínua de resíduos vegetais em sistemas diversificados de cultivo do café, com destaque para a entrada de raízes, exerce influência direta na formação de agregados e na estabilização do MOS, constituindo atributos que apresentam estreita relação com a comunidade da fauna edáfica. SAF com grande presença de raízes na camada superficial do solo tendem a favorecer a entrada e estabilização de MOS no solo (Nascimento et al., 2024).

Como ressaltado por Carvalho et al. (2024), vale considerar que os efeitos detectados são muitas vezes observados em estudos de SAF com apenas duas espécies, sendo importante investigar a influência de sistemas cafeeiros compostos por mais de duas espécies. Crespo et al. (2022) estudaram áreas de mata nativa e áreas de cafezal (*C. arabica*) à sombra plantados sob mata nativa (denominados SAFM), em Taquaritinga do Norte, Pernambuco, com o objetivo de determinar os estoques de C e as frações lábeis da MOS. O café sombreado apresentou maiores estoques de C até 60 cm de profundidade. A área de topo do SAFM exibiu maior estoque de C lábil na

profundidade 0-20 cm e a mata nativa apresentou maior valor de C lábil na profundidade de 40-60 cm. O estudo demonstrou que, no geral, a área de topo do SAFM apresentou capacidade de aumentar os estoques de C total e os estoques de C lábil do solo. Esta é a parte mais reativa da MOS do solo, sendo muito sensível às mudanças ambientais, além de desempenhar papel fundamental na microbiota do solo e, consequentemente, na ciclagem de nutrientes (Cui et al., 2021). A MOS lábil no solo origina-se principalmente da degradação da biomassa vegetal e animal, destilados de raízes e biomassa microbiana morta. É uma forma de estoque de C de fácil acesso à ação microbiana (Bongiorno et al., 2019).

Maiores estoques de MOS em sistemas agroflorestais, quando comparados à vegetação nativa, podem ser devido à maior deposição de MOS com diferentes relações C/N (carbono/nitrogênio). A combinação entre espécies perenes e agrícolas promove maior aporte de C orgânico, principalmente nas camadas superiores do solo, com a ação da microbiota sendo favorecida (Rosa & Neto, 2019). Além disso, nas áreas SAF do estudo de Crespo et al. (2022), o plantio de café recebeu adubação orgânica com esterco animal. Essa adubação, associada à deposição de palha proveniente do plantio, é também considerada um manejo favorável ao aumento dos níveis de MOS (Trombetta, 2020).

O conteúdo e a dinâmica da MOS, quando mantidos em níveis adequados, favorecem a estrutura, a fertilidade e a microbiota do solo, contribuindo para a produtividade das culturas de café e maior resistência às mudanças climáticas. A sustentabilidade da cafeicultura no Brasil depende, assim, da resiliência dos cafezais a partir do manejo adequado do solo para garantir maiores teores de MOS e manter a funcionalidade e a QS desejados.

Cafeicultura regenerativa: diversificação como fator-chave para adaptação à mudança climática

O último relatório do IPCC projeta, com alta confiabilidade, mudanças climáticas que certamente irão impactar negativamente a agropecuária em diferentes regiões do Brasil nos próximos anos (IPCC, 2022). Essas mudanças terão implicações negativas diretas sobre a sociedade brasileira nos próximos anos, comprometendo a economia e a segurança alimentar, além de agravar as disparidades regionais e a desigualdade social no país. Como exemplo, um aumento médio de 3°C na temperatura até 2050 poderia levar a decréscimos de até 50% da produção agrícola brasileira (PNAMC, 2016). Nesse

alarmante contexto, destaca-se o café, commodity brasileira mais ameaçada pelas mudanças climáticas.

A cafeicultura é muito suscetível ao clima e sua produtividade é altamente responsiva às condições climáticas durante o ciclo de produção, principalmente à temperatura, precipitação e ocorrência de geadas. O cultivo de café arábica (Coffea arabica L.), o mais produzido no Brasil, deverá ser fortemente impactado pelas mudanças climáticas nas próximas décadas. O país poderá perder mais de 50% das áreas propícias ao cultivo do grão até 2080 em cenários climáticos mais e menos extremos (Lorençone et al., 2025). Os estados de Minas Gerais, São Paulo e Paraná, três dos maiores produtores brasileiros, seriam os mais afetados (Lorençone et al., 2025), com efeitos sociais e econômicos sem precedentes nas regiões produtoras.

Em decorrência da suscetibilidade do café ao clima, já existem diversos esforços da academia e dos próprios agricultores para a construção de uma cafeicultura climaticamente inteligente e resiliente, destacando-se a adoção de diferentes práticas de manejo englobadas pela agricultura regenerativa (AR), principalmente associadas à diversificação de cultivos. A AR é uma abordagem para conservação e reabilitação dos sistemas agrícolas (Schreefel et al., 2020). Ainda que a definição seja imprecisa, a AR apresenta objetivos claros: melhorar a QS, otimizar o uso dos recursos disponíveis, adaptar os sistemas às mudanças climáticas e melhorar a qualidade e disponibilidade da água (LaCanne & Lundgren, 2018). Apesar da notoriedade que a AR ganhou nos últimos anos, diversos cafeicultores adotam práticas da AR há décadas, com destaque para a diversificação do ambiente de cultivo com a inclusão de plantas de cobertura (PC) ou mesmo a adoção de sistemas agroflorestais (SAF). Em tempos desafiadores para a agricultura brasileira, essas estratégias assumem um papel ainda mais importante na cafeicultura.

O principal efeito da inclusão de PC ou da adoção de SAF na cafeicultura é o aumento do aporte de resíduos vegetais para o solo. Ao manter o solo coberto, essas plantas reduzem drasticamente os processos erosivos, pois diminuem o impacto das gotas de chuva, reduzem a velocidade da enxurrada e aumentam a resistência do solo à desagregação. Esse é um aspecto de notável importância, considerando que a concentração na precipitação associada a alterações no clima resulta em chuvas com alto poder erosivo e de lixiviação do solo (Almagro et al., 2017). Além disso, as PC e os SAF ajudam na regulação térmica do solo, na redução da evaporação e das perdas de água no sistema solo-planta, aspecto imprescindível para adaptação da cafeicultura ao aumento na incidência de secas e ondas de calor. No caso das PC, por serem ávidas competidoras por luz, água e nutrientes, essas plantas também desempenham notável

papel no controle de plantas daninhas (Carvalho et al., 2022). Nesse sentido, a biomassa vegetal depositada no solo após a senescência das PC atua como uma barreira física para a emergência das plantas daninhas, além de apresentarem efeito alelopático sobre algumas espécies invasoras. Nos SAF, é notório o papel das árvores na melhora do microclima e na atração de inimigos naturais, aliados do produtor no combate às pragas em um cenário de aumento da severidade dos ataques em decorrência de mudanças no clima (Schneider et al., 2022). É importante ainda mencionar o papel da diversificação na atração de polinizadores e outros organismos benéficos para a cultura do cafeeiro.

No solo, diversos são os benefícios da diversificação relacionados com a nutrição do cafeeiro, destacando-se a ciclagem e aumento da disponibilidade de elementos essenciais, além do resgate de nutrientes em camadas mais profundas de solo. Em específico, a inclusão de plantas da família das leguminosas nos consórcios incorpora altas quantidades de N ao solo, através da fixação biológica, reduzindo os gastos com a adubação nitrogenada. Além disso, durante a decomposição dos resíduos, além do N, grandes quantidades de P, K e outros elementos são liberadas e poderão ser utilizados pelo cafeeiro. Destaca-se também o papel dos SAF e das PC no resgate de nutrientes, lixiviados para camadas abaixo do alcance do sistema radicular cafeeiro e que retornam à camada arável após a decomposição dos resíduos dessas plantas. Por serem fonte de biomassa, essas plantas aumentam a MOS, com múltiplos efeitos sobre a fertilidade, destacando-se o aumento na capacidade de troca catiônica e a redução na adsorção de fósforo. Observa-se que a diversificação do ambiente de cultivo é uma grande aliada do produtor na construção de perfis de solo férteis e funcionais, aspecto imprescindível para a adaptação da cafeicultura às mudanças climáticas.

Lavouras com solo vivo e biologicamente diversificado são bases para uma agricultura rentável e competitiva em tempos desafiadores. Nesse sentido, o aporte contínuo de biomassa pelas plantas inseridas no consórcio beneficia diversos grupos de organismos do solo. Assim, observam-se aumentos na abundância e diversidade da macrofauna e da biomassa microbiana do solo. Em áreas com alto aporte de resíduos vegetais, o aumento da população de minhocas e outros organismos melhora as propriedades físicas do solo, através da bioturbação e da escarificação biológica. Além disso, existe um aumento em várias reações bioquímicas associadas a liberação de enzimas por bactérias, fungos micorrízicos arbusculares e nematoides benéficos ao solo e ao desenvolvimento das culturas (Carvalho et al., 2022). Por fim, além do efeito negativo direto sobre alguns patógenos de solo, o aumento na atividade microbiana do solo associado à diversificação cria um ambiente supressivo para fungos e bactérias fitopatogênicos, uma ameaça ainda maior ao café em decorrência das mudanças no

clima (Chaloner et al., 2021).

A presença de agregados estáveis e funcionais no solo assume um papel cada vez mais importante na agricultura moderna. É imprescindível a construção de solos que drenem bem e, ao mesmo tempo, consigam armazenar quantidade razoável de água, considerando o aumento na incidência de eventos climáticos drásticos como veranicos e ondas de calor. A MOS, que é um importante agente cimentante na formação de agregados no solo, além do reconhecido papel da atividade biológica na melhoria da estrutura do solo, reforçam o efeito positivo da inclusão de PC e SAF sobre as propriedades físicas do solo, importantes na adaptação da cafeicultura às mudanças climáticas. Além disso, o crescimento de sistemas radiculares agressivos e diversificados promovem alterações benéficas na estrutura do solo, melhoram os fluxos de ar e água e aumentam a retenção de umidade no solo. As raízes das PC e das árvores inclusas nos SAF ainda podem romper camadas compactadas de solo por meio da escarificação biológica, reduzindo os custos com operações de preparo. Por fim, a diversificação também promove a formação de agregados estáveis com maior capacidade de sustentar o crescimento radicular e resistir a pressões externas exercidas por máquinas, evitando processos de compactação que comprometem a resiliência climática do sistema.

Diversificar o ambiente de cultivo, melhorar a QS e adaptar os sistemas agrícolas às mudanças climáticas são pilares da AR que resultam em diferentes práticas agrícolas. Apesar das diversas estratégias de manejo que dialogam com esses princípios, nenhuma prática se relaciona tão diretamente com os objetivos da agricultura regenerativa como a diversificação do ambiente de cultivo, através do uso de PC ou mesmo a adoção de SAF nas áreas de cafeicultura. A diversificação do ambiente de cultivo através dessas estratégias têm o potencial de aumentar significativamente a produtividade do café, melhorar a saúde do solo (química, física e biológica) e aumentar as taxas de sequestro de carbono (C) no solo agrícola, além de ter papel determinante para a construção de uma cafeicultura climaticamente resiliente, conforme discutido.

Considerações finais

Atualmente, o aumento na incidência de eventos climáticos drásticos já ameaça a economia e a segurança alimentar em várias regiões do país (MMA, 2024). As mudanças climáticas aumentaram a frequência e duração dos veranicos no Brasil (MMA, 2024), associando-se a quedas na produção ou mesmo frustração de safra para algumas das principais culturas agrícolas. O aumento na frequência de ondas de calor em períodos

de baixa umidade do ar resulta em altas perdas de água pelas culturas, comprometendo a produtividade e qualidade de importantes commodities agrícolas no Brasil. Ainda, o aumento da intensidade e concentração das precipitações pluviométricas associadas a alterações no clima tem resultado em alagamentos e chuvas com alto poder erosivo e de lixiviação, processos que prejudicam o desenvolvimento das culturas, reduzem a eficiência da adubação, degradam o solo e poluem águas superficiais e subterrâneas. Por fim, observa-se que a incidência de algumas pragas e doenças está se tornando mais frequente e severa com o aumento da temperatura, aspecto que tem impactado negativamente a produtividade de importantes culturas no Brasil nos últimos anos (MMA, 2024).

As práticas conservacionistas do solo se fazem necessárias tanto para a manutenção da saúde e da qualidade do solo ao longo do tempo, como para a resiliência da cultura cafeeira às mudanças climáticas. A transição para modelos produtivos sustentáveis é urgente no cenário em que vivemos para garantir a segurança alimentar e manter a qualidade do solo e da água. Para um manejo adequado do solo, a quantidade e qualidade da MOS oferecida e incorporada ao sistema produtivo é um fator-chave, interferindo fortemente nos aspectos físicos, nutricionais e biológicos do solo. Por sua vez, a diversidade presente no sistema faz toda a diferença na manutenção de níveis adequados e na dinâmica da MOS, também favorecendo a fertilidade, as propriedades físicas e a biologia do solo. A agricultura regenerativa emerge, assim, como uma estratégia confiável para possibilitar a sustentabilidade e a produtividade da cultura cafeeira diante de eventos climáticos extremos, ao mesmo tempo em que contribui para a mitigação dos gases do efeito estufa, à medida que incorpora e estabiliza melhor o carbono no sistema. Além disso, a AR é capaz de prover serviços ecossistêmicos adicionais de grande importância, como polinização, controle de pragas, manutenção de fauna dispersora, hábitat para fauna, recarga do lençol freático e recursos hídricos, dentre outros.

Referências

Abreu, C. A., Lopes, A. S., et al. (2007). Micronutrientes. In *Fertilidade do solo* (pp. 645–736). Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Alcântara, F. A. D., Furtini Neto, A. E., Paula, M. B. D., Mesquita, H. A. D., & Muniz, J. A. (2000). Adubação verde na recuperação da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro degradado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 35*, 277–288. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000200006

Almagro, A., Oliveira, P. T. S., Nearing, M. A., & Hagemann, S. (2017). Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. *Scientific Reports, 7*(1), 8130. https://doi.org/10.1038/s41598-017-08298-y

Altieri, M., & Nicholls, C. (2017). The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Climatic Change, 140*, 33–45. https://doi.org/10.1007/s10584-013-0909-y

Aragão, O. O. S., Oliveira-Longatti, S. M., Caputo, P. S. C., Rufini, M., Carvalho, G. R., Carvalho, T. S., & Moreira, F. M. S. (2020). Microbiological indicators of soil quality are related to greater coffee yield in the Brazilian Cerrado region. *Ecological Indicators, 113*, 106205. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106205

Associação Brasileira da Indústria de Café (ABIC). (2025). *ABIC*. Acesso em 06/03/2025. Disponível em: https://www.abic.com.br/

Azevedo Junior, R. R., Santos, J. B., Baretta, D., Ramos, A. C., Pereira, A. P. A., & Cardoso, E. J. B. N. (2017). Chemical and microbiological soil properties in organic and conventional management systems of *Coffea arabica* L. *Journal of Plant Nutrition, 40*(14), 2076–2086. https://doi.org/10.1080/01904167.2017.1346128

Benites, V. M. (2012). Fontes de nutrientes e novas tecnologias em fertilizantes para a produção de soja no Brasil. In *Anais do 6º Congresso Brasileiro de Soja*. Londrina: Embrapa Soja.

Balota, E. L., & Chaves, J. C. D. (2011). Microbial activity in soil cultivated with different summer legumes in coffee crop. *Brazilian Archives of Biology and Technology, 54*(1), 35–44. http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132011000100005

Bastos, T. R. S., Barreto-Garcia, P. A. B., Carvalho Mendes, I., Monroe, P. H. M., & Carvalho, F. F. (2023). Response of soil microbial biomass and enzyme activity in coffee-based agroforestry systems in a high-altitude tropical climate region of Brazil. *Catena, 230*, 107270. https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107270

Bongiorno, G., Bünemann, E. K., Oguejiofor, C. U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., & Goede, R. (2019). Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators, 99*, 38–50. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.008

Brasil. Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas. (2024). *Plano Clima*. Brasil. Acesso em 26/11/2024. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/smc/plano-clima

Bresciani, L., Freitas, C. C. G., Rêgo Barros, F. M., Andreote, F. D., & Dini-Andreote, F. (2024). Partitioning the effects of coffee–*Urochloa* intercropping on soil microbial properties at a centimeter scale. *Applied Soil Ecology, 195*, 105264. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105264

Cenicafé – Centro Nacional de Investigaciones de Café. (2024). *Cenicafé*. Acesso em 15/02/2024. Disponível em: https://www.cenicafe.org/

Chaloner, T. M., Gurr, S. J., & Bebber, D. P. (2021). Plant pathogen infection risk tracks global crop yields under climate change. *Nature Climate Change, 11*(8), 710–715. https://doi.org/10.1038/s41558-021-01104-8

Carvalho, F. F., Barreto-Garcia, P. A. B., Pérez-Maluf, R., Monroe, P. H. M., Pereira, F. R., Almeida, T. C., & Nunes, M. R. (2024). Effects of *Coffea arabica* cultivation systems on tropical soil microbial biomass and activity in the northeast region of Brazil. *Agroforestry Systems, 98*, 2397–2410. https://doi.org/10.1007/s10457-024-01026-2

Carvalho, M. L., Vanolli, B. S., Schiebelbein, B. E., Borba, D. A., Luz, F. B., Cardoso, G. M., Bortolo, L. S., Marostica, M. E. M., & Souza, V. S. (2022). *Guia prático de plantas de cobertura: aspectos fitotécnicos e impactos sobre a saúde do solo* (M. R. Cherubin, Ed.). Piracicaba: ESALQ-USP. https://doi.org/10.11606/9786589722151

Costa, T. L., Borges, L. S., Melo Moura, W., Cavalcante, V. S., Jacob, L. L., & Freitas, M. A. S. (2020). Fertilidade do solo em sistemas de cultivo arborizados de café arábica. *Cadernos de Agroecologia, 15*(1), 1–5. https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/6293

Crespo, C. M. G., Piscoya, V. C., Araujo Filho, R. N. D., Lima, S. B., Moraes, A. S., França, M. V. D., Fernandes, M. M., Gomes Filho, R. R., Cavalcante, N. L. L., Melo, R. C. P., Piscoya, T. F., Roncal, J. P., Pereira, L. M., Holanda, F. S. R., Alceu, P., Feitosa, T. B., & Oliveira, P. P. (2022). Soil carbon stocks and labile fractions of organic matter under agroforestry system in breast of Pernambucan altitude. *Ciência Florestal, 32*, 2180–2198. https://doi.org/10.5902/1980509867374

Cui, L., Sun, H., Du, X., Feng, W., Wang, Y., Zhang, J., & Jiang, J. (2021). Dynamics of labile soil organic carbon during the development of mangrove and salt marsh ecosystems. *Ecological Indicators, 129*, 107875. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107875

Dias, S. M., França, A. C., Silva, R. S., Carvalho, R. C. R., & Aguiar, F. R. (2021). Interaction soil compaction and soil moisture in physiological responses of freshly planted coffee. *Journal of Environmental Analysis and Progress, 6*, 370–378. https://doi.org/10.24221/jeap.6.4.2021.4532.370-378

Donadelli, J. P. L. (2022). *Qualidade física do solo em cafezais nos sistemas de produção orgânico e convencional* [Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal].

Fernandes, M. M. H. (2018). *Contribuição da cultura de entressafra para a estruturação do solo em área sob sistema de semeadura direta* [Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal].

Franco Júnior, K. S. F., Florentino, L. A., Terra, A. B. C., Mantovani, J. R., Silva, A. B., Calegari, A., Dias, M. S., & Caixeta, I. F. (2022). Cover crops in coffee management in production. *Research, Society and Development, 11*, e42111536465. https://doi.org/10.33448/rsd-v11i15.36465

Freitas, T., Oliveira, D. P., Dutra, M. P., Zito, P. C., Reis, E. A. C., Fernandes, T. J., Nunes, A. P. P., Guimarães, R. J., Rabêlo, F. H. S., & Guelfi, D. (2023). Blending controlled-

release and urease-inhibitor technologies as innovative solutions to reduce ammonia emissions in coffee environments. *Soil Systems, 7*(4), 83. https://doi.org/10.3390/soilsystems7040083

Furtado, C. (1968). *Formação econômica do Brasil*. São Paulo: Fundo de Cultura.

Guelfi, D. R., Chagas, W. F., Lacerda, J. R., Chagas, R. M. R., Souza, T. L. D., & Andrade, A. B. (2018). Monoammonium phosphate coated with polymers and magnesium for coffee plants. *Ciência e Agrotecnologia, 42*(3), 261–270. https://doi.org/10.1590/1413-70542018423002918

Glaeser, D. F., Mercante, F. M., Alves, M. A. M., Silva, R. F., & Komori, O. M. (2010). Biomassa microbiana do solo sob sistemas de manejo orgânico em cultivos de café. *Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde, 14*(2), 103–114. https://www.redalyc.org/pdf/260/26019017009.pdf

Guimarães, N. D. F., Gallo, A. D. S., Fontanetti, A., Meneghin, S. P., Souza, M. D., Morinigo, K. P., & Silva, R. F. (2017). Biomassa e atividade microbiana do solo em diferentes sistemas de cultivo do cafeeiro. *Revista de Ciências Agrárias, 40*, 34–44. https://doi.org/10.19084/RCA16041

Guo, J., Feng, H., Roberge, G., Feng, L., Pan, C., McNie, P., & Yu, Y. (2022). The negative effect of Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) monoculture plantations on soil physicochemical properties, microbial biomass, fungal communities, and enzymatic activities. *Forest Ecology and Management, 519*, 120297. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120297

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability* (3056 p.). Genebra: IPCC.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2023). *Climate change 2023: Synthesis report, summary for policymakers. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (H. Lee & J. Romero, Eds.) (34 p.). Genebra: IPCC. http://dx.doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647

LaCanne, C. E., & Lundgren, J. G. (2018). Regenerative agriculture: merging farming and natural resource conservation profitably. *PeerJ, 6*, e4428. https://doi.org/10.7717/peerj.4428

Laforet, M. R. C. (2013). *A transferência de tecnologia de processos de produção de fertilizantes organominerais: pesquisa-ação sobre uma parceria público-privada* [Mestrado Profissional, Instituto Nacional da Propriedade Industrial, Rio de Janeiro].

Liu, Q., Liu, B., Yanhui, Z., & Lin, Z. (2017). Can biochar alleviate soil compaction stress on wheat growth and mitigate soil N2O emissions? *Soil Biology and Biochemistry, 104*, 8–17. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.10.006

Lorençone, J. A., Oliveira Aparecido, L. E., Lorençone, P. A., Torsoni, G. B., Lima, R. F., Silva Cabral Moraes, J. R., & Souza Rolim, G. (2025). Agricultural zoning of *Coffea*

arabica in Brazil for current and future climate scenarios: implications for the coffee industry. *Environment, Development and Sustainability, 27*, 4143–4166. https://doi.org/10.1007/s10668-023-04066-3

Martins, B. H., Araujo-Junior, C. F., Miyazawa, M., Vieira, K. M., & Milori, D. M. B. P. (2015). Soil organic matter quality and weed diversity in coffee plantation area submitted to weed control and cover crops management. *Soil and Tillage Research, 153*, 169–174. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.005

Mendes, I. C., & Reis Junior, F. B. (2004). *Uso de parâmetros microbiológicos como indicadores para avaliar a qualidade do solo e a sustentabilidade dos agroecossistemas*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados.

Moraes, M. T., Debiasi, H., Franchin, J. C., & Silva, V. R. (2016). Benefícios das plantas de cobertura sobre as propriedades físicas do solo. In T. Tiecher (Ed.), *Práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água* (pp. 34–48). Porto Alegre, RS: UFRGS.

Nascimento, M. O., Celestino, S. M., Veiga, A. D., Jesus, B. D. A., & Oliveira, L. D. L. (2024). Quality of Arabica coffee grown in Brazilian Savannah and impact of potassium sources. *Food Research International, 188*. https://doi.org/10.1016/j.foodres.2024.114500

Nascimento, M. S., Barreto-Garcia, P. A. B., Monroe, P. H. M., Pereira, M. G., Barros, W. T., & Nunes, M. R. (2024). Carbon in soil macroaggregates under coffee agroforestry systems: modeling the effect of edaphic fauna and residue input. *Applied Soil Ecology, 202*, 105604. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105604

Navarro, R., Martelócio, A. C., Sevilha, R. R., Bido, G. S., & Mannigel, A. R. (2021). Manejo do solo para o sistema de cultivo de café no Brasil. *Enciclopédia Biosfera, 18*(38), 1–16. https://doi.org/10.18677/EnciBio_2021D31

Neto, A. P., Favarin, J. L., Hammond, J. P., Tezotto, T., & Couto, H. T. (2016). Analysis of phosphorus use efficiency traits in *Coffea* genotypes reveals *Coffea arabica* and *Coffea canephora* have contrasting phosphorus uptake and utilization efficiencies. *Frontiers in Plant Science, 7*, 408. https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00408

Netto, A. D. (1973). *O problema do café do Brasil*. Rio de Janeiro: IBC.

Novais, R. F., Alvarez, V. H., Barros, N. F., Fontes, R. F., Cantarutti, R. B., & Neves, J. C. (2007). *Fertilidade do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Nunes, L. A. P. L., Dias, L. E., Jucksch, I., Barros, N. F., Kasuya, M. C. M., & Correia, M. E. F. (2009). Impacto do monocultivo de café sobre os indicadores biológicos do solo na Zona da Mata mineira. *Ciência Rural, 39*(9), 2467–2474. https://doi.org/10.1590/S0103-84782009000900001

Rosa, V. A., & Neto, J. P. S. (2019). Atributos físicos e estoque de carbono em sistemas agroflorestais nos Cerrados do Oeste da Bahia. *Revista Brasileira de Geografia Física, 12*(7), 2660–2671. https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.7.p2660-2671

Partelli, F. L., Vieira, H. D., Ferreira, E. P. B., Viana, A. P., Martins, M. A., & Urquiaga, S. (2012). Chemical and microbiological soil characteristics under conventional and organic coffee production systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 43*(5), 847–864. https://doi.org/10.1080/00103624.2012.648470

Pauletti, V., Motta, A. C. V., Serrat, B. M., Favaretto, N., & Anjos, A. D. (2009). Atributos químicos de um Latossolo Bruno sob sistema plantio direto em função da estratégia de adubação e do método de amostragem de solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 33*, 581–590. https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000300011

Pereira, D. S., Costa, Y. K., & Carvalho, L. D. (2021). O elemento P: formas e dinâmica em solos tropicais. *Revista Agronomia Brasileira, 5*, 1–4. http://dx.doi.org/10.29372/rab202124

PNAMC. (2016). *Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima*. Portaria do Ministério do Meio Ambiente nº 150, de 10 de maio de 2016. Diário Oficial da União de 11 de maio de 2016, Seção I, p. 131.

Prado, M. H. R. (2018). *Levantamento, diagnóstico e planejamento do sítio Santo Antônio*. Maringá/PR: UNICESUMAR.

Ramos, E. G., Barros, V. M. S., Miranda, J. D. B., Silva, L. M. R., Neves, J. C. L., Meira, R. M. S. A., & Oliveira, T. S. (2023). Physiological and morphological responses of Arabica coffee cultivars to soil compaction. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 47*, e0230047. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20230047

Reichert, J. M., Rosa, V. T., Vogelmann, E. S., Rosa, D. P., Horn, R., Reinert, D. J., Sattler, A., & Denardin, J. E. (2016). Conceptual framework for capacity and intensity physical soil properties affected by short and long-term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. *Soil and Tillage Research, 158*, 123–136. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.12.006

Rodrigues, G. B., Sá, M. E. D., Valério Filho, W. V., Buzetti, S., Bertolin, D. C., & Pina, T. P. (2012). Matéria e nutrientes da parte aérea de adubos verdes em cultivos exclusivo e consorciado. *Revista Ceres, 59*, 380–385. https://doi.org/10.1590/S0034-737X2012000300013

Rodrigues, R. N., Reis Junior, F. B., Lopes, A. A. C., Rocha, O. C., Guerra, A. F., Veiga, A. D., & Mendes, I. C. (2022). Soil enzymatic activity under coffee cultivation with different water regimes associated to liming and intercropped Brachiaria. *Ciência Rural, 52*(3), e20200532. https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20200532

Sales, E. P. O., Barreto-Garcia, P. A. B., Monroe, P. H. M., Pereira, M. G., Martins, K. B. S., Santos, T. O., Silva, C. F., Santos, L. A., & Nunes, M. R. (2025). Do coffee agroforestry systems favor carbon and glomalin input in soil biogenic aggregates? *Catena, 249*, 108685. https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108685

Schneider, L., Rebetez, M., & Rasmann, S. (2022). The effect of climate change on invasive crop pests across biomes. *Current Opinion in Insect Science, 50*, 100895. https://doi.org/10.1016/j.cois.2022.100895

Schreefel, L., Schulte, R. P., De Boer, I. J. M., Schrijver, A. P., & Van Zanten, H. H. E. (2020). Regenerative agriculture – the soil is the base. *Global Food Security, 26*, 100404. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2020.100404

Silva, E. C., Ambrosano, E. J., Scivittaro, W. B., Muraoka, T., Buzetti, S., & Carvalho, A. M. (2014). Adubação verde como fonte de nutrientes às culturas. In O. F. Lima Filho (Ed.), *Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e prática* (pp. 265–305). Brasília: Embrapa.

Soracco, C. G., Lozano, L. A., Villarreal, R., Palancar, T. C., Collazo, D. J., Sarli, G. O., & Filgueira, R. R. (2015). Effects of compaction due to machinery traffic on soil pore configuration. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 39*, 408–415. https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140318

Souza, J. M., Pires, F. R., Pezzopane, J. R. M., Chagas, K., Nascimento, A. F., Rodrigues, J. O., Czepak, M. P., & Nascimento, A. L. (2024). Soil physical, chemical and biological properties in Conilon coffee intercropping systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 48*, e0230056. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20230056

Souza, T. L., Oliveira, D. P., Santos, C. F., Reis, T. H. P., Cabral, J. P. C., Silva Resende, É. R., Fernandes, T. J., Souza, T. R., Builes, V. R., & Guelfi, D. (2023). Nitrogen fertilizer technologies: opportunities to improve nutrient use efficiency towards sustainable coffee production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 345*, 108317. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108317

Trombetta, L. J. (2020). Organic waste and its implications with the organic carbon and soil microbiota and its potential polluting powers. *Brazilian Journal of Development, 6*(7), 43996–44005. https://doi.org/10.34117/bjdv6n7-134

♦ Capítulo 17 ♦

Manejo da saúde do solo em sistemas de produção de cana-de-açúcar

Carlos Roberto Pinheiro Junior[1,2], João Luís Nunes Carvalho[2,3], Felipe Bonini da Luz[4], Lucas Pecci Canisares[1,2], Maurício Roberto Cherubin[1,2]

Introdução

De acordo com as mais recentes projeções das Nações Unidas, a população global em 2050 será de 9,7 bilhões de habitantes e alcançará 10,4 bilhões em 2100 (United Nations, 2024). Consequentemente, o aumento da demanda não apenas por alimentos, mas também por energia projetado para os próximos anos (van Dijk et al., 2021; Raimi et al., 2022) reforça a necessidade de sistemas de produção mais sustentáveis que reduzam as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e seu impacto nas mudanças climáticas. Apesar disso, aproximadamente 80% do suprimento de energia primária global ainda é proveniente de fontes fósseis como carvão, petróleo e gás natural, destacando uma transição lenta da matriz energética para fontes renováveis (Raimi et al., 2022).

Com a maior preocupação em torno do impacto das ações antropogênicas, o uso de biocombustíveis, como o etanol de cana-de-açúcar, destaca-se como uma alternativa para minimizar o impacto do setor energético, podendo reduzir as emissões de GEE em mais de 80% quando comparado aos combustíveis fósseis (Karp et al., 2021). Nesse contexto, o Brasil se destaca globalmente como o maior produtor de cana-de-açúcar, correspondendo a aproximadamente 40% da produção mundial (FAO, 2023). Nos últimos

[1] Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2] Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[3] Laboratório Nacional de Biorrenováveis (LNBR), Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais (CNPEM). Campinas, SP, Brasil.
[4] Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Paraná. Curitiba - PR, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.17

20 anos a produção nacional de cana-de-açúcar no Brasil aumentou de pouco mais de 431 milhões de toneladas para 687 milhões de toneladas na última safra (Figura 17.1), com variações ao longo do período associadas principalmente à queda de produtividade em anos com longo período de déficit hídrico. Nesse mesmo período, a produção de etanol aumentou de quase 16 bilhões de litros na safra 2005/2006 para mais de 29 bilhões de litros em 2024/2025 (CONAB, 2025).

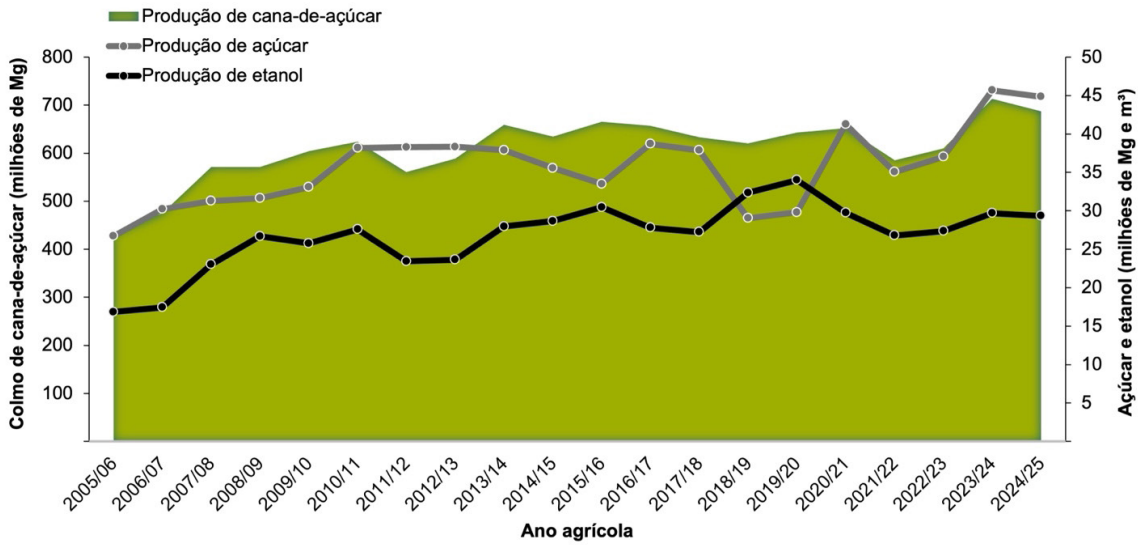


Figura 17.1. Evolução da produção de cana-de-açúcar no Brasil e seus principais produtos (açúcar e etanol). Fonte: CONAB (2025).

Dada essa proeminência do setor sucroenergético, o governo brasileiro desenvolveu a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) como parte integrante da política energética nacional, regulada pela ANP - Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (Brasil, 2017). De maneira geral, os principais objetivos do RenovaBio são contribuir para o cumprimento dos compromissos assumidos pelo país no Acordo de Paris para reduzir as emissões de GEE e promover uma expansão adequada da produção, do uso e da comercialização de biocombustíveis. Um dos instrumentos do RenovaBio é o Crédito de Descarbonização (CBIO) para biocombustíveis de baixa emissão, que pode ser negociado no mercado por produtores devidamente credenciados. Cada CBIO corresponde a 1 tonelada de emissões de CO_2 equivalente evitadas. Nos anos de 2022, 2023 e 2024 foram emitidos 31,23; 35,52 e 42,52 milhões de CBIOs, respectivamente (Brasil, 2025). Nesses mesmos anos, as negociações de CBIOs movimentaram um volume financeiro de R$ 3,4 bilhões (2022), R$ 4,4 bilhões (2023) e R$ 3,9 bilhões (2024), o que tem contribuído para o engajamento do setor em ampliar a produção sustentável de biocombustíveis.

Somado a isso, o Plano Nacional de Energia 2050 (PNE 2050) elaborado pelo

Ministério de Minas e Energia do Brasil estabeleceu a meta de produção de etanol até 2050 em 66 bilhões de litros por ano (EPE, 2016), algo que reflete na necessidade de expansão das áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Felizmente, a atualização do Zoneamento Agroecológico da Cana-de-açúcar do país identificou 20 milhões de hectares de pastagens degradadas com condições adequadas para expansão do cultivo de cana-de-açúcar (Hernandes et al., 2021), cenário que reduz os impactos ambientais da mudança de uso da terra, garantindo a sustentabilidade da cadeia de produção de biocombustíveis.

No entanto, as diversas práticas de manejo realizadas na cultura da cana-de-açúcar, relacionadas ao preparo do solo, rotação de culturas, tráfego de máquinas, uso de resíduos e manejo da palhada impõem uma alta complexidade ao sistema de produção, algo que requer um adequado planejamento para garantir a manutenção de solos saudáveis (i.e., solos com a capacidade de funcionar como ecossistemas vivos que suportam plantas, animais e humanos; Karlen et al., 2019; Lehmann et al., 2020) e dos diversos serviços ecossistêmicos relacionados ao solo (Smith et al., 2021), incluindo a produtividade da cultura. Diante dos desafios impostos pelas mudanças climáticas, especialmente o aumento da frequência de eventos extremos (Newman & Noy, 2023; Feron et al., 2024; Feng et al., 2025), promover solos saudáveis tem sido amplamente reconhecido como uma das principais estratégias para garantir a multifuncionalidade do solo, o aumento da produtividade das culturas, e a resiliência dos ecossistemas agrícolas (Qiao et al., 2022; Souza et al., 2025; Wu et al., 2025).

O enorme potencial do Brasil em soluções baseadas na natureza para mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (Griscom et al., 2017; 2020) oferece tanto desafios quanto grandes oportunidades para diversos setores do país. O Brasil tem papel de destaque na transição energética, impulsionada principalmente pelo setor de biocombustíveis, além de liderar ao lado da Índia e Estados Unidos, a Aliança Global de Biocombustíveis (*Global Biofuel Alliance*, em inglês), lançada na reunião do G20 em 2023 (IEA, 2023). No entanto, o aumento e expansão da produção de biocombustíveis, especialmente do etanol de cana-de-açúcar, requer um adequado manejo do solo para promover a sustentabilidade do setor sucroenergético. Nesse capítulo, apresentaremos e discutiremos evidências de como as principais práticas de manejo afetam a saúde do solo em sistemas de produção de cana-de-açúcar no Brasil.

Impacto das principais práticas de manejo da cana-de-açúcar na saúde do solo

Sistemas de preparo do solo e tráfego de máquinas

O intenso tráfego de máquinas agrícolas durante todas as etapas do cultivo, especialmente durante a colheita, é uma das principais ameaças a manutenção da saúde do solo nas lavouras de cana-de-açúcar, causando a compactação do solo e a degradação da qualidade física do solo (Cherubin et al., 2016; Jimenez et al., 2021). As consequências dessa compactação afetam consideravelmente a produtividade da cana-de-açúcar, pois há uma redução da macroporosidade do solo, aumento da densidade do solo e da resistência à penetração, criando um ambiente menos favorável para o crescimento das raízes (Souza et al., 2014; Barbosa et al., 2024).

Essa compactação do solo é também um dos principais motivos para a adoção do preparo convencional com intenso revolvimento das camadas do solo durante a renovação do canavial a cada 5-6 anos. Apesar de reduzir os efeitos negativos da compactação do solo nos primeiros meses, o preparo convencional resulta na degradação da estrutura do solo a longo prazo (Cavalcanti et al., 2020) e aumento da taxa de erosão (Thomaz et al., 2022), um dos principais problemas ambientais dos sistemas de produção de cana-de-açúcar no Brasil (Carvalho et al., 2017; Oliveira et al., 2018), principalmente em solos arenosos e franco-arenosos (Gallo et al., 2022) (Figura 17.2). Além disso, o revolvimento do solo no preparo convencional favorece a oxidação da matéria orgânica, reduzindo os estoques de carbono do solo (Segnini et al., 2013) e intensificando as emissões de CO_2 (La Scala Jr et al., 2006). Silva-Olaya et al. (2013) relataram uma emissão de 3,5 Mg ha^{-1} de CO_2 após a renovação de um canavial em sistema de preparo convencional do solo, o que correspondeu à perda de 80% do carbono que poderia ser sequestrado na camada de 0–20 cm no sistema de colheita mecanizada (sem queima). Por outro lado, sob sistemas de preparo reduzido e preparo mínimo, essas perdas foram bem menores, representando 12% (0,517 Mg ha^{-1} de CO_2) e 2% (0,055 Mg ha^{-1} de CO_2), respectivamente. Assim, a adoção de sistemas de preparo do solo que causam menores distúrbios às camadas do solo, como preparo reduzido (Figura 17.3), mostra-se como alternativa para reduzir a degradação da estrutura do solo, as emissões de GEE e aumentar o sequestro de carbono do solo (Segnini et al., 2013; Silva-Olaya et al., 2013; Tenelli et al., 2019), um indicador chave da saúde do solo.



Figura 17.2. Degradação do solo causada pela erosão hídrica em área de cana-de-açúcar cultivada em solo arenoso no interior do estado de São Paulo. Data: 06/12/2024. Foto: Felipe Bonini da Luz.



Figura 17.3. Preparo (reduzido) do solo para plantio da cana-de-açúcar com abertura do sulco de plantio com 30 cm de profundidade. Foto: João L. N. Carvalho.

A adoção do preparo reduzido do solo em sistemas de produção intensamente mecanizados é um dos principais desafios para manutenção da qualidade física do solo nos canaviais. Entretanto, o controle de tráfego de máquinas tem se consolidado como a estratégia mais promissora para reduzir a compactação do solo, promovendo um adequado desenvolvimento do sistema radicular e o aumento da produtividade de colmos (Souza et al., 2014), além de permitir a adoção do preparo reduzido do solo, garantindo a manutenção da qualidade física do solo (Luz et al., 2022). A utilização de piloto automático, ajuste da bitola do maquinário e definição das linhas permanentes de tráfego, buscam reduzir a compactação do solo especialmente na linha de plantio, proporcionando um ambiente mais adequado para o crescimento radicular (Souza et al., 2014) e, consequentemente, uma maior velocidade de rebrota da cultura após o corte (Figura 17.4).

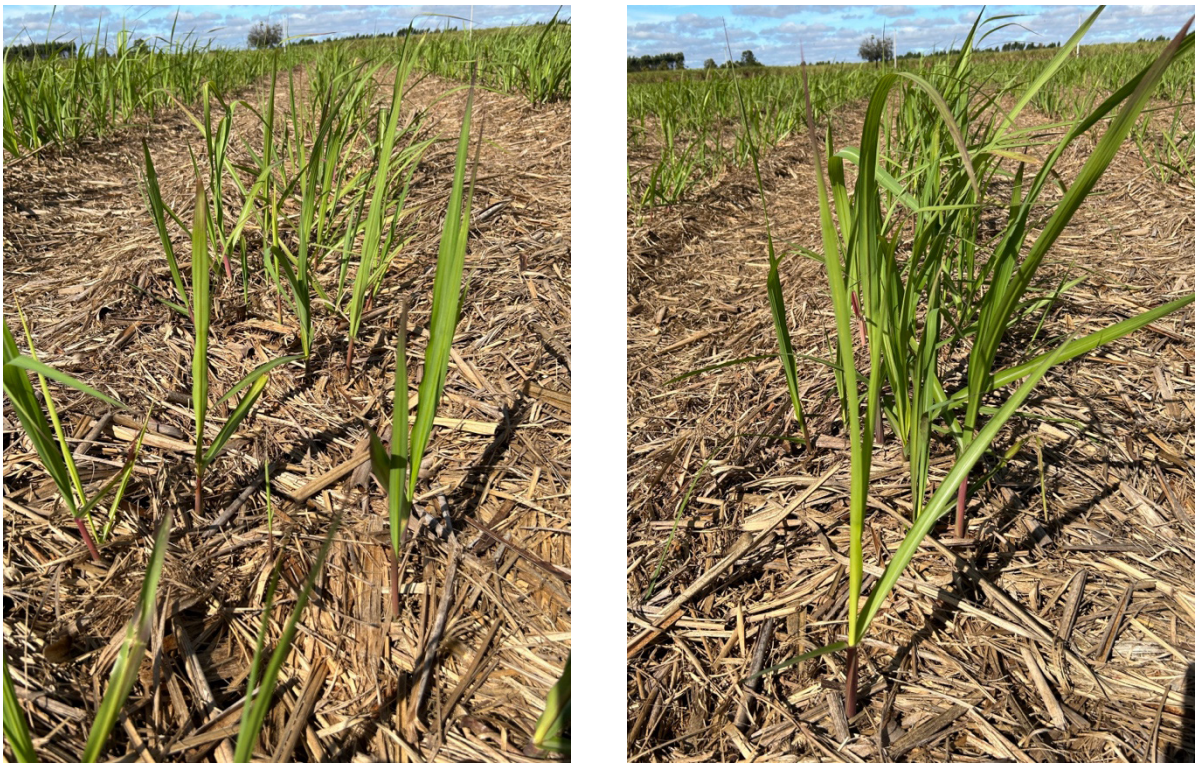


Figura 17.4. Rebrota da cana em áreas com tráfego aleatório (foto da esquerda) e com controle de tráfego (foto da direita). Foto: Tedson L. F. Azevedo.

Estudos recentes conduzidos por Luz et al. (2022; 2023) mostraram que a adoção do controle de tráfego de máquinas reduziu a densidade do solo e a resistência à penetração na linha de plantio, além de ter preservado a estrutura do solo, contribuindo para uma melhoria na disponibilidade de água e trocas gasosas, e um índice de qualidade física do solo 12% maior em relação ao tráfego de máquinas aleatório (Luz et al., 2023), evidenciando o controle de tráfego como um importante pilar para a sustentabilidade

da produção de cana-de-açúcar no Brasil. Além disso, o controle de tráfego é essencial para a realização do preparo reduzido no plantio, demonstrando que a preservação ou recuperação da estrutura do solo é condicionada ao manejo integrado com preparo reduzido e controle de tráfego (Luz et al., 2022). Outra estratégia importante para reduzir o risco de compactação do solo é a adoção de um sistema de colheita integral (Lisboa et al., 2017). Atualmente, a forma mais comum de colheita da palha (utilizada para gerar eletricidade ou produção de etanol de segunda geração) é através das operações de enleiramento, enfardamento e transporte dos fardos após a colheita dos colmos, intensificando a compactação do solo (Castioni et al., 2021). Assim, o sistema de colheita integral (colmo mais palha) reduz o número de operações mecanizadas, o risco de degradação física do solo e o custo efetivo da colheita (Cardoso et al., 2013), especialmente em talhões mais próximos da usina.

Aplicação de subprodutos da indústria - vinhaça e torta de filtro

A aplicação de subprodutos do setor sucroenergético é amplamente adotada nos canaviais do Brasil como estratégia para uma adequada destinação dos resíduos da indústria, além de contribuir para o fornecimento de nutrientes e matéria orgânica. Principal subproduto da produção de açúcar, a torta de filtro é produzida em grandes volumes, gerando 30-40 kg de resíduo para cada tonelada de colmo moído, contendo aproximadamente 22% de matéria orgânica, além de conter importantes nutrientes como nitrogênio, fósforo e cálcio (Prado et al., 2013). A vinhaça, principal resíduo da produção de etanol, também é gerada em grandes volumes, produzindo entre 10 e 15 litros de resíduos para cada litro de etanol (Prado et al., 2013). Devido à elevada concentração de nutrientes presentes na vinhaça, especialmente de potássio (Christofoletti et al., 2013), sua aplicação é uma alternativa eficaz para aumentar a ciclagem de nutrientes e reduzir a necessidade de fertilizantes sintéticos (Laime et al., 2011). Além disso, a aplicação de vinhaça tem efeitos notáveis sobre o carbono da biomassa microbiana, levando a um aumento na concentração de nitrogênio (Pinto et al., 2022). Devido à sua forma líquida, a principal técnica de aplicação da vinhaça é via fertirrigação (Bordonal et al., 2018), contribuindo também para um adequado fornecimento hídrico às plantas, especialmente no período de maior déficit hídrico. Recentemente, a adaptação de máquinas do setor tem possibilitado a aplicação localizada de vinhaça concentrada na linha de plantio (Figura 17.5), contribuindo para uma maior eficiência de aplicação e de uso da água e de nutrientes pela cultura.



Figura 17.5. Aplicação localizada de vinhaça na linha de plantio da cana-de-açúcar. Foto: Tedson L. F. Azevedo.

A elevada quantidade de carbono e outros nutrientes em forma orgânica presentes na torta de filtro e vinhaça têm contribuído efetivamente para o aumento do estoque de carbono no solo, aumento da produtividade de colmos da cana-de-açúcar, refletindo em uma maior sustentabilidade do setor (Silva-Olaya et al., 2017; Rossetto et al., 2018; Zani et al., 2018; Pinheiro Junior et al., 2024). Em um estudo recente que buscou avaliar os efeitos da aplicação de vinhaça em longo prazo na saúde do solo em áreas de cultivo de cana-de-açúcar, Luz et al. (2024) observaram um aumento de 13% e 18% no índice de saúde do solo em solos de textura argilosa e arenosa, respectivamente. Os indicadores químicos foram os principais responsáveis pela melhoria da saúde do solo, especialmente em função dos maiores teores de potássio. Além disso, a aplicação de vinhaça também contribuiu para o aumento nos teores de fósforo e de carbono orgânico do solo na camada superficial do solo arenoso, evidenciando seu potencial de promover melhorias na saúde do solo especialmente em solos frágeis e de menor potencial produtivo. Por fim, os autores destacaram a importante contribuição da reciclagem da vinhaça na promoção da economia circular do setor de cana-de-açúcar, de solos saudáveis e no aumento do potencial de produção de biomassa.

Rotação de culturas e uso de plantas de cobertura

Por tratar-se de uma cultura semiperene, a produção da cana-de-açúcar se dá em sistemas de monocultivo. No entanto, durante o período de renovação do canavial, que ocorre a cada 5-6 anos, há uma oportunidade para promover uma diversificação no cultivo, utilizando predominantemente leguminosas comerciais como soja e amendoim, ou utilizando plantas de cobertura. A adoção de plantas de cobertura durante o período de renovação da lavoura (Figura 17.6), seja através do cultivo de leguminosas solteiras ou em mix, representa uma alternativa eficiente para reduzir os impactos do monocultivo, especialmente nos atributos biológicos do solo em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Diferentes espécies utilizadas como cobertura têm demonstrado potencial para enriquecer a diversidade biológica do solo, promovendo maior variedade de macrofauna e de microrganismos no microbioma (Elhakeem et al., 2019; Kim et al., 2020; Fiorini et al., 2022), pois aumentam a diversidade de alimentos ofertados para esses organismos. A decomposição desses resíduos também contribui para a ciclagem de nutrientes, favorecendo os ciclos do nitrogênio e do carbono e para fertilidade do solo de maneira geral (Crusciol et al., 2015; Canisares et al., 2021; Souza et al., 2024).



Figura 17.6. Uso de mix de plantas de cobertura em área de renovação recém preparada. Foto: Tedson L. F. Azevedo.

A diversificação de cultivo também é amplamente reconhecida pelo seu potencial de aumentar o acúmulo de carbono no solo (Jian et al., 2020), além de promover

melhorias das condições físicas do solo, ajudando a diminuir a compactação, a resistência à penetração das raízes e do controle da erosão, especialmente em função da maior cobertura do solo e melhorar sua estrutura e porosidade (Koudahe et al., 2022). Outro benefício importante é o controle natural de plantas daninhas, já que a cobertura vegetal inibe sua germinação e desenvolvimento, reduzindo, assim, a dependência de herbicidas (Schappert et al., 2018), especialmente durante a renovação do canavial quando o solo se encontra descoberto após o recente revolvimento. Em um estudo recente conduzido por Carneiro et al. (2024), os autores avaliaram os efeitos de plantas de cobertura na saúde do solo e produtividade de cana-de-açúcar cultivada em solo franco-arenoso ao longo de 4 anos. Este estudo demonstrou o potencial do milheto, uma espécie gramínea, como planta de cobertura capaz de manter a saúde do solo e a produtividade média de cana-de-açúcar em torno de 100 Mg ha^{-1} ao longo do ciclo da cultura.

Embora a rotação de culturas nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar ocorra predominantemente em área total, a adoção do Método Inter-ocupacional Ocorrendo Simultaneamente, conhecido como sistema MEIOSI, tem aumentado significativamente, tanto por grandes grupos do setor sucroenergético, quanto por pequenos e médios produtores. Essa técnica visa substituir o modelo tradicional de plantio que exige grandes áreas dedicadas exclusivamente à produção de mudas, tornando a renovação do canavial mais rápida, eficiente e econômica. A principal estratégia do sistema MEIOSI consiste na implantação de mudas pré-brotadas cultivadas em linhas que ocupam cerca de 10% da área total. Ao longo de 6 a 8 meses, essas mudas, de alta qualidade sanitária e genética, se desenvolvem e geram colmos que servirão como material de propagação. Durante esse período, o restante da área (aproximadamente 90%) é utilizado para o cultivo de culturas comerciais como soja, amendoim ou milho, ou para o uso de plantas de cobertura (Figura 17.7), garantindo uma maior eficiência econômica e logística de renovação do canavial, bem como os benefícios à saúde do solo proporcionados pela rotação de culturas e diversificação de cultivo.



Figura 17.7. Cultivo de milho no Método Inter-ocupacional Ocorrendo Simultaneamente (“MEIOSI”) em sistema de produção de cana-de-açúcar (sistema MEIOSI) em Ribeirão Preto.
Foto: Mohamad Riad Perrone Sammour.

Manejo da palha da cana-de-açúcar

Nas últimas décadas, a adoção do sistema de colheita mecanizada da cana-de-açúcar, especialmente na região Centro-Sul, responsável por mais de 90% da produção nacional, resulta em uma grande quantidade de palha (variando entre 10 e 20 Mg ha^{-1}; Menandro et al., 2017), sendo adicionada à superfície do solo, proporcionando diversos benefícios, tais como: aumento do carbono orgânico do solo (Bordonal et al., 2018; Morais et al., 2020), reciclagem de nutrientes (Cherubin et al., 2019), controle da erosão (Gallo et al., 2022), regulação da temperatura e da umidade do solo (especialmente em solos arenosos; Santos et al., 2021) e aumento da biodiversidade (Menandro et al., 2019; Morais et al., 2019).

Por outro lado, o alto potencial energético da palha, seja para produção de bioeletricidade ou para a produção de etanol de segunda geração (2G), tendo em vista que cada tonelada de palha pode produzir até 240 L de etanol 2G (Junqueira et al., 2017), tem aumentado o interesse em remover parte dessa palha no campo para seu uso nas usinas, o que pode causar impactos negativos no solo. Entretanto, o efeito da remoção de palha sobre os indicadores químicos, físicos e biológicos do solo depende de fatores como textura do solo, condições climáticas regionais, época da colheita e da idade da

cultura (Carvalho et al., 2019), especialmente do nível de remoção de palha. Diversos estudos (Castioni et al., 2018; Vasconcelos et al., 2018; Cherubin et al., 2019; Corrêa et al., 2019; Menandro et al., 2019; Cherubin et al., 2021a) que avaliaram o efeito de diferentes níveis de remoção de palha sobre indicadores físicos, químicos e biológicos do solo e emissões de GEE encontraram resultados favoráveis à remoção parcial da palha para produção de bioenergia sem grandes prejuízos agronômicos e ambientais. Por outro lado, a remoção indiscriminada da palha reduz o carbono orgânico do solo e a biodiversidade do solo, aumenta a compactação do solo e, como consequência, impacta negativamente a saúde do solo, especialmente em solos arenosos (Cherubin et al., 2021b).

Em uma recente meta-análise, Pinheiro Junior et al. (2024) avaliaram o impacto das práticas de manejo da cana-de-açúcar nos fatores de mudança de estoque de carbono do solo. O manejo de palha em um baixo nível de remoção (< 34%) não alterou os estoques de carbono do solo, enquanto a remoção moderada (34-66%) e alta (> 66%) reduziram os estoques de carbono em 5,0% e 9,9%, respectivamente (Figura 17.8). Esses resultados destacam a importância de incluir as mudanças do carbono do solo no balanço das emissões de GEE da produção de etanol 2G e os benefícios climáticos da bioenergia derivada da palha da cana-de-açúcar. Combinando as técnicas de modelagem de carbono orgânico do solo e análise de ciclo de vida, Bordonal et al. (2024) observaram que, embora a remoção da palha possa aumentar a produção de bioenergia e contribuir para a transição energética, ela pode também reduzir os estoques de carbono no solo, comprometendo os ganhos climáticos. Os principais resultados previstos pelo modelo DayCent mostraram uma redução de 0,32 Mg C ha^{-1} ano^{-1} com a remoção total da palha, uma pequena redução de 0,04 Mg C ha^{-1} ano^{-1} com a remoção de 50% da palha, enquanto a manutenção de toda a palha no campo resulta em um acúmulo de 0,27 ha^{-1} ano^{-1}. Essa alta redução do carbono do solo sob a remoção total da palha aumentou a intensidade de emissões de GEE em 26% (3,9 g CO_2eq MJ^{-1}), enquanto a remoção moderada mostra-se como uma alternativa econômica e ambientalmente viável**.** No entanto, o uso da palha para produção de bioenergia mostra-se vantajosa apenas para produção de etanol 2G quando comparada com a gasolina, mas a geração de bioeletricidade, ao substituir fontes como hidrelétricas e o sistema elétrico nacional, não se mostrou eficaz na redução de GEE.

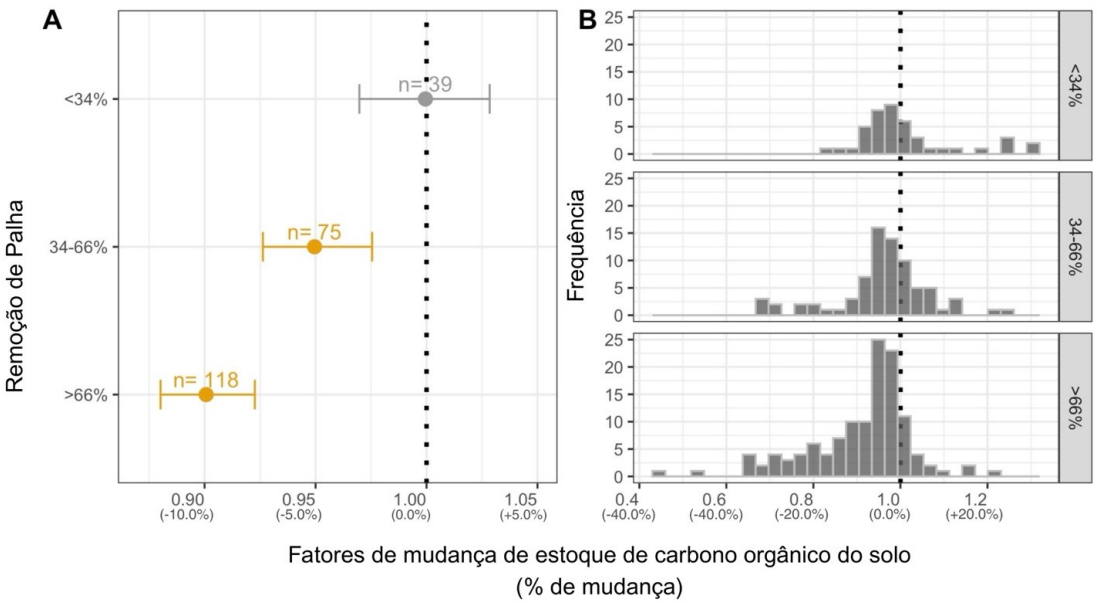


Figura 17.8. Fator de mudança no estoque de carbono orgânico do solo (A) e distribuição dos dados (B; histograma) para três níveis de remoção da palha (<34%, 34%–66% e >66%) de cana-de-açúcar no Brasil. Os círculos representam a razão média de resposta para cada nível de remoção da palha, e as barras indicam o intervalo de confiança de 95% obtido por bootstrapping com 5.000 interações. As cores cinza e amarela representam as taxas de remoção com razão de resposta neutra e negativa, respectivamente. Fonte: Adaptado de Pinheiro Junior et al. (2024).

Tendo em vista a multifuncionalidade da manutenção da palha sobre a superfície do solo nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar, sua remoção pode causar diferentes níveis de impacto nos serviços ecossistêmicos relacionados ao solo. A partir de uma revisão sistemática da literatura, Pinheiro Junior et al. (2025) compilaram diversos indicadores agronômicos e ambientais afetados pelo manejo da palha em uma matriz de efeito (negativo, neutro ou positivo) com diferentes níveis de confiança (baixo, médio, alto e muito alto) para avaliar o impacto da baixa (≤ 1/3), moderada (> 1/3 X ≤ 2/3) a alta (>2/3) remoção de palha em oito serviços ecossistêmicos relacionados ao solo (Figura 17.9). De maneira geral, o baixo nível de remoção de palha apresentou um efeito neutro para os serviços de armazenamento de carbono, ciclagem de nutrientes, controle de plantas daninhas, mitigação de emissões de GEE e provisão de alimento e biocombustíveis, mostrando-se como a alternativa mais viável para garantir a sustentabilidade da produção de etanol 2G em longo prazo.

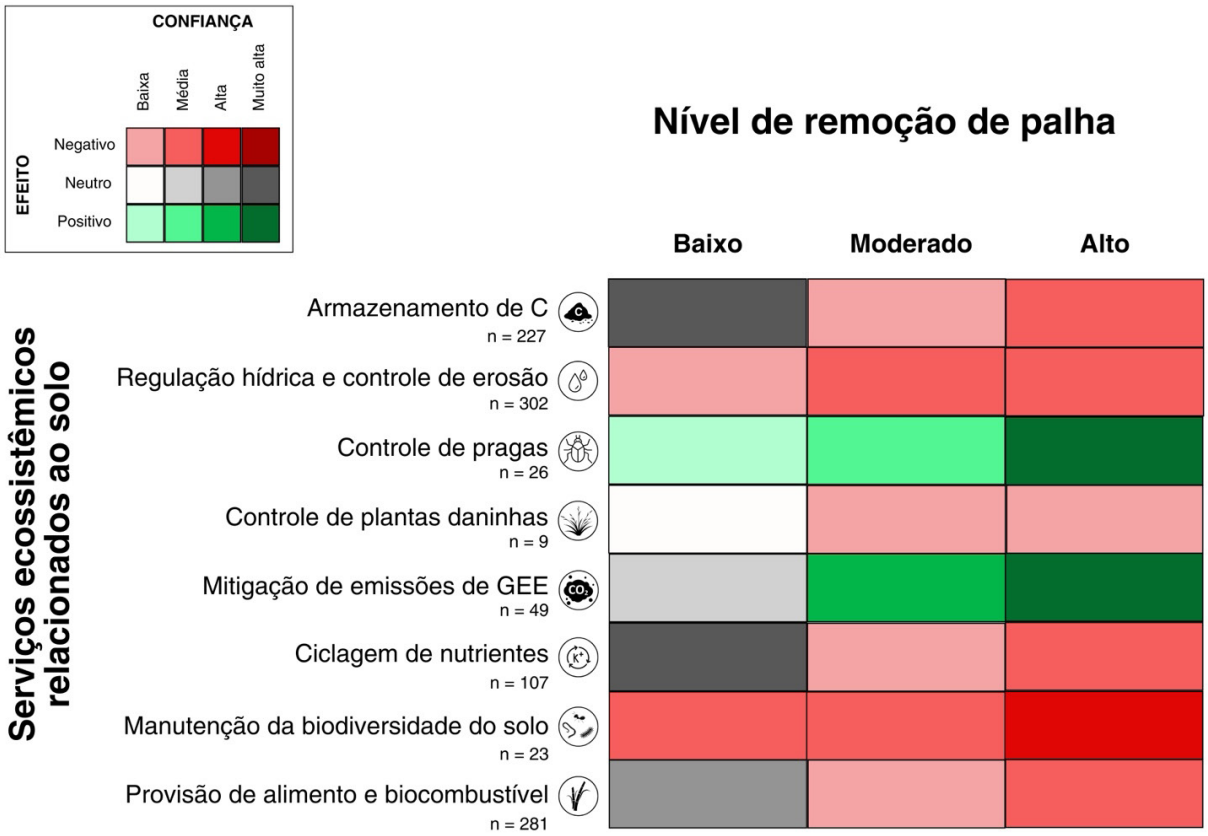


Figura 17.9. Matriz de efeito e seu nível de confiança para os três níveis de remoção da palha da cana-de-açúcar [baixo (≤ 1/3 de remoção), moderado (> 1/3 até ≤ 2/3 de remoção) e alto (> 2/3 de remoção)] sobre os serviços ecossistêmicos relacionados ao solo. n representa o número de comparações pareadas para cada serviço ecossistêmico relacionado ao solo.
Fonte: Adaptado de Pinheiro Junior et al. (2025).

Os serviços ecossistêmicos mais sensíveis foram os de regulação hídrica e controle de erosão, e manutenção da biodiversidade do solo, mostrando efeito negativo em todos os níveis de remoção de palha. Somado a isso, a remoção de palha em níveis moderados e altos impactaram negativamente a maioria dos serviços ecossistêmicos relacionados ao solo, com exceção do controle de pragas e da mitigação das emissões de GEE. Esses resultados destacam a importância de um adequado manejo da palha, evitando a sua remoção indiscriminada, além da adoção de boas práticas de manejo como redução do revolvimento do solo e controle de tráfego de máquinas, uso de plantas de cobertura durante a renovação do canavial e a reciclagem de subprodutos da indústria (i.e., vinhaça e torta de filtro) para garantir a manutenção de solos saudáveis e dos serviços ecossistêmicos nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar.

Essas práticas de manejo são fundamentais para a promoção da saúde do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar no Brasil. A Figura 17.10 apresenta um compilado

dos estudos que avaliaram a saúde do solo por meio de um índice de saúde do solo (SMAF - SHI) em áreas cultivadas com cana-de-açúcar no Brasil na última década. O valor médio do índice de saúde do solo foi de 0,73 e 0,51 para solos argilosos e franco-arenosos, respectivamente. Esses resultados demonstram o potencial de melhoria da saúde do solo, principalmente em solos mais frágeis, como os franco-arenosos através das boas práticas de manejo agrícola promotoras da saúde do solo e dos serviços ecossistêmicos relacionados.

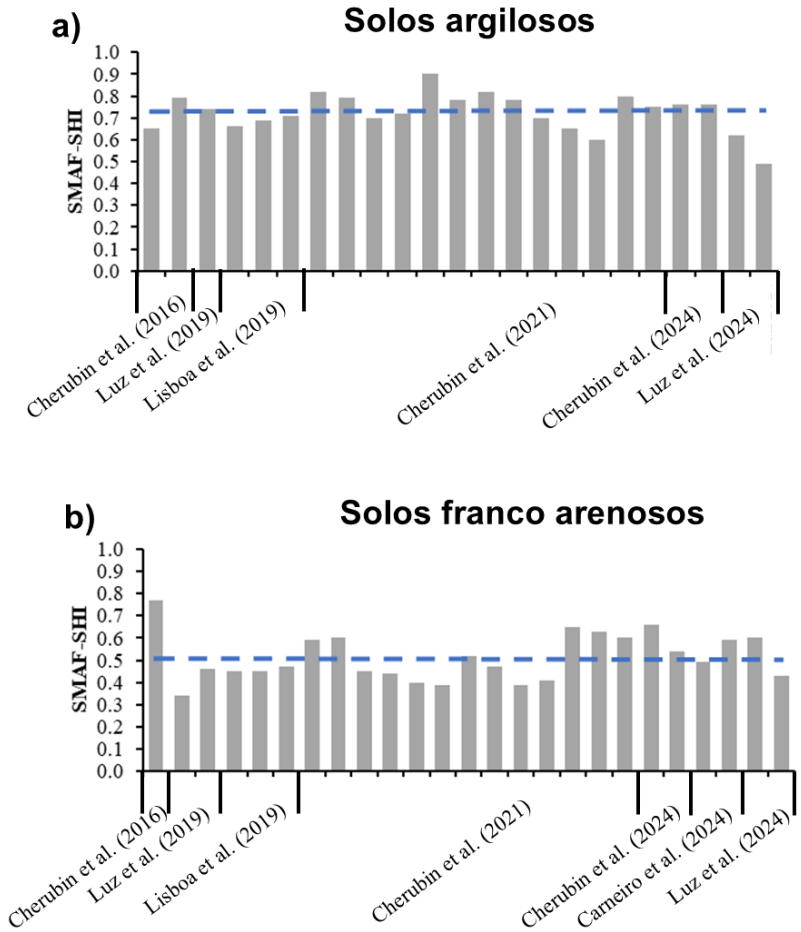


Figura 17.10. Variação média da saúde do solo em estudos realizados no Brasil na última década. Em todos os estudos a saúde do solo foi diagnosticada através do quadro de avaliação da saúde do solo (SMAF – SHI) através de um índice que varia de 0 a 1, onde quanto mais próximo de 1 melhor a saúde do solo. A linha tracejada indica o valor médio do índice de saúde do solo de 0,73 e 0,51 em solos argilosos e franco-arenosos, respectivamente.

Considerações finais

O protagonismo e pioneirismo do Brasil no setor sucroenergético oferece grandes oportunidades para expansão sustentável da produção de biocombustíveis, contribuindo

para acelerar a transição energética. Essa oportunidade se dá especialmente pela disponibilidade de áreas adequadas para expansão do cultivo (i.e., pastagens degradadas), reduzindo os impactos das mudanças de uso da terra. Entretanto, a complexidade das práticas de manejo do setor requer um adequado planejamento para garantir tanto uma elevada produtividade da cultura, quanto a manutenção de solos saudáveis e dos serviços ecossistêmicos relacionados, contribuindo para a sustentabilidade do setor.

O aumento da produção de etanol de cana-de-açúcar também enfrenta desafios frente ao mercado global, especialmente em anos com preços mais elevados do açúcar, o que leva as usinas a aumentarem a produção da *commodity*, resultando, consequentemente, na redução da produção de etanol. Felizmente, os avanços das tecnologias no setor industrial podem alavancar a otimização da produção de energia limpa. Recentemente, uma grande parceria público-privada entre o governo do Estado de São Paulo, a Universidade de São Paulo (USP), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e empresas do setor sucroenergético e automobilístico lançou a primeira estação experimental de abastecimento de hidrogênio renovável à base de etanol do mundo. Assim, a expansão da produção, combinada com os avanços tecnológicos da indústria, torna-se estratégica para acelerar a transição da matriz energética e contribuir para que o Brasil alcance as metas de redução de emissões de GEE estabelecidas nos acordos internacionais.

Referências

Brasil. Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. (2017). https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/lei/l13576.htm

Brasil. Ministério de Minas e Energia. Balanço RenovaBio. (2025). https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/secretarias/petroleo-gas-natural-e-biocombustiveis/renovabio-1/balanco-renovabio

Barbosa, L. C., Tenelli, S., Magalhães, P. S., Bordonal, R. O., Cherubin, M. R., Lima, R. P., ... & Carvalho, J. L. N. (2024). Linking soil physical quality to shoot and root biomass production in scenarios of sugarcane straw removal. *European Journal of Agronomy*, *152*, 127029.

Bordonal, R. D. O., Carvalho, J. L. N., Lal, R., Figueiredo, E. B., Oliveira, B. G., & La Scala Jr, N. (2018). Sustainability of sugarcane production in Brazil. A review. *Agronomy for sustainable development*, *38*(2), 13.

Bordonal, R. O., Tenelli, S., da Silva Oliveira, D. M., Chagas, M. F., Cherubin, M. R., Weiler, D. A., ... & Carvalho, J. L. N. (2024). Carbon savings from sugarcane straw-derived bioenergy: Insights from a life cycle perspective including soil carbon changes. *Science of the Total Environment*, *947*, 174670.

Carneiro, M. P., Souza, Z. M., Farhate, C. V. V., Cherubin, M. R., & Panosso, A. R. (2024). Effect of cover crops and tillage systems on soil quality and sugarcane yield. *Soil Use and Management*, *40*(2), e13048.

Cardoso, T. D. F., Cavalett, O., Chagas, M. F., Morais, E. R. D., Carvalho, J. L. N., Franco, H. C. J., ... & Bonomi, A. (2013). Technical and economic assessment of trash recovery in the sugarcane bioenergy production system. *Scientia Agricola*, *70*, 353-360.

Castioni, G. A., Lima, R. P., Cherubin, M. R., Bordonal, R. O., Rolim, M. M., & Carvalho, J. L. (2021). Machinery traffic in sugarcane straw removal operation: Stress transmitted and soil compaction. *Soil and Tillage Research*, *213*, 105122.

Carvalho, J. L. N., Menandro, L. M. S., Castro, S. G. Q., Cherubin, M. R., Bordonal, R. D. O., Barbosa, L. C., ... & Castioni, G. A. F. (2019). Multilocation straw removal effects on sugarcane yield in south-central Brazil. *BioEnergy Research*, *12*(4), 813-829.

Carvalho, J. L. N., Nogueirol, R. C., Menandro, L. M. S., Bordonal, R. D. O., Borges, C. D., Cantarella, H., & Franco, H. C. J. (2017). Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. *Gcb Bioenergy*, *9*(7), 1181-1195.

Castioni, G. A., Cherubin, M. R., Menandro, L. M. S., Sanches, G. M., Oliveira Bordonal, R., Barbosa, L. C., ... & Carvalho, J. L. N. (2018). Soil physical quality response to sugarcane straw removal in Brazil: A multi-approach assessment. *Soil and Tillage Research*, *184*, 301-309.

Cavalcanti, R. Q., Rolim, M. M., Lima, R. P., Tavares, U. E., Pedrosa, E. M., & Cherubin, M. R. (2020). Soil physical changes induced by sugarcane cultivation in the Atlantic Forest biome, northeastern Brazil. *Geoderma*, *370*, 114353.

Cherubin, M. R., Bordonal, R. O., Castioni, G. A., Guimaraes, E. M., Lisboa, I. P., Moraes, L. A., ... & Carvalho, J. L. (2021b). Soil health response to sugarcane straw removal in Brazil. *Industrial Crops and Products*, *163*, 113315.

Cherubin, M. R., Franchi, M. R. A., Lima, R. P., Moraes, M. T., & da Luz, F. B. (2021a). Sugarcane straw effects on soil compaction susceptibility. *Soil and Tillage Research*, *212*, 105066.

Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Franco, A. L., Tormena, C. A., Cerri, C. E., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma*, *267*, 156-168.

Cherubin, M. R., Lisboa, I. P., Silva, A. G., Varanda, L. L., Bordonal, R. O., Carvalho, J. L., ... & Cerri, C. E. (2019). Sugarcane straw removal: implications to soil fertility and fertilizer demand in Brazil. *BioEnergy Research*, *12*(4), 888-900.

Christofoletti, C. A., Escher, J. P., Correia, J. E., Marinho, J. F. U., & Fontanetti, C. S. (2013). Sugarcane vinasse: environmental implications of its use. *Waste management*, *33*(12), 2752-2761.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. (2025). "Acompanhamento de Safra Brasileira de Cana-de-açúcar." Volume 13 – Safra 2025/2026, no. 1 – Primeiro Levantamento – Abril 2025. https://www.gov.br/conab/pt-br/atuacao/informacoes-agropecuarias/safras/safra-de-cana-de-acucar/arquivos-boletins/1o-levantamento-safra-2025-26/boletim-cana-de-acucar-4o-levantamento-2025-26

Corrêa, S. T. R., Barbosa, L. C., Menandro, L. M. S., Scarpare, F. V., Reichardt, K., Moraes, L. O., ... & Carvalho, J. L. N. (2019). Straw removal effects on soil water dynamics, soil temperature, and sugarcane yield in south-central Brazil. *Bioenergy Research*, *12*(4), 749-763.

Elhakeem, A., van der Werf, W., Ajal, J., Lucà, D., Claus, S., Vico, R. A., & Bastiaans, L. (2019). Cover crop mixtures result in a positive net biodiversity effect irrespective of seeding configuration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *285*, 106627.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética (2016). Demanda de Energia 2050. Ministério de Minas e Energia, Brasília – DF. https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topico-458/DEA%2013-15%20Demanda%20de%20Energia%202050.pdf

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2023. FAOStat, Land Use Data. http://www.fao.org/faostat/en/#data/RL

Feng, L., Wang, Y., Fensholt, R., Tong, X., Tagesson, T., Zhang, X., ... & Tian, F. (2025). Globally increased cropland soil exposure to climate extremes in recent decades. *Nature Communications*, *16*(1), 1-10.

Feron, S., Cordero, R. R., Damiani, A., MacDonell, S., Pizarro, J., Goubanova, K., ... & Beaulieu, A. (2024). South America is becoming warmer, drier, and more flammable. *Communications Earth & Environment*, *5*(1), 501.

Fiorini, A., Remelli, S., Boselli, R., Mantovi, P., Ardenti, F., Trevisan, M., ... & Tabaglio, V. (2022). Driving crop yield, soil organic C pools, and soil biodiversity with selected winter cover crops under no-till. *Soil and Tillage Research*, *217*, 105283.

Gallo, B. C., Magalhães, P. S. G., Demattê, J. A., Cervi, W. R., Carvalho, J. L. N., Barbosa, L. C., ... & Schaefer, C. E. G. R. (2022). Soil erosion satellite-based estimation in cropland for soil conservation. *Remote Sensing*, *15*(1), 20.

Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., ... & Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(44), 11645-11650.

Griscom, B. W., Busch, J., Cook-Patton, S. C., Ellis, P. W., Funk, J., Leavitt, S. M., ... & Worthington, T. (2020). National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, *375*(1794), 20190126.

Hernandes, T. A. D., Duft, D. G., dos Santos Luciano, A. C., Leal, M. R. L. V., & Cavalett, O. (2021). Identifying suitable areas for expanding sugarcane ethanol production in Brazil under conservation of environmentally relevant habitats. *Journal of Cleaner Production*, *292*, 125318.

IEA – International Energy Agency. (2023). Biofuel Policy in Brazil, India and the United States: Insights for the Global Biofuel Alliance. z

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.

Jimenez, K. J., Rolim, M. M., Gomes, I. F., Lima, R. P., Berrío, L. L. A., & Ortiz, P. F. (2021). Numerical analysis applied to the study of soil stress and compaction due to mechanised sugarcane harvest. *Soil and Tillage Research*, *206*, 104847.

Junqueira, T. L., Chagas, M. F., Gouveia, V. L., Rezende, M. C., Watanabe, M. D., Jesus, C. D., ... & Bonomi, A. (2017). Techno-economic analysis and climate change impacts of sugarcane biorefineries considering different time horizons. *Biotechnology for biofuels*, *10*(1), 50.

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.

Karp, S. G., Medina, J. D., Letti, L. A., Woiciechowski, A. L., Carvalho, J. C., Schmitt, C. C., Penha, R. O., Kumlehn, G. S., & Soccol, C. R. (2021). Bioeconomy and biofuels: the case of sugarcane ethanol in Brazil. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, *15*(3), 899-912.

Kim, N., Zabaloy, M. C., Guan, K., & Villamil, M. B. (2020). Do cover crops benefit soil microbiome? A meta-analysis of current research. *Soil biology and Biochemistry*, *142*, 107701.

Koudahe, K., Allen, S. C., & Djaman, K. (2022). Critical review of the impact of cover crops on soil properties. *International Soil and Water Conservation Research*, *10*(3), 343-354.

La Scala Jr, N., Bolonhezi, D., & Pereira, G. T. (2006). Short-term soil CO2 emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, *91*(1-2), 244-248.

Laime, E. M., Fernandes, P. D., Souza Oliveira, D. C., & Alcântara Freire, E. (2011). Possibilidades tecnológicas para a destinação da vinhaça.

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, *1*(10), 544-553.

Lisboa, I. P., Cherubin, M. R., Cerri, C. C., Cerri, D. G., & Cerri, C. E. (2017). Guidelines for the recovery of sugarcane straw from the field during harvesting. *Biomass and Bioenergy*, *96*, 69-74.

Luz, F. B., Castioni, G. A. F., Tormena, C. A., dos Santos Freitas, R., Carvalho, J. L. N., & Cherubin, M. R. (2022). Soil tillage and machinery traffic influence soil water availability and air fluxes in sugarcane fields. *Soil and Tillage Research*, *223*, 105459.

Luz, F. B., Gonzaga, L. C., Castioni, G. A. F., Lima, R. P., Carvalho, J. L. N., & Cherubin, M. R. (2023). Controlled traffic farming maintains soil physical functionality in sugarcane fields. *Geoderma*, *432*, 116427.

Luz, F. B., Gonzaga, L. C., Cherubin, M. R., Castioni, G. A. F., & Carvalho, J. L. N. (2024). Soil health impact of long-term sugarcane vinasse recycling. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, *18*(6), 2064-2077.

Menandro, L. M. S., Cantarella, H., Franco, H. C. J., Kölln, O. T., Pimenta, M. T. B., Sanches, G. M., ... & Carvalho, J. L. N. (2017). Comprehensive assessment of sugarcane straw: implications for biomass and bioenergy production. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, *11*(3), 488-504.

Menandro, L. M. S., Moraes, L. O., Borges, C. D., Cherubin, M. R., Castioni, G. A., & Carvalho, J. L. N. (2019). Soil macrofauna responses to sugarcane straw removal for bioenergy production. *Bioenergy Research*, *12*(4), 944-957.

Morais, M. C., Ferrari, B. M., Borges, C. D., Cherubin, M. R., Tsai, S. M., Cerri, C. C., ... & Feigl, B. J. (2019). Does sugarcane straw removal change the abundance of soil microbes?. *BioEnergy Research*, *12*(4), 901-908.

Morais, M. C., Siqueira-Neto, M., Guerra, H. P., Satiro, L. S., Soltangheisi, A., Cerri, C. E., ... & Cherubin, M. R. (2020). Trade-offs between sugarcane straw removal and soil organic matter in Brazil. *Sustainability*, *12*(22), 9363.

Newman, R., & Noy, I. (2023). The global costs of extreme weather that are attributable to climate change. *Nature Communications*, *14*(1), 6103.

Pinheiro Junior, C. R., Carvalho, J. L. N., Canisares, L. P., Bordonal, R. D. O., Cerri, C. E. P., & Cherubin, M. R. (2025). Bioenergy Production from Sugarcane Straw: Implications for Soil-Related Ecosystem Services. *GCB Bioenergy*, *17*(5), e70032.

Pinheiro Junior, C. R., Carvalho, J. L. N., Canisares, L. P., Cerri, C. E. P., & Cherubin, M. R. (2024). Soil carbon stocks in sugarcane cultivation: An evidence synthesis associated with land use and management practices. *GCB Bioenergy*, *16*(9), e13188.

Pinto, L. E., Cordeiro, C. F. D. S., Araujo, A. S., & Araujo, F. F. D. (2022). Vinasse improves soil quality and increases the yields of soybean, maize, and pasture. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, *26*, 335-340.

Prado, R. D. M., Caione, G., & Campos, C. N. S. (2013). Filter cake and vinasse as fertilizers contributing to conservation agriculture. *Applied and Environmental Soil Science*, *2013*(1), 581984.

Qiao, L., Wang, X., Smith, P., Fan, J., Lu, Y., Emmett, B., ... & Fan, M. (2022). Soil quality both increases crop production and improves resilience to climate change. *Nature Climate Change*, *12*(6), 574-580.

Raimi, D., Campbell, E., Newell, R. G., Prest, B., Villanueva, S., & Wingenroth, J. (2022). Global energy outlook 2022: Turning points and tension in the energy transition. *Resources for the Future: Washington, DC, USA*.

Rossetto, R., Crusciol, C. A. C., Cantarella, H., Carmo, J., & Nascimento, C. A. C. (2018). Residues Uses and Environment Sustainability R. Rossetto, CAC Crusciol, H. Cantarella, JB Carmo and CAC Nascimento. In *Sustainable sugarcane production* (pp. 183-210). Apple Academic Press.

Santos, A. K. B. D., Popin, G. V., Gmach, M. R., Cherubin, M. R., Siqueira Neto, M., & Cerri, C. E. P. (2021). Changes in soil temperature and moisture due to sugarcane straw removal in central-southern Brazil. *Scientia Agricola*, *79*, e20200309.

Schappert, A., Messelhäuser, M. H., Saile, M., Peteinatos, G. G., & Gerhards, R. (2018). Weed suppressive ability of cover crop mixtures compared to repeated stubble tillage and glyphosate treatments. *Agriculture*, *8*(9), 144.

Segnini, A., Carvalho, J. L. N., Bolonhezi, D., Milori, D. M. B. P., Silva, W. T. L. D., Simões, M. L., ... & Martin-Neto, L. (2013). Carbon stock and humification index of organic matter affected by sugarcane straw and soil management. *Scientia agrícola*, *70*, 321-326.

Silva-Olaya, A. M., Cerri, C. E., Williams, S., Cerri, C. C., Davies, C. A., & Paustian, K. (2017). Modelling SOC response to land use change and management practices in sugarcane cultivation in South-Central Brazil. *Plant and Soil*, *410*(1), 483-498.

Smith, P., Keesstra, S. D., Silver, W. L., Adhya, T. K., Deyn, G. B., Carvalheiro, L. G., ... & McElwee, P. (2021). Soil-derived Nature's Contributions to People and their contribution to the UN Sustainable Development Goals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, *376*(1834), 20200185.

Souza, G. S. D., Souza, Z. M. D., Silva, R. B. D., Barbosa, R. S., & Araújo, F. S. (2014). Effects of traffic control on the soil physical quality and the cultivation of sugarcane. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, *38*, 135-146.

Souza, V. S., Canisares, L. P., Schiebelbein, B. E., Castro Santos, D., Menillo, R. B., Pinheiro Junior, C. R., & Cherubin, M. R. (2025). Cover crops enhance soil health, crop yield and resilience of tropical agroecosystem. *Field Crops Research*, *322*, 109755.

Tenelli, S., Oliveira Bordonal, R., Barbosa, L. C., & Carvalho, J. L. N. (2019). Can reduced tillage sustain sugarcane yield and soil carbon if straw is removed?. *Bioenergy research*, *12*(4), 764-777.

Thomaz, E. L., Marcatto, F. S., & Antoneli, V. (2022). Soil erosion on the Brazilian sugarcane cropping system: An overview. *Geography and Sustainability*, *3*(2), 129-138.

United Nations (2024) – United Nations Department for Economic and Social Affairs. (UNDESA). *World population prospects 2024: Summary of results*. UN/ DESA/ POPO/2024/TR/NO. 9. New York: United Nations.

Van Dijk, M., Morley, T., Rau, M. L., Saghai, Y. (2021). A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. Nature Food, 2(7), 494-501.

Vasconcelos, A. L. S., Cherubin, M. R., Feigl, B. J., Cerri, C. E., Gmach, M. R., & Siqueira-Neto, M. (2018). Greenhouse gas emission responses to sugarcane straw removal. *Biomass and Bioenergy*, *113*, 15-21.

Wu, H., Liu, E., Jin, T., Liu, B., Gopalakrishnan, S., Zhou, J., ... & Clerck, C. (2025). Crop rotation increases Tibetan barley yield and soil quality on the Tibetan Plateau. *Nature Food*, 1-10.

Zani, C. F., Barneze, A. S., Robertson, A. D., Keith, A. M., Cerri, C. E., McNamara, N. P., & Cerri, C. C. (2018). Vinasse application and cessation of burning in sugarcane management can have positive impact on soil carbon stocks. *PeerJ*, *6*, e5398.

♦ Capítulo 18 ♦

Manejo da saúde do solo em sistemas de pastejo e produção pecuária no bioma Mata Atlântica

Guilherme Kangussu Donagemma[1], Róberson Machado Pimentel[2], Carlos Eugênio Martins[3], Fabiano de Carvalho Balieiro[1], Rosângela Straliotto[1], Guilherme Montandon Chaer[1]

Introdução

A importância das pastagens está relacionada à sua capacidade de ofertar serviços ecossistêmicos, entre eles a provisão de carne, leite, lã, couro, entre outros. Em escala global, as pastagens representam cerca de 26% da área total dos continentes e 80% das terras produtivas destinadas à agropecuária (Boval et al., 2012). Esse ecossistema desempenha um papel significativo nas mudanças climáticas, devido aos grandes estoques e fluxos de carbono provenientes de seus compartimentos (Bai & Cotrufo, 2022).

No Brasil, as pastagens ocupam aproximadamente 154 milhões de hectares, dos quais cerca de 50% apresentam algum nível de degradação (MapBiomas, 2022). No bioma Mata Atlântica, as pastagens correspondem a 27,6% da área e se estendem do Rio Grande do Sul até o Rio Grande do Norte e apresentam os mesmos desafios observados nas pastagens degradadas em nível nacional. Na Mata Atlântica, predominam as pastagens plantadas, especialmente dos gêneros *Urochloa* (syn. *Brachiaria*) e *Paspalum* spp. Segundo dados do MapBiomas, cerca de 30% dessas áreas encontram-se em processo de degradação, em grande parte devido ao histórico de uso associado a antigas atividades com modestas práticas de conservação do solo, como a exploração

[1] Embrapa Solos. Rio de Janeiro – RJ, Brasil.
[2] Departamento de Zootecnia e Desenvolvimento Agrossocioambiental Sustentável, Universidade Federal Fluminense (UFF). Niterói – RJ, Brasil
[3] Embrapa Gado de Leite. Juiz de Fora – MG, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.18

de madeira (extrativismo na época colonial), café e cana-de-açúcar, além de técnicas inadequadas como 'aração morro abaixo', uso do fogo no manejo de plantas invasoras e ausência de práticas corretivas e adubação, tanto para culturas agrícolas quanto para pastagens. Soma-se a isso a carência de medidas mecânicas e vegetativas de controle da erosão, principalmente em áreas de morros (Dean, 1995).

O setor agropecuário é responsável por 33,6% das emissões brasileiras de gases de efeito estufa (GEE), principalmente pela produção de metano (CH_4) resultante da digestão dos ruminantes. Esses animais contribuem com 19% das emissões totais de GEE, sendo 86% provenientes do rebanho de corte e 11% do rebanho leiteiro (Gil et al., 2015). Esse mecanismo peculiar de digestão frequentemente responsabiliza os ruminantes pelas mudanças climáticas, contribuindo para percepções negativas sobre a pecuária em debates sobre sustentabilidade, muitas vezes baseadas na superestimação de sua pegada ambiental (Steinfeld et al., 2006). Além disso, em sistemas extensivos, o gado foi historicamente utilizado como instrumento de reivindicação de terras para a abertura de novas áreas na fronteira agrícola (Molossi et al., 2023). Dessa forma, a pecuária tropical tem sido fortemente associada às mudanças no uso da terra e aos impactos ambientais decorrentes dessa atividade econômica.

Contudo, esse modelo produtivo insustentável predominava em um contexto no qual o gado funcionava como reserva de capital durante os períodos de alta inflação no Brasil, uma época em que não havia consciência social e mercadológica sobre a sustentabilidade, tampouco legislação ambiental consolidada, como o atual Código Florestal.

Atualmente, o Brasil implementa o Plano ABC+ (2020-2030), que visa à construção de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura, por meio de atividades como: recuperação de pastagens; sistemas integrados de lavoura, pecuária e floresta (ILPF); sistemas agroflorestais; plantio direto; fixação biológica de nitrogênio; florestas plantadas; tratamento de dejetos animais; uso de bioinsumos; e adaptação às mudanças climáticas, com metas estabelecidas até 2030 (Congio et al., 2018). Além disso, houve avanços significativos com a adoção de sistemas que intensificam o uso da terra, produzindo até cinco produtos numa mesma área e no mesmo ano, denominado de sistemas integrados em áreas de pastagens, especialmente no Cerrado, mas também em outros biomas brasileiros (Balbino et al., 2019). A área ocupada por sistemas de integração no Brasil é de aproximadamente 11,5 milhões de hectares (Farias & Vasconcelos, 2024). Adicionalmente, o Brasil aderiu ao Compromisso Global do Metano (Global Methane Pledge), com o objetivo de iniciar ações voluntárias para reduzir, até 2030, em pelo menos 30% as emissões globais de CH_4 em comparação aos níveis de

2020. Durante a COP26, em 2021, o país reafirmou seus compromissos, estabelecendo a meta de reduzir em 50% as emissões de GEE até 2030, com base nos níveis de 2005 (Brasil, 2022).

Nesse panorama, os sistemas pecuários baseados em pastagens podem ser analisados como uma oportunidade para a produção sustentável de alimentos, ao fornecerem outros serviços ecossistêmicos, como a regulação e o armazenamento dos fluxos de água, a ciclagem de nutrientes e o sequestro de carbono (Wróbel et al., 2023). Pastagens manejadas adequadamente podem reduzir significativamente a pegada de carbono da bovinocultura, equilibrando as emissões de GEE do sistema. Portanto, a criação animal a pasto, especialmente se associada ao componente arbóreo, pode ser uma importante aliada no enfrentamento das mudanças climáticas. Além disso, os ruminantes têm a capacidade de aproveitar resíduos da agricultura e da agroindústria com alto teor de fibra, transformando-os em produtos valiosos para a dieta humana, contribuindo para a segurança alimentar e, ao mesmo tempo, mitigando os impactos ambientais da geração de resíduos nas cadeias produtivas. Nesse contexto de segurança alimentar, é importante destacar também a capacidade da pecuária de utilizar áreas marginais, impróprias à agricultura, para a produção de alimentos.

Ressalta-se que, atualmente, discute-se amplamente a necessidade de promover uma pecuária regenerativa. Segundo Schreefel et al. (2020), uma abordagem abrangente de agricultura regenerativa tem como princípio fundamental a conservação do solo, que serve de base para a regeneração dos demais serviços ecossistêmicos. Essas práticas estão atreladas ao uso sustentável do solo e a técnicas conservacionistas, voltadas ao enriquecimento do solo em nutrientes e à garantia de acesso hídrico adequado (Moyer et al., 2020). Além disso, a agricultura regenerativa vai além do sistema pecuário em si, atuando também na paisagem como um todo, promovendo a recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APP) e de reservas legais.

Essa pecuária contribui diretamente para a melhoria da saúde do solo e, consequentemente, para a conservação do meio ambiente, além de agregar valor aos produtos agropecuários por meio de certificações como “Carne Carbono Neutro” e “Leite Carbono Zero”. Os serviços ambientais prestados por essas áreas também são beneficiados. Nesse contexto, os sistemas integrados de pastagens apresentam grande potencial para ampliar a oferta desses serviços, como o sequestro de carbono (Carvalho et al., 2010). Assim, essas áreas se tornam elegíveis para programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), como créditos de carbono e pagamento por serviços hídricos.

O papel dos bovinos no aquecimento global e na segurança alimentar

A produção de alimentos é responsável por 10 a 12% das emissões antropogênicas globais de gases de efeito estufa (GEE) (IPCC, 2014). Dentro do setor agropecuário, a indústria pecuária, composta por mais de 1,3 bilhão de cabeças de bovinos, responde por 65% das emissões do setor, totalizando 4,6 Gt CO_2-eq (Henderson et al., 2015). A produção de carne bovina, em comparação com outros sistemas pecuários, apresenta as maiores emissões de GEE, com emissões equivalentes a 300 kg de CO_2-eq por kg de proteína produzida (FAO, 2017). Nesse contexto, a criação de gado de corte é responsável por 54% das emissões globais de metano entérico (CH_4) (Henderson et al., 2015), além de ser uma importante fonte de óxido nitroso (N_2O) proveniente da deposição de urina no solo (Kearney et al., 2023).

No entanto, o balanço de GEE na produção animal deve ser avaliado de forma holística. Isso implica compreender os fluxos de gases entre os compartimentos solo-planta-animal, a fim de determinar o real impacto dessa atividade nas mudanças climáticas. Assim, torna-se necessária uma análise mais abrangente das emissões e dos sequestros de carbono dos sistemas produtivos. Além disso, outras funções ecossistêmicas relacionadas à saúde do solo podem ser aprimoradas na pecuária a pasto, quando realizada de maneira sustentável.

Em diversas regiões do mundo, a bovinocultura representa uma atividade econômica e social vital, sendo, muitas vezes, a única alternativa viável à agricultura, devido às limitações impostas pelo clima, solo, relevo e infraestrutura. Estudos realizados por Bolfe et al. (2024) indicam que cerca de 28 milhões de hectares de pastagens plantadas no Brasil encontram-se em processo de degradação, apresentando potencial natural para o cultivo agrícola. Nessa perspectiva, a maior parte das áreas utilizadas pela pecuária devam ser mantidas como pastagens. Nessas regiões onde o cultivo agrícola não é viável, a pecuária a pasto, quando conduzida de forma sustentável, pode desempenhar um papel essencial na restauração da saúde do solo, anteriormente comprometida por outras atividades econômicas. Isso contribui para a redução significativa da pegada de carbono da produção animal, ao aumentar o sequestro de carbono atmosférico e a captura de carbono no solo, podendo inclusive superar as emissões de GEE dos ruminantes. Dessa forma, promovem-se serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar humano a longo prazo.

Além das questões ambientais, a produção de alimentos de origem animal

contribui de forma significativa para a segurança alimentar. Em escala global, apenas cerca de 14% da dieta dos animais de produção consiste em alimentos que também poderiam ser consumidos por humanos, como grãos (Adesogan et al., 2019). Sob essa perspectiva, os ruminantes se destacam em relação aos monogástricos, pois sua dieta é baseada principalmente em forrageiras e resíduos agroindustriais. Isso lhes confere a capacidade de converter milhões de hectares de pastagens e toneladas de subprodutos que não seriam aproveitados pela alimentação humana em alimentos de alto valor nutricional, como carne e leite. A adoção desses subprodutos na cadeia pecuária contribui, simultaneamente, para a redução do desperdício de cultivos agrícolas e da poluição ambiental decorrente do processo produtivo.

No aspecto nutricional, a carne vermelha é especialmente importante para a saúde humana, sendo uma fonte densa de proteína, energia e micronutrientes, aspecto particularmente relevante para crianças e idosos, que podem ter dificuldades em consumir grandes volumes de alimento. Adultos também se beneficiam da inclusão da carne vermelha na dieta, pois ela fornece elementos essenciais em formas altamente biodisponíveis, como ferro, zinco, proteínas e, de maneira exclusiva, a vitamina B12 (Kavanaugh et al., 2025).

Dessa forma, a produção pecuária sustentável está alinhada com os princípios da Agenda 2030, fundamentada nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ONU, 2017), contribuindo simultaneamente para o desenvolvimento social, a preservação ambiental e a segurança alimentar global.

O papel das pastagens como fontes ou drenos de GEE

As áreas de pastagens, em comparação com os cultivos agrícolas, apresentam menor revolvimento do solo, e as forrageiras, normalmente, têm uma maior relação raiz/parte aérea do que outras espécies. Apesar de as forrageiras e algumas das grandes culturas agrícolas apresentarem a mesma origem, existem diferenças quanto à translocação de carbono entre a raiz e a parte aérea. Em primeiro lugar, a maioria das forrageiras apresenta ciclo de vida perene, ao contrário das culturas produtoras de grãos e cereais. Assim, essas plantas têm um sistema radicular desenvolvido, que funciona como órgão de reserva para restabelecer o crescimento da planta em determinadas épocas do ano ou após eventos de desfolha.

Outro ponto a destacar é que grande parte das culturas agrícolas passou por longos e intensivos processos de seleção e melhoramento, nos quais se priorizou a

alocação de fotoassimilados para a parte aérea, especialmente para os órgãos de interesse econômico. Esse processo resultou em uma baixa quantidade de resíduos depositados abaixo da superfície do solo. Essas características tornam as forrageiras mais eficientes no sequestro e armazenamento de carbono no solo.

Nesse sentido, Don et al. (2011), ao realizarem uma meta-análise com estudos sobre mudanças no uso da terra em regiões tropicais, reconheceram o maior potencial das pastagens para o sequestro de carbono no solo em comparação aos cultivos agrícolas. Assim, pastagens bem manejadas destacam-se como excelentes acumuladoras de carbono no solo, podendo, inclusive, estocar quantidades superiores às observadas em fragmentos florestais ou até mesmo em florestas pristinas (Santos et al., 2016; Tarré et al., 2001; Oliveira et al., 2022).

Considerando que o carbono do solo é um ativo ambiental, cujos estoques são regulados por fatores naturais (ex.: clima, tipo de solo, diversidade e geomorfologia) e antropogênicos (ex.: práticas e manejo da fazenda, uso e mudanças no uso da terra) (Dominati et al., 2010), é possível afirmar que boa parte, senão todo o carbono perdido por usos pretéritos pode ser restaurado ao solo, desde que sejam adotadas boas práticas de manejo do solo, dos animais e das plantas (Tarré et al., 2001; Santos et al., 2019; Figueiredo et al., 2017; Oliveira et al., 2022).

O carbono orgânico do solo advém da entrada de material orgânico, tanto aéreo quanto subterrâneo, proveniente das plantas e de organismos do solo. O carbono originado das raízes, derivado de seu crescimento e *turnover,* ou pela exsudação de compostos orgânicos mais alifáticos são responsáveis por estimular intensamente o crescimento dos organismos rizosféricos. Esse processo contribui, consequentemente, para a formação da fração mais estável da matéria orgânica do solo, que é aquela associada aos minerais do solo (Sokol & Bradford, 2019; Bai & Cotrufo, 2022).

No solo, dois compartimentos de carbono são conhecidos: o leve e o pesado, comumente denominados como matéria orgânica particulada, que pode ou não estar contida em agregados do solo e se encontra em estágio inicial de decomposição, e a fração associada aos minerais, que está em estágio mais avançado de decomposição e, por isso, complexada ou adsorvida às frações minerais do solo (Six et al., 2002). Embora seja desejável que o carbono sequestrado pelas pastagens seja estabilizado na fração mineral, o que contribui para sua maior persistência no solo, a quantidade de fração fina, ou seja, os teores de silte e argila, impõe um limite de saturação de carbono. Nesse contexto, a matéria orgânica particulada surge como uma alternativa interessante para o incremento dos estoques de carbono em pastagens (Cotrufo et al., 2019).

No entanto, devido à facilidade de decomposição dessa fração, é desejável que ela esteja protegida dentro de agregados maiores e menores, o que reduz a sua degradação microbiana (Six et al., 2002; Denef et al., 2007). Assim, o cuidado com a taxa de lotação e o manejo dos animais durante as épocas de maior umidade devem ser ressaltados, a fim de minimizar os danos à qualidade física do solo. A melhoria da fertilidade com o uso de adubação aumenta a produção líquida de biomassa das pastagens e pode intensificar a estabilização do carbono no solo, embora o efeito *priming* dessa prática sobre a matéria orgânica de solos de pastagens tropicais ainda merece maior atenção.

O ecossistema das pastagens pode atuar como fonte ou dreno de gases de efeito estufa (GEE), a depender do histórico de manejo associado às plantas e ao solo, bem como à dieta animal. Diversas estratégias têm sido propostas como forma de reduzir as emissões de GEE por animal ou por unidade de produto. Dentre essas possibilidades, destacam-se: a intensificação sustentável, a regeneração de pastagens degradadas, o uso de sistemas integrados, o manejo de dejetos, a utilização de subprodutos na dieta, a ampliação do uso de bioinsumos, a implantação de pastagens com leguminosas e o manejo adequado do pastejo (Tabela 1).

Tabela 18.1. Estratégias de mitigação de gases de efeito estufa utilizadas na pecuária.

Estratégia	Ações	Benefícios Diretos	Referência
Intensificação na produção	Diminuição do ciclo produtivo	↑ efeito poupa-terra ↓ pegada de carbono	Kearney et al. (2022) Oliveira et al. (2022)
Sistemas integrados	Diversificação de espécies e reforma da pastagem	↑ aporte de carbono	Abreu et al. (2024)
Manejo de dejetos	Tratamento e aplicação de estercos	↓ emissão de gases ↓ adubos químicos	Kearney et al. (2022)
Subprodutos	Resíduos da agricultura e agroindústria na dieta animal	↓ resíduos poluentes ↑ economia circular	Peng et al. (2023) Rashwan et al. (2023) Pulina et al. (2021)
Bioinsumos	Bactérias diazotróficas	↑ raízes ↓ adubos químicos	Hungria et al. (2016) Leite et al. (2019) Marques et al. (2017)
Leguminosas	Implantação de leguminosas na pastagem	↑ carbono no solo ↑ fontes renováveis ↓ metano entérico	Homem et al. (2024) Cardoso-Gutierrez et al. (2021) Boddey et al. (2020)
Manejo do pastejo	Ajustar a lotação animal para evitar o superpastejo e compactação	↑ raízes ↑ infiltração no solo ↑ produção do pasto	Milazzo et al. (2023) Byrnes et al. (2018) Xu et al. (2018) Pringle et al. (2014) Souza et al. (2009)

A intensificação sustentável dos sistemas de produção pecuária pode se tornar uma tecnologia-chave para a mitigação das mudanças climáticas. Em estudos conduzidos no bioma da Mata Atlântica na região Sudeste do Brasil por Oliveira et al. (2022), foi possível inferir que a combinação de bovinos leiteiros geneticamente adaptados com sistemas manejados de forma intensiva com uso de calcário e adubos foi fundamental para melhorar a produção e garantir a sustentabilidade. Na modelagem realizada em sistemas de produção de gado de leite e de corte, com a combinação de diversas estratégias de mitigação, Kearney et al. (2023) encontraram uma redução de 21% nas emissões de GEE, associada a um aumento de 21% na margem líquida por hectare. Esses sistemas produtivos intensificados, ao aumentarem a produtividade, reduzem a pressão pela abertura de novas áreas, promovendo o chamado efeito poupa-terra. Além disso, a terminação de novilhos em idade de abate mais jovem reduz a intensidade de GEE, pois as emissões são acumuladas ao longo de um ciclo de produção mais curto.

Sistemas pecuários de produção mais diversificados, tanto no tempo quanto no espaço, consolidados e de alta performance, apresentam elevada capacidade de estocar carbono no solo. Grande parte desse resultado se deve à alta produção líquida de biomassa, proporcionada pelas práticas de manejo adequadas, pelo uso de espécies adaptadas ao ambiente de produção, bem como pela correção e adubação das lavouras, pelo plantio direto bem executado e pela partição equilibrada entre biomassa aérea e radicular. Os sistemas integrados lavoura-pecuária tendem a apresentar maior homogeneidade espacial nos atributos químicos e físicos do solo, em comparação com aqueles que incluem o componente arbóreo, como os sistemas pecuária-floresta ou lavoura-pecuária-floresta. Por outro lado, quanto mais diversificados e menos perturbadores da estrutura do solo forem os sistemas de produção de leite e carne, maior será a tendência de acúmulo de carbono no solo. Além disso, é fato que o componente forrageiro, especialmente a presença de gramíneas, tem desempenhado um papel fundamental na performance biológica dos sistemas (Mendes et al., 2018; Bieluczyk et al., 2021; Chaer et al., 2023). Alguns autores também relacionam a melhoria da qualidade do solo em sistemas de produção à sua maior resiliência frente aos veranicos do Cerrado (Mendes et al., 2018). A comparação de diferentes cenários produtivos foi realizada por Abreu et al. (2024), ao longo de um período de dois anos. Nesse estudo, foi observado acúmulo de carbono no solo em sistemas de pastagens recuperadas por meio de sistemas integrados, nos quais os estoques de carbono compensaram as emissões de CO_2eq provenientes dos bovinos. Ou seja, essa modalidade de uso da terra pode representar uma alternativa de produção sustentável, com ganhos econômicos. Por outro lado, em sistemas de pastagens degradadas, verificaram-se emissões de GEE originadas tanto dos bovinos quanto do próprio solo, intensificando o fluxo de CO_2eq para a atmosfera.

O reaproveitamento de insumos na produção animal também apresenta potencial para contribuir na mitigação das mudanças climáticas. A otimização do uso de chorume em sistemas de cultivo de pastagens pode promover maior produtividade e reduzir a necessidade de fertilizantes inorgânicos importados, cujo ônus ambiental está relacionado aos processos de produção e transporte até as fazendas (Kearney et al., 2022). Nesse mesmo sentido, o uso de subprodutos na alimentação animal torna-se aliado do clima. Os subprodutos são produtos secundários obtidos durante o processamento ou a colheita de uma *commodity* principal. Podem constituir um ingrediente alimentar rico em proteínas e carboidratos, com custo competitivo para a produção pecuária. Do ponto de vista da mitigação de gases de efeito estufa (GEE), o uso de subprodutos na dieta do gado é recomendado, uma vez que apenas uma parte da carga ambiental é atribuída a eles, por serem considerados resíduos de outros sistemas de produção (Pulina et al., 2021).

O uso de bioinsumos é outra linha emergente para aplicação em áreas de pastagens, configurando-se como uma alternativa sustentável na pecuária. A inoculação das gramíneas forrageiras com bactérias diazotróficas, denominadas bactérias promotoras de crescimento, favorece o crescimento radicular e reduz o uso de fertilizantes. Essa simbiose, além dos benefícios econômicos, auxilia na recuperação de pastagens degradadas e substitui doses de adubação de até 40 kg ha^{-1} de nitrogênio. Assim, essa tecnologia limpa poderia evitar a emissão de 5,4 Mt de CO_2eq ao diminuir o uso de fontes nitrogenadas nessas áreas (Hungria et al., 2016). Portanto, a fim de reduzir os custos de fertilização e os impactos ambientais relacionados à adubação nitrogenada, a inoculação com bactérias diazotróficas, capazes de fixar nitrogênio atmosférico, é apresentada como uma importante estratégia de sustentabilidade (Hungria et al., 2016; Leite et al., 2019; Marques et al., 2017).

Outro desafio enfrentado na produção a pasto refere-se à baixa eficiência de uso do nitrogênio em sistemas de produção animal, devido à elevada perda desse elemento por meio de emissões e lixiviação. A introdução de leguminosas em pastagens tropicais pode melhorar a ciclagem do nitrogênio e representar uma alternativa relevante na recuperação de pastagens degradadas, contribuindo para a melhoria da saúde do solo por meio do aumento da matéria orgânica, da biodiversidade do ecossistema e da fertilidade da área. As árvores fixadoras de nitrogênio também podem introduzir biologicamente o N nos sistemas, sem gerar grandes emissões de N_2O (Vaso, 2022; Santos et al., 2022). O componente arbóreo no bioma Mata Atlântica é especialmente relevante devido ao relevo mais acidentado. Vale destacar, ainda, que os sistemas de produção pecuária só conseguem neutralizar, ou mesmo tornar negativo, o seu balanço de emissões de carbono quando o componente arbóreo é incorporado ao sistema (Balbino et al., 2011;

Alves et al., 2015; Figueiredo et al., 2017). Além disso, benefícios adicionais indicam que o uso de leguminosas na dieta de ruminantes pode reduzir as emissões de metano. Essas plantas apresentam características que influenciam a digestão da matéria orgânica no rúmen, devido à presença de metabólitos secundários, como taninos e saponinas, com potencial para mitigar a produção de CH_4 entérico (Boddey et al., 2020). Os taninos são compostos polifenólicos de alto peso molecular, naturalmente produzidos pelas plantas, que atuam como mecanismos de defesa contra herbívoros, pragas e patógenos. Essas substâncias têm propriedades bactericidas ou bacteriostáticas, inibindo o crescimento ou a atividade de microrganismos metanogênicos no rúmen, por meio da ligação a proteínas e enzimas celulares microbianas, o que reduz a síntese de hidrogênio. A suplementação com plantas ricas em taninos, como *Leucaena leucocephala*, *Acacia* spp., *Albizia* spp. (Cardoso-Gutierrez et al., 2021) e *Arachis* spp. (Homem et al., 2024), pode reduzir a produção de CH_4 pelos bovinos. Portanto, o uso de leguminosas em pastagens consorciadas para regiões tropicais surge como uma estratégia viável para manter a produção com menores emissões de GEE.

A presença dos animais influencia de maneira marcante os ciclos do nitrogênio e do carbono orgânico do solo. Por isso, a condução do manejo do pastejo constitui uma das etapas cruciais nas estratégias de mitigação dos GEE. A coevolução estabelecida entre gramíneas e herbívoros representa uma relação de organismos mutuamente interdependentes (Retallack, 2013). Essa interação planta-animal, quando conduzida de forma adequada por meio do pastejo, desempenha um papel essencial na manutenção das pastagens, na qualidade do solo, na biodiversidade e em outros serviços ecossistêmicos. O pastejo sustentável deve ser implementado com o objetivo de promover a qualidade do solo e seus serviços ecossistêmicos, contribuindo para mitigar os efeitos das mudanças climáticas (Milazzo et al., 2023). O crescimento diferenciado das plantas submetidas ao pastejo constitui uma resposta importante, indicando que os herbívoros atuam na dinâmica do carbono do solo não apenas por meio da deposição de excretas. Portanto, o potencial das pastagens para o acúmulo de carbono no solo também está diretamente relacionado ao manejo do pastejo. Pastagens sustentáveis apresentam plantas vigorosas e produtivas, capazes de assegurar a proteção do solo, o aporte de carbono por meio das raízes, a formação e estabilidade dos agregados, bem como melhorias nas características químicas e biológicas, condições ideais para manter a saúde do solo e seus serviços ecossistêmicos (Figura 18.1).

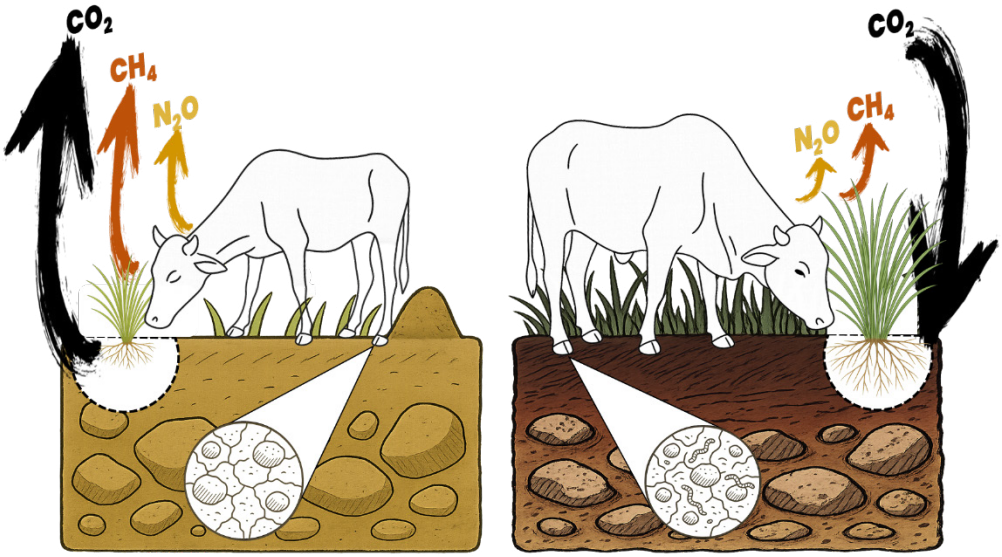


Figura 18.1. Comparativo entre pastagem degradada (esquerda) e pastagem sustentável (direita) e seus efeitos na dinâmica dos gases de efeito estufa, saúde do solo e desempenho animal. Fonte: Elaborado pelo autor.

O pastejo pode exercer efeito significativo sobre a produção de biomassa e, dessa forma, afetar diretamente os estoques de carbono orgânico no solo. Segundo Piñeiro et al. (2010), os efeitos do pastejo no conteúdo de carbono do solo podem ser agrupados em mecanismos responsáveis pela formação do carbono orgânico e aqueles envolvidos em sua decomposição. A remoção de forragem pelos animais em pastejo pode favorecer o acúmulo de biomassa ao alterar as taxas fotossintéticas, por meio da renovação de tecidos fotossinteticamente mais ativos e do aumento da penetração de luz no dossel. Os mecanismos relacionados ao pastejo também modificam as relações raiz/parte aérea e a produção de exsudatos na rizosfera, todos esses fatores desempenham papéis fundamentais nos ciclos biogeoquímicos das pastagens (Chen et al., 2015; Gong et al., 2015). A intensidade do pastejo é, indiscutivelmente, um dos preditores mais determinantes da saúde do solo. Especificamente, três componentes importantes da qualidade do solo como a infiltração de água, o sequestro de carbono e a eficiência do uso do nitrogênio são fortemente influenciados pelas práticas de manejo do pastejo (Xu et al., 2018).

A adoção de pastejo leve e moderado pode sequestrar até 2,2 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} a mais em comparação ao pastejo intenso (Xu et al., 2018). Estratégias de manejo do pastejo, especialmente o pastoreio rotacionado, têm despertado interesse crescente, tanto nacional quanto globalmente, como potenciais ferramentas "*climate smart*" para o sequestro de carbono orgânico do solo e a melhoria da saúde do solo de forma mais

ampla (Derner et al., 2016; Schulz et al., 2016). Em estudo de meta-análise realizado por Byrnes et al. (2018) sugere que o pastoreio rotacionado pode, potencialmente, melhorar os estoques de carbono e a densidade do solo em comparação com estratégias de pastoreio contínuo.

Porém, o excesso de animais em pastejo pode comprometer a manutenção do carbono e do nitrogênio no sistema, provocando a diminuição da matéria orgânica do solo e desencadeando o processo de degradação das áreas de pastagem. Esses efeitos foram verificados por Souza et al. (2009), que observaram, nas maiores intensidades de pastejo, menor aporte de carbono e nitrogênio ao sistema, em decorrência da maior remoção da forragem pelos animais. Como consequência, houve menor estoque desses elementos no solo. Desfolhas intensas podem reduzir a biomassa de raízes e nessa situação, é possível inferir que o pastejo compromete a manutenção do carbono no solo, uma vez que ocorre menor assimilação de CO_2 pela planta, devido à lenta rebrotação, e, concomitantemente, menor quantidade de resíduo é depositada tanto na superfície quanto abaixo dela. Pringle et al. (2014) avaliaram um experimento conduzido durante 26 anos, com diferentes taxas de utilização das pastagens (10%, 20%, 30%, 50% e 80%). Durante esse período, os autores constataram que a utilização das pastagens acima de 50% provocou decréscimo do carbono oriundo das raízes e, como consequência, redução dos estoques de carbono orgânico no solo, além de maiores perdas de nitrogênio nas pastagens. O pastejo excessivo frequentemente reduz o acúmulo de carbono no solo, em razão da menor densidade de plantas, da redução da taxa de infiltração de água e do aumento da erosão e compactação do solo, fatores que podem limitar a produtividade vegetal. A compactação causada pelo excesso de animais resulta na diminuição do espaço poroso no solo, reduzindo a infiltração de água. Essa condição favorece a formação de microssítios anaeróbicos que, especialmente em relação ao nitrogênio, podem se tornar mais prevalentes quando o pastejo ocorre em solos saturados (Xu et al., 2018).

Esse novo enfoque no manejo do pastejo é essencial não apenas para promover ganhos em produtividade, mas também representa uma etapa crucial para a manutenção dos estoques de carbono nos sistemas terrestres. Por isso, é fundamental reconhecer o papel do pastejo na dinâmica do carbono do solo, bem como esclarecer que os objetivos ambientais e produtivos da pecuária caminham na mesma direção.

Conceito e diagnóstico da saúde do solo em pastagens

A importância da saúde do solo em sistemas de pastagem está relacionada diretamente à sustentabilidade ecológica e econômica da produção pecuária. Historicamente, o conceito de qualidade ou saúde do solo foi desenvolvido para expressar a capacidade contínua do solo em manter funções essenciais, como sustentar a produtividade biológica, conservar a qualidade ambiental e promover a saúde vegetal e animal (Doran & Parkin, 1994). A saúde do solo pode ser compreendida também por analogia à saúde de um organismo vivo, onde a capacidade de resistir e se recuperar de estresses ambientais é fundamental (Larson & Pierce, 1994).

Nos sistemas pecuários, solos saudáveis apresentam fertilidade equilibrada, elevada atividade biológica, alta capacidade de retenção e armazenamento de água, significativo potencial de sequestro de carbono e eficiente degradação de resíduos e pesticidas. Essas características são fundamentais para manter a produtividade das pastagens em níveis elevados, tanto em quantidade quanto em qualidade, garantindo sustentabilidade produtiva a longo prazo. Em contrapartida, solos considerados “doentes” ou de baixa qualidade tendem a operar de forma oposta, comprometendo progressivamente a produtividade. Embora possam inicialmente manter níveis satisfatórios de produção com o uso intensivo de insumos externos, como fertilizantes e pesticidas, esses solos estão sujeitos à degradação contínua, resultando em sistemas economicamente inviáveis e ambientalmente insustentáveis ao longo do tempo (Pankhurst et al., 1997; Teague & Kreuter, 2020).

Em geral, para realizar o diagnóstico da saúde do solo, seja em solos cultivados ou em pastagens, é essencial definir um conjunto mínimo de indicadores físicos, químicos e biológicos. Exemplos de indicadores físicos frequentemente utilizados em pastagens incluem a densidade do solo, resistência à penetração, a taxa de infiltração e o intervalo hídrico ótimo, os quais são eficientes para identificar níveis de compactação e degradação física do solo (Byrnes et al., 2018; Teague & Kreuter, 2020; Milazzo et al., 2023). Por exemplo, a resistência à penetração e densidade aparente do solo aumentam significativamente em pastagens degradadas devido ao pisoteio excessivo e redução da cobertura vegetal, afetando negativamente a infiltração de água no solo.

Os indicadores químicos tradicionais são fundamentais para avaliar a fertilidade do solo e incluem carbono orgânico do solo (COS), nitrogênio total, fósforo disponível, pH e cátions trocáveis. O COS merece destaque especial, pois está diretamente associado à agregação do solo, estabilidade estrutural, retenção hídrica e ciclagem de nutrientes,

sendo um indicador químico amplamente utilizado para diferenciar níveis de degradação das pastagens (Donagemma et al., 2025; Mendes et al., 2022). Contudo, alterações no COS geralmente são lentas e graduais em resposta às mudanças no manejo do solo, exigindo anos até estabilizar em novos patamares. As informações dispostas na Figura 18.2 exemplificam a relação entre a altura e a quantidade de biomassa da forrageira ofertada por pastos e o carbono orgânico em pastagens com diferentes níveis de degradação no bioma Mata Atlântica, bem como seus respectivos teores de carbono orgânico, evidenciando o *feedback* positivo entre os atributos da vegetação e do solo.

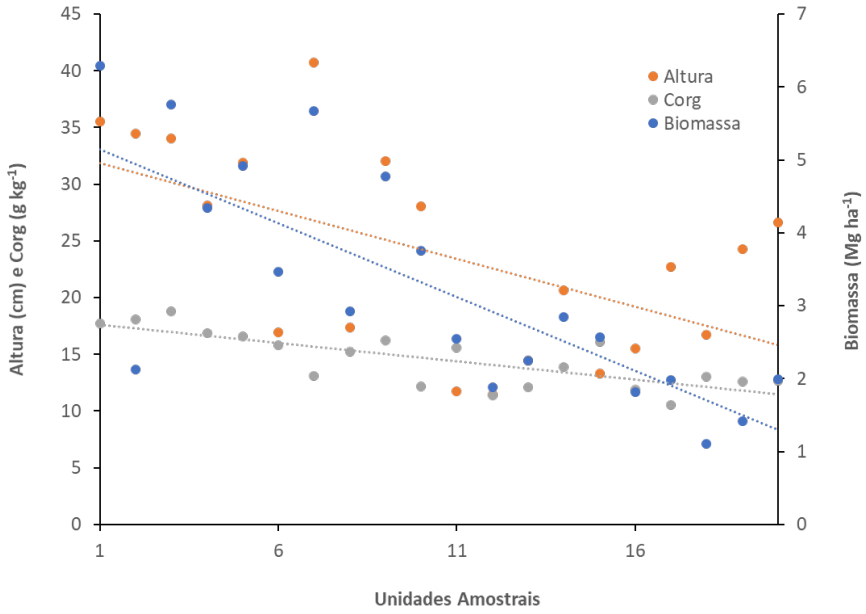


Figura 18.2. Relação da altura das pastagens (cm), sua biomassa (Mg ha-1) e o teor de C orgânico do solo (g kg-1) para a camada de 0-10 cm de solos em diferentes níveis de degradação no bioma Mata Atlântica, Rio de Janeiro. Fonte: Donagemma et al. (2025).

Indicadores biológicos têm ganhado relevância por sua alta sensibilidade na detecção precoce de alterações no funcionamento do solo, especialmente em relação ao acúmulo e perda de COS (Chaer et al., 2013). Entre esses indicadores destacam-se a biomassa e a diversidade microbiana, além da atividade de enzimas hidrolíticas associadas aos ciclos de macronutrientes e carbono. Especificamente, as enzimas arilsulfatase, relacionada ao ciclo de enxofre, e β-glicosidase, associada ao ciclo do carbono, têm se revelado particularmente eficazes na identificação de diferentes níveis de saúde e degradação do solo (Machado, 2024; Mendes et al., 2021; Silva et al., 2023).

Solos submetidos a manejo intensivo sustentável, como sistemas integrados de lavoura-pecuária (ILP) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), apresentam valores mais elevados de atividade enzimática em comparação a pastagens degradadas,

indicando uma condição biológica mais saudável (Mendes et al., 2021; Teague & Kreuter, 2020; Chaer et al., 2023). Nesses sistemas integrados há uma interação positiva evidente entre as atividades agrícolas e pecuárias. A pastagem é implantada em solos previamente enriquecidos pela agricultura, proporcionando cobertura vegetal durante períodos de entressafra, o que favorece significativamente o aumento da atividade biológica, a ciclagem de nutrientes e a incorporação de carbono no solo. Por outro lado, as culturas agrícolas são beneficiadas pelo solo mais saudável, apresentando melhor estrutura física, maior atividade biológica e presença de cobertura morta, o que otimiza a utilização dos nutrientes e diminui os efeitos negativos causados por estresses ambientais, como veranicos.

Estudo de caso: saúde do solo em pastagens no bioma Mata Atlântica

A tecnologia Bioanálise de Solo (BioAS) tem sido uma abordagem promissora para avaliar e monitorar a saúde dos solos. Desenvolvida pela Embrapa, a BioAS integra indicadores químicos e biológicos em Índices de Qualidade do Solo (IQS), permitindo uma avaliação mais completa do que a análise de fertilidade tradicional e sensível às mudanças provocadas pelo manejo (Mendes et al., 2021).

A BioAS utiliza especificamente a atividade das enzimas arilsulfatase (ARYL) e β-glicosidase (GLU), associadas aos ciclos de enxofre e carbono, respectivamente, para avaliar a saúde biológica do solo (Mendes et al., 2021). Essas enzimas atuam como bioindicadores altamente sensíveis, capazes de detectar precocemente alterações provocadas por diferentes manejos, permitindo intervenções oportunas para a recuperação e melhoria da saúde do solo (Lopes et al., 2013).

Um dos grandes avanços da BioAS é o desenvolvimento de algoritmos interpretativos que estabelecem limites críticos para as atividades das enzimas. Esses limites críticos foram estabelecidos em experimentos de longa duração, nos quais os níveis enzimáticos foram relacionados aos níveis de produtividade e de matéria orgânica do solo (Lopes et al., 2013). A BioAS também envolve o cálculo de índices de qualidade química e biológica do solo e índices para avaliar o desempenho de funções-chave como a ciclagem, o armazenamento e o fornecimento de nutrientes (Mendes et al., 2021). Esses índices permitem aos agricultores compreender claramente a saúde do solo e tomar decisões fundamentadas sobre práticas de manejo sustentável.

O sucesso do uso de indicadores associados à saúde do solo em áreas agrícolas destinadas à produção de grãos, particularmente aqueles baseados nas atividades das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase da tecnologia BioAS, tem incentivado estudos semelhantes voltados para avaliar sua aplicabilidade na avaliação da qualidade do solo sob pastagens. Assim como em áreas de produção de grãos, os indicadores de qualidade biológica do solo para pastagens devem ser validados a partir de diversas avaliações em diferentes regiões agroecológicas e sistemas produtivos.

Com esse objetivo, estão sendo conduzidos estudos no Estado do Rio de Janeiro, bioma Mata Atlântica, para identificar indicadores relacionados à produtividade e sustentabilidade das pastagens, com destaque para a atividade das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase. Esses estudos buscam avaliar a aplicabilidade desses indicadores em pastagens com diferentes níveis de conservação do solo, no bioma Mata Atlântica.

As áreas de estudo localizam-se na região de Mar de Morros, no médio Vale do Paraíba do Sul, no município de Valença-RJ. Os solos predominantes são Cambissolo Háplico e Argissolo Amarelo, ambos com textura variando de média a argilosa. A seleção das áreas baseou-se em avaliações visuais que consideraram critérios como proporção e altura da forrageira, exposição do solo, presença de processos erosivos e incidência de plantas daninhas. As pastagens foram classificadas em três níveis de degradação: leve (N1), moderada (N2) e forte (N3), com predomínio de *Urochloa brizantha* no terço médio da paisagem, com quatro repetições (morros). Além dessas, há áreas sob sistemas integrados de produção pecuária-floresta (IPF), compostos por *Urochloa decumbens* e eucalipto recém-implantado (3 anos), também no terço médio da paisagem, com três blocos. As pastagens classificadas como N3 apresentam histórico de superpastejo, enquanto as áreas N1 e IPF são manejadas conforme práticas sustentáveis. As áreas N2 passaram por períodos recentes de pousio (2024), após manejo inadequado prolongado. Áreas com fragmento florestal (Mata) foram incluídas como controle positivo da qualidade do solo.

As atividades enzimáticas das amostras compostas de solo (0-10 cm) foram analisadas conforme a metodologia BioAS, analisando-se as enzimas arilsulfatase e β-glicosidase. As amostragens de solo foram realizadas em 2023 e 2024 ao final do período das chuvas, em quatro áreas correspondentes a cada um dos níveis de conservação do solo e em três áreas sob sistema integrado de manejo. Os dados de atividade enzimática obtidos para as áreas foram submetidos a uma análise de agrupamento.

Os resultados da análise das atividades enzimáticas em 2023 foram coerentes com as classificações visuais prévias (Figura 18.3). As pastagens conservadas (N1)

apresentaram consistentemente as maiores atividades de ambas as enzimas, enquanto as pastagens mais degradadas (N3) mostraram as menores atividades. Áreas intermediárias (N2), áreas sob sistema integrado (IPF) e áreas de mata nativa formaram um grupo intermediário, refletindo condições distintas ou moderadas de qualidade do solo.

Em 2024, após alterações no manejo das pastagens N2, como a adoção de períodos de pousio, ou seja, sem entrada de animais, observou-se um bom desenvolvimento do capim, o que favoreceu o crescimento radicular, o aumento da produção de biomassa e, consequentemente, maior aporte de material orgânico ao solo. Esse processo resultou no incremento da atividade enzimática, aproximando os valores observados aos das áreas inicialmente classificadas com degradação leve (N1), evidenciando a rápida resposta dessas enzimas às mudanças no manejo.

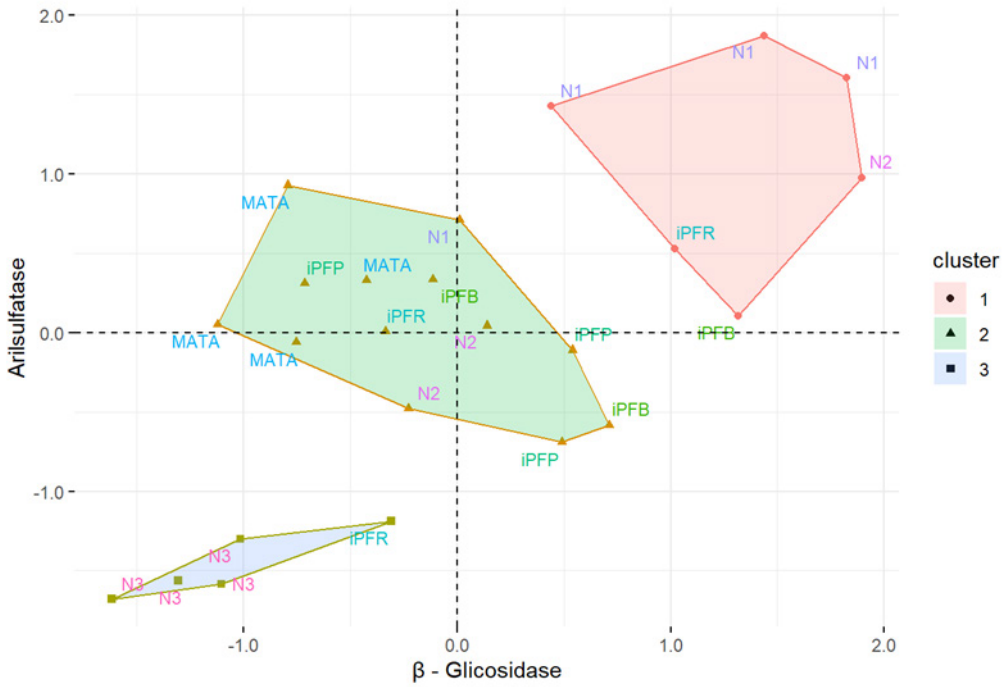
Por outro lado, as áreas mais degradadas (N3) permaneceram com as menores atividades enzimáticas ao longo do período avaliado. As áreas sob sistema integrado pecuária-floresta (IPF) e sob mata nativa apresentaram atividades enzimáticas intermediárias nos dois anos analisados, indicando uma condição relativamente estável e moderada em termos de qualidade biológica do solo.

A coerência entre esses resultados e as avaliações visuais iniciais reforça o potencial das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase como bioindicadores sensíveis e confiáveis da saúde e qualidade do solo em pastagens. Esses indicadores mostram-se promissores para a classificação dos níveis de degradação de pastagens na região de Mar de Morros, no bioma Mata Atlântica, além de fornecer subsídios técnicos para orientar ações de recuperação dessas áreas e fundamentar políticas públicas voltadas à restauração de pastagens degradadas.

Adicionalmente, há avanços na validação de um índice de qualidade do solo, fundamentado nas atividades enzimáticas, características granulométricas e parâmetros de fertilidade, com o objetivo de diagnosticar pastagens em diferentes níveis de degradação (leve, moderado e forte), bem como identificar áreas de pastagens sustentáveis de boa qualidade.

A publicação de tabelas de interpretação dos atributos biológicos de pastagens, referentes aos biomas Mata Atlântica e Cerrado, encontra-se em fase de desenvolvimento. A equipe de pesquisa coleta e armazena dados primários obtidos em condições controladas (experimentos) e em propriedades rurais, com previsão de disponibilização à sociedade em breve.

(a)



(b)

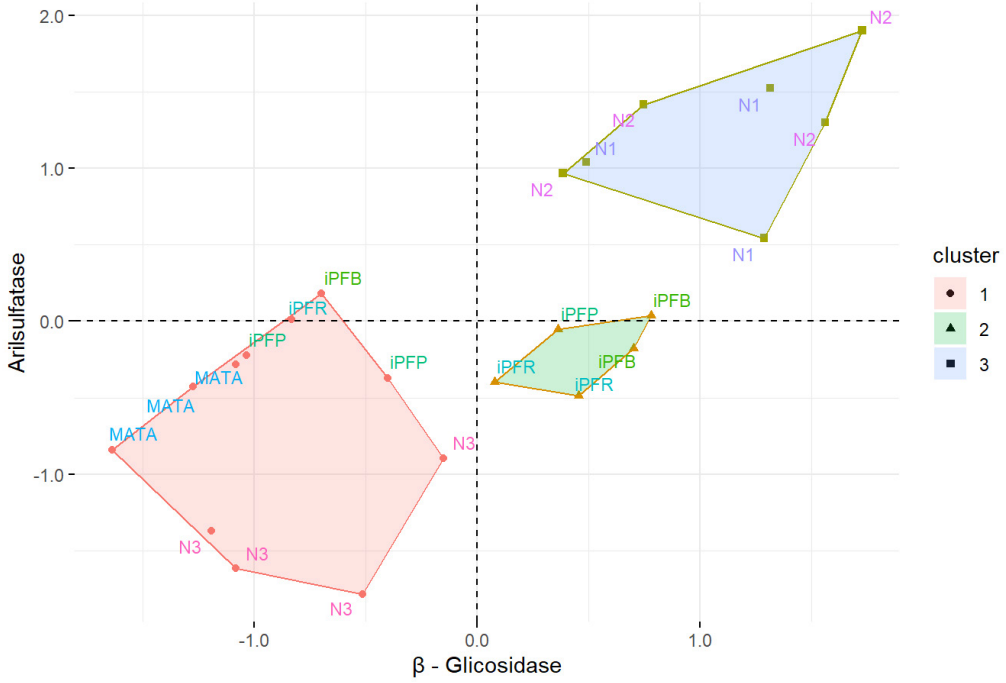


Figura 18.3. Análise de agrupamento baseada nas atividades das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase nos anos de 2023 (a) e 2024 (b). A degradação das pastagens foi previamente classificada nos níveis degradação leve (N1), degradação moderada (N2) e degradação elevada (N3), considerando critérios como exposição do solo, presença de voçorocas e incidência de plantas daninhas. Sistemas integrados de produção pecuária-floresta (IPF) são identificados a seguir: IPFR - próximo ao renque de eucaliptos; IPFP - área central do pasto; IPFB - próximo às copas das árvores. A área de mata nativa é identificada como MATA. Fonte: Elaborado pelo autor.

Considerações finais

A pecuária sustentável a pasto representa uma estratégia fundamental para conciliar a produção de alimentos com a mitigação das mudanças climáticas. No contexto do bioma Mata Atlântica, onde o relevo acidentado impõe desafios adicionais ao uso da terra, a adoção de práticas sustentáveis no manejo do pastejo, aliada à incorporação de componentes arbóreos e leguminosas nas pastagens, tem se mostrado eficaz na restauração da saúde do solo e na neutralização das emissões líquidas de gases de efeito estufa.

A análise dos resultados sob a ótica da análise BioAS revela que solos sob pastagens bem manejadas na Mata Atlântica têm níveis mais altos de atividade biológica e de matéria orgânica do solo, resultando em maior sustentabilidade produtiva e ecológica. Nesse cenário, a metodologia BioAS surge como uma ferramenta técnica de alto valor, ao permitir a avaliação integrada da qualidade química e biológica do solo com sensibilidade superior à de análises convencionais. A capacidade da BioAS de detectar precocemente alterações provocadas por diferentes manejos, por meio da atividade de enzimas como arilsulfatase e β-glicosidase, possibilita um diagnóstico mais acurado dos níveis de degradação das pastagens. Essa sensibilidade é particularmente relevante para áreas com histórico de uso intensivo e manejo inadequado, como ocorre em grande parte das pastagens do bioma Mata Atlântica.

Portanto, a aplicação dessa abordagem permite identificar com antecedência as alterações negativas na saúde do solo, direcionando ações preventivas e corretivas de manejo que beneficiam direta e indiretamente produtores rurais, a conservação ambiental e a mitigação de mudanças climáticas.

Os resultados dos estudos realizados na região de Mar de Morros, no Rio de Janeiro, confirmam a aplicabilidade da BioAS como metodologia robusta para diferenciar níveis de degradação e oferecer uma base sólida para o desenvolvimento de políticas públicas e práticas de manejo eficazes, que promovem o uso sustentável e a conservação dos solos em sistemas pecuários no Brasil.

Referências

Abreu, N. L., Coutinho do Rego, A., et al. (2024). Land use change and greenhouse gas emissions: an explanation about the main emission drivers. *Ciência Animal Brasileira, 25*, 77646E. http://dx.doi.org/10.1590/1809-6891v25e-77646E

Adesogan, A. T., Havelaar, A. H., McKune, S. L., Eilittä, M., & Dahl, G. E. (2020). Animal source foods: Sustainability problem or malnutrition and sustainability solution? Perspective matters. *Global Food Security, 25*, 100325. http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2019.100325

Bai, Y. F., & Cotrufo, M. F. C. (2022). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science, 377*(6606), 603–608. http://dx.doi.org/10.1126/science.abo2380

Balbino, L. C., Kichel, A. N., Bungestab, D. J., & Almeida, R. G. (2019). Sistemas de integração: conceitos, considerações, contribuições e desafios. In D. J. Bungestab, R. G. Almeida, V. A. Laura, L. C. Balbino, & A. D. Ferreira (Eds.), *ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta* (pp. 31–42). Brasília, DF: Embrapa.

Bieluczyk, W., Piccolo, M. D. C., Pereira, M. G., Lambais, G. R., Moraes, M. T. D., Soltangheisi, A., et al. (2021). Eucalyptus tree influence on spatial and temporal dynamics of fine root growth in an integrated crop livestock forestry system in southeastern Brazil. *Rhizosphere, 19*, 100415. http://dx.doi.org/10.1016/j.rhisph.2021.100415

Bolfe, E. L., Victoria, D. C., Sano, E. E., Bayma, G., Massruhá, S. M. F. S., & de Oliveira, A. F. (2024). Potential for agricultural expansion in degraded pasture lands in Brazil based on geospatial databases. *Land, 13*(2), 200. http://dx.doi.org/10.3390/land13020200

Byrnes, R. C., Eastburn, D. J., Tate, K. W., & Roche, L. M. (2018). A global meta-analysis of grazing impacts on soil health indicators. *Journal of Environmental Quality, 47*(4), 758–765. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313

Chaer, G. M., Mendes, I. C., Dantas, O. D., Malaquias, J. V., 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. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104742

Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J., & Lugato, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience, 12*(12), 989–994. http://dx.doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6

Dean, W. (1995). *A ferro e fogo: A história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira* (1ª ed.). São Paulo: Companhia das Letras.

Denef, K., Zotarelli, L., Boddey, R. M., & Six, J. (2007). Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. *Soil Biology and Biochemistry, 39*(5), 1165–1172. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.024

Dominati, E., Patterson, M., & Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics, 69*(9), 1858–1868. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002

Don, A., Schumacher, J., & Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land use change on

soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology, 17*(4), 1658–1670. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x

Donagemma, G. K., Fontana, A., Balieiro, F. C., Valle, T. R. S., Linhares, T., Santos, A. M. B., Martins, C. E., & Machado, R. P. (2025). Métodos de diagnóstico dos níveis de degradação de pastagens em áreas de mar de morros do Médio Vale do Paraíba do Sul em Valença, RJ. *Comunicado Técnico, 86*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1175771

Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, & B. A. Stewart (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment* (pp. 3–21). Madison: Soil Science Society of America. (SSSA special publication, 35).

Figueiredo, E. B., Jayasundara, S., Bordonal, R. O., Berchielli, T. T., Reis, R. A., Wagner-Riddle, C., & La Scala Jr, N. (2017). Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. *Journal of Cleaner Production, 142*, 420–431. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.132

Henderson, B., Gerber, P., Hilinski, T., Falcucci, A., Ojima, D., et al. (2015). Greenhouse gas mitigation potential of the world's grazing lands: modelling soil carbon and nitrogen fluxes of mitigation practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 207*, 91–100. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.002

Hungria, M., Nogueira, M. A., & Araujo, R. S. (2016). Inoculation of Brachiaria spp. with the plant growth-promoting bacterium Azospirillum brasilense: An environment-friendly component in the reclamation of degraded pastures in the tropics. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 221*, 125–131. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.024

Kavanaugh, M., Rodgers, D., Rodriguez, N., & Leroy, F. (2025). Considering the nutritional benefits and health implications of red meat in the era of meatless initiatives. *Frontiers in Nutrition, 12*, 1525011. http://dx.doi.org/10.3389/fnut.2025.1525011

Kearney, M., O'Riordan, E. G., Byrne, N., Breen, J., Crosson, P., et al. (2023). Mitigation of greenhouse gas emissions in pasture-based dairy beef production systems. *Agricultural Systems, 211*, 103748. http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103748

Larson, W. E., & Pierce, F. J. (1994). The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, & B. A. Stewart (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment* (pp. 37–51). Madison: Soil Science Society of America.

Leite, R. C., Santos, A. C., Santos, J. G. D., Leite, R. C., Oliveira, L. B. T., & Hungria, M. (2019). Mitigation of Mombasa grass (*Megathyrsus maximus*) dependence on nitrogen fertilization as a function of inoculation with *Azospirillum brasilense*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 43*, e0180234. http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbcs20180234

Machado, F. L. (2024). Indicadores de qualidade de solo e de pasto na separação de níveis de degradação de pastagens em Cachoeiras de Macacu-RJ [Dissertação de Mestrado]. Niterói, RJ: Universidade Federal Fluminense.

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., & Lopes, A. A. C. (2018). Bioanálise de solo: como acessar e interpretar a saúde do solo (Circular Técnica, n. 38). Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1110832

Milazzo, F., Francksen, R. M., Abdalla, M., Ravetto Enri, S., Zavattaro, L., Pittarello, M., et al. (2023). An overview of permanent grassland grazing management practices and the impacts on principal soil quality indicators. *Agronomy, 13*(5), 1366. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy13051366

Oliveira, P. P. A., Berndt, A., Pedroso, A. F., Alves, T. C., Lemes, A. P., Oliveira, B. A., Pezzopane, J. R. M., & Rodrigues, P. H. M. (2022). Greenhouse gas balance and mitigation of pasture-based dairy production systems in the Brazilian Atlantic Forest Biome. *Frontiers in Veterinary Science, 9*, 958751. https://doi.org/10.3389/fvets.2022.958751

Pankhurst, C., Doube, B. M., & Gupta, V. V. S. R. (1997). *Biological indicators of soil health* (1st ed.). Wallingford: CAB International.

Rashwan, A. K., Bai, H., Osman, A. I., Eltohamy, K. M., Chen, Z., Younis, H. A., Al-Fatesh, A., Rooney, D. W., & Yap, P. S. (2023). Recycling food and agriculture by-products to mitigate climate change: A review. *Environmental Chemistry Letters, 21*(5), 3351–3375. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-023-01639-6

Retallack, G. J. (2013). Global cooling by grassland soils of the geological past and near future. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 41*(1), 69–86. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-earth-050212-124001

Santos, C. A., Rezende, C. P., Pinheiro, E. F. P., Pereira, J. M., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2019). Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic Forest region of Brazil. *Geoderma, 337*, 394–401. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045

Schreefel, L., Schulte, R. P. O., de Boer, I. J. M., Schrijver, A. P., & van Zanten, H. H. E. (2020). Regenerative agriculture – the soil is the base. *Global Food Security, 26*, 100404. http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2020.100404

Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C saturation of soils. *Plant and Soil, 241*(2), 155–176. http://dx.doi.org/10.1023/A:1016125726789

Sokol, N. W., & Bradford, M. A. (2019). Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. *Nature Geoscience, 12*(1), 46–53. http://dx.doi.org/10.1038/s41561-018-0258-6

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & de Haan, C. (2006). *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Tarré, R., Macedo, R., Cantarutti, R. B., Rezende, C. P., Pereira, J. M., Ferreira, E., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2001). The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic Forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil, 234*(1), 15–26. http://dx.doi.org/10.1023/A:1010533721740

Teague, R., & Kreuter, U. (2020). Managing grazing to restore soil health, ecosystem function, and ecosystem services. *Frontiers in Sustainable Food Systems, 4*, 534187. http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2020.534187

United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2017). *The Sustainable Development Goals Report 2017*. New York: UN DESA. https://unstats.un.org/sdgs/report/2017/

United Nations. (2015). *Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development*. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. https://sdgs.un.org/2030agenda

Universidade Federal de Goiás (UFG); Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG). (2022). *Atlas das Pastagens*. https://atlasdaspastagens.ufg.br/map

Vaso, L. M. (2022). Emissão de N2O e CH4 a partir de pastagem manejada com fertilização nitrogenada ou uso de consórcio com leguminosa [Dissertação de Mestrado]. Campinas, SP: Instituto Agronômico de Campinas.

Wróbel, B., Zielewicz, W., & Staniak, M. (2023). Challenges of pasture feeding systems — opportunities and constraints. *Agriculture, 13*(5), 974. http://dx.doi.org/10.3390/agriculture13050974

Xu, S., Jagadamma, S., & Rowntree, J. (2018). Response of grazing land soil health to management strategies: A summary review. *Sustainability, 10*(12), 4769. http://dx.doi.org/10.3390/su10124769

♦ Capítulo 19 ♦

KIT SOHMA®: uma ferramenta para avaliação da saúde do solo no campo

Bruna Emanuele Schiebelbein[1], Viviana Meneghini[1], Victória Santos Souza[1], Felipe Bonini da Luz[3], Maurício Roberto Cherubin[1,2]

Introdução

Globalmente, o conceito de saúde do solo está associado à capacidade contínua do solo, como um ecossistema, desempenhar suas funções relacionadas à manutenção da qualidade ambiental (ar e água), promovendo a saúde humana e apoiando a produtividade das culturas (Karlen et al., 2019). Dessa forma, solos saudáveis são cruciais para reduzir a vulnerabilidade das culturas a estresses bióticos e abióticos (Cherubin & Schiebelbein, 2022) e sustentar maiores produtividades das culturas bem como a estabilidade de produção frente às mudanças climáticas (Souza et al., 2025; Qiao et al., 2022). Portanto, a saúde dos solos agrícolas está diretamente associada ao sucesso no enfrentamento de desafios globais significativos, como segurança alimentar, mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

Contudo, não existe um método direto para medir a saúde do solo. Em vez disso, a avaliação depende da integração de indicadores químicos, físicos e biológicos (Cherubin et al., 2021). Dessa forma, selecionar o indicador de solo apropriado requer uma compreensão completa das propriedades dinâmicas do solo, que podem variar de acordo com a região, posição da paisagem ou uso da terra (Cherubin et al., 2016; Rinot et al., 2019; Rakshit et al., 2020). Grande parte das metodologias para avaliar indicadores

[1] Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2] Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[3] Universidade Federal do Paraná (UFPR). Curitiba - PR, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.19

de saúde do solo é conduzida em laboratórios, no entanto, essa abordagem é limitada pelo custo e complexidade das análises, que geralmente envolvem produtos químicos nocivos ao meio ambiente e são destrutivas para as amostras (Chaudhry et al., 2024). Além disso, pode levar algum tempo para obter os resultados, potencialmente atrasando a tomada de decisões (Lehmann et al., 2020).

Técnicas mais simples, baratas, rápidas e ecologicamente corretas, como a avaliação direta no campo, têm sido requeridas e desempenham um papel crucial na tomada de decisões para programas de manejo (McKenzie et al., 2015). Contudo, até o momento, existem poucas iniciativas brasileiras que oferecem possibilidades de testes quantitativos de saúde do solo direto no campo, como Avaliação Visual da Estrutura do Solo - VESS (Ball et al., 2007; Guimarães et al., 2011), Guia Prático para Avaliação Participativa da Qualidade do Solo - PGPE (Comin et al., 2016). Outras iniciativas, como o Guia de Teste de Qualidade do Solo (USDA, 2001), Cartões de Saúde do Solo (Purakayastha et al., 2019), Biofunctool® (Thoumazeau et al., 2019), e Solvita Kit (Woods Laboratories, 2021) são exemplos de abordagens internacionais empíricas, qualitativas e quantitativas que requerem pouco (ou nenhum) equipamento de laboratório com foco na avaliação imediata em campo, facilitando a comunicação entre agricultores e cientistas (Bünemann et al., 2018; Franco et al., 2019; 2020).

Assim, um protocolo robusto de saúde do solo deve se basear nesses sucessos, enfatizando um conjunto mínimo de dados (MDS) de indicadores cuidadosamente selecionados que capturem as principais tendências de saúde do solo (Hughes et al., 2023; Smith et al., 2024). Ademais, é fundamental envolver agricultores e técnicos de campo na construção e aplicação desses protocolos, usando sua experiência (Morrow et al., 2016) para desenvolver a base para protocolos de saúde do solo globalmente relevantes que apoiam práticas agrícolas regenerativas e complementam iniciativas nacionais (Karlen et al., 2019).

Nesse contexto, apresentamos o Soil Health and Management Assessment Kit (KIT SOHMA®) (Figura 19.1), o qual é composto pelo passo a passo e materiais necessários para a avaliação de sete indicadores de saúde do solo direto no campo, além de confecção do índice de saúde do solo. O KIT SOHMA® foi desenvolvido e testado inicialmente em condições tropicais, com foco em sistemas agrícolas com culturas de cobertura. As culturas de cobertura têm o papel chave na agricultura regenerativa e em larga escala forneceram um modelo de estudo relevante, pois permitiram a avaliação de melhorias na saúde do solo, incluindo matéria orgânica aprimorada, ciclagem de nutrientes e estrutura do solo, em contextos pedoclimáticos distintos.

Desde que foi anunciado oficialmente em abril de 2024 (CCarbon Soil Health Symposium: from the field to the socioeconomical and political perspectives), o KIT SOHMA® atraiu a atenção de inúmeros *stakeholders* como produtores, consultores, provedores de serviço técnico, grupos de conservação, grandes companhias do ramo agrícola, pesquisadores de instituições nacionais e internacionais, políticos, bem como do público em geral. No primeiro ano após o seu anúncio, o guia do usuário já foi acessado mais de 2000 vezes (https://www.livrosabertos.abcd.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/1311), é coberto pelo Pedido de Patente nº BR 10 2024 015629-3 e foi testado em mais de 15 cidades espalhadas pelo Brasil. Além de apresentar perspectivas de expansão da utilização para outras regiões brasileiras e sistemas produtivos (i.e., culturas anuais – café).



Figura 19.1. Testes com o KIT SOHMA® na região Sul do Brasil. Fotos: Viviana Meneghini

Princípio do desenvolvimento do KIT SOHMA®

O SOHMA KIT® foi idealizado como uma caixa portátil contendo um conjunto de ferramentas que permitem a aplicação de sete métodos para avaliar a saúde do solo diretamente no campo. Os sete métodos existentes no kit foram estabelecidos seguindo os cinco critérios bem conhecidos para selecionar indicadores eficazes para compor o conjunto mínimo de dados (MDS) (Doran & Parkin, 1994; Bünemann et al., 2018; Lehmann et al., 2020):

(i) Conceitual: Relevante para o funcionamento do solo, garantindo que os indicadores selecionados estejam alinhados com processos críticos que mantêm a saúde e a multifuncionalidade do solo. O Conjunto Mínimo de Dados (MDS) do

KIT SOHMA® está intimamente ligado aos processos e funções fundamentais do solo (Figura 19.2), incluindo regulação do fluxo de água, filtragem de água e ar, fornecimento de habitat para organismos, regulação climática e otimização do rendimento das culturas. Essas ligações ressaltam a capacidade do KIT de fornecer uma avaliação abrangente e contextual da saúde do solo.

(ii) Sensível: Capaz de detectar mudanças no funcionamento do solo causadas por mudanças no manejo e uso do solo, mudanças climáticas e outros fatores ambientais. Os indicadores foram selecionados com base em sua sensibilidade comprovada, amplamente documentada na literatura, para detectar mudanças em diferentes usos da terra e práticas de manejo (Simon et al., 2022).

(iii) Prático: Tempo e custo efetivos, permitindo que as avaliações sejam concluídas dentro de um prazo que suporta a tomada de decisões, ao mesmo tempo em que contam com metodologias que não exigem recursos extensos ou equipamentos complexos. Todas as avaliações no KIT SOHMA® são realizadas usando materiais acessíveis, com todo o processo projetado para ser concluído em menos de duas horas, conforme descrito no Guia do Usuário (Schiebelbein & Cherubin, 2024).

(iv) Interpretativo: Os indicadores são apoiados por estruturas de interpretação bem definidas, incluindo tabelas ou algoritmos que convertem o valor mensurado em pontuações significativas, facilitando a comunicação de resultados entre profissionais e partes interessadas. Todos os indicadores no KIT SOHMA® são acompanhados por tabelas de interpretação que permitem aos usuários classificar a saúde do solo em categorias. Além disso, os usuários podem receber um relatório detalhado dos indicadores interpretados e do Índice de Saúde do Solo calculado por e-mail, aumentando ainda mais a utilidade e a acessibilidade da ferramenta.

(v) Fácil de usar: todo o processo – da amostragem à avaliação e interpretação – é projetado para ser direto e acessível a usuários com níveis de expertise distintos. O KIT SOHMA® aumenta ainda mais a acessibilidade ao fornecer um guia do usuário com o passo a passo ilustrado com fotos e vídeos de suporte, garantindo clareza e facilidade de uso para profissionais em diferentes contextos.

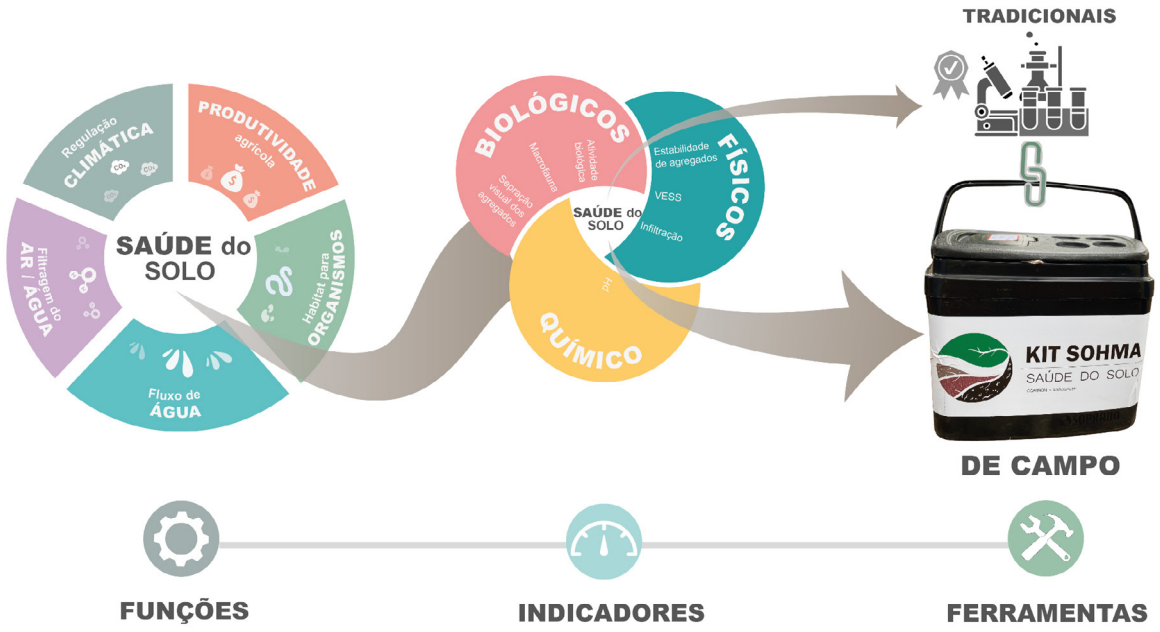


Figura 19.2. Estrutura conceitual dos indicadores selecionados para compor o KIT SOHMA® e o link com a multifuncionalidade do solo, desempenhada pela produtividade agrícola, filtragem da água e do ar, fluxo de água, regulação climática e provisão de habitat para organismos

Desenvolvimento e validação de uma nova abordagem para mensurar a saúde do solo

Uma revisão global não sistemática da literatura foi conduzida para identificar potenciais métodos na *on-farm* a serem incluídos na avaliação, seguindo dois critérios principais: i) métodos com aplicações diretas e completas no campo; e ii) métodos que fossem econômicos, rápidos, confiáveis, reprodutíveis e sensíveis em detectar mudanças de saúde do solo induzidas pelo uso e manejo e, além disso, tivessem relação com funções desempenhadas pelo solo. Assim, o KIT SOHMA® foi construído com sete indicadores: três físicos, um químico e três biológicos (Figura 19.3).

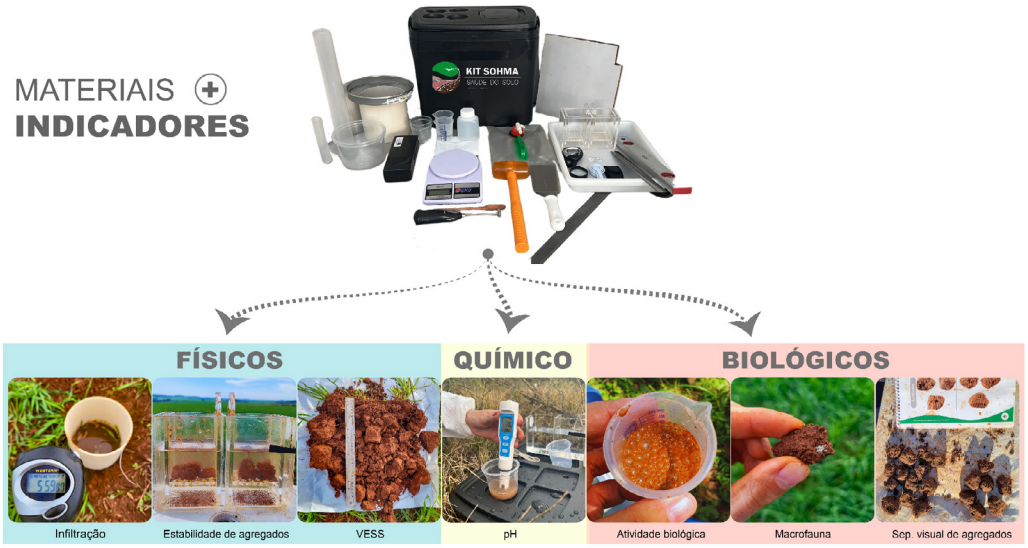


Figura 19.3. Materiais necessários para realizar a avaliação dos Indicadores do KIT SOHMA®

Para os indicadores físicos, incluímos testes de infiltração de água realizados com anel de PVC (100 mm de diâmetro) inserido sob a superfície do solo, sendo cronometrado o tempo que um volume conhecido de água leva para infiltrar completamente no solo. Já o método de avaliação visual selecionado foi a Avaliação Visual da Estrutura do Solo (VESS) (Guimarães et al., 2011), devido ao seu uso bem-sucedido em vários estudos no Brasil e no mundo (Franco et al., 2019), bem como sua natureza rápida e econômica, a qual consiste na atribuição de notas (1 – alta qualidade; 5 – baixa qualidade) conforme as qualidades estruturais encontradas em uma fatia de solo. Em relação à estabilidade dos agregados, desenvolvemos uma metodologia baseada no teste de umedecimento rápido do Soil Quality Test Guide (USDA, 2001), e na contagem do número de agregados intactos remanescentes após realização do teste. Este desenvolvimento foi necessário porque a estabilidade de agregados é um indicador crítico para a saúde do solo e não havia uma metodologia estabelecida para avaliação direta no campo na época (Herrick et al., 2001; Almajmaie et al., 2017).

Os indicadores químicos apresentaram um desafio para avaliação direta de campo (Chaudhry et al., 2024), assim, incluímos o pH como indicador, adaptando o método padrão de pH em água usando um sensor portátil para permitir a aplicação em campo. Com relação aos indicadores biológicos, incluímos os testes de atividade biológica, avaliação de macrofauna e separação visual de agregados (biogênicos e fisicogênicos). O teste de atividade biológica foi adaptado do método proposto por Nichols et al. (2004), no qual é mensurada a formação de uma camada de espuma e bolhas após

submeter o solo a uma solução de peróxido de hidrogênio (água oxigenada vol. 10). Na avaliação de macrofauna e a separação visual de agregados, utilizamos padrões visuais para contar e classificar os organismos do solo e separar agregados biogênicos (oriundos principalmente da atividade de engenheiros do ecossistema) e fisicogênicos (oriundos sobretudo dos ciclos de umedecimento e secagem do solo e processo de compactação). Todas essas modificações nas metodologias foram realizadas visando aumentar o desempenho dos métodos em condições de campo para garantir que eles se configurassem ferramentas práticas e eficientes para avaliar a saúde do solo.

Correlações significativas (acima de 0,40 e p < 0,05) foram obtidas quando os indicadores do KIT SOHMA® foram comparados com análises tradicionais da literatura (Figura 19.4) em texturas de solos distintos e sistemas de manejo com e sem o uso de culturas de cobertura, especialmente para indicadores como pH, infiltração, atividade biológica e separação visual dos agregados.

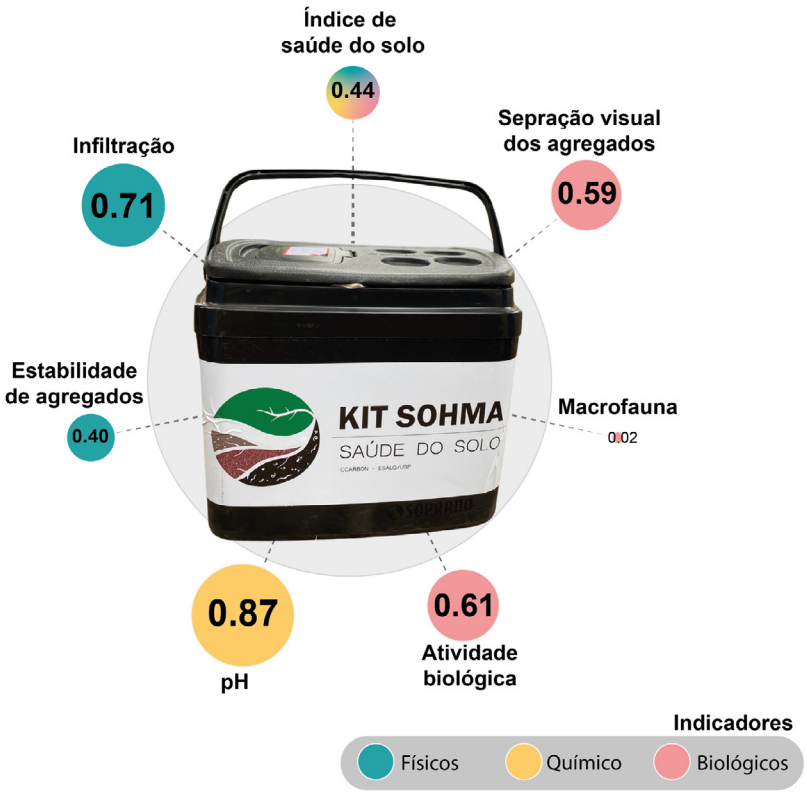


Figura 19.4. Correlações de Pearson entre indicadores do KIT SOHMA® e metodologias tradicionais. n = 27. coeficientes em negrito p < 0,05

Protocolo de avaliação: diretrizes para coleta e interpretação de dados no campo

Protocolos detalhados para medições de campo usando o KIT SOHMA® para os sete indicadores (ou seja, teste de infiltração, estabilidade de agregados, avaliação visual da estrutura do solo, pH, atividade biológica, avaliação da macrofauna e separação visual de agregados) são descritos em Schiebelbein e Cherubin (2024). Todos os sete indicadores foram validados para medição diretamente no campo a uma profundidade do solo de 0–10 cm, exceto para VESS (até 25 cm).

Durante o processo de avaliação, duas pessoas despendem aproximadamente 120 minutos por ponto de amostragem para a avaliação dos sete indicadores. Assim, para otimizar o tempo durante o processo de avaliação, é recomendado seguir a sequência: Teste de infiltração; pH; Atividade biológica; Estabilidade do agregado; Separação visual de agregados; Avaliação de VESS e macrofauna. À medida que as análises são concluídas, é recomendado que as observações sejam registradas diretamente nas tabelas de campo fornecidas no Guia do Usuário (Figura 19.5).

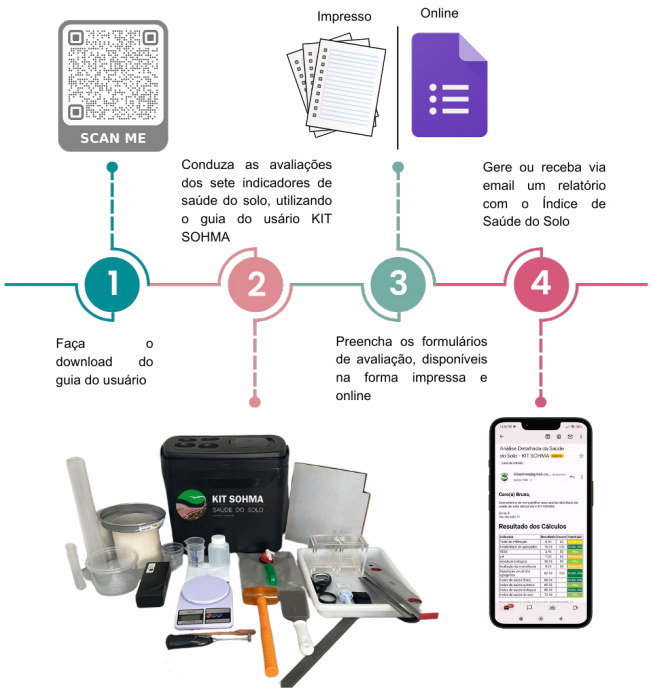


Figura 19.5. Passo a passo da condução dos das avaliações dos indicadores do KIT SOHMA® desde o download do Guia do Usuário até a geração/obtenção do índice de saúde do solo

Uma vez que todas as análises tenham sido concluídas, o Índice de Saúde do Solo (ISS) pode ser gerado integrando os resultados de cada indicador. Os valores medidos, originalmente expressos em unidades diferentes, são convertidos em pontuações

variando de 0 a 1 usando tabelas de interpretação no final do passo a passo para cada indicador, levando em consideração a classe de textura do solo, os limites descritos na literatura e a opinião de especialistas. O ISS integra os sete indicadores de solo usando uma abordagem aditiva ponderada (Eq. 1).

$$ISS = \sum SiWi \quad (1)$$

onde ISS é o índice de saúde do solo, Si é a pontuação do indicador e Wi é o valor ponderado dos indicadores. Os indicadores foram ponderados com base nos componentes químicos (pH), físicos (teste de infiltração, estabilidade do agregado e avaliação visual da estrutura do solo) e biológicos (atividade biológica, avaliação da macrofauna e separação visual dos agregados), portanto, independentemente do número de indicadores, cada grupo teve um peso igual (33,33%) no índice final (Cherubin et al., 2016).

As tabelas de interpretação permitem que as leituras sejam classificadas em categorias como muito baixo, baixo, moderado, alto ou muito alto. Essa classificação ajuda a identificar quais indicadores estão limitando a saúde do solo e devem ser priorizados para melhoria no curto a médio prazo. Esta escala é útil para identificar quais indicadores estão limitando os principais processos do solo e ajuda a propor estratégias de manejo direcionadas para melhorar os indicadores em específico, bem como a saúde do solo geral. Alternativamente, os usuários podem inserir seus dados observados neste formulário online: https://forms.gle/Qeg4J8hT46H7ZNev8 para receber um relatório de saúde do solo (Figura 19.6), incluindo os valores interpretados para cada indicador e o índice geral de saúde do solo, calculado e enviado por e-mail.

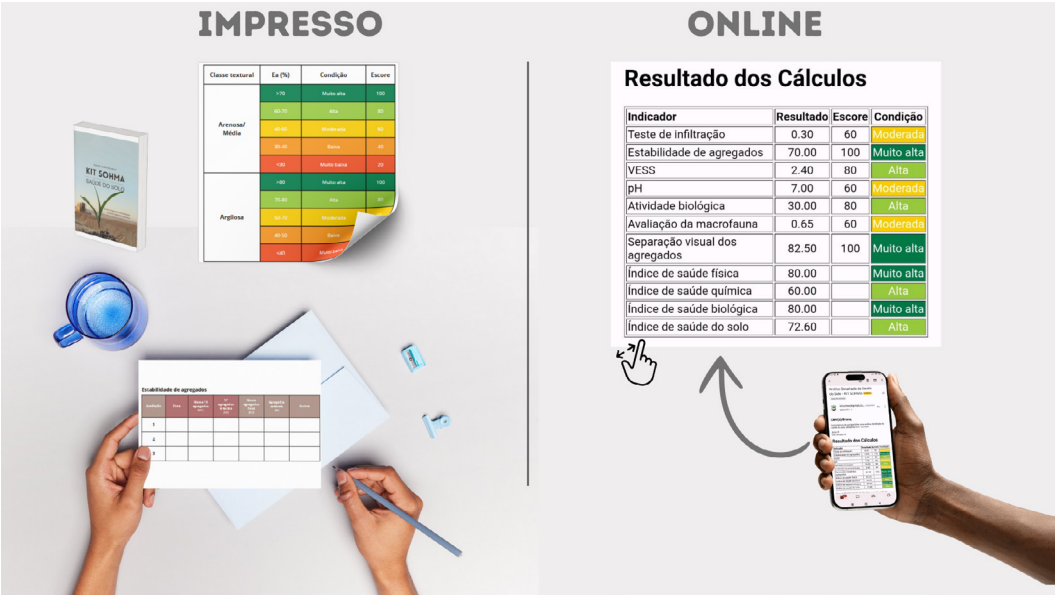


Figura 19.6. Interpretação dos resultados obtidos na avaliação indicadores de saúde do solo via formulário impresso ou online (preenchimento do formulário e envio do e-mail automático)

Desafios e perspectivas no monitoramento da saúde do solo direto no campo

Além do caráter de campo, outra característica importante é a versatilidade do KIT SOHMA® para ensino, exposições, extensão e iniciativas de divulgação (Figura 19.7). Como uma ferramenta prática e didática, ele serve como um meio eficaz para ilustrar conceitos de saúde do solo e as implicações das decisões de manejo para estudantes, agricultores, extensionistas e outras partes interessadas. Semelhante a outros métodos de avaliação de solo no campo, como VESS e PGPE (Comin et al., 2016; Valani et al., 2021), o KIT SOHMA® fornece uma abordagem acessível e prática que permite que uma ampla gama de usuários, incluindo os próprios agricultores, se envolvam no processo de avaliação.

O KIT SOHMA® também tem potencial para ser aplicado no monitoramento do impacto de iniciativas/programas públicos ou privados de larga escala relacionados à agricultura regenerativa e manutenção e aumento de carbono, recuperação de pastagens e restauração florestal (por exemplo, Política Agrícola Brasileira para Adaptação Climática e Baixas Emissões de Carbono (Plano ABC+) - MAPA, 2021; Iniciativa Público-Privada sobre Agricultura de Carbono (Cherubin et al., 2024); Solos Vivos da América e África (Aliança para uma Revolução Verde na África (AGRA) e Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA); Soil Doctors (https://www.fao.org/global-soil-partnership/soil-doctors-programme/about-the-programme/en/); Action Coalition for Soil Health (https://www.coalitionforsoilhealth.org/). Essas iniciativas de larga escala, apoiadas por governos, ONGs e programas ambientais, estão sendo contempladas no KIT SOHMA®.

No entanto, reconhecemos que o KIT SOHMA® tem certos desafios e limitações que devem ser considerados e aprimorados para as próximas versões. Primeiro, o treinamento básico do usuário é recomendado para reduzir a subjetividade na interpretação de indicadores visuais, como VESS e avaliações de macrofauna. Essa limitação também foi identificada por Ball et al. (2007) para VESS, enfatizando a importância do treinamento para minimizar a variabilidade nas pontuações de qualidade estrutural do solo atribuídas por diferentes avaliadores. Além disso, o KIT SOHMA® foi projetado e validado especificamente para avaliação da camada superficial do solo (0–10 cm), com exceção do VESS, que avalia a estrutura do solo em profundidades de 0–30 cm. Embora isso esteja alinhado com muitos métodos de avaliação da saúde do solo de campo, não leva em conta camadas mais profundas do solo, onde processos-chave como retenção de água, penetração de raízes e ciclagem de nutrientes de longo prazo desempenham um

papel crítico. Para superar essa limitação, metodologias existentes, como as propostas por Ball et al. (2015), poderiam ser incorporadas para estender avaliações em camadas mais profundas do solo, aumentando a aplicabilidade da ferramenta a uma gama mais ampla de contextos agrícolas e de conservação.

Além disso, a precisão dos resultados depende de condições ótimas de amostragem, que podem variar dependendo da localização e do momento das avaliações, especialmente o fator umidade do solo que desempenha um papel crucial nas avaliações visuais, como o VESS (Guimarães et al., 2018). Assim como outras ferramentas, o KIT SOHMA® requer um investimento de tempo dedicado por ponto amostral (1,5-2 horas), o que limita o número de repetições que podem ser realizadas em um talhão. Devido a essas limitações, é altamente recomendável selecionar cuidadosamente um local de amostragem representativo dentro do talhão ou fazenda para garantir a representatividade e confiabilidade dos resultados.

Um dos principais desafios é que a interpretação dos resultados é baseada em funções do solo em vez de curvas específicas de resposta da cultura, o que pode limitar seu uso no fornecimento de recomendações diretas de manejo. Outras melhorias, principalmente por meio da alimentação contínua de dados de campo no formulário online disponível gratuitamente (Figura 19.6), ajudarão a refinar o desempenho da ferramenta e garantir sua utilidade em diversos contextos agrícolas, aumentando sua capacidade de oferecer insights práticos e confiáveis para o manejo sustentável do solo.



Figura 19.7. Dias de campo e eventos científicos

Aplicação do KIT SOHMA® em diferentes contextos agrícolas do brasil

O KIT SOHMA® foi aplicado em duas áreas experimentais localizadas no Cerrado (GO e MT) em experimentos de longo prazo, região com agricultura altamente intensificada

e tecnológica sob um *Latossolo Vermelho* no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos et al., 2018). E também sobre quatro talhões produtivos de quatro fazendas localizadas no Sul do Brasil (RS) sob diferentes texturas e classes de solo (Figura 19.8).

Experimento de longa duração com plantas de cobertura no Cerrado (GO e MT)

Os ensaios experimentais foram conduzidos por 5 anos em Rio Verde - Goiás (17º 47' 53"S e 50º 55' 41"W, altitude 715 m), e por 9 anos em Rondonópolis - Mato Grosso (16°27'41.75"S e 54°34'52.55"W, altitude 292 m). A textura do solo em Rio Verde é composta por 30% de argila, 12% de silte e 56% de areia, enquanto em Rondonópolis 46% de argila, 19% de silte e 34% de areia. O clima desta região é classificado como tropical de savana com invernos secos e verões chuvosos (Aw), com precipitação média anual superior a 1.600 mm, 80–90% dos quais entre outubro e abril (Alvarez et al., 2013). Em Rio verde os experimentos consistiram em dois tratamentos com culturas de cobertura de inverno: 1) Pousio (sem cultura) e 2) Mix de culturas de cobertura (Milheto (*Pennisetum glaucum*), Crotalária (*Crotalaria spectabilis*) e Ruzigrass). Já em Rondonópolis, os tratamentos avaliados foram: 3) Crotalária (*Crotalaria*); e 4) *Pigeon pea* (feijão-guandu) (durante 1 ano), seguido por girassol/braquiária (durante 3 anos) e Mix (crotalária, milheto, braquiária e feijão-guandu) (5 anos). A soja é a cultura comercial e foi cultivada em todos os sistemas de produção durante a estação de cultivo (novembro a março), mais detalhes sobre os locais experimentais podem ser acessados em Souza et al. (2025). Em cada tratamento, avaliações com o KIT SOHMA® foram conduzidas na profundidade de 0-10, exceto para VESS (profundidade: 30 cm), em fevereiro de 2024.

Sistemas de cultivo com uma grande diversidade de plantas, como mix de culturas de cobertura, demonstraram um aumento de 8% e 35% na saúde do solo em Rondonópolis e Rio Verde, comparados com o pousio em Rio Verde e Crotalária em Rondonópolis (Figura 19.8). Esses resultados ocorreram devido a melhorias nos indicadores químicos, físicos e biológicos. Resultados similares também foram reportados por Souza et al. (2025), que observaram um aumento de 13% no índice de saúde do solo sob sistemas de cultivo similares na mesma região. Sistemas diversos, como o mix de culturas de cobertura, elevam a macroagregação do solo e atividade de engenheiros do ecossistema que estabilizam a estrutura do solo, formando agregados biogênicos, os quais são ricos em carbono orgânico (Pereira et al., 2021), como pode ser observado em Rondonópolis. Já em Rio Verde a atuação do mix é ainda mais efetiva, comparada ao pousio, demonstrando a capacidade de regeneração do solo em decorrência do aumento generalizado nos indicadores. Esses resultados reforçam o papel principal de sistemas

de cultivos diversos na melhoria da saúde do solo, e manutenção da sustentabilidade do sistema a longo prazo (Anghinoni et al., 2021).

Sistemas de Produção no Sul do Brasil (RS)

No estado do Rio Grande do Sul, foram avaliados quatro talhões produtivos em fazendas nos municípios de Jacuizinho (29° 01' 24"S e 53° 05' 24"W, altitude 311 m), Júlio de Castilhos (29° 23' 40"S e 53° 40' 32"W, altitude 513 m), Não-Me-Toque (28° 31' 48"S e 52° 47' 50"W, altitude 514 m) e Sarandi (27° 59' 33"S e 52° 53' 28"W, altitude 503 m). A textura do solo em Jacuizinho é composta por 33% de argila, 3% de silte e 64% de areia, enquanto em Júlio de Castilhos 25% de argila, 3% de silte e 72% de areia. No que se refere a solos argilosos, em Não-Me-Toque a textura do solo é composta por 70% de argila, 19% de silte e 11% de areia, enquanto em Sarandi 59% de argila, 8% de silte e 33% de areia. O clima desta região é classificado como Cfa ou subtropical úmido, com verões quentes e invernos amenos, com precipitações bem distribuídas ao longo do ano, segundo a classificação de Köppen (Alvarez et al., 2013), com precipitação média anual superior a 1.500 mm. No entanto, com o cenário de mudanças climáticas, é importante ressaltar que o aumento da frequência de eventos climáticos extremos, como períodos de estiagem e inundações, vem causando variações significativas nas precipitações, impactando os cultivos comerciais.

Com relação aos solos arenosos, em Jacuizinho é realizado o cultivo do trigo (*Triticum aestivum*) no inverno, com indícios de leve compactação por tráfego de máquina na avaliação com o KIT SOHMA®, enquanto Júlio de Castilhos utiliza aveia-preta (*Avena strigosa L.*) como cobertura de inverno, sendo identificados sinais de erosão e compactação por tráfego de máquina e pisoteio animal na avaliação. Em ambos os talhões, a cultura da soja (*Glycine max*) é implantada no verão. No que se refere a solos argilosos, em Não-Me-Toque é praticada a rotação de culturas, alternando cultivos como trigo, milheto (*Pennisetum glaucum*) e aveia (*Avena sativa L.*) no inverno, milho (*Zea mays*) e soja no verão, sem indícios de compactação perceptíveis na avaliação. Por outro lado, em Sarandi o manejo inclui azevém (*Lolium multiflorum*) no outono, trigo no inverno e soja no verão, sendo constatados compactação por tráfego de máquina e sinais evidentes de erosão, conforme verificados com o Kit SOHMA®. As avaliações com o KIT SOHMA® foram conduzidas na profundidade de 0-10 cm, exceto para VESS (0-30 cm), em julho de 2024.

Em solos argilosos, o sistema de cultivo com maior diversidade vegetal e sem compactação apresentou Índice de Saúde do Solo (ISS = 88) 42% maior em comparação ao sistema compactado convencionalmente (ISS = 62) (Figura 19.8). Em solos arenosos,

o sistema de cultivo levemente compactado apresentou ISS 23% maior (ISS = 80) em comparação ao sistema compactado por pisoteio animal (ISS = 65). As maiores diferenças foram observadas em indicadores como a infiltração de água e VESS (indicadores físicos) e macrofauna (indicador biológico), ambos fortemente afetados pela compactação do solo. A compactação do solo reduz significativamente o espaço poroso, especialmente os macroporos, organismos como minhocas, essenciais para a estrutura e fertilidade do solo, têm sua atividade limitada em solos compactados (Frene et al., 2024).

Esses resultados podem ser atribuídos à adoção de práticas sustentáveis de manejo agrícola que impactam diretamente nos indicadores químicos, físicos e biológicos avaliados (Schiebelbein & Cherubin, 2024). Dentre eles, o uso contínuo de cobertura do solo ao longo do ano, aliado a variações nas plantas de cobertura, contribui para o aumento da biodiversidade e melhoria da estrutura do solo. Dessa forma, sistemas com maior cobertura vegetal diversificada e maior saúde do solo têm menor compactação e melhor estrutura física, o que se reflete nos maiores valores de VESS e infiltração (Locatelli et al, 2023).

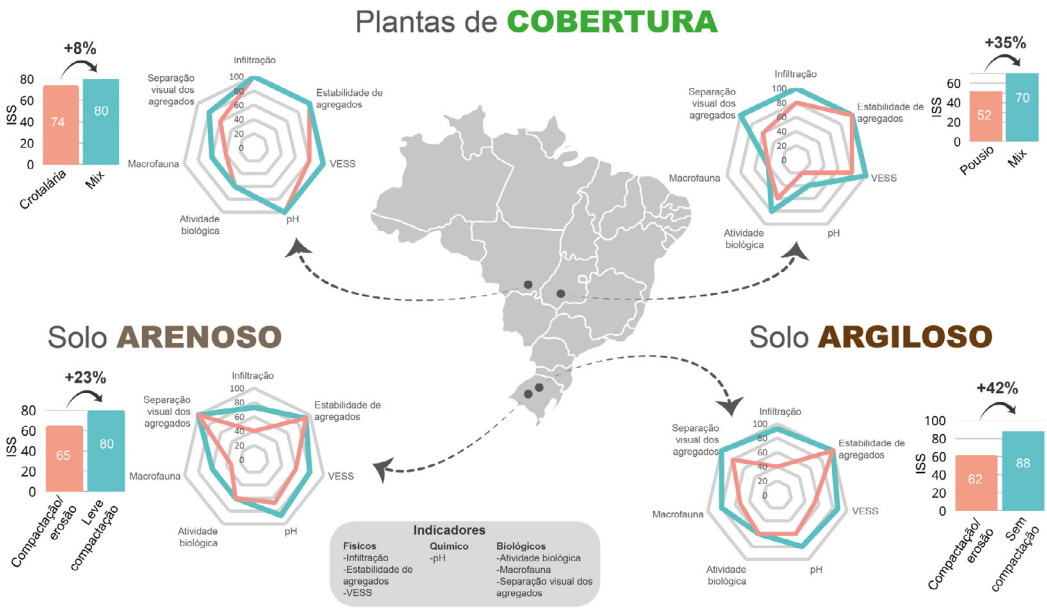


Figura 19.8. Índice de Saúde do Solo e indicadores avaliados por meio do KIT SOHMA® em diferentes cenários agrícolas

Considerações finais

O KIT SOHMA® demonstrou sua aplicabilidade em sistemas de cultivo agrícola contrastantes, fornecendo uma alternativa econômica e prática — ou complemento

— aos métodos tradicionais baseados em laboratório, enfatizando a capacidade de capturar mudanças induzidas pelo manejo em indicadores físicos, químicos e biológicos importantes, incluindo taxas de infiltração, estabilidade de agregados e formação de agregados biogênicos, destacando seu potencial para uso mais amplo em práticas sustentáveis de uso e manejo.

Esforços futuros serão aplicados para refinar o KIT SOHMA® incorporando o feedback do usuário e expandindo sua aplicabilidade em diferentes tipos de solo, condições climáticas e sistemas de cultivo (incluindo pastagens e vegetação restaurada/nativa). A inclusão de novos indicadores e a atualização das tabelas de interpretação de indicadores também fazem parte dos planos de médio prazo, enquanto o desenvolvimento do aplicativo KIT SOHMA® é uma meta fundamental para o longo prazo. Esses avanços garantirão que a ferramenta permaneça adaptável, flexível e útil para avaliar e monitorar a saúde do solo para diferentes propósitos, não apenas no Brasil, mas também com potencial para ser estendida a outras partes do mundo.

Referências

Almajmaie, A., Hardie, M., Acuna, T., & Birch, C. (2017). Evaluation of methods for determining soil aggregate stability. *Soil Tillage Research, 167*, 39–45. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.003

Alvarez, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., 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

Amado, T. J., Conceição, P. C., Bayer, C., & Eltz, F. L. (2007). Qualidade do solo avaliada pelo "Soil Quality Kit Test" em dois experimentos de longa duração no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 31*, 109–121.

Anderson, J. M., & Ingram, J. S. I. (1989). *Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods*. Wallingford: CAB International.

Anderson, S. H., Peyton, R. L., & Gantzer, C. J. (1990). Evaluation of constructed and natural soil macropores using X-ray computed tomography. *Geoderma, 46*, 13–29.

Andrews, S. S., Karlen, D. L., & Cambardella, C. A. (2004). The Soil Management Assessment Framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal, 68*(6), 1945–1962.

Ball, B. C., Batey, T., & Munkholm, L. J. (2007). Field assessment of soil structural quality — A development of the Peerlkamp test. *Soil Use and Management, 23*(4), 329–337. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x

Ball, B. C., Batey, T., Munkholm, L. J., Guimarães, R. M. L., Boizard, H., McKenzie, D. C., Peigné, J., Tormena, C. A., & Hargreaves, P. (2015). The numeric visual evaluation of subsoil structure (SubVESS) under agricultural production. *Soil Tillage Research, 148*, 85–96. https://doi.org/10.1016/j.still.2014.12.011

Ball, B. C., Guimarães, R. M. L., Cloy, J. M., Hargreaves, P. R., Shepherd, T. G., & McKenzie, B. M. (2017). Visual soil evaluation: A summary of some applications and potential developments for agriculture. *Soil Tillage Research, 173*, 114–124. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.006

Bagarello, V., Di Prima, S., & Iovino, M. (2017). Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan infiltration test. *Geoderma, 303*, 70–77.

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., Deyn, G., Goede, R., et al. (2018). Soil quality — A critical review. *Soil Biology and Biochemistry, 120*, 105–125. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Cardoso, E. J. B. N., Vasconcellos, R. L. F., Bini, D., Miyauchi, M. Y. H., Santos, C. A., Alves, P. R. L., et al. (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

Chang, T., Feng, G., Paul, V., Adeli, A., & Brooks, J. P. (2022). Soil health assessment methods: Progress, applications and comparison. In D. L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (Vol. 1, pp. 1–28). Amsterdam: Elsevier. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.10.002

Chaudhry, H., Vasava, H. B., Chen, S., Saurette, D., Beri, A., Gillespie, A., & Biswas, A. (2024). Evaluating the soil quality index using three methods to assess soil fertility. *Sensors, 24*(3), 864. https://doi.org/10.3390/s24030864

Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Cerri, C. E. P., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. *PLoS One, 11*(3), e0150860. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150860

Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Cerri, C. E. P., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma, 267*, 156–168. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.004

Cherubin, M. R., Bordonal, R. O., Castioni, G. A., Guimarães, E. M., Lisboa, I. P., Moraes, L. A. A., et al. (2021). Soil health response to sugarcane straw removal in Brazil. *Industrial Crops and Products, 163*, 113315. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113315

Cherubin, M. R., & Schiebelbein, B. E. (2022). *Saúde do solo: múltiplas perspectivas e percepções*. Piracicaba: ESALQ/USP. https://doi.org/10.11606/9786587391342

Comin, J. J., Fayad, J. A., Kurtz, C. K., Mafra, A. L. M., & Curmi, P. (2016). *Guia prático de avaliação participativa da qualidade do solo em Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH)*. Florianópolis: Epagri.

Crusciol, C. A. C., Nascente, A. S., Borghi, E., Soratto, R. P., & Martins, P. O. (2015). Improving soil fertility and crop yield in a tropical region with palisadegrass cover crops. *Agronomy Journal, 107*, 2271–2282. https://doi.org/10.2134/agronj14.0603

Cui, X., et al. (2014). Visual evaluation of soil structure under grassland management. *Soil Use and Management, 30*, 129–138. https://doi.org/10.1111/sum.12100

Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, & B. A. Stewart (Eds.), Defining soil quality for a sustainable environment (pp. 3–21). Madison: Soil Science Society of America. (SSSA special publication, 35).

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.

Emmet-Booth, J. P., Forristal, P. D., Fenton, O., Ball, B. C., & Holden, N. M. (2016). A review of visual soil evaluation techniques for soil structure. *Soil Use and Management, 32*(4), 623–634. https://doi.org/10.1111/sum.12300

FAO. (2019). *Soil Doctors Program*. Rome: FAO. [Cited 2025 May 15]. Available from: https://www.fao.org/global-soil-partnership/soil-doctors-programme/about-the-programme/en/

Favilla, H. S., Tormena, C. A., & Cherubin, M. R. (2021). Detecting near-surface *Urochloa ruziziensis* (Brachiaria grass) effects on soil physical quality through capacity and intensity indicators. *Soil Research, 59*, 214–224. https://doi.org/10.1071/SR20196

Flynn, K. D., Bagnall, D. K., & Morgan, C. L. S. (2020). Evaluation of SLAKES, a smartphone application for quantifying aggregate stability, in high-clay soils. *Soil Science Society of America Journal, 84*(2), 345–353. https://doi.org/10.1002/saj2.20012

Franco, H. H. S., Guimarães, R. M. L., Tormena, C. A., Cherubin, M. R., & Favilla, H. S. (2019). Global applications of the Visual Evaluation of Soil Structure method: A systematic review and meta-analysis. *Soil Tillage Research, 190*, 61–69. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.002

Frene, J. P., Pandey, B. K., & Castrillo, G. (2024). Under pressure: Elucidating soil compaction and its effect on soil functions. *Plant and Soil, 502*, 267–278. https://doi.org/10.1007/s11104-024-06573-2

Gentsch, N., Riechers, F. L., Boy, J., Schweneker, D., Feuerstein, U., Heuermann, D., & Guggenberger, G. (2024). Cover crops improve soil structure and change organic carbon distribution in macroaggregate fractions. *Soil, 10*, 139–150. https://doi.org/10.5194/soil-10-139-2024

(a) Guimarães, R. M. L., Ball, B. C., & Tormena, C. A. (2011). Improvements in the visual evaluation of soil structure. *Soil Use and Management, 27*(3), 395–403. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x

Guimarães, R. M. L., Lamandé, M., Munkholm, L. J., Ball, B. C., & Keller, T. (2017). Opportunities and future directions for visual soil evaluation methods in soil structure research. *Soil Tillage Research, 173*, 104–113. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.01.016

Guo, L., Shen, J., Li, B., Li, Q., Wang, C., Guan, Y., et al. (2020). Impacts of agricultural land use change on soil aggregate stability and physical protection of organic C. *Science of the Total Environment, 707*, 136049. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136049

Gyawali, A. J., Neely, H. L., Foster, J. L., Neely, C. B., Lewis, K. L., Bodine, G., et al. (2023). Assessing soil health in a thermic region of the southern Great Plains, using the Soil Management Assessment Framework (SMAF). *Soil Security, 13*, 100115. https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100115

Haney, R. L., Haney, E. B., Smith, D. R., Harmel, R. D., & White, M. J. (2018). The soil health tool — Theory and initial broad-scale application. *Applied Soil Ecology, 125*, 162–168. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.035 (b)

Haruna, S. I., Anderson, S. H., Nkongolo, N. V., & Zaibon, S. (2018). Soil hydraulic properties: Influence of tillage and cover crops. *Pedosphere, 28*, 430–442. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60387-4

Herrick, J. E., Whitford, W. G., Soyza, A. G., Van Zee, J. W., Havstad, K. M., Seybold, C. A., & Walton, M. (2001). Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *Catena, 44*(1), 27–35. https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00173-1

Holden, N. M. (1993). A two-dimensional quantification of soil ped shape. *Journal of Soil Science, 44*, 209–215.

Hughes, H. M., Koolen, S., Kuhnert, M., Baggs, E. M., Maund, S., Mullier, G. W., & Hillier, J. (2023). Towards a farmer-feasible soil health assessment that is globally applicable. *Journal of Environmental Management, 345*, 118582. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118582

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 Tillage Research, 195*, 104365. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104365

Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). *Factoextra: Extract and visualize the results of multivariate data analyses* (Version 1.0.7) [R package]. [Cited 2025 May 15]. Available from: https://cran.r-project.org/package=factoextra

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security, 5*(4), 212–222. https://doi.org/10.1002/fes3.96

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment, 1*(10), 544–553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Lenka, N. K., Meena, B. P., Lal, R., Khandagle, A., Lenka, S., & Shirale, A. O. (2022). Comparing four indexing approaches to define soil quality in an intensively cropped region of northern India. *Frontiers in Environmental Science, 10*, 865473. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.865473

Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and regression by random forest. *R News, 2*(3), 18–22. https://cran.r-project.org/package=randomForest

Lima, R. P., Silva, A. R., & Silva, Á. P. (2021). Soilphysics: An R package for simulation of soil compaction induced by agricultural field traffic. *Soil Tillage Research, 206*, 104824. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104824

Locatelli, J. L., Lima, R. P., Santos, R. S., Cherubin, M. R., Creamer, R. E., & Cerri, C. E. P. (2023). Soil strength and structural stability are mediated by soil organic matter composition in agricultural expansion areas of the Brazilian Cerrado biome. *Agronomy, 13*(1), 71. https://www.mdpi.com/2073-4395/13/1/71

Luz, F. B., 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

Malamoud, K., McBratney, A. B., Minasny, B., & Field, D. J. (2009). Modelling how carbon affects soil structure. *Geoderma, 149*, 19–26.

Ministry of Agriculture, Livestock and Food Supply (MAPA). (2021). *Plan for adaptation and low carbon emission in agriculture: Strategic vision for a new cycle*. Brasília: Secretariat for Innovation, Rural Development and Irrigation. ISBN: 978-65-86803-42-6. Available from: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/plano-abc-2020-2030

McKenzie, D. C., Pulido Moncada, M. A., & Ball, B. C. (2015). Reduction of yield gaps and improvement of ecological function through local-to-global applications of visual soil assessment. In B. C. Ball (Ed.), *Visual soil evaluation: Realising potential crop production with minimum environmental impact* (pp. 31–48). Wallingford: CABI. https://doi.org/10.1079/9781780644707.0031

McKenzie, D. C. (2001). Rapid assessment of soil compaction damage II. Relationships between the SOILpak score, strength and aeration measurements, clod shrinkage parameters, and image analysis data on a Vertisol. *Australian Journal of Soil Research, 39*, 127–141.

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

Mendiburu, F. de. (2020). *Agricolae: Statistical procedures for agricultural research* (Version 1.3-3) [R package]. [Cited 2025 May 15]. Available from: https://cran.r-project.org/package=agricolae

Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., et al. (2016). *Comprehensive assessment of soil health – The Cornell Framework Manual* (3rd ed.). Geneva, NY: Cornell University. 134 p.

Morrow, J. G., Huggins, D. R., Carpenter-Boggs, L. A., & Reganold, J. P. (2016). Evaluating measures to assess soil health in long-term agroecosystem trials. *Soil Science Society of America Journal, 80*, 450–462. https://doi.org/10.2136/sssaj2015.08.0308

Mora-Motta, D., Llanos-Cabrera, M. P., Chavarro-Bermeo, J. P., Ortíz-Morea, F. A., & Silva-Olaya, A. M. (2024). Visual evaluation of soil structure is a reliable method to detect changes in the soil quality of Colombian Amazon pasturelands. *Soil Science Society of America Journal, 88*, 527–539. https://doi.org/10.1002/saj2.20637

Mueller, L., Kay, B. D., Hu, C., Li, Y., Schindler, U., Behrendt, A., et al. (2009). Visual assessment of soil structure: Evaluation of methodologies on sites in Canada, China and Germany. Part I: Comparing visual methods and linking them with soil physical data and grain yield of cereals. *Soil Tillage Research, 103*, 178–187.

Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In A. L. Page (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 2* (pp. 539–579). Madison: ASA and SSSA.

Nicholls, C., Altieri, M., Dezanet, A., Lana, M., Feistauer, D., & Ouriques, M. (2004). A rapid, farmer-friendly agroecological method to estimate soil quality and crop health in vineyard systems. *Biodynamics, (253)*, 33–40.

Pereira, M. G., Loss, A., Batista, I., Melo, T. R., Silva, E. C., & Pinto, L. A. S. R. (2021). Biogenic and physicogenic aggregates: Formation pathways, assessment techniques, and influence on soil properties. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 45*, e0210108. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210108

Purakayastha, T. J., Pathak, H., Kumari, S., Biswas, S., Chakrabarty, B., Padaria, R. N., et al. (2019). Soil health card development for efficient soil management in Haryana, India. *Soil & Tillage Research, 191*, 294–305. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.12.024

Qiao, L., Wang, X., Smith, P., Fan, J., Lu, Y., Emmett, B., et al. (2022). Soil quality both increases crop production and improves resilience to climate change. *Nature Climate Change, 12*(6), 574–580. https://doi.org/10.1038/s41558-022-01376-8

R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing* [software]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Available from: https://www.r-project.org/

Rakshit, A., Ghosh, S., Chakraborty, S., Philip, V., & Datta, A. (2020). *Soil analysis: Recent trends and applications*. Singapore: Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-981-15-2039-6

Reynolds, W. D., Drury, C. F., Tan, C. S., Fox, C. A., & Yang, X. M. (2009). Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. *Geoderma, 152*, 252–263.

Rinot, O., Levy, G. J., Steinberger, Y., Svoray, T., & Eshel, G. (2019). Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. *Science of the Total Environment, 648*, 1484–1491. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259

Rogasik, H., Onasch, I., Brunotte, J., Jégou, D., & Wendroth, O. (2003). Assessment of soil structure using X-ray computed tomography. *Geological Society, London, Special Publications, 215*, 151–165.

Schiebelbein, B. E., & Cherubin, M. R. (2024). *Guia do usuário de campo do KIT SOHMA® de saúde do solo*. Piracicaba: ESALQ/USP. https://doi.org/10.11606/9786587391557.

Simon, C. P., Gomes, T. F., Pessoa, T. N., Soltangheisi, A., Bieluczyk, W., Camargo, P. B., et al. (2022). Soil quality literature in Brazil: A systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 46*, e0210170.

Smith, P., Poch, R. M., Lobb, D. A., Bhattacharyya, R., Alloush, G., Eudoxie, G. D., et al. (2024). Status of the world's soils. *Annual Review of Environment and Resources, 49*, 73–104. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030323-075629

Soil Survey Staff. (2022). *Keys to soil taxonomy* (13th ed.). Washington, DC: USDA-NRCS.

Sousa, D. M. G., & Lobato, E. (Eds.). (2004). *Cerrado: Correção do solo e adubação* (2nd ed.). Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. Available from: http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/555355

Souza, V. S., Canisares, L. P., Schiebelbein, B. E., Santos, D. C., Menillo, R. B., Pinheiro Junior, C. R., & Cherubin, M. R. (2025). Cover crops enhance soil health, crop yield and resilience of tropical agroecosystem. *Field Crops Research, 322*, 109755. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2025.109755

Tabatabai, M. A. (1994). Soil enzymes. In R. W. Weaver, S. Angle, P. Bottomley, D. Bezdicek, S. Smith, A. Tabatabai, & A. Wollum (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2* (pp. 775–833). Madison: ASA and SSSA. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.2.c37

Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Teixeira, W. G., & Fontana, A. (Eds.). (2017). *Manual de métodos de análise de solo*. Brasília: Embrapa. Available from: http://www.cse.edu.uy/sites/www.cse.edu.uy/files/documentos/Liccom_Camejo_2011-07-28.pdf

The Nature Conservancy. (2016). *reThink Soil*. Arlington: The Nature Conservancy. Available from: https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/reThinkSoil_Report_final.pdf

Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M. S., Trap, J., Marichal, R., Mareschal, L., et al. (2019). Biofunctool®: A new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: Concept and validation of the set of indicators. *Ecological Indicators, 97*, 100–110. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.023

USDA. (2001). *Soil quality test kit guide*. Washington, DC: USDA-NRCS. Available from: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044790.pdf

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 & Tillage Research, 198*, 104565. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104565

van Raij, B., Andrade, J. C., Cantarella, H., & Quaggio, J. A. (2001). *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas.

Vendig, I., Guzman, A., De La Cerda, G., Esquivel, K., Mayer, A. C., Ponisio, L., & Bowles, T. M. (2023). Quantifying direct yield benefits of soil carbon increases from cover cropping. *Nature Sustainability, 6*, 1125–1137. https://doi.org/10.1038/s41893-023-01131-7

Woods Laboratories (2021). *Soil health and nutrient test quick guide*. Mount Vernon: Woods Laboratories Inc. [Cited 2025 May 15]. Available from: https://www.woodsend.com/wp-content/uploads/2021/05/Soil-Health-Quick-Guide-Vers-4.4.pdf

♦ Capítulo 20 ♦

Sensoriamento remoto como apoio na determinação da saúde do solo nas mais variadas escalas

Raul Roberto Poppiel[1,2], José A. M. Demattê[1,2], Borges Marfrann Dias Melo[1], Danilo César de Mello[1], Gabriel Barbosa Pimenta de Sousa[1]

Introdução

Saúde do solo (SS) refere-se à capacidade contínua do solo de atuar como ecossistema vivo, sustentando plantas, animais e humanos (Poppiel et al., 2025). Esse conceito multidimensional integra atributos físicos, químicos e biológicos do solo, que determinam sua aptidão para sustentar serviços ecossistêmicos e atividades agrícolas (Lehmann et al., 2020). Solos saudáveis normalmente se associam a maior produtividade primária e maior resiliência a estresses climáticos, desempenhando papel crucial na segurança alimentar, na mitigação das mudanças climáticas e na saúde humana.

A avaliação da SS em larga escala é desafiadora devido às interações complexas entre seus atributos e à escassez de dados consistentes em áreas remotas. Existem diversas estruturas disponíveis e/ou protocolos para estimar o Índice de Saúde do Solo (ISS). Exemplos incluem o Quadro Europeu de Monitoramento e Avaliação do Solo (Huber et al., 2001), o Quadro de Avaliação da Gestão do Solo (Andrews et al., 2004) e o Teste de Saúde do Solo de Cornell (Moebius-Clune et al., 2016). Métodos convencionais de avaliação do solo, embora precisos, apresentam limitações relativas a custo, tempo e cobertura espacial, especialmente quando se deseja monitorar grandes áreas de forma contínua (Peng et al., 2025). Desse modo, métodos contemporâneos, como o

[1] Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2] Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[3] Universidade Federal do Paraná (UFPR). Curitiba - PR, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.20

mapeamento digital de solos (MDS), buscam superar essas limitações ao integrar dados de solo, relevo, clima e sensoriamento remoto para gerar mapas contínuos de indicadores de qualidade e saúde do solo.

O sensoriamento remoto (SR) refere-se à obtenção de informações sobre a superfície terrestre a partir de sensores remotos instalados em satélites, aeronaves ou drones (Abdulraheem et al., 2023). Esses sensores capturam imagens espectrais que permitem inferir atributos do solo em diferentes escalas espaciais e temporais (McBratney et al., 2003). Um exemplo de integração entre SR e avaliação de SS é o emprego do modelo SCORPAN (McBratney et al., 2003), que relaciona classes ou indicadores de solo a fatores de formação (Solo, Clima, Organismos, Relevo, material Parental, Idade e Posição). Além disso, a incorporação de observações a campo é essencial para treinar algoritmos, o que pode ser feito utilizando sensoriamento de proximidade, que oferecem informações detalhadas sobre o solo de forma rápida, não invasiva e em múltiplas escalas (Moreira, 2003).

Este capítulo propõe uma revisão resumida da evolução, das tecnologias disponíveis na determinação e espacialização dos indicadores da SS. Além disso, serão discutidos os desafios técnicos e operacionais na adoção dessas tecnologias, bem como as perspectivas futuras e o papel das políticas públicas na promoção de uma agricultura sustentável. A integração dos dados obtidos via SR com análises de campo e a modelagem digital abre caminho para uma melhor compreensão dos processos edáficos e, assim, agir mais rapidamente na tomada de decisões sobre estratégias de manejo e uso da terra sustentáveis.

A Evolução do sensoriamento remoto na avaliação do solo

Histórico e contexto

O sensoriamento remoto (SR) teve origem no final do século XIX com imagens aéreas por balões e aviões, mas se consolidou após a Segunda Guerra Mundial com o uso de câmeras infravermelhas e radares em aeronaves militares, posteriormente adaptados ao mapeamento ambiental (Jensen, 2009). Nas décadas seguintes, pesquisas relacionaram propriedades físico-químicas do solo à sua assinatura espectral, estabelecendo as bases do sensoriamento óptico de proximidade (Ben-Dor, 1999). Entre 1960 e 1980, o avanço das análises espectrais permitiu integrar medições de campo com dados de sensores remotos, combinando alta resolução espectral e espacial com

coberturas geográficas amplas e temporalmente consistentes (Bowers & Hanks, 1960; Andronikov & Dobrovolskiy, 1991; Mulder et al., 2011).

A partir de 1990, sensores multiespectrais e hiperespectrais embarcados em satélites e aviões aprimoraram significativamente as resoluções espacial, espectral e temporal, permitindo tanto a identificação de padrões do solo quanto o monitoramento de sua dinâmica em múltiplas escalas. Satélites como Landsat, Sentinel e EnMAP passaram a estimar atributos como carbono orgânico, umidade e textura do solo a partir da reflectância espectral. Tecnologias complementares, como o LiDAR e o radar de abertura sintética (SAR), ampliaram as possibilidades de aquisição de dados mesmo sob cobertura de nuvens, consolidando, especialmente a partir dos anos 2000, um sistema robusto de monitoramento quase contínuo da superfície terrestre (Aggarwal, 2003; Negri & Mendes, 2020) (Figura 20.1).

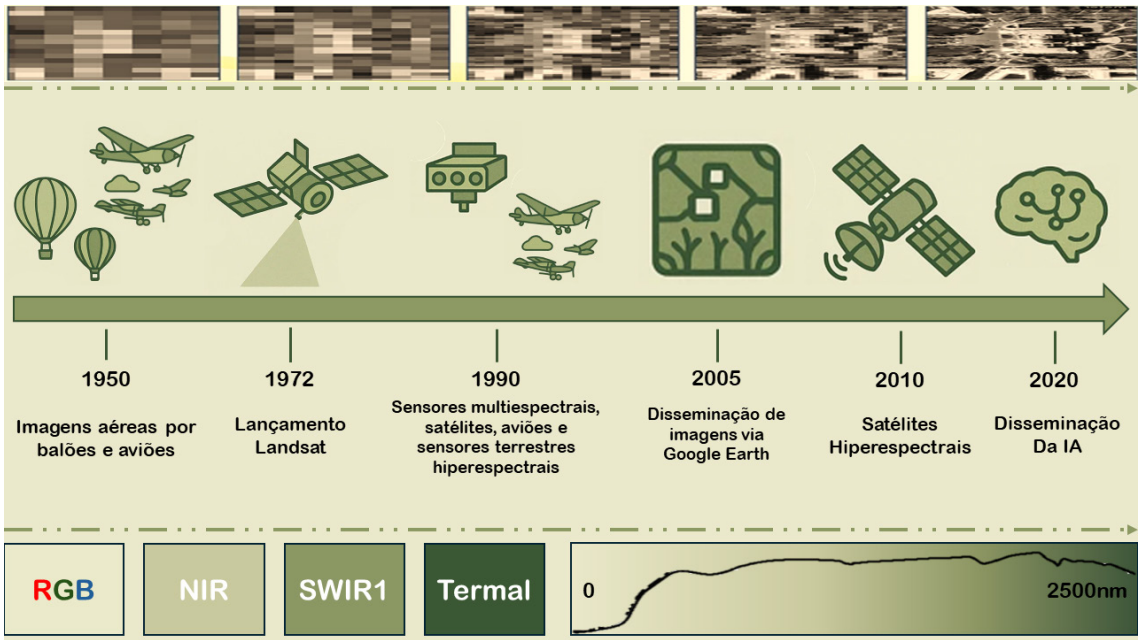


Figura 20.1. Evolução histórica e comportamento da resolução espacial e temporal das tecnologias de sensoriamento remoto.

Tecnologias avançadas no monitoramento do solo

Os avanços tecnológicos no sensoriamento remoto possibilitaram a criação de sensores e plataformas capazes de caracterizar o solo de forma detalhada e não destrutiva. As técnicas vêm sendo amplamente aplicadas na estimativa de propriedades edáficas individuais e múltiplas, oferecendo uma alternativa rápida, eficiente e econômica aos métodos convencionais.

Sensores multiespectrais

Sensores multiespectrais, que operam em até 20 bandas no espectro visível, infravermelho próximo (NIR), ondas curtas (SWIR) e termal, tornaram-se ferramentas-chave na avaliação espectral do solo, com capacidade de estimar atributos como matéria orgânica, textura, umidade e estrutura física (Chen et al., 2022). Índices espectrais como NDVI, NDWI e SAVI, derivados dessas bandas, permitem inferências indiretas sobre propriedades do solo por meio da vegetação e umidade superficial, sendo amplamente utilizados em análises regionais. A resolução espacial tem avançado significativamente, desde imagens submétricas obtidas por drones e satélites comerciais como o WorldView-2 até os dados históricos e multitemporais de Landsat e Sentinel-2, ampliando as possibilidades de detecção de mudanças e análises de uso e cobertura da terra.

Tabela 20.1. Especificações de plataformas de sensoriamento remoto multiespectral.

Satélite	Resolução	Tempo de revisita
Sentinel-2 (ESA)	10-60 m	Cada 5 dias
Landsat (USGS/NASA)	30 m	Cada 16 dias
PlanetScope (Planet Labs)	3 m	Diário
CBERS (China-Brasil)	2 – 16 m	5 dias (WFI); 31 dias (WPM)
ResourceSat	2 – 16 m	5 dias
Gaofen (China)	2 – 16 m	Até 5 dias

Legenda: ESA: Agência Espacial Europeia; USGS/NASA: U.S. Geological Survey/National Aeronautics and Space Administration; WFI: Wide Field Imager; WPM: Wide Field Panchromatic and Multispectral Imager.

As tecnologias de SR têm sido amplamente aplicadas no monitoramento do solo, oferecendo uma variedade de aplicações práticas. Uma das principais utilizações é o acompanhamento da cobertura vegetal e a detecção de desmatamentos, que funcionam como indicadores indiretos da conservação do solo. Além disso, índices derivados de umidade permitem identificar áreas encharcadas ou afetadas por salinização, contribuindo para o diagnóstico precoce de problemas que comprometem a qualidade do solo.

Outro uso relevante de dados de sensores multiespectrais é a estimativa indireta de vários atributos dos solos como a matéria orgânica, textura, mineralogia, dentre outros. Mais recentemente, com o apoio de técnicas de aprendizado de máquina (*machine learning*), tem sido possível gerar ISS, que integram múltiplos parâmetros em uma visão mais abrangente e precisa do estado de saúde do solo. Esses índices utilizam dados de campo combinados com informações obtidas por sensores multiespectrais, capazes de cobrir grandes áreas com regularidade e resolução adequadas, assegurando

o monitoramento contínuo e sustentável dos solos em diversas escalas espaciais e temporais.

Sensores hiperespectrais

Sensores hiperespectrais capturam dezenas a centenas de bandas contíguas ao longo do espectro eletromagnético, especialmente nas regiões do visível, NIR e SWIR. Ao contrário dos sensores multiespectrais, que operam com bandas largas e espaçadas, os sensores hiperespectrais registram contínuos espectros de alta resolução espectral (Tabela 20.2), o que permite identificar com maior precisão assinaturas específicas de materiais do solo, como compostos minerais, matéria orgânica, cor, umidade, salinidade e contaminantes (Gonçalves et al., 2019; Rosin et al., 2023).

Essa capacidade de detecção detalhada torna os sensores hiperespectrais especialmente úteis para o mapeamento direto de propriedades físico-químicas do solo exposto, superando os multiespectrais em precisão analítica, principalmente para a estimativa de carbono orgânico, textura e composição mineralógica.

Tabela 20.2. Especificações de plataformas de sensoriamento remoto hiperespectral.

Satélite	País	Resolução	Nº bandas espectrais
Hyperion	EUA, 2000-2017	30 m	220
PRISMA	Itália, ASI, 2019	30 m	239 (400-2505 nm)
EnMAP	Alemanha, DLR, 2022	30 m	242(420-2450 nm)
HySIS	Índia, ISRO, 2018	30 m	316 (424-2473 nm),
DESIS	Alemanha, 2018,	30 m	235 (400-1000nm
CHIME	Europa, ESA, 2023	30 m	200 (400-2500nm)

Legenda: nm: nanômetro.

Com o avanço das novas missões, como o Surface Biology and Geology (SBG) da NASA e o Hyperspectral Imaging Mission (CHIME) da ESA, espera-se que a disponibilidade, frequência e cobertura dos dados hiperespectrais aumentem significativamente, ampliando seu papel no monitoramento ambiental e na agricultura de precisão.

As aplicações típicas das tecnologias de SR no monitoramento de atributos solo incluem o mapeamento de matéria orgânica e nutrientes, umidade, salinidade e metais pesados. Também se destaca a identificação e diferenciação de tipos de solo e coberturas, o monitoramento de áreas contaminadas ou degradadas, além do suporte a modelos de SS com robustez espectral.

Sensores LiDAR

O LiDAR (Light Detection and Ranging) é uma tecnologia de SR ativo que emite pulsos de laser para medir distâncias e gerar nuvens de pontos tridimensionais (3D) da superfície terrestre. Esses dados permitem a elaboração de MDE com altíssima precisão, frequentemente centimétrica, tornando-se uma ferramenta poderosa para o monitoramento de atributos relacionados à SS. No contexto do solo, o LiDAR possibilita o mapeamento detalhado da topografia, a identificação de sulcos de erosão, depressões e padrões de drenagem, além da detecção de áreas propensas à erosão ou acúmulo de sedimentos. Também é possível avaliar características da vegetação que influenciam diretamente o solo, como a altura da copa e o índice de área foliar (LAI), fatores associados à produção de biomassa e ao aporte de matéria orgânica ao solo (Silva et al., 2018).

As aplicações típicas incluem a modelagem hidrológica e a análise de erosão com base em MDE de alta resolução. Também é possível identificar áreas propensas ao acúmulo de água, compactação do solo ou risco de enxurradas. Além disso, a tecnologia permite a avaliação da estrutura da vegetação e da biomassa, fatores que influenciam diretamente a dinâmica do solo e o estoque de carbono. Por fim, destaca-se sua aplicação no monitoramento de florestas e sistemas agroflorestais. Exemplos de plataformas e sensores LiDAR:

a) Aéreos tripulados e não tripulados: drones agrícolas (multirrotores ou asa fixa) equipados com LiDAR miniaturizados (ex.: DJI Zenmuse L1) são amplamente utilizados para levantamentos detalhados a nível de talhão.

b) Orbitais: o sensor GEDI (NASA, a bordo da ISS desde 2018) emite múltiplos feixes de laser para medir a estrutura vertical da cobertura florestal e, em clareiras, permite derivar o relevo subjacente.

c) Integração com sensores espectrais: a combinação de dados LiDAR com sensores multiespectrais e hiperespectrais gera informações complementares.

Essa integração viabiliza a criação de índices de SS mais robustos ao unir atributos do terreno (relevo, drenagem) com propriedades espectrais do solo (matéria orgânica, umidade, textura), contribuindo para uma compreensão mais completa da dinâmica da paisagem.

Radar de abertura sintética (SAR)

O Radar de Abertura Sintética (SAR) é uma tecnologia de SR ativo que opera na faixa de micro-ondas, permitindo a aquisição de imagens da superfície terrestre independentemente das condições atmosféricas ou da iluminação solar. Essa característica torna o SAR especialmente útil para o monitoramento do solo em regiões tropicais ou com alta variabilidade climática (Wulder et al., 2022). Seus sensores são sensíveis à umidade superficial e à rugosidade da superfície, oferecendo dados valiosos para a análise de processos hidrológicos e de degradação do solo. A operação em diferentes bandas de frequência, como C, L e X, influencia a profundidade de penetração do sinal e sua sensibilidade à cobertura da superfície, permitindo aplicações específicas conforme o objetivo do estudo (ver Tabela 20.3).

Tabela 20.3. Especificações do SAR.

Banda	Resolução espacial	Frequência	Aplicabilidade
C (ex.: Sentinel-1)	5,6 cm	5,3 GHz	apresenta boa sensibilidade à umidade em solos nus, porém limitada em coberturas densas;
L (ex.: ALOS-2, SAOCOM)	23,5 cm	1,2 GHz	maior penetração no solo e vegetação, útil em ambientes tropicais;
X (ex.: TerraSAR-X)	3 m	-	mais sensível à rugosidade da superfície;
P	70 cm	0,4 GHz	capacidade de penetração profunda tanto no dossel florestal quanto na camada superficial do solo, sendo especialmente útil para estudos relacionados à biomassa florestal e à estrutura do terreno abaixo da vegetação;
L	23,5 cm	1,2 GHz	boa penetração em vegetação moderada e nos primeiros centímetros do solo, sendo valiosa para o monitoramento da umidade do solo em ambientes tropicais ou vegetados. Sua capacidade de atravessar cobertura vegetal torna-a ideal para aplicações em regiões onde sensores ópticos ou bandas de menor comprimento de onda enfrentam limitações.

Legenda: cm: centímetros; m: metros; GHz: GigaHertz.

Os modelos físicos, como o IEM (Integral Equation Model), são aplicados para estimar a umidade do solo a partir do retorno SAR, especialmente em áreas agrícolas descobertas. A rugosidade do solo deve ser cuidadosamente considerada, pois pode interferir significativamente no sinal de retroespalhamento, especialmente em ângulos de incidência elevados. As plataformas e sensores relevantes são:

a) Sentinel-1 (ESA, banda C, 2014/2016): 10-20 m de resolução, 12 dias de revisita por satélite;

b) ALOS-2 (JAXA, banda L, 2014);

c) SAOCOM 1 (CONAE, Argentina, banda L, 2018/2020);

d) TerraSAR-X/TanDEM-X (DLR, banda X, 3 m);

e) ICEYE e Capella Space (constelações comerciais, banda X);

f) NISAR (missão conjunta NASA-ISRO, lançamento previsto para 2025, bandas L e S, resolução ~200 m) — promete mapeamento global da umidade do solo com revisita de 12 dias (Global NISAR Soil Moisture Product | NASA Earthdata).

As aplicações típicas do sensoriamento por radar de abertura sintética (SAR) incluem a estimativa da umidade volumétrica superficial do solo, mesmo sob cobertura de nuvens, ampliando a eficiência do monitoramento em diversas condições climáticas. Além disso, permitem a detecção de áreas alagadas, salinizadas ou com risco de inundação, contribuindo para ações de prevenção e manejo hídrico, incluindo o monitoramento da expansão de áreas irrigadas ou encharcadas. Técnicas interferométricas, como o InSAR, possibilitam ainda a identificação de subsidência do solo, útil na avaliação de colapsos, afundamentos e uso excessivo de aquíferos. A análise polarimétrica, por sua vez, facilita a discriminação de diferentes tipos de vegetação e usos do solo, ampliando o entendimento da dinâmica da paisagem. Com operação contínua (dia e noite, em qualquer clima) e sensibilidade a propriedades físicas do solo, o SAR complementa sensores ópticos e hiperespectrais, oferecendo uma perspectiva essencial para o monitoramento dinâmico da saúde do solo e dos recursos hídricos em escalas regional e global.

Drones e Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs)

Plataformas aéreas não tripuladas, como drones e VANTs, ampliam significativamente as aplicações do SR ao solo ao fornecer observações sob demanda com altíssima resolução espacial, frequentemente na ordem de centímetros. Equipados com sensores ópticos (RGB, multiespectral, hiperespectral), câmeras térmicas, LiDAR

e sistemas especializados como MicaSense RedEdge e Parrot Sequoia, esses veículos capturam detalhes precisos da superfície do solo, cobertura vegetal e pequenas variações que sensores orbitais não detectam. Operando a baixas altitudes (50–150 m), são ideais para monitorar pequenas áreas agrícolas, possibilitando a agricultura de precisão por meio da detecção precoce de pragas e doenças, mapeamento da variabilidade intratalhão de nutrientes e umidade, e planejamento localizado da aplicação de insumos. Também são eficazes em ambientes com poeira ou nebulosidade, onde voos convencionais têm limitações. Apesar da cobertura reduzida por voo e das regulamentações específicas, os VANTs destacam-se pela flexibilidade operacional e pela integração de dados de SR com amostras in loco. Estudos comprovam que drones equipados com sensores multiespectrais, hiperespectrais ou LiDAR viabilizam análises detalhadas da umidade e temperatura do solo, além das interações solo-vegetação, com precisão sem precedentes.

A SS depende de atributos do solo como umidade, textura, matéria orgânica, estrutura, temperatura e teores de nutrientes. Os sensores embarcados nos VANTs permitem estimar proxies desses atributos por meio da análise espectral da superfície do solo e da vegetação associada, possibilitando a identificação de áreas com deficiências nutricionais, compactação, erosão ou degradação biológica. Por exemplo, a umidade do solo, pode ser inferida pela reflectância em bandas do infravermelho próximo (NIR) e red-edge, detectadas por sensores multiespectrais e hiperespectrais. A estrutura e compactação do solo são avaliadas por dados LiDAR, que mapeiam microrelevos e irregularidades no terreno influenciando a infiltração e retenção de água, processos essenciais para a atividade microbiana e o ciclo de nutrientes. Já a matéria orgânica do solo, embora difícil de medir diretamente via sensores remotos, pode ser indiretamente estimada pela saúde e vigor da cobertura vegetal, detectados por índices como NDVI e SAVI, que refletem a interação solo-planta. Além disso, os drones possibilitam o monitoramento dinâmico e contínuo da saúde do solo, capturando variações espaciais e temporais que ajudam a identificar zonas vulneráveis à degradação, permitindo a adoção de práticas de manejo sustentável e a aplicação localizada de insumos que minimizam impactos ambientais e promovem a regeneração do solo.

As principais plataformas e sensores relevantes são:

a) DJI Phantom 4 RTK – com câmera RGB de alta precisão;

b) DJI Mavic 3 Multispectral – sensor RGB e 4 bandas multiespectrais (G, R, RE, NIR);

c) MicaSense RedEdge-MX – 5 bandas multiespectrais (blue, green, red, red-edge, NIR);

d) Parrot Sequoia+ – multiespectral compacto (RGB + 4 bandas);

e) DJI Matrice 300 RTK + LiDAR Zenmuse L1 – mapeamento 3D e microtopografia;

f) Headwall Nano-Hyperspec – sensor hiperespectral em plataformas UAV;

g) Tetracam Micro-MCA – sensor multiespectral modular para uso científico.

Sensoriamento de indicadores de saúde do solo

Espectroscopia e saúde do solo

Até o momento, índices abrangentes de solo — incluindo índices gerais de qualidade do solo, índices de saúde do solo e índices de fertilidade do solo — têm sido avaliados utilizando espectroscopia Vis–NIR (Paz-Kagan et al., 2014; Chaudhry et al., 2024) ou espectroscopia de fluorescência de raios X portátil (pXRF) (Veum et al., 2015; Yang et al., 2020; Munnaf et al., 2021). Paz-Kagan et al. (2014) desenvolveram um Índice Espectral de Qualidade do Solo (SSQI) para aplicar a espectroscopia de reflectância como uma ferramenta diagnóstica para avaliação da qualidade do solo.

A SS pode ser avaliada por meio do sensoriamento próximo e/ou remoto (SR), com base na identificação e quantificação de indicadores físicos, químicos, mineralógicos e biológicos. Esses indicadores refletem funções ecossistêmicas essenciais, como retenção de água, ciclagem de nutrientes e suporte à vegetação, e orientam práticas de manejo sustentável.

O monitoramento pode ocorrer de forma pontual, com sensores próximos (de campo ou laboratório), ou espacial, com sensores embarcados em drones, aeronaves ou satélites (Rinot et al., 2019) (Figura 20.2). Além disso, atributos derivados do solo podem ser transformados em indicadores de saúde por meio de equações de pedotransferência. Os indicadores acessíveis por SR são físicos, químicos, biológicos (Araújo et al., 2012; Pereira et al., 2024) e mineralógicos (Figura 20.2), e estão intimamente associados a processos do solo, como o ciclo de nutrientes, retenção de água, potencial de erosão, potencial de lixiviação e atividade biológica, entre outros (Silva et al., 2021).

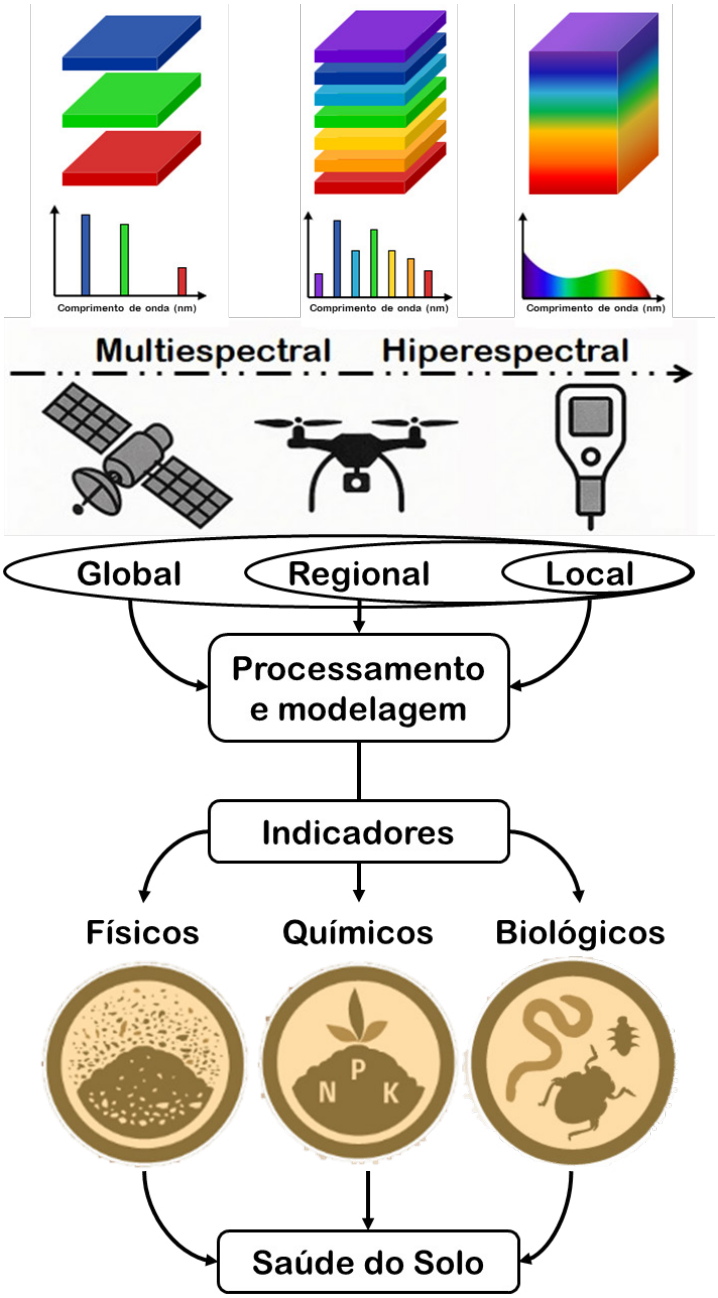


Figura 20.2. Avaliação da saúde do solo com base na utilização e processamento de tecnologias de sensoriamento remoto.

Indicadores físicos

Os indicadores físicos da SS são responsáveis pelo fluxo regular de água, transporte de gases e nutrientes, proporcionam condições ideais para o desenvolvimento das raízes e abrigam a fauna e a flora do solo, influenciando diretamente diversos indicadores de SS, como mineralogia, MOS e biomassa microbiana (Vezzani & Mielniczuk, 2009). Assim, os indicadores físicos comumente disseminados e mais utilizados em análises

são umidade, temperatura, textura, estrutura, porosidade e capacidade de infiltração de água (Maurya et al., 2020).

A umidade do solo pode ser inferida por diferentes sensores, sendo os principais os sensores SAR, como o Sentinel-1, e sensores térmicos, como os da série Landsat. Os sensores SAR são particularmente eficazes porque operam independentemente das condições de iluminação e penetram parcialmente na vegetação e na superfície do solo. A umidade influencia fortemente o coeficiente de retroespalhamento do radar: solos mais úmidos apresentam maior constante dielétrica, o que resulta em maior sinal retornado ao sensor (Gao et al., 2017). Já os sensores térmicos detectam variações na temperatura superficial: solos úmidos tendem a aquecer mais lentamente, apresentando temperaturas mais baixas durante o dia, devido à maior capacidade térmica e à evaporação da água.

A compactação está diretamente relacionada à redução da porosidade e da infiltração de água, impactando negativamente o desenvolvimento radicular e o vigor vegetativo. Em imagens ópticas, a compactação reduz a rugosidade superficial, favorecendo a reflectância especular e, consequentemente, gerando padrões mais claros e homogêneos. Em sensores de radar (como o SAR), essa menor rugosidade resulta em menor espalhamento de retorno, especialmente em bandas C e X, produzindo padrões escuros nas imagens. Séries temporais de índices de vegetação como o NDVI ou EVI também são úteis: áreas com compactação tendem a apresentar menor vigor vegetativo e quedas persistentes nesses índices, sobretudo em condições de estresse hídrico.

A textura do solo pode ser inferida pela reflectância espectral, que permite observar e discriminar solos arenosos, siltosos e argilosos. Solos arenosos tendem a ser mais refletivos (especialmente no SWIR), enquanto solos argilosos apresentam maior absorção. Sensores hiperespectrais permitem identificar feições espectrais relacionadas à mineralogia da fração argila (Stenberg et al., 2010).

A estrutura do solo, embora não diretamente observável por SR, pode ser inferida de forma indireta por meio da integração de dados espectrais (multiespectrais e hiperespectrais), altimétricos (LiDAR ou MDE) e radar (SAR). Essa abordagem multisensor, combinada a modelos preditivos, permite captar padrões relacionados à agregação, porosidade e estabilidade estrutural, por meio de variáveis associadas, como textura, teor de umidade, matéria orgânica e compactação (Wadoux et al., 2020).

Indicadores químicos

Os indicadores químicos oferecem uma visão precisa sobre a disponibilidade de nutrientes no solo e estão envolvidos na mensuração dos processos de liberação

de nutrientes, o que torna sua avaliação especialmente importante. Esses indicadores definem as quantidades e os tipos de fertilizantes a serem aplicados, impactando diretamente na manutenção ou recuperação da produtividade, especialmente em solos de baixa fertilidade e com déficit hídrico (Silva et al., 2024). Os indicadores químicos mais discutidos em estudos sobre SS são o pH, a condutividade elétrica (CE), a capacidade de troca de cátions (CTC), a saturação por bases (v%) e os elementos fitotóxicos (Al^{3+}). Dentre esses, o pH é o indicador químico de qualidade mais utilizado e amplamente difundido em estudos que envolvem SS (Allen et al., 2011).

A salinidade e a sodicidade estão presentes em regiões salinas e apresentam alta reflectância, especialmente no SWIR, e podem aparecer como manchas esbranquiçadas em imagens ópticas (Ivushkin et al., 2019). A salinidade reduz o vigor da vegetação, o que é captado por índices como o NDVI. O efeito higroscópico dos sais também pode causar variações na reflectância, dependendo da umidade.

A matéria orgânica pode ser inferida a partir da cor do solo (em áreas expostas) e da saúde da vegetação. Altos teores de carbono orgânico escurecem o solo e aumentam a retenção de água. Em vegetação, índices espectrais como NDVI, GNDVI e EVI refletem indiretamente o aporte de carbono ao solo pela biomassa. Também pode ser determinada por sensores próximos quando analisada nas faixas do VNIR e MIR (Terra et al., 2016).

Os macronutrientes cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K) não têm feições de absorção direta nas faixas espectrais do visível (RGB) ao infravermelho próximo (NIR) e médio (MIR). No entanto, sua presença pode ser inferida indiretamente com base em correlações com propriedades espectrais relacionadas à mineralogia, textura, matéria orgânica e outros atributos do solo que afetam sua disponibilidade. Essa inferência depende fortemente do uso de algoritmos de aprendizado de máquina (como Random Forest), que permitem explorar relações estatísticas complexas entre a resposta espectral e os teores desses nutrientes (Kaya & Başayiğit, 2022; Pullanagari et al., 2016). Apesar das limitações físicas na detecção direta, avanços recentes em espectroscopia de reflectância têm demonstrado resultados promissores em estimativas indiretas, especialmente quando combinados com dados de campo e laboratoriais para calibração dos modelos.

Indicadores mineralógicos

A mineralogia do solo influencia sua coloração, capacidade de retenção de água, estabilização do carbono orgânico e reatividade química.

Os argilominerais oxídicos como hematita, goetita e gibsita têm assinaturas espectrais bem definidas, permitindo sua detecção por sensores hiperespectrais (terrestres e orbitais). Essa caracterização é essencial em estudos de formação do solo e mapeamento de atributos químicos e físicos relacionados (Rosin et al., 2023; Poppiel et al., 2019, 2020). Além disso, determinam diretamente os atributos químicos relativos à reatividade do solo como área de superfície específica, tipo e quantidade de cargas elétricas e interações com matéria orgânica.

Indicadores biológicos

Os indicadores biológicos são determinados por meio de processos biológicos no solo que indicam a situação do ecossistema, sendo utilizados no biomonitoramento de SS, verificando a resposta dos microrganismos às mudanças em seu ambiente (Bueno et al., 2018; Mendes et al., 2020). Esses indicadores são fundamentais para aferir a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes.

O solo é caracterizado como biologicamente saudável de acordo com a avaliação de alguns critérios: atividade biológica, produção de biomassa, capacidade de armazenamento de água, sequestro de carbono e degradação de pesticidas, entre outros importantes serviços ambientais (Lehmann et al., 2015; Mendes et al., 2020). Assim, os microrganismos desempenham um papel fundamental ao serem utilizados como bioindicadores sensíveis de SS. Teixeira et al. (2021) afirmam que trabalhos relacionando atributos do terreno e propriedades microbiológicas do solo ainda estão em estágios iniciais. No entanto, as relações entre diferentes atributos do terreno e grupos específicos de organismos já foram estabelecidas (Teixeira et al., 2019; Rodríguez-Albarracín et al., 2023).

A atividade microbiana, embora não seja diretamente observável por sensores remotos, pode ser inferida por proxies da vegetação (NDVI, SAVI, EVI) e biomassa (Bonilla-Bedoya et al., 2023). Em sensores próximos, especialmente da região espectral MIR, parâmetros como urease, fosfatase e β-glucosidase já podem ser estimados (Rodríguez-Albarracín et al., 2024). A cobertura vegetal e a biodiversidade podem ser estimadas por índices espectrais e algoritmos de classificação que refletem a capacidade de suporte biológico do solo. Mudanças nesses parâmetros podem indicar degradação ou recuperação da saúde do solo (Xue & Su, 2017).

Escalas de avaliação da saúde do solo

A aplicação do SR na avaliação da SS pode ocorrer em diferentes escalas, local, regional e global, cada uma com características, resoluções e finalidades distintas. A escolha da escala adequada está diretamente relacionada ao objetivo do estudo, à disponibilidade de dados e ao nível de detalhamento necessário.

Escala local

Na escala local, o uso de VANTs permite a aquisição de dados em altíssima resolução espacial (centimétrica), sendo ideal para análises detalhadas em propriedades rurais, áreas experimentais ou unidades de conservação. Essa abordagem é fundamental para a agricultura de precisão, possibilitando o mapeamento da variabilidade em pequenas distâncias de atributos como umidade, vigor vegetativo e compactação, e permitindo intervenções específicas com alta eficiência. Majeed e Das (2024) coletaram dados hiperespectrais com o drone (Airborne Visible-Infrared Imaging Spectrometer-Next Generation - AVIRIS-NG) para estimar indicadores de SS usando dados de reflectância e 16 diferentes propriedades do solo. Como o mapeamento da cobertura do solo em grandes escalas é demorado e caro, o uso de dados hiperespectrais de SR pode agilizar essas avaliações como abordagens não invasivas para estimar vários parâmetros do solo. Em condições de laboratório (sensores de bancada) também podem auxiliar na avaliação do solo (Paz-Kagan et al., 2015). As informações de SS coletadas a partir de imagens hiperespectrais podem identificar áreas que precisam de intervenções para melhorar a SS e promover práticas sustentáveis em áreas agrícolas devido à eficiência de custo e tempo dessa abordagem. A resolução espectral é crucial na avaliação de SS e ISS.

Escala regional

Em nível regional, sensores orbitais como Sentinel 1 e 2, série Landsat e MODIS fornecem dados com resolução espacial moderada (10-500 m) e revisita frequente. Essa escala é apropriada para monitorar mudanças no uso e cobertura da terra, identificar padrões de degradação do solo e apoiar o planejamento agrícola e ambiental em escalas estaduais ou nacionais. A integração de séries temporais e dados multiespectrais permite análises robustas da dinâmica espacial e temporal dos solos em grandes áreas. Isong et al. (2022) estimaram a variabilidade espacial do ISS em escala regional usando modelos preditivos que incorporaram covariáveis ambientais do solo, dados de SR e *machine learning* (ML). A aplicação de ML e modelos geoestatísticos para prever propriedades

do solo tem sido explorada em vários países e estudos (Karaca et al., 2021; Isong et al., 2022; Dengiz & Demirağ Turan, 2023).

Dados derivados de sensores multiespectrais (satélite) e hiperespectrais (drone e laboratório) contribuem como covariáveis nas avaliações iniciais de predição de SS. Isong et al. (2022), Dengiz & Demirağ Turan (2023), Karaca et al. (2021), Abdellatif et al. (2021) e Shokr et al. (2021) estimaram a variabilidade espacial do ISS em escala regional usando modelos preditivos que empregaram covariáveis ambientais do solo e dados de SR do Sentinel-2. Entre os autores mencionados, existem diferentes resoluções espaciais para o ISS. Liu et al. (2021) estimaram o ISS usando dados do Sentinel-1, enquanto os outros autores (Gabriele et al., 2023; Samiei-Fard et al., 2024; Chi et al., 2023; Aqdam et al., 2023; Nour-Eldin et al., 2023; Kolios et al., 2018; Abuzaid et al., 2021; Khalaf & Hussien, 2021; Poppiel et al., 2025) normalmente empregaram os satélites Landsat para prever o ISS. Esses dados oferecem resoluções espectrais de 30 m, 90 m e 250 m. Mapas preditos de SS com resolução espectral de 1,5 km também foram relatados (Aqdam et al., 2023). Considerando a maior disponibilidade de dados de SR disponíveis gratuitamente, as informações do solo em escalas locais e regionais em regiões com escassez de dados podem ser melhoradas com relativamente poucos recursos financeiros e humanos.

Escala global

Em escala global, sistemas como a série Landsat e o MODIS fornecem uma visão abrangente da saúde dos solos no contexto planetário. Essa abordagem é essencial para estudos climáticos, avaliações globais de degradação, modelagem de ciclos biogeoquímicos e para subsidiar iniciativas internacionais de manejo sustentável do solo, como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). A padronização dos dados facilita comparações entre diferentes regiões e países, promovendo a gestão coordenada dos recursos naturais (Roy et al., 2014).

Integração de metodologias e aplicabilidades do sensoriamento remoto

A avaliação da SS por SR demanda a integração de diferentes metodologias analíticas e computacionais. A combinação entre modelagem digital, big data, inteligência artificial e geotecnologias amplia significativamente a capacidade de extrair, analisar e interpretar informações complexas de forma precisa e escalável. Essa abordagem

integrada é fundamental para transformar dados brutos em conhecimento aplicado ao monitoramento e ao manejo sustentável do solo.

Mapeamento digital do solo e SCORPAN

O mapeamento digital do solo (MDS) permite estimar atributos do solo relacionados com SS a partir de variáveis ambientais. Um dos modelos conceituais mais amplamente utilizados é o SCORPAN (McBratney et al., 2003), que considera os seguintes fatores: Solo (S), Clima (C), Organismos (O), Relevo (R), Material Parental (P), Idade (A) e posição/localização (N). Essa estrutura teórica orienta a integração de dados de SR com observações de campo, permitindo a modelagem espacial de atributos do solo de forma robusta e escalável.

Big data, inteligência artificial e plataformas digitais

A crescente disponibilidade de dados provenientes de sensores remotos, em múltiplas escalas e resoluções, exige abordagens integradas baseadas em big data, inteligência artificial (IA) e geotecnologias para o processamento e análise eficazes dessas informações. O uso de algoritmos de machine learning, como Random Forest, Support Vector Machines (SVM), Gradient Boosting Machines (GBM) e redes neurais artificiais, têm se mostrado altamente eficiente no mapeamento preditivo de atributos do solo, especialmente quando aplicados a dados multiespectrais, hiperespectrais e séries temporais (Teluguntla et al., 2018; Wulder et al., 2022). Esses modelos não apenas ampliam a acurácia das estimativas, como também possibilitam a automatização e atualização contínua de produtos cartográficos relacionados à SS.

A viabilização dessas análises complexas é potencializada por plataformas digitais como Google Earth Engine, Google Cloud Platform e Sentinel Hub, que oferecem infraestrutura em nuvem para o processamento em larga escala de imagens geoespaciais. Simultaneamente, softwares de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), como QGIS (livre) e ArcGIS, permitem a manipulação, visualização e integração dos resultados com outras camadas temáticas. A combinação dessas tecnologias possibilita a geração de mapas dinâmicos, painéis interativos de monitoramento e relatórios automatizados, fortalecendo a tomada de decisão em tempo real por pesquisadores, gestores públicos e usuários do setor agrícola. Essa sinergia entre algoritmos inteligentes e plataformas digitais representa um avanço decisivo na transformação de grandes volumes de dados em conhecimento aplicado à gestão sustentável do solo.

Uso do sensoriamento remoto e algumas aplicabilidades

No Cerrado brasileiro, o mapeamento do carbono orgânico do solo e da umidade em grandes áreas foi realizado com o uso de imagens Sentinel-2 e algoritmos de aprendizado de máquina. Estudos demonstraram que áreas com menor densidade de vegetação apresentaram maior acurácia na estimativa dos atributos do solo, permitindo a definição de zonas de manejo diferenciado para a conservação dos recursos edáficos (Arruda Filho et al., 2024).

Em áreas agrícolas, especialmente em plantações de cana-de-açúcar, drones acoplados ao sensor LiDAR têm sido usados para mapear a compactação do solo e identificar zonas com risco elevado de erosão. Esses dados, integrados a informações de umidade do solo obtidas por Sentinel-1, viabilizam o gerenciamento integrado da erosão e a adoção de práticas conservacionistas (Silva et al., 2018).

O sensoriamento remoto (SR) é aplicado em áreas de mineração para monitorar atributos do solo relacionados à degradação, por meio de proxies diretos (como mineralogia, matéria orgânica, rugosidade e umidade) e indiretos (como vegetação e uso do solo). Com auxílio de algoritmos de machine learning, é possível estimar indicadores de saúde do solo (SS). Estudos recentes demonstram o uso do SR para mapear impactos ambientais e áreas degradadas, utilizando índices de vegetação e curvas espectrais, o que orienta ações de recuperação (Wang et al., 2023; Chaddad et al., 2022; Nasser et al., 2024; Palma et al., 2024; Arruda Filho et al., 2024; Wolfai & Taranik, 2008).

A avaliação da saúde do solo via SR é baseada em fórmulas específicas (Rinot et al., 2019) que permitem estimar seus componentes a partir de sensores de proximidade (RGB, NIR, MIR), por meio de bibliotecas espectrais — bases de dados que correlacionam espectros com análises laboratoriais (Viscarra Rossel et al., 2016). Essa abordagem dispensa análises convencionais ao permitir a identificação de componentes do solo com uma única leitura espectral. Também é possível aplicar essa técnica a imagens de satélite (Demattê et al., 2025). Além disso, o SR contribui para validar resultados de SS ao associar índices de vegetação, biomassa e produtividade com a saúde do solo, sendo possível ainda integrar aspectos socioeconômicos via machine learning.

Limitações e desafios na aplicação do sensoriamento remoto

Apesar dos avanços, o uso do SR na avaliação da SS enfrenta desafios técnicos, operacionais e econômicos. Uma estratégia promissora é o uso de serviços ecossistêmicos

(SE) como commodities, incentivando economicamente práticas conservacionistas. Rinot et al. (2019) propõem uma abordagem multivariada para o índice de saúde do solo (ISS), destacando a importância de relacionar atributos do solo com SE para viabilizar análises em escala mais ampla, considerando diferentes usos do solo, tipos de solo, climas e impactos sobre as atividades humanas.

A idealização de sensores que forneçam dados em tempo real para modelar mudanças no solo esbarra na complexidade e heterogeneidade dos ecossistemas. A biota do solo, por exemplo, provoca alterações contínuas difíceis de prever. Além disso, há incertezas geradas por modelos estatísticos, algoritmos e sensores remotos atualmente disponíveis, com precisão limitada e aplicabilidade reduzida em áreas heterogêneas (Paul Obade et al., 2013).

As limitações do SR na avaliação da SS incluem problemas de escala, alta heterogeneidade do solo, ausência de séries temporais longas, modelos simplistas e dificuldades em lidar com grandes volumes de dados (Paul Obade et al., 2013). O uso indevido de funções de pedotransferência pode gerar erros, e muitas propriedades cruciais do solo ainda exigem validação com métodos convencionais (Demattê et al., 2010).

A variabilidade natural do solo e fatores ambientais interferem nos dados, comprometendo a interpretação. A calibração constante de sensores e a integração de diferentes fontes de dados são desafios recorrentes. Além disso, o custo elevado de tecnologias avançadas como drones e sensores hiperespectrais limita seu uso, especialmente entre pequenos produtores e países em desenvolvimento. Satélites com sensores hiperespectrais também enfrentam limitações quanto à frequência e disponibilidade de dados. Nesse cenário, incentivos governamentais e parcerias internacionais são fundamentais para ampliar o acesso.

A complexidade dos dados e a necessidade de interpretação especializada requerem profissionais capacitados. Portanto, a falta de formação em geotecnologias e a escassez de programas de treinamento podem restringir a aplicação prática das ferramentas de SR.

Considerações finais

O sensoriamento remoto revolucionou a forma de compreender o solo e sua saúde, integrando dados em múltiplas escalas e aplicando técnicas avançadas de processamento e análise. Tecnologias modernas, que incluem sensores multiespectrais,

hiperespectrais, LiDAR e algoritmos de inteligência artificial, permitem uma avaliação detalhada dos atributos do solo, favorecendo práticas agrícolas mais eficientes e sustentáveis.

Para explorar plenamente o potencial do SR, é essencial investir na capacitação técnica, reduzir os custos dos equipamentos e integrar essas tecnologias às políticas públicas de manejo ambiental. O futuro aponta para uma crescente sinergia entre *big data*, *machine learning* e plataformas digitais, que possibilitarão uma agricultura de precisão capaz de atender às demandas globais por segurança alimentar e sustentabilidade ambiental.

O avanço contínuo das tecnologias, aliado à cooperação internacional, permitirá monitorar a SS com maior precisão, contribuindo para a conservação dos recursos naturais e a mitigação das mudanças climáticas. Há uma urgência em desenvolver metodologias que integrem diversos indicadores em modelos coesos, aplicáveis via SR, para avaliações mais abrangentes e precisas da SS, com a demanda por processamento de grandes volumes de dados impulsionando a inovação na modelagem.

Portanto, dados do solo podem servir como variáveis auxiliares para criar indicadores abrangentes baseados em processos e modelos para desenvolver ISS. A avaliação do uso do SR para esses indicadores ainda está em estágio inicial, com a maioria dos estudos focando em indicadores específicos e não no ISS como um sistema completo, mostrando um campo emergente de pesquisa promissor.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelos auxílios concedidos aos projetos 2014/22262-0 e 2021/05129-8; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio ao projeto 307190/2021-8; e ao Centro de Pesquisas em Carbono na Agricultura Tropical (CCARBON), da Universidade de São Paulo, financiado pela FAPESP (processo 2021/10573-4). Agradecemos também o apoio do grupo de Geotecnologias em Ciência do Solo (https://esalqgeocis.wixsite.com/geocis).

Referências

Abdellatif, M. A., El Baroudy, A. A., Arshad, M., Mahmoud, E. K., Saleh, A. M., Moghanm, F. S., Shaltout, K. H., Eid, E. M., & Shokr, M. S. (2021). A GIS-based approach for the quantitative assessment of soil quality and sustainable agriculture. *Sustainability, 13*, 13438. https://doi.org/10.3390/su132313438

Abdulraheem, M. I., Zhang, W., Li, S., Moshayedi, A. J., Farooque, A. A., & Hu, J. (2023). Advancement of remote sensing for soil measurements and applications: A comprehensive review. *Sustainability, 15*, 15444. https://doi.org/10.3390/su152115444

Aggarwal, S. (2003). *Principles of remote sensing.*

Alaoui, A., & Diserens, E. (2018). Mapping soil compaction – A review. *Current Opinion in Environmental Science & Health, 5*, 60–66. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.05.003

Albarracín, R., Soledad, H., Demattê, J. A. M., Rosin, N. A., Contreras, A. E. D., Silvero, N. E. Q., Cerri, C. E. P., Mendes, W. S., & Tayebi, M. (2023). Potential of soil minerals to sequester soil organic carbon. *Geoderma, 436*, 116549. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116549

Allen, D. E., Singh, B. P., & Dalal, R. C. (2011). Soil health indicators under climate change: A review of current knowledge. In B. Singh, A. Cowie & K. Chan (Eds.), *Soil health and climate change* (Soil Biology, vol. 29). Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20256-8_2

Andrews, S. S., Karlen, D. L., & Cambardella, C. A. (2004). The soil management assessment framework. *Soil Science Society of America Journal, 68*(6), 1945–1962.

Andronikov, V. L., & Dobrovolskiy, G. V. (1991). *Theory and methods for the use of remote sensing in the study of soils.*

Araújo, E. A. D., Ker, J. C., Neves, J. C. L., & Lani, J. L. (2012). Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. *Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias, 5*(1), 187–206. https://doi.org/10.5777/paet.v5i1.1658

Ben-Dor, E., Irons, J., Epema, G. F., & Epema, S. E. (1999). Soil reflectance. *Reflectance CHAPTER II.* https://www.researchgate.net/publication/200458942

Bonilla-Bedoya, S., Valencia, K., Herrera, M. Á., López-Ulloa, M., Donoso, D. A., & Macedo Pezzopane, J. E. (2023). Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators, 148*, 110091. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110091

Bowers, H., & Hanks, R. (1960). *Spectral reflectance of soils*.

Bueno, P. A. A., et al. (2018). Microbiological indicators of recovery soil quality in an agroforestry system. *Acta Brasiliensis, 2*(2), 40–44. https://doi.org/10.22571/2526-433896

Chaddad, F., Mello, F. A. O., Tayebi, M., Safanelli, J. L., Campos, L. R., Amorim, M. T. A., Barbosa Sousa, G. P., Ferreira, T. O., Ruiz, F., Perlatti, F., Greschuk, L. T., Rosin, N. A., Rosas, J. T. F., & Demattê, J. A. M. (2022). Impact of mining-induced deforestation on soil surface temperature and carbon stocks: A case study using remote sensing in the Amazon rainforest. *Journal of South American Earth Sciences, 119*, 103983. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103983

Chaudhry, H., Vasava, H. B., Chen, S., Saurette, D., Beri, A., Gillespie, A., & Biswas, A. (2024). Evaluating the soil quality index using three methods to assess soil fertility. *Sensors, 24*(3), 864.

Chen, S., Arrouays, D., Mulder, V. L., Poggio, L., Minasny, B., Roudier, P., Libohova, Z., Lagacherie, P., Shi, Z., Hannam, J., Meersmans, J., Richer-de-Forges, A. C., & Walter, C. (2022). Digital mapping of GlobalSoilMap soil properties at a broad scale: A review. *Geoderma, 409*, 115567. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115567

Curran, P. J. (1985). *Principles of remote sensing.* Longman.

Demattê, J. A. M., Rizzo, R., Rosin, N. A., Poppiel, R. R., Novais, J. J. M., Amorim, M. T. A., Rodriguez-Albarracín, H. S., Rosas, J. T. F., Bartsch, B. A., Vogel, L. G., Minasny, B., Grunwald, S., Ge, Y., Ben-Dor, E., Gholizadeh, A., Gomez, C., Chabrillat, S., Francos, N., Fiantis, D., … Shepherd, K. D. (2025). A global soil spectral grid based on space sensing. *Science of The Total Environment, 968*, 178791. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178791

Demattê, J. A. M., Garcia, G. J., et al. (2001). Comparação entre mapas de solos obtidos por sensoriamento remoto espectral e pelo método convencional. *Pesquisa Agropecuária Brasileira.*

Demattê, J. A. M., Nanni, M. R., Silva, A. P., Melo Filho, J. F., Santos, W. C., & Campos, R. C. (2010). Soil density evaluated by spectral reflectance as an evidence of compaction effects. *International Journal of Remote Sensing, 31*(2), 403–422. https://doi.org/10.1080/01431160902893469

Dengiz, O., & Demirağ Turan, İ. (2023). Soil quality assessment for desertification based on multi-indicators with the best-worst method in a semi-arid ecosystem. *Journal of Arid Land, 15*, 779–796. https://doi.org/10.1007/s40333-023-0020-9

Doran, J. W., & Safley, M. (1997). Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In C. Pankhurst et al. (Eds.), *Biological indicators of soil health* (pp. 1–28). Wallingford: CAB International.

Fiorio, P. R. (2002). *Dados radiométricos e mapeamento de solos* [tese]. ESALQ-USP.

Gao, Q., Zribi, M., Escorihuela, M. J., & Baghdadi, N. (2017). Synergetic use of Sentinel-1 and Sentinel-2 data for soil moisture mapping at 100 m resolution. *Sensors*, 17(9), 1966. https://doi.org/10.3390/S17091966

Golkar Amoli, M., Hasanlou, M., Taghizadeh Mehrjardi, R., & Samadzadegan, F. (2024). Exploring the potential of PRISMA satellite hyperspectral image for estimating soil organic carbon in Marvdasht Region, Southern Iran. *Remote Sensing*, 16, 2149. https://doi.org/10.3390/rs16122149

Gonçalves, A. K., et al. (2019). *Sensoriamento remoto para análise de fertilidade do solo*. Universidade Estadual de Campinas.

Huber, S., Syed, B., Freudenschuss, A., Ernstsen, V., & Loveland, P. (2001). Proposal for a European soil monitoring and assessment framework. *Technical report* 61. European Environment Agency. Available at: https://www.eea.europa.eu/publications/Technical_report_No_61/page001.html

Isong, I. A., John, K., Okon, P. B., et al. (2022). Soil quality estimation using environmental covariates and predictive models: an example from tropical soils of Nigeria. *Ecological Processes*, 11, 66. https://doi.org/10.1186/s13717-022-00411-y

Ivushkin, K., Bartholomeus, H., Bregt, A. K., Pulatov, A., Kempen, B., & Sousa, L. (2019). Global mapping of soil salinity change. *Remote Sensing of Environment*, 231, 111260. https://doi.org/10.1016/J.RSE.2019.111260

Jensen, J. R. (2009). *Remote sensing of the environment: An earth resource perspective* (2nd ed.). Pearson Education India.

Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., & Schuman, G. E. (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 4–10. https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001

Kaya, F., & Başayiğit, L. (2022). Using machine learning algorithms to mapping of the soil macronutrient elements variability with digital environmental data in an alluvial plain. In *Artificial intelligence and smart agriculture applications* (pp. 107–136). https://doi.org/10.1201/9781003311782-6

Karaca, S., Dengiz, O., Demirağ Turan, İ., Özkan, B., Dedeoğlu, M., Gülser, F., Sargin, B., Demirkaya, S., & Ay, A. (2021). An assessment of pasture soils quality based on multi-indicator weighting approaches in semi-arid ecosystem. *Ecological Indicators*, 121, 107001. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107001

Kuramoto Gonçalves, A. (2019). *Sensoriamento remoto para estimativa dos parâmetros físicos e químicos do solo* [tese]. Unesp.

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(10), 544–553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Lehman, R. M., Cambardella, C. A., Stott, D. E., Acosta-Martinez, V., Manter, D. K., Buyer, J. S., Maul, J. E., Smith, J. L., Collins, H. P., & Halvorson, J. J. (2015). Understanding and enhancing soil biological health: The solution for reversing soil degradation. *Sustainability*, 7, 988–1027. https://doi.org/10.3390/su7010988

Lillesand, T. M., & Kiefer, R. W. (1994). *Remote sensing and image interpretation*. Wiley.

Majeed, I., & Das, B. S. (2024). Large-scale mapping of soil quality index in different land uses using airborne hyperspectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. https://doi.org/10.1109/TGRS.2024.3360334

Maurya, S., Abraham, J. S., Somasundaram, S., et al. (2020). Indicators for assessment of soil quality: a mini-review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 604. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08556-z

McBratney, A. B., Mendonça Santos, M. L., & Minasny, B. (2003). On digital soil mapping. *Geoderma*, 117(1–2), 3–52. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4

Mendes, I. C., Chaer, G. M., Sousa, D. M. G., Reis Junior, F. B., Dantas, O. D., Oliveira, M. I. L., Lopes, A. A. C., & Souza, L. M. (2020). Bioanálise de solo: a mais nova aliada para a sustentabilidade agrícola. *Informações Agronômicas*, 8, 1–11.

Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., Van Es, H. M., Thies, J. E., Shayler, H. A., McBride, M. B., Wolfe, D. W., & Abawi, G. S. (2016). *Comprehensive assessment of soil health – The Cornell framework manual* (3rd ed.). Cornell University.

Moreira, M. A. (2003). *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. UFV.

Mulder, V. L., De Bruin, S., Schaepman, M. E., & Mayr, T. R. (2011). The use of remote sensing in soil and terrain mapping — A review. *Geoderma*, 162(1–2), 1–19. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2010.12.018

Munnaf, M. A., Guerrero, A., Nawar, S., Haesaert, G., Van Meirvenne, M., & Mouazen, A. M. (2021). A combined data mining approach for on-line prediction of key soil quality indicators by Vis-NIR spectroscopy. *Soil and Tillage Research*, 205, 104808. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104808

Nasser, F. C., Mello, D. C., Francelino, M. R., Krause, M. B., Soares, H. M., & Demattê, J. A. M. (2024). Mapping deactivated mine areas in the amazon forest impacted by seasonal flooding: Assessing soil-hydrological processes and quality dynamics by remote sensing and geophysical techniques. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 34, 101148. https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2024.101148

Negri, et al. (2020). Avanços em sensoriamento remoto e suas aplicações em geociências. *Revista de Sensoriamento Remoto*, 15(2), 123–140.

Palma, H. P., Mello, D. C., Francelino, M. R., Schmitz, D., Veloso, G. V., Santos, A. P. M., Krum, D. N., Thomazini, A., Fernandes-Filho, E. I., Schaefer, C. E. G. R., Oliveira, T. S., & Demattê, J. A. M. (2024). Application of sensing techniques for quantifying CO_2 flux and dynamics in environments affected by the Fundão dam collapse, Mariana, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 146, 105099. https://doi.org/10.1016/J.JSAMES.2024.105099

Padarian, J., Minasny, B., & McBratney, A. B. (2019). Using deep learning for digital soil

mapping. *Soil*, 5(1), 79–89. https://doi.org/10.5194/soil-5-79-2019

Paul Obade, V., Lal, R., & Chen, J. (2013). Remote sensing of soil and water quality in agroecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224, 1658. https://doi.org/10.1007/s11270-013-1658-2

Paz-Kagan, T., Zaady, E., Salbach, C., Schmidt, A., Lausch, A., Zacharias, S., Notesco, G., Ben-Dor, E., & Karnieli, A. (2015). Mapping the spectral soil quality index (SSQI) using airborne imaging spectroscopy. *Remote Sensing*, 7(11), 15748–15781. https://doi.org/10.3390/rs71115748

Paz-Kagan, T., Shachak, M., Zaady, E., & Karnieli, A. (2014). A spectral soil quality index (SSQI) for characterizing soil function in areas of changed land use. *Geoderma*, 230–231, 171–184. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.003

Peng, Y., Ben-Dor, E., Biswas, A., Chabrillat, S., Demattê, J. A. M., Ge, Y., Gholizadeh, A., Gomez, C., Guerrero, C., Herrick, J., Maynard, J. J., Mouazen, A. M., Ma, Y., McBratney, A. B., Minasny, B., Ramirez-Lopez, L., Robertson, A. H. J., Viscarra Rossel, R. A., Shi, Z., … Zhang, G. (2025). Spectroscopic solutions for generating new global soil information. *The Innovation*, 100839. https://doi.org/10.1016/J.XINN.2025.100839

Pereira, A. E., Silva Junior, O. L., Schmidt Filho, E., Gasparotto, F., & Paccola, E. A. (2024). Uma revisão sistemática dos indicadores microbiológicos para avaliar a qualidade do solo agrícola. *Observatorio de la Economía Latinoamericana*, 22(5), e4695. https://doi.org/10.55905/oelv22n5-113

Poppiel, R. R., Cherubin, M. R., Novais, J. J. M., et al. (2025). Soil health in Latin America and the Caribbean. *Communications Earth & Environment*, 6, 141. https://doi.org/10.1038/s43247-025-02021-w

Poppiel, R. R., Lacerda, M. P. C., Rizzo, R., Safanelli, J. L., Bonfatti, B. R., Silvero, N. E. Q., & Demattê, J. A. M. (2020). Soil color and mineralogy mapping using proximal and remote sensing in Midwest Brazil. *Remote Sensing*, 12(7), 1197. https://doi.org/10.3390/RS12071197

Poppiel, R. R., Lacerda, M. P. C., Demattê, J. A. M., Oliveira, M. P., Gallo, B. C., & Safanelli, J. L. (2019). Pedology and soil class mapping from proximal and remote sensed data. *Geoderma*, 348, 189–206. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2019.04.028

Pullanagari, R. R., Kereszturi, G., & Yule, I. J. (2016). Mapping of macro and micronutrients of mixed pastures using airborne AisaFENIX hyperspectral imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 117, 1–10. https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2016.03.010

Rinot, O., Levy, G. J., Steinberger, Y., Svoray, T., & Eshel, G. (2019). Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. *Science of The Total Environment*, 648, 1484–1491. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.08.259

Rosin, N. A., Demattê, J. A. M., Poppiel, R. R., Silvero, N. E. Q., Rodriguez-Albarracin, H. S., Rosas, J. T. F., Greschuk, L. T., Bellinaso, H., Minasny, B., Gomez, C., Marques Júnior, J., & Fernandes, K. (2023). Mapping Brazilian soil mineralogy using proximal and remote sensing data. *Geoderma*, 432, 116413. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2023.116413

Roy, D. P., et al. (2014). Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment*, 145, 154–172.

Shokr, M. S., Abdellatif, M. A., El Baroudy, A. A., Elnashar, A., Ali, E. F., Belal, A. A., Attia, W., Ahmed, M., Aldosari, A. A., & Szantoi, Z. (2021). Development of a spatial model for soil quality assessment under arid and semi-arid conditions. *Sustainability*, 13, 2893. https://doi.org/10.3390/su13052893

Silva, et al. (2018). Aplicações do LiDAR no monitoramento de solos. *Revista Brasileira de Geoprocessamento*, 12(3), 45–60.

Silva, M. O, Veloso, C. L., Nascimento, D. L., Oliveira, J., Pereira, D. F., & Silva Costa, K. D. (2020). Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo / Chemical and physical indicators of soil quality. *Brazilian Journal of Development*, 6(7), 47838–47855. https://doi.org/10.34117/bjdv6n7-431

Silva, P. L. F., Oliveira, F. P., Batista, A. M. A., Sousa Neto, A. T., Barbosa, J. M. S., Lima, A. A. S., Lima, A. B. M., & Donato, A. F. (2024). Utilização de atributos físicos e químicos como indicadores de qualidade do solo. *Contribuciones a Las Ciencias Sociales*, 17(4), e3785. https://doi.org/10.55905/revconv.17n.4-055

Teixeira, A. F. S., Silva, S. H. G., Weindorf, D. C., Chakraborty, S., Carvalho, T. S., Silva, A. O., Guimarães, A. A., & Moreira, F. M. S. (2021). Microbiological indicators of soil quality predicted via proximal and remote sensing. *European Journal of Soil Biology*, 104, 103315. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2021.103315

Teluguntla, et al. (2018). Machine learning approaches in digital soil mapping. *Computers and Electronics in Agriculture*, 150, 123–135.

Veum, K. S., Sudduth, K. A., Kremer, R. J., & Kitchen, N. R. (2015). Estimating a soil quality index with VNIR reflectance spectroscopy. *Soil Science Society of America Journal*, 79(2), 637–649. https://doi.org/10.2136/sssaj2014.09.0390

Vezzani, F. M., & Mielniczuk, J. (2009). Uma visão sobre qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(4), 743–755. https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400001

Wadoux, A. M. J. C., Minasny, B., & McBratney, A. B. (2020). Machine learning for digital soil mapping: Applications, challenges and suggested solutions. *Earth-Science Reviews*, 210, 103359. https://doi.org/10.1016/J.EARSCIREV.2020.10335

Wang, J., Zhen, J., Hu, W., Chen, S., Lizaga, I., Zeraatpisheh, M., & Yang, X. (2023). Remote sensing of soil degradation: Progress and perspective. *International Soil and Water Conservation Research*, 11(3), 429–454. https://doi.org/10.1016/J.ISWCR.2023.03.00

Wulder, M. A., et al. (2022). SAR remote sensing for soil moisture monitoring. *International Journal of Remote Sensing*, 43(5), 1582–1601.

Xue, J., & Su, B. (2017). Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors*, 2017, 1353691. https://doi.org/10.1155/2017/1353691

Yang, M., Mouazen, A., Zhao, X., & Guo, X. (2020). Assessment of a soil fertility index using visible and near-infrared spectroscopy in the rice paddy region of southern China. *European Journal of Soil Science*, 71(4), 615–626. https://doi.org/10.1111/ejss.12907

♦ Capítulo 21 ♦

O microbioma do solo e as mudanças climáticas

Ademir Sérgio Ferreira de Araujo[1], Arthur Prudêncio de Araujo Pereira[2], Érika Valente de Medeiros[3], Vania Maria Maciel Melo[2], Lucas William Mendes[4]

Introdução

O mundo tem experimentado mudanças climáticas que, embora façam parte de um processo natural, têm sido intensificadas pelas atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis, o desmatamento e os processos industriais, responsáveis pelo aumento das emissões de gases de efeito estufa e, consequentemente, pela elevação dos níveis de dióxido de carbono atmosférico, com cerca de 1,5 trilhão de toneladas já liberadas e aproximadamente 400 bilhões de toneladas adicionais emitidas desde 2020 (NRDC, 2025). Essas mudanças têm provocado uma série de consequências, como o aumento na frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, a elevação do nível do mar e diversos impactos sobre os ecossistemas e a saúde humana (Filonchyk et al., 2024), além de alterações na temperatura, nos regimes de precipitação e na composição atmosférica, que afetam diretamente a biodiversidade do solo, promovendo mudanças na distribuição das espécies e nas interações entre os organismos (van der Putten, 2012).

O solo é um dos ambientes mais biodiversos da Terra, contendo uma imensa variedade de organismos. Particularmente, a microbiota do solo contém representantes de todos os grupos de microrganismos, como fungos, bactérias, algas e vírus, além da

[1] Universidade Federal do Piauí (UFPI), Teresina - PI, Brasil.
[2] Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza - CE, Brasil.
[3] Universidade Federal do Agreste de Pernambuco (UFAPE), Garanhuns – PE, Brasil.
[4] Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) e Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.21

microfauna, que inclui protozoários e nematoides (Asit & Neemu, 2012). Outros organismos maiores, conhecidos como macrofauna, também estão presentes e desempenham papéis importantes no ecossistema do solo, sendo responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos e contribuindo para a agricultura, a saúde humana e a regulação do clima. Por exemplo, os macrorganismos são conhecidos como engenheiros do ecossistema, pois melhoram principalmente a estrutura do solo, além de serem essenciais na teia alimentar, aumentando a disponibilidade de energia e nutrientes.

Em relação aos microrganismos, este grupo é altamente abundante e diversificado. Um grama de solo pode conter milhares de táxons microbianos individuais, incluindo vírus e membros dos três domínios da vida (Fierer, 2017). Curiosamente, uma grama de solo pode abrigar bilhões de células bacterianas, dezenas de milhares de células de protistas e quilômetros de hifas fúngicas, cada um apresentando uma enorme diversidade (Geisen et al., 2019). Por exemplo, já foram descritas cerca de 13.000 espécies de bactérias do solo e 73.000 espécies de fungos, enquanto mais de 1 milhão de espécies de ambos os grupos ainda são desconhecidas. Além disso, embora sejam extremamente diversos, esses microrganismos representam o segundo maior reservatório de carbono da Terra, contendo aproximadamente 92 gigatoneladas de carbono (Geisen et al., 2019).

Todos os microrganismos encontrados no solo e que vivem em um ambiente específico, com estrutura, diversidade e abundância, são coletivamente conhecidos como microbioma do solo. Como conceito, o microbioma do solo inclui a microbiota do solo, bem como suas estruturas microbianas, elementos genéticos e DNA residual. Os membros do microbioma desempenham um papel fundamental no solo e no meio ambiente. Assim, esses microrganismos podem ser considerados “engenheiros químicos”, pois decompõem a matéria orgânica, transformam carbono e nutrientes, além de degradar e imobilizar contaminantes (Nadeu et al., 2023). Além disso, os microrganismos do solo consomem e emitem gases-traço (como o dióxido de carbono) e regulam a disponibilidade de nutrientes essenciais, como nitrogênio e fósforo.

Os componentes do microbioma do solo também podem ser considerados “reguladores biológicos”, pois fornecem proteção contra patógenos, predam uns aos outros e ajudam no controle de pragas e doenças (Wang et al., 2021). O microbioma do solo é essencial para a manutenção do ambiente do solo, especialmente no contexto das mudanças climáticas. Por exemplo, os microrganismos do solo controlam a biogeoquímica terrestre, impulsionando o ciclo da matéria orgânica do solo, principalmente a entrada e o armazenamento de carbono, o que pode afetar as perdas de carbono (Sokol et al., 2022). Isso é extremamente importante, pois o solo é um reservatório significativo de carbono, contendo três vezes mais carbono do que a vegetação e duas vezes mais do

que a atmosfera (Azevedo et al., 2024). Portanto, práticas inadequadas de manejo, como desmatamento e revolvimento do solo, podem alterar esse importante reservatório de carbono, modificando o ambiente e contribuindo para as mudanças climáticas.

A principal alteração promovida pelas mudanças climáticas é o aumento da temperatura, que afeta diretamente o microbioma do solo. Por exemplo, DeAngelis et al. (2015) descobriram que um aumento de 5°C na temperatura de um ecossistema florestal temperado alterou a abundância relativa das bactérias do solo e aumentou a proporção de bactérias em relação a fungos no solo. Esse aumento da temperatura também afeta a atividade microbiana do solo, que é regulada pela temperatura do solo. Assim, os processos microbianos podem ser modificados com o aumento da temperatura, impactando a decomposição da matéria orgânica do solo e a biomassa microbiana do solo (Bradford et al., 2008).

Neste capítulo, examinamos o impacto das mudanças climáticas no microbioma do solo, destacando como o aumento da temperatura, as alterações nos padrões de precipitação e as mudanças na composição atmosférica podem influenciar a estrutura, composição e diversidade microbiana. Além disso, vamos explorar o papel dos microrganismos do solo na emissão de gases de efeito estufa, incluindo o efeito das mudanças no uso da terra e dos fertilizantes químicos na emissão de dióxido de carbono, metano e óxidos nitrosos. Também discutimos o papel do microbioma do solo na mitigação dos efeitos das mudanças climáticas. Isso inclui a manipulação do microbioma, práticas agrícolas sustentáveis, aplicação de comunidades sintéticas e estratégias para sequestrar carbono da atmosfera.

Efeito das mudanças climáticas sobre o microbioma do solo

O solo é um ecossistema vivo, repleto de microrganismos que desempenham papéis fundamentais na ciclagem de nutrientes, na fertilidade e na resiliência ambiental. Compreender como as mudanças climáticas impactam a diversidade e as funções do microbioma do solo tem sido um dos maiores desafios para os pesquisadores e é essencial para aprimorar a precisão das projeções climáticas globais (Metze et al., 2024). Isso porque os microrganismos geralmente não são discutidos no contexto de mudanças climáticas, devido à invisibilidade e falta de percepção pública, biodiversidade microbiana imensa e extremamente complexa, tornando difícil identificar padrões generalizáveis de resposta às mudanças climáticas (Cavicchioli et al., 2019).

Entretanto, os microrganismos do solo são reguladores essenciais do clima, pois desempenham funções cruciais na manutenção dos processos ecológicos, incluindo o ciclo biogeoquímico, o sequestro de carbono e o conceito de Saúde Única (One Health). Eles atuam como um reservatório dinâmico, interligando microbiomas diversos em diferentes níveis ecológicos e contribuindo diretamente para a estabilidade e resiliência dos ecossistemas (Purohit et al., 2024). Portanto, entender como as mudanças climáticas alteram as comunidades microbianas do solo, suas interações e seu potencial funcional é fundamental para prever transformações nos processos do solo e desenvolver estratégias de mitigação sustentáveis que garantam a resiliência dos ecossistemas.

Curiosamente, o aumento da temperatura global será de 2–3 °C até 2050, conforme projetado pelo IPCC (Stocker, 2014). Por isso, à medida que a temperatura global se eleva, muitos microrganismos precisam adaptar-se a condições mais quentes e secas. Esse aquecimento global já impactou na média de temperatura anual do solo que é base para a sobrevivência de muitos organismos. Assim, a temperatura do solo desempenha um papel vital na respiração e na decomposição do carbono orgânico no solo. Esse aumento de temperatura favorece organismos termotolerantes, como certos grupos de *Firmicutes* e *Actinobacteria*, que dispõem de mecanismos para sobreviver ao calor intenso e à escassez de água (Zhao et al., 2024). Em contrapartida, microrganismos mais sensíveis, como *Proteobacteria* e *Acidobacteria*, podem ter sua abundância reduzida, impactando processos essenciais como a decomposição da matéria orgânica e o ciclo do nitrogênio, além de perturbar as interações ecológicas e as funções dos ecossistemas (Guo et al., 2018).

O aumento da temperatura global também pode intensificar a liberação de CO_2 e CH_4 pela respiração microbiana, intensificando o efeito estufa, além de proporcionar a reorganização das comunidades microbianas, favorecendo bactérias oligotróficas adaptadas a recursos escassos em solos aquecidos (Jansson & Hofmockel, 2020). Por exemplo, o aumento da temperatura do solo de 6 °C pode intensificar as atividades microbianas, acelerando a decomposição da matéria orgânica e comprometendo grandes estoques de carbono, além de modificar significativamente as interações entre plantas e microrganismos. Metze et al. (2024) revelaram que o aquecimento do solo favoreceu táxons como *Acidobacteriota (RB41), Xanthobacteraceae, Bradyrhizobium* e *Mucilaginibacter*, enquanto grupos anteriormente dominantes, como *Collimonas, Flavisolibacter* e *Granulicella*, perderam relevância, indicando uma reestruturação da microbiota do solo em resposta ao aquecimento global.

Por outro lado, os efeitos das alterações climáticas nos microrganismos que vivem no solo variam consideravelmente entre os ecossistemas, devido à heterogeneidade

espacial inerente aos ecossistemas terrestres, incluindo a diversidade vegetal, a física e a química do solo e a composição da comunidade microbiana, resultando em disparidades significativas entre os estudos (Tiedje et al., 2022). Por exemplo, em florestas boreais, algumas comunidades fúngicas aumentam sua atividade, enquanto em outras, o aquecimento pode suprimir a biomassa microbiana (Jansson & Hofmockel, 2020). No Brasil, o estudo de Araujo et al. (2021) comparou a diversidade microbiana em solos dos biomas Cerrado e Caatinga e identificou a temperatura como um dos principais fatores que influenciam a comunidade microbiana do solo. Solos mais quentes da Caatinga favoreceram a abundância de *Proteobacteria* e *Actinobacteria*, enquanto no Cerrado, onde as temperaturas eram mais baixas e o solo apresentava maior acidez e teores elevados de alumínio, predominavam *Firmicutes* e *Acidobacteria*, microrganismos adaptados a condições mais adversas, demonstrando o papel da temperatura na organização e dinâmica das comunidades microbianas, influenciando funções ecológicas essenciais no solo.

As mudanças no regime de precipitação afetam profundamente a vegetação, as propriedades e o microbioma do solo, alterando os ciclos biogeoquímicos, impondo ameaças aos serviços e funções dos ecossistemas terrestres (Sun et al., 2025). A disponibilidade de água é um dos principais fatores que regulam a atividade microbiana, influenciando desde o metabolismo individual dos microrganismos até interações complexas dentro da comunidade do solo. Tanto a redução quanto o aumento excessivo da precipitação podem gerar efeitos adversos, resultando na redução da diversidade microbiana e em mudanças na composição da comunidade, à medida que apenas os grupos mais resilientes conseguem persistir em condições adversas (Xu et al., 2022). Entretanto, a resposta dos microrganismos à variação da umidade do solo não segue um padrão único, mas depende da complexa interação entre fatores ambientais, composição do solo e adaptação microbiana. Por exemplo, estudos mostraram que a redução prolongada da precipitação diminuiu a complexidade das redes de co-ocorrência, resultando na perda de conexões entre microrganismos e na redução da modularidade, tornando as comunidades mais frágeis e menos interligadas (Wang et al., 2022; Feng et al., 2024). Outros trabalhos indicam que a escassez de água pode promover interações positivas entre espécies microbianas, reforçando a estabilidade das redes e garantindo sua funcionalidade mesmo sob estresse ambiental (Han et al., 2023; Zhai et al., 2024).

A região semiárida do Brasil, a Caatinga, é caracterizada por secas prolongadas que afetam diretamente o microbioma do solo, tornando-o mais seco e seletivo para microrganismos adaptados à aridez, como *Actinobacteria* (Pereira et al., 2021). Esse grupo de bactérias é adaptado a condições oligotróficas e exibem sofisticada maquinaria

bioquímica, que permite a degradação de matéria orgânica recalcitrante, como lignina e celulose, mesmo em ambientes com baixa disponibilidade de carbono (Delgado-Baquerizo, 2017). Em contrapartida, grupos microbianos mais dependentes de umidade, como *Proteobacteria* e *Acidobacteria*, tendem a diminuir em abundância, reduzindo a eficiência da ciclagem de nutrientes. Além disso, solos secos podem apresentar maior acúmulo de compostos tóxicos, menor disponibilidade de carbono solúvel e menor atividade enzimática, limitando a funcionalidade da microbiota e a fertilidade do solo.

Os incêndios representam uma perturbação ecológica de grande magnitude, impactando diretamente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas terrestres. No ambiente edáfico, esses eventos promovem alterações nas propriedades físicas e químicas do solo, bem como na composição, diversidade e funcionalidade das comunidades microbianas (Pérez-Valera et al., 2020). A combustão da matéria orgânica, aliada à desnaturação enzimática resultante das altas temperaturas, compromete processos biogeoquímicos essenciais, como a ciclagem de nutrientes e a decomposição da matéria orgânica (López-Poma & Bautista, 2014). Tais impactos afetam a resiliência do solo e a sua capacidade de recuperação, influenciando, assim, a sucessão ecológica e a regeneração da vegetação pós-incêndio. Após um incêndio, a recuperação microbiana ocorre de forma desigual, com um rápido crescimento de microrganismos termofílicos e oportunistas. As arqueias são as mais resistentes devido a vários mecanismos de proteção térmica, como membrana lipídica de éter (em vez de éster) e mecanismos de estabilização de DNA (isto é, maior proporção de GC) (Stetter, 1999). Estudo aponta que o fogo impacta mais a biomassa, a riqueza e a diversidade de fungos do que as de bactérias (Pressler et al., 2019).

Se esses fatores se intensificarem ao longo do tempo, o processo de desertificação se instala. A desertificação reduz a diversidade microbiana, biomassa, respiração e atividade enzimática do solo, comprometendo funções essenciais do microbioma, como a ciclagem de nutrientes e a manutenção da saúde do solo (Araujo et al., 2014; Mendes et al., 2017; Araujo et al., 2023). O Brasil tem aproximadamente 980.000 km² de clima semiárido, onde cerca de 126.000 km² estão em processo de desertificação devido à vulnerabilidade natural dos solos, intensificada por práticas inadequadas de uso da terra, como desmatamento e queimadas para agricultura e pastagens, sendo Gilbués (PI), Irauçuba (CE), Cabrobó (PE) e Seridó (RN e PB) algumas das áreas reconhecidas pela UNCCD e pelo governo brasileiro como regiões afetadas (Araujo et al., 2024).

Dessa forma, o microbioma do solo encontra-se no centro de um ciclo vicioso: a elevação das temperaturas, a seca, o aumento de CO_2, os incêndios e a desertificação

criam um ambiente cada vez menos favorável à biodiversidade microbiana, comprometendo a estabilidade ecológica e os serviços ambientais prestados pelo solo. A perda dessa diversidade invisível, mas essencial, afeta a estrutura do solo, compromete a produtividade agrícola, a capacidade de sequestro de carbono e a resiliência dos ecossistemas diante das mudanças climáticas. Entender e mitigar esses impactos torna-se, portanto, uma necessidade urgente para a conservação dos solos e da vida que deles depende. Por isso, um grupo de pesquisadores de diversas universidades do Brasil e do exterior criou a rede Caatinga Microbiome Initiative (CMI), com o objetivo de investigar a microbiota do solo em áreas sob desertificação e em processo de restauração no semiárido brasileiro. A iniciativa busca compreender as respostas do microbioma do solo às mudanças ambientais, utilizando abordagens como a identificação de microrganismos bioindicadores da qualidade do solo e a manipulação da microbiota para acelerar processos de recuperação ecológica (Araujo et al., 2025). Além disso, a CMI visa explorar grupos microbianos pouco estudados, como protistas, nematoides e vírus, e desenvolver estratégias inovadoras para mitigar a desertificação, promovendo a resiliência dos solos e o restabelecimento das funções ecossistêmicas.

Contribuições microbianas para as emissões de gases de efeito estufa

O microbioma do solo desempenha um papel crítico na manutenção da saúde e funcionalidade dos ecossistemas terrestres. No entanto, atividades humanas, como mudanças no uso da terra, incluindo desmatamento, urbanização e intensificação agrícola, alteram profundamente a composição e a funcionalidade do microbioma do solo (Mendes et al., 2017; Averill et al., 2022). Por exemplo, o desmatamento perturba as comunidades microbianas ao alterar as condições ambientais e reduzir a entrada de matéria orgânica. Da mesma forma, práticas agrícolas intensivas, como o uso de pesticidas, fertilizantes sintéticos e o preparo do solo, podem diminuir a diversidade microbiana e prejudicar suas funções. Essas perturbações no microbioma do solo têm consequências de longo alcance, afetando a estabilidade dos ecossistemas, a produtividade agrícola e o ciclo global do carbono, com impactos nas emissões de GEE, como dióxido de carbono, metano e óxido nitroso (Figura 21.1).

O dióxido de carbono (CO_2) é o GEE mais prevalente, emitido principalmente pela queima de combustíveis fósseis, desmatamento e processos industriais. Ele representa a maior parcela do aquecimento global e persiste na atmosfera por séculos. O metano (CH_4), embora menos abundante que o CO_2, é significativamente mais potente em reter

calor, sendo 25-30 vezes mais eficaz em um período de 100 anos. Suas principais fontes incluem a agricultura (por exemplo, digestão de gado e cultivo de arroz), extração de combustíveis fósseis e gestão de resíduos. O óxido nitroso (N_2O), embora presente em menores quantidades, tem um potencial de aquecimento global quase 300 vezes maior que o CO_2. Ele é liberado principalmente por práticas agrícolas, como o uso de fertilizantes sintéticos, e atividades industriais. Juntos, esses gases contribuem para o efeito estufa, retendo calor na atmosfera e impulsionando o aumento da temperatura global, com impactos profundos nos ecossistemas, padrões climáticos e sociedades humanas. No Brasil, as emissões de GEE são fortemente influenciadas por mudanças no uso da terra, especialmente desmatamento e expansão agrícola, tornando esse setor um dos principais contribuintes para as emissões do país, impactando tanto os níveis nacionais quanto globais (Rosan et al., 2021). Vários biomas brasileiros, como a Amazônia, o Cerrado e a Caatinga, têm sofrido extenso desmatamento, impulsionado principalmente pela exploração madeireira, pecuária e expansão agrícola. Essa conversão de terras florestais em áreas agrícolas ou pastoris libera grandes quantidades de CO_2 armazenado nas árvores e no solo, tornando o Brasil um dos maiores emissores de GEE do mundo. Além disso, as mudanças no uso da terra contribuem para as emissões de CH_4 por meio da fermentação entérica em animais e de N_2O pelo uso de fertilizantes na agricultura. Embora o Brasil tenha feito esforços para reduzir as taxas de desmatamento por meio de políticas e sistemas de monitoramento, desafios contínuos, como extração ilegal de madeira e grilagem de terras, continuam a ameaçar o progresso. Enfrentar as mudanças no uso da terra é fundamental para que o Brasil cumpra seus compromissos climáticos e preserve seus vastos sumidouros de carbono, essenciais para a estabilidade climática global.

A floresta amazônica atua como um sumidouro crítico de carbono, absorvendo CO_2 da atmosfera por meio da fotossíntese e armazenando-o tanto na biomassa acima do solo quanto em compartimentos abaixo do solo, como madeira morta, serapilheira e solo (Singh et al., 2020). No entanto, atividades humanas como desmatamento e incêndios florestais liberam o carbono armazenado, aumentando as emissões de CO_2 e CH_4 na atmosfera (Baccini et al., 2017). Esses distúrbios perturbam o equilíbrio do carbono ao alterar o equilíbrio entre fotossíntese e respiração, o que, por sua vez, afeta microrganismos do solo, como arqueias, bactérias e fungos, que são essenciais para a ciclagem do carbono (Singh et al., 2020). Esses microrganismos decompõem a matéria orgânica, convertendo-a em formas que plantas e outros organismos do solo podem utilizar (Elrys et al., 2023). Durante esse processo, eles liberam CO_2 e CH_4 como subprodutos na atmosfera (Stein, 2020). No entanto, distúrbios impostos por mudanças no uso da terra alteram as taxas de decomposição do carbono, elevam as emissões de

gases de efeito estufa e diminuem a capacidade dos solos amazônicos de funcionar como um sumidouro de carbono. Como resultado, esses solos podem se transformar em uma fonte de carbono, exacerbando as mudanças climáticas (Obregon Alvarez et al., 2023).

Vários estudos realizados na região amazônica relataram efeitos divergentes nos níveis de carbono do solo após a conversão de floresta para pastagem: um aumento (Durrer et al., 2021), uma diminuição (Maia et al., 2010) ou nenhuma mudança significativa (Durigan et al., 2017). Essa variabilidade sugere que a influência da conversão de floresta para pastagem ou para agricultura no carbono do solo depende das condições pré-existentes. Como destacado por Danielson e Rodrigues (2022), essas condições podem estar relacionadas a fatores como os estoques iniciais de carbono, características do solo (por exemplo, textura, conteúdo de nutrientes) e práticas de manejo da terra (por exemplo, incêndios, intensidade de pastejo, fertilização). O impacto da mudança no uso da terra no fluxo de CH_4 na Amazônia tem recebido maior atenção em comparação ao CO_2, principalmente devido ao envolvimento de menos genes e microrganismos no ciclo do CH_4, e ao potencial de aquecimento global significativamente maior do CH_4 (IPCC, 2014). O fluxo de CH_4 depende de quanto é produzido versus quanto é consumido pelos microrganismos. Sob condições anaeróbicas, as arqueias metanogênicas produzem CH_4 usando o gene *mcr*A, convertendo CO_2 e metanol (CH_3OH) (Conrad, 2007). Em contraste, sob condições aeróbicas, as bactérias metanotróficas, que têm o gene *pmo*A, transformam CH_4 em metanol usando O_2 como aceptor de elétrons (Conrad, 2007).

Estudos realizados na região amazônica destacam o impacto significativo da conversão de floresta para pastagem tanto nas arqueias metanogênicas quanto nas bactérias metanotróficas. Após a transição de floresta para pastagem, há um aumento notável na abundância e diversidade de arqueias metanogênicas nos solos de pastagem, conforme observado por Obregon Alvarez et al. (2023). Além disso, observações de Meyer et al. (2017) e Paula et al. (2014) indicam que a conversão de floresta para pastagem leva a uma diminuição na abundância e altera a composição das bactérias metanotróficas nos solos de pastagem. Consequentemente, essa mudança no uso da terra afeta consistentemente o fluxo de CH_4 em toda a bacia amazônica. Também é crucial destacar o N_2O como outro gás de efeito estufa significativo, com um potencial de aquecimento global 300 vezes maior que o do CO_2. Como discutido anteriormente, o N_2O é gerado durante o processo de desnitrificação por um grupo de microrganismos conhecidos como desnitrificadores. Uma meta-análise de estudos sobre o fluxo de N_2O na bacia amazônica revela que as florestas tropicais geralmente apresentam emissões anuais mais altas (2,42 kg N ha^{-1}) em comparação com solos de pastagens antigas (0,9

kg N ha^{-1}), que, em certos casos, podem até funcionar como um pequeno sumidouro (Meurer et al., 2016). No entanto, a mesma análise de Meurer et al. (2016) observou que áreas de pastagem recentemente convertidas (menos de 10 anos) apresentam emissões anuais elevadas (2,52 kg N ha^{-1}), semelhantes aos níveis observados em florestas tropicais. Além disso, é importante destacar que o manejo adequado das pastagens também pode estimular a captura de metano pelo solo. Um estudo recente realizado na Amazônia mostrou que um melhor manejo das gramíneas em pastagens pode aumentar a capacidade do solo de sequestrar carbono, principalmente devido a um aumento na abundância de microrganismos metanotróficos na rizosfera das plantas (Souza et al., 2022).

Semelhante aos dados observados para o bioma Amazônia, outros biomas do Brasil também sofrem impactos significativos devido à mudança no uso do solo, como o Cerrado e a Caatinga. Essas alterações promovem efeitos similares nos microrganismos relacionados aos ciclos do carbono e do nitrogênio, potencializando as emissões de CH_4 e N_2O. Em um estudo realizado no Cerrado, verificou-se que sistemas de cultivo convencional apresentaram maiores emissões de N_2O, mesmo sem a adição de fertilizantes nitrogenados, devido à redução das frações lábeis de matéria orgânica do solo (Figueiredo et al., 2018). Por outro lado, o mesmo trabalho demonstrou que a adoção de práticas conservacionistas, como o plantio direto, resultou em maior acúmulo de matéria orgânica no solo e em menores emissões de N_2O. Recentemente, Araujo et al. (2023) mostraram que solos sob plantio direto abrigam uma microbiota distinta daquela encontrada no preparo convencional. No plantio direto, houve maior predominância de Proteobactérias e Actinobactérias, grupos frequentemente associados à decomposição de matéria orgânica e à ciclagem de nutrientes. Além disso, os resultados indicaram que o uso de *Urochloa brizantha* como planta de cobertura pode aumentar a fixação de nitrogênio e reduzir as emissões de gases de efeito estufa.

Como exposto acima, diversos trabalhos têm demonstrado a intrínseca relação entre o microbioma do solo e a emissão de GEE, e um maior entendimento de como as práticas agrícolas afetam as comunidades microbianas do solo é de extrema importância para o desenvolvimento de novas tecnologias e práticas de manejo mais sustentáveis. Nesse contexto, práticas conservacionistas, como o plantio direto, a rotação de culturas, o uso de plantas de cobertura e a integração lavoura-pecuária-floresta, surgem como estratégias essenciais para mitigar esses impactos. Essas práticas não apenas preservam a matéria orgânica do solo e favorecem a biodiversidade microbiana, mas também promovem a ciclagem eficiente de nutrientes e a captura de carbono, reduzindo as emissões de CH_4 e N_2O. Portanto, a adoção de um manejo sustentável do solo é crucial

para manter a saúde do microbioma e, consequentemente, para mitigar as emissões de GEE, contribuindo para a estabilidade climática e a sustentabilidade dos ecossistemas.

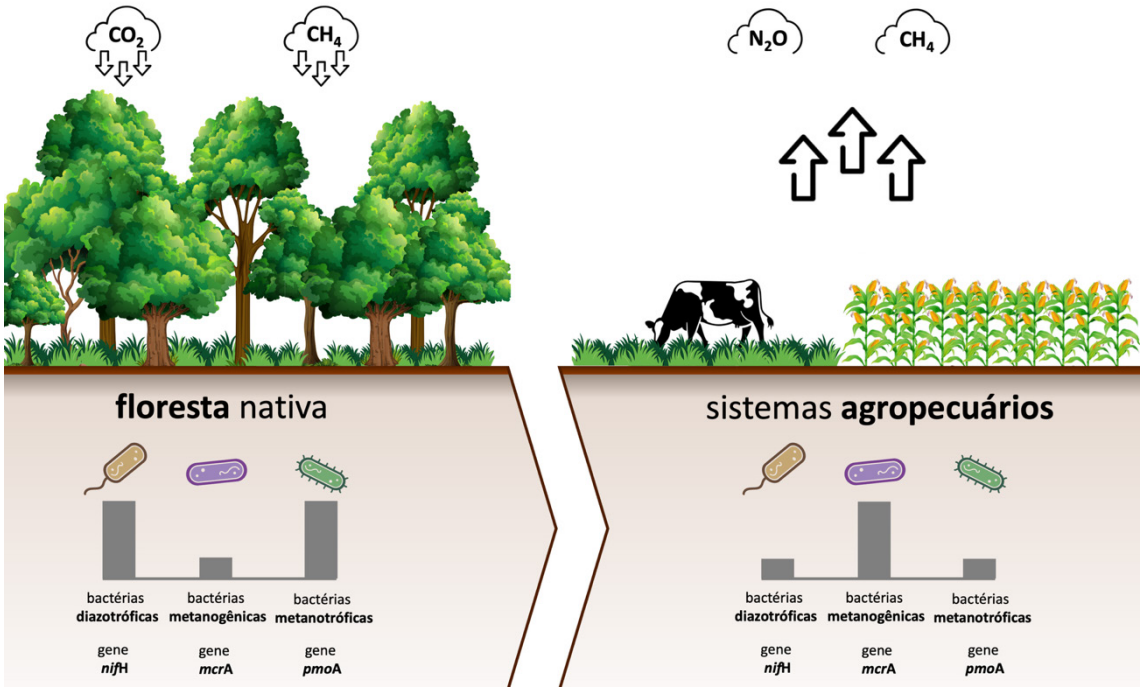


Figura 21.1. Efeitos da mudança do uso da terra de floresta nativa para sistemas agropecuários sobre a comunidade microbiana do solo e os fluxos de gases de efeito estufa. À esquerda, a floresta nativa atua como um sumidouro de CO_2 e CH_4, sustentada por comunidades microbianas com alta abundância de bactérias diazotróficas (fixadoras de nitrogênio; gene *nif*H) e metanotróficas (oxidantes de metano; gene *pmo*A), e baixa abundância de metanogênicas (produtoras de metano; gene *mcr*A). À direita, a conversão para sistemas agropecuários reduz a abundância relativa de bactérias diazotróficas e metanotróficas, ao passo que promove a proliferação de metanogênicas, resultando em maior emissão de CH_4 e N_2O - gases com alto potencial de aquecimento global. Essa alteração microbiana reflete uma mudança funcional no solo, com consequências negativas para o balanço de gases de efeito estufa.

O papel do microbioma do solo na mitigação das mudanças climáticas

A crise climática afeta significativamente a vida na Terra e o solo é um dos ecossistemas mais impactados. O solo abriga uma diversidade de organismos, incluindo macrofauna, mesofauna e microfauna/microrganismos, todos desempenhando papéis essenciais na manutenção do equilíbrio ecológico e na regulação do clima (Cavicchioli et al., 2019). Isso levanta uma questão importante: podemos manipular o microbioma do solo para mitigar as mudanças climáticas? A boa notícia é que a modificação do microbioma do solo tem um grande potencial para aumentar o sequestro de carbono no

solo. No entanto, abordar essa questão ainda é complexo, pois as interações bióticas e abióticas podem influenciar os resultados de maneiras imprevisíveis, frequentemente levando a efeitos inesperados. Neste sentido, destacaremos as principais estratégias baseadas no microbioma e os passos necessários para implementá-las de forma eficaz.

Interações entre o microbioma e as plantas de cobertura

As plantas de cobertura são uma excelente estratégia para aumentar o sequestro de carbono (Chahal et al., 2020). No entanto, abordagens baseadas em microrganismos podem potencializar esse processo ao manipular diretamente a estrutura do microbioma do solo associado a essas plantas (Fierer, 2017). A manipulação do microbioma do solo pode controlar a ciclagem da matéria orgânica, melhorando ou reduzindo a eficiência do uso de carbono microbiano (CUE), o que impacta a ciclagem e a estabilização do carbono (Tao et al., 2023). Por exemplo, Tao et al. (2023) demonstraram que a CUE desempenha um papel fundamental no armazenamento de carbono no solo, atuando como um fator chave no sequestro global de carbono. Consequentemente, os processos microbianos regulam a dinâmica da CUE, influenciando significativamente a forma como os ecossistemas respondem às mudanças climáticas. Outra importante abordagem seria selecionar (ou até mesmo modificar geneticamente) plantas de cultivo (ou de cobertura) para otimizar as interações desejadas entre a planta e o microbioma, como simbioses micorrízicas que melhoram a agregação do solo, ou para que tenham exsudatos de tecidos ou raízes que favoreçam grupos microbianos com características-alvo de interesse (Tao et al., 2023).

Estabilidade dos agregados do solo

Os microrganismos desempenham um papel crucial na formação de agregados estáveis no solo. Eles produzem substâncias poliméricas extracelulares (EPS), que unem as partículas do solo, melhorando sua estrutura e estabilidade. Esse mecanismo ajuda a proteger os reservatórios de carbono do solo contra a mineralização rápida, reduzindo, assim, as emissões de gases de efeito estufa (Zhang et al., 2024). Além disso, esse processo pode contribuir para a redução da perda de solo causada pelo escoamento superficial, prevenindo não apenas as emissões de carbono, mas também a degradação da fertilidade do solo (Kidron et al., 2020). Curiosamente, Kumar et al. (2019) demonstraram que certas bactérias, como *Serratia* sp., podem simultaneamente sequestrar CO_2 e produzir EPS. Essa descoberta destaca o potencial genômico dos

microrganismos para o sequestro de carbono e a estruturação do solo, o que pode ser explorado em aplicações futuras por meio de abordagens específicas por táxon ou características funcionais.

Crostas biológicas do solo

As crostas biológicas do solo (BSCs) cobrem até 12% da superfície terrestre e prosperam em ambientes de terras secas ao redor do mundo (Rodriguez-Caballero et al., 2018). As BSCs são compostas por organismos fotossintetizantes (como cianobactérias, algas eucarióticas, líquens e briófitas) e organismos não fotossintetizantes, incluindo diversos grupos de bactérias, arqueias e fungos em diferentes proporções (Garcia-Pichel, 2023). Essas comunidades microbianas colonizam a camada superficial do solo (alguns milímetros superiores) em ecossistemas caracterizados por vegetação esparsa (mínima sombra), temperaturas extremas e alta incidência de luz (Weber et al., 2022).

Os principais colonizadores das crostas biológicas são grupos de cianobactérias (Giraldo-Silva et al., 2020). Em sistemas de terras secas, *Microcoleus* sp. normalmente inicia a estabilização do solo por meio da fixação de carbono, permitindo o estabelecimento de grupos fixadores de N_2, como *Scytonema* sp., *Tolypothrix* sp., entre outros (Garcia-Pichel et al., 2009). Muitos membros das cianobactérias filamentosas produzem EPS, como xiloglucano, um composto extracelular mucilaginoso que promove a agregação das partículas do solo (Del-Bem et al., 2018; Galloway et al., 2018). Esse mecanismo confere alta resistência à erosão do solo (Benalp, 2006), evitando a perda de componentes essenciais, como a matéria orgânica.

Estudos pioneiros demonstraram que o carbono armazenado nas biocrostas representa aproximadamente 7% do carbono sequestrado na biomassa aérea da Caatinga, um importante bioma Brasileiro (Souza et al., 2018; Szyja et al., 2019). Segundo Schulz et al. (2016), a diminuição do estoque de carbono do solo na Caatinga devido à erosão ocorre principalmente pela desestabilização dos agregados do solo, o que pode impactar significativamente suas funções e aumentar as emissões de gases de efeito estufa. Isso indica que as BSCs desempenham um papel fundamental na estabilização e no sequestro de carbono no bioma Caatinga, além de serem essenciais para seu funcionamento ecológico e sua regulação climática.

Além disso, as BSCs estão diretamente relacionadas a diversos serviços ecossistêmicos essenciais, como a agregação do solo, o aumento dos ciclos do nitrogênio, carbono e fósforo (por meio da decomposição da matéria orgânica), a melhoria da infiltração de água e da retenção de umidade no solo, a facilitação do estabelecimento

de sementes e a provisão de alimento e habitat para uma variedade de microartrópodes (Xiao et al., 2022).

Necromassa microbiana

Os microrganismos, através de sua necromassa, podem contribuir para o sequestro de carbono no solo. Um exemplo disso é a necromassa fúngica rica em melanina, que é considerada mais resistente à decomposição, favorecendo sua permanência no solo ao longo do tempo (Fernandez et al., 2019). Para identificar e entender melhor os táxons que apresentam essa característica bioquímica, podemos realizar ensaios laboratoriais ou utilizar métodos independentes de cultivo. Após identificar os táxons ou atributos microbianos com potencial, o próximo desafio é modificar o microbioma do solo para aumentar sua abundância. Isso pode ser feito por meio da introdução direta de microrganismos vivos no solo ou nas sementes. Contudo, essa abordagem probiótica enfrenta dificuldades, como a produção em larga escala dos microrganismos desejados e os desafios para garantir sua adaptação e estabilidade no campo. Uma alternativa seria adotar uma abordagem pré-biótica, na qual substratos específicos que favorecem o crescimento dos táxons desejados são inoculados no solo, assim como substratos pré-bióticos podem ser aplicados como revestimentos nas sementes para promover microrganismos que favorecem o crescimento das plantas.

Uso de microrganismos promotores do crescimento de plantas

A utilização de microrganismos promotores do crescimento de plantas pode atuar na regulação climática por diversos motivos, como o aumento da biomassa de plantas (mais produtividade), redução na utilização de fertilizantes nitrogenados, por meio da fixação biológica de N_2, aumentar o incremento de carbono no solo por meio de redes de hifas micorrízicas, além de reduzir a limitação de N e P para a biomassa microbiana, o que, consequentemente, pode aumentar o CUE (mencionado anteriormente). Além disso, futuramente podemos falar em manipular diretamente características de comunidades microbianas nativas no solo por meio da edição genética CRISPR (Koch, 2022). Porém, estas tecnologias ainda estão em franco desenvolvimento. Recentemente, Telles et al. (2023) contabilizaram que a substituição de fertilizantes nitrogenados baseados em Ureia pela fixação biológica de nitrogênio resultou na mitigação de 183 milhões de Mg de $CO_{2\text{-}e}$ na safra 2019–2020, o que equivale a mais de 5 bilhões de euros em créditos de carbono no Brasil, demonstrando que a FBN oferece múltiplos serviços ecossistêmicos com um alto valor econômico, contribuindo para uma agricultura mais sustentável. Outra abordagem importante abordagem são os fungos formadores de micorrizas.

Recentemente, o estudo de Hawkins et al. (2023) analisou quase 200 conjuntos de dados para fornecer as primeiras estimativas quantitativas globais do sequestro de carbono das plantas por meio do micélio dos fungos micorrízicos. Os autores estimaram que as comunidades vegetais globais alocam 3,93 Gt de $CO_{2\text{-e}}$ por ano com os fungos micorrízicos arbusculares, 9,07 Gt de $CO_{2\text{-e}}$ por ano para os fungos ectomicorrízicos e 0,12 Gt de $CO_{2\text{-e}}$ por ano para os fungos micorrízicos ericoides. Assim, cerca de 13,12 Gt de $CO_{2\text{-e}}$ são fixados pelas plantas terrestres e, pelo menos temporariamente, alocados em redes de micélios subterrâneos de fungos micorrízicos a cada ano, o que equivale a 36% das emissões anuais atuais de CO_2 provenientes de combustíveis fósseis. Assim, percebemos uma contribuição significativa das associações micorrízicas para a dinâmica global do carbono no solo.

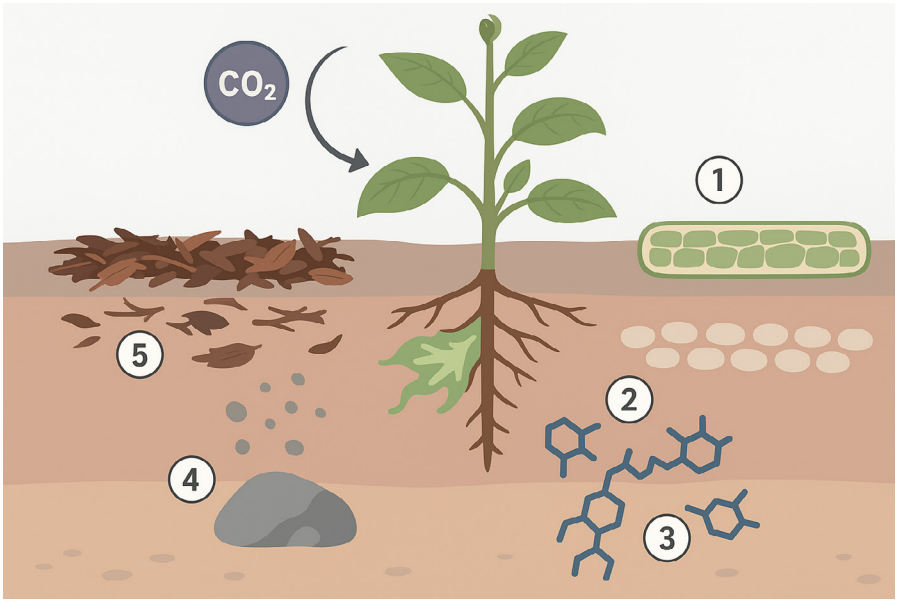


Figura 21.2. Estratégias de manipulação do microbioma do solo para aumentar a resiliência do solo às mudanças climáticas. Apresentam-se seis estratégias potenciais para o manejo do microbioma do solo visando o aumento do sequestro de carbono, cada uma exigindo uma avaliação criteriosa dos fatores específicos de cada ambiente antes de sua adoção. A eficácia dessas abordagens ainda não está completamente elucidada e sua aplicabilidade depende fortemente das condições locais. **(1)** A primeira estratégia envolve o uso de biocrostas, compostas por organismos fotossintetizantes, como cianobactérias, que contribuem para o aumento dos teores de carbono e nitrogênio no solo, além de promoverem sua estabilização e proteção contra processos erosivos. **(2)** A segunda consiste na indução da precipitação biológica de carbonatos, mecanismo que favorece a formação de compostos inorgânicos de carbono mais estáveis no solo. **(3)** A terceira abordagem está relacionada à produção de necromassa microbiana, por meio da síntese de metabólitos específicos, como polihidroxibutiratos, ou de componentes estruturais de alta resistência, como a melanina, que tem elevada persistência no solo e contribuem para o acúmulo de carbono. **(4)** A quarta estratégia busca intensificar o intemperismo biológico de minerais silicatados, processo que captura CO_2 atmosférico. **(5)** A quinta proposta envolve a promoção da formação de agregados biogênicos, mediados pela produção de polímeros extracelulares (EPS), que favorecem a proteção física da matéria orgânica. **(6)** Por fim, a sexta estratégia foca no estímulo a microrganismos promotores de crescimento vegetal, capazes de aumentar a produtividade das plantas e, consequentemente, a incorporação de biomassa no solo, elevando os estoques de carbono. Fonte: Adaptado de Fierer e Walsh (2023).

Apesar dessas possíveis abordagens, é importante destacar que os esforços de engenharia para manipular o microbioma do solo enfrentam desafios consideráveis – não é uma tarefa trivial identificar grupos ou características relevantes, pois a maioria dos deles ainda não foi totalmente caracterizada, não sabemos exatamente quais grupos ou características (i.e., genes) microbianas são mais propensas a promover o sequestro de carbono no solo e sabemos ainda menos sobre como manipular de forma consistente as comunidades microbianas para manter os resultados desejados no campo (Figura 21.2).

Considerações finais

Diante dos desafios impostos pelas mudanças climáticas e da crescente necessidade de estratégias sustentáveis para a manutenção da qualidade dos solos, o estudo do microbioma do solo apresenta-se como um campo promissor para mitigar os impactos ambientais e garantir a resiliência dos ecossistemas. As pesquisas futuras devem focar em diversas frentes para aprofundar o conhecimento e ampliar a aplicabilidade dos microrganismos na mitigação das mudanças climáticas. Primeiramente, avanços em ferramentas de sequenciamento genômico e metagenômica permitirão um entendimento mais aprofundado sobre a diversidade microbiana, suas funções ecológicas e as interações entre os diferentes organismos do solo. Estudos baseados em modelagem computacional e aprendizado de máquina podem aprimorar a previsibilidade dos impactos climáticos no microbioma do solo e sua capacidade de resposta a diferentes condições ambientais.

Outro aspecto crucial será a exploração de abordagens biotecnológicas para manipular o microbioma do solo. Isso inclui o uso de bioinoculantes formulados com bactérias e fungos benéficos para aumentar a fixação de carbono, melhorar a fertilidade do solo e reduzir a emissão de gases de efeito estufa. O desenvolvimento de estratégias baseadas em edição genética de microrganismos também pode representar um salto significativo na otimização do sequestro de carbono e na resiliência do solo diante de condições adversas.

A integração entre o microbioma do solo e as práticas de manejo sustentável deve ser um foco prioritário. Práticas como rotação de culturas, uso de plantas de cobertura e sistemas agroflorestais têm demonstrado grande potencial na conservação do microbioma e na redução da degradação do solo. É essencial promover a disseminação dessas técnicas entre agricultores e tomadores de decisão para ampliar sua adoção em larga escala. Por fim, é necessário fortalecer redes de pesquisa interdisciplinares

e colaborações internacionais para ampliar o conhecimento sobre a relação entre microbioma do solo e mudanças climáticas. Projetos como a Caatinga Microbiome Initiative são fundamentais para aprofundar os estudos em regiões vulneráveis e desenvolver soluções baseadas na biodiversidade microbiana para a recuperação de solos degradados. Dessa forma, a continuidade das pesquisas sobre o microbioma do solo é essencial para o desenvolvimento de estratégias inovadoras que contribuam para a sustentabilidade dos agroecossistemas e para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas a longo prazo.

Referências

Araujo, A. S. F., Borges, C. D., Tsai, S. M., Cesarz, S., & Eisenhauer, N. (2014). Soil bacterial diversity in degraded and restored lands of Northeast Brazil. *Antonie Van Leeuwenhoek, 106*, 891–899. https://doi.org/10.1007/s10482-014-0258-5

Araujo, A. S. F., Araujo Pereira, A. P., Melo, V. M. M., Medeiros, E. V., & Mendes, L. W. (2023). Environmental DNA sequencing to monitor restoration practices on soil bacterial and archaeal communities in soils under desertification in the Brazilian semiarid. *Microbial Ecology, 85*(3), 1072–1076. https://doi.org/10.1007/s00248-022-02048-y

Araujo, F. F., Salvador, G. L. O., Lupatini, G. C., Pereira, A. P. A., Costa, R. M., & Aviz, R. O. (2023). Exploring the diversity and composition of soil microbial communities in different soybean–maize management systems. *Microbiological Research, 274*, 127435. https://doi.org/10.1016/j.micres.2023.127435

Araujo, A. S. F., Medeiros, E. V., Costa, D. P., Araujo Pereira, A. P., & Mendes, L. W. (2024). From desertification to restoration in the Brazilian semiarid region: Unveiling the potential of land restoration on soil microbial properties. *Journal of Environmental Management, 351*, 119746. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119746

Araujo, A. S. F., Medeiros, E. V., Costa, D. P., Mendes, L. W., Cherubin, M. R., & Alcantara Neto, F. (2025). Caatinga microbiome initiative: Disentangling the soil microbiome across areas under desertification and restoration in the Brazilian drylands. *Restoration Ecology, 33*(2), e14298. https://doi.org/10.1111/rec.14298

Asit Mandal, A. M., & Neenu, S. (2012). Impact of climate change on soil biodiversity-a review.

Averill, C., Anthony, M. A., Baldrian, P., & outros. (2022). Defending Earth's terrestrial microbiome. *Nature Microbiology, 7*, 1717–1725. https://doi.org/10.1038/s41564-022-01223-8

Baccini, A., Walker, W., Carvalho, L., Farina, M., Sulla-Menashe, D., & Houghton, R. A. (2017). Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science, 358*(6360), 230–234. https://doi.org/10.1126/science.aam5962

Belnap, J. (2006). The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. Hydrological Processes, v. 20, n. 15, p. 31593178.

Cavicchioli, R., Ripple, W. J., Timmis, K. N., Azam, F., Bakken, L. R., & Baylis, M. (2019). Scientists' warning to humanity: Microorganisms and climate change. *Nature Reviews Microbiology, 17*(9), 569–586. https://doi.org/10.1038/s41579-019-0222-5

Conrad, R. (2007). Microbial ecology of methanogens and methanotrophs. In *Advances in Agronomy* (Vol. 96, pp. 1–63). https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)96005-8

Danielson, R. E., & Rodrigues, J. L. (2022). Impacts of land-use change on soil microbial communities and their function in the Amazon rainforest. In *Advances in Agronomy* (Vol. 175, pp. 179–258). https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.04.001

Del-Bem, L.-E. V. (2018). Xyloglucan evolution and the terrestrialization of green plants. New Phytologist, v. 219, n. 3, p. 11501153.

Delgado-Baquerizo, M., Trivedi, P., Trivedi, C., Eldridge, D. J., Reich, P. B., Jeffries, T. C., & outros. (2017). Microbial richness and composition independently drive soil multifunctionality. *Functional Ecology, 31*(12), 2330–2344. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12924

Durigan, M., Cherubin, M., Camargo, P., Ferreira, J., Berenguer, E., Gardner, T., & outros. (2017). Soil organic matter responses to anthropogenic forest disturbance and land use change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability, 9*(3), 379. https://doi.org/10.3390/su9030379

Durrer, A., Margenot, A. J., Silva, L. C. R., Bohannan, B. J. M., Nüsslein, K., & van Haren, J. (2021). Beyond total carbon: Conversion of Amazon forest to pasture alters indicators of soil C cycling. *Biogeochemistry, 152*, 179–194. https://doi.org/10.1007/s10533-020-00743

Elrys, A. S., Zhu, Q., Jiang, C., Liu, J., Sobhy, H. H., Shen, Q., & outros. (2023). Global soil nitrogen cycle pattern and nitrogen enrichment effects: Tropical versus subtropical forests. *Global Change Biology, 29*(7), 1905–1921. https://doi.org/10.1111/gcb.16598

Feng, J., Ma, H., Wang, C., Gao, J., Zhai, C., Jiang, L., & outros. (2024). Water rather than nitrogen availability predominantly modulates soil microbial beta-diversity and co-occurrence networks in a secondary forest. *Science of the Total Environment, 907*, 167996. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167996

Fernandez, C. W., Heckman, K., Kolka, R., & Kennedy, P. G. (2019). Melanin mitigates the accelerated decay of mycorrhizal necromass with peatland warming. Ecology Letters, 22(3), 498-505.

Fierer, N. (2017). Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature Reviews Microbiology*, *15*, 579–590.

Figueiredo, C., Oliveira, A., Santos, I., Ferreira, E., Malaquias, J., & Sá, M. (2018). Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. *Science of the Total Environment, 618*, 1572–1582. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.333

Filonchyk M, Peterson MP, Zhang L, Hurynovich V, He Y. (2025). Greenhouse gases emissions and global climate change: Examining the influence of CO2, CH4, and N2O. Sci Total Environ. 2024 Jul 20;935:173359. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.173359. Epub May 19. PMID: 38768722.

Galloway, J. M.; Hall, K. K.; Louis, B. P.; Ferris, M. J. (2018). Cyanobacterial extracellular polysaccharides contribute to soil stability and moisture retention in biological soil crusts. Frontiers in Microbiology, v. 9, p. 2326.

Garcia-Pichel, F.; Loza, V.; Maruscak, A. C.; Castenholz, R. W.; Belnap, J. (2008). Temperature drives the continental-scale distribution of key microbes in topsoil communities. Science, v. 320, n. 5879, p. 11871190.

Geisen S, Wall DH, van der Putten WH. (2019). Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene. Curr Biol. Oct 7;29(19):R1036-R1044. doi: 10.1016/j.cub.209.08.007. PMID: 31593662.

Giraldo-Silva, A., Nelson, C., Penfold, C., Barger, N. N., & Garcia-Pichel, F. (2020). Effect of preconditioning to the soil environment on the performance of 20 cyanobacterial strains used as inoculum for biocrust restoration. Restoration Ecology, 28, S187-S193.

Guo, Y., Chen, X., Wu, Y., Zhang, L., Cheng, J., Wei, G., & outros. (2018). Natural revegetation of a semiarid habitat alters taxonomic and functional diversity of soil microbial communities. *Science of the Total Environment, 635*, 598–606. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.171

Han, B., Yu, Q., Han, Q., Wang, S., Su, W., Qu, J., & outros. (2023). Precipitation weakens the gravesoil fungal richness and species interactions in the Qinghai–Tibet Plateau. *Applied Soil Ecology, 189*, 104958. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104958

Hawkins, H. J.; Mooney, H. A.; Read, D. J.; Brundrett, M. C.; Fierer, N.; et al. (2023). Global carbon storage controlled by mycorrhizal fungal mycelium. Current Biology, v. 33, n. 14, p. 27932802.e4. DOI: 10.1016/j.cub.2023.05.021.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2014). Climate change 2014: Synthesis report. In R. K. Pachauri, M. R. Allen, V. R. Barros, J. Broome, W. Cramer, R. Christ, & outros (Eds.), *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 151). Geneva: IPCC.

Kidron, G. J., Wang, Y., & Herzberg, M. (2020). Exopolysaccharides may increase biocrust rigidity and induce runoff generation. Journal of Hydrology, 588, 125081.

Koch, A. L.; Birkeland, N.-K.; Peloquin, J. M. (2022). CRISPR-based tools for manipulating microbial communities: opportunities and challenges. Frontiers in Microbiology, v. 13. DOI: 10.3389/fmicb.2022.872345.

Kumar, R., Naresh, R. K., Mahajan, N. C., Tomar, S. K., Chandra, M. S., & Kumar, S. (2019). Soil Aggregate Stability and Aggregate-Associated Carbon Fractions under Different Tillage Systems of Rice-Wheat Rotation in North India. Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci, 8(6), 1203-1221.

López-Poma, R., & Bautista, S. (2014). Plant regeneration functional groups modulate the response to fire of soil enzyme activities in a Mediterranean shrubland. *Soil Biology and Biochemistry, 79*, 5–13. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.016

Maia, S. M., Ogle, S. M., Cerri, C. E., & Cerri, C. C. (2010). Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. *Global Change Biology, 16*(10), 2775–2782. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02105.x

Mendes, L. W., Braga, L. P. P., Navarrete, A. A., Souza, D. G., Silva, G. G. Z., & Tsai, S. M. (2017). Using metagenomics to connect microbial community biodiversity and functions. *Current Issues in Molecular Biology, 24*, 103–118. https://doi.org/10.21775/cimb.024.103

Metze, D., Schnecker, J., Carlan, C. L. N. de, Bhattarai, B., Verbruggen, E., & Ostonen, I. (2024). Soil warming increases the number of growing bacterial taxa but not their growth rates. *Science Advances, 10*(8), eadk6295. https://doi.org/10.1126/sciadv.adk6295

Meurer, K. H., Franko, U., Stange, C. F., Dalla Rosa, J., Madari, B. E., & Jungkunst, H. F. (2016). Direct nitrous oxide (N_2O) fluxes from soils under different land use in Brazil – a critical review. *Environmental Research Letters, 11*(2), 023001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/2/023001

Natural Resources Defense Council (NRDC) (2025). Global carbon emissions and climate trends: annual update 2025. New York: NRDC. Disponível em: https://www.nrdc.org/.

Obregon Alvarez, D., Fonseca de Souza, L., Mendes, L. W., Moraes, M. T. de, Tosi, M., & Venturini, A. M. (2023). Shifts in functional traits and interaction patterns of soil methane-cycling communities following forest-to-pasture conversion in the Amazon Basin. *Molecular Ecology, 32*(12), 3257–3275. https://doi.org/10.1111/mec.16912

Paula, F. S., Rodrigues, J. L., Zhou, J., Wu, L., Mueller, R. C., & Mirza, B. S. (2014). Land use change alters functional gene diversity, composition and abundance in Amazon forest soil microbial communities. *Molecular Ecology, 23*(12), 2988–2999. https://doi.org/10.1111/mec.12786

Pereira, A. P., Lima, L. A. L., Bezerra, W. M., Pereira, M. L., Normando, L. R. O., & Mendes, L. W. (2021). Grazing exclusion regulates bacterial community in highly degraded semiarid soils from the Brazilian Caatinga biome. *Land Degradation & Development*.

Rodríguez-Caballero, E., Chamizo, S., Roncero-Ramos, B., Roman, R., & Canton, Y. (2018). Runoff from biocrust: A vital resource for vegetation performance on Mediterranean steppes. Ecohydrology, 11(6), e1977.

Schulz, K.; Mielke, T.; Büdel, B. (2016). Biological soil crusts in drylands: their role in carbon and nitrogen cycles and significance for soil stabilization. Soil Biology and Biochemistry, v. 96, p. 250265.

Szyja, M.; Dünnebeil, L.; Rogerson, P.; Büdel, B. (2019). Carbon sequestration potential of biological soil crusts across biomes. Biogeosciences, v. 16, p. 11671182.

Tao, S., Veen, G.F., Zhang, N. et al. (2023). Tree and shrub richness modifies subtropical tree productivity by regulating the diversity and community composition of soil bacteria and archaea. Microbiome 11, 261. https://doi.org/10.1186/s40168-023-01676-x

Telles, T. S.; Monteiro, R. C.; Lima, C. A.; Costa, M. C. (2023). Substituição de fertilizantes químicos por bioinsumos microbianos: avanços, limitações e perspectivas para a agricultura tropical. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 47, e0230056.

Van der Putten, W. H. (2012). Climate change, aboveground-belowground interactions, and species' range shifts. Annual review of ecology, evolution, and systematics, 43(1), 365-383.

Xiao, B.; Huang, C.; Zhang, Y.; Büdel, B.; Chen, L. (2022). Biological soil crusts as multifunctional ecological engineers in drylands: recent advances and future perspectives. Soil Biology and Biochemistry, v. 166, 108554.

Weber, B., Belnap, J., Büdel, B., Antoninka, A. J., Barger, N. N., Chaudhary, V. B., ... & Bowker, M. A. (2022). What is a biocrust? A refined, contemporary definition for a broadening research community. Biological Reviews, 97(5), 1768-1785.

Zhang, Q., Yue, C., Yu, P., Xu, H., Liu, K., Wu, J., & Sheng, F. (2024). Impacts of Different Vegetation Types on Soil Aggregate Stability in the Key Ecological Rehabilitation Area of the Tarim River Basin, Northwest China. Land, 13(12), 2157

♦ Capítulo 22 ♦

Carbono do solo no contexto das mudanças do clima e sua relação com a saúde do solo no semiárido brasileiro

Stoécio Malta Ferreira Maia[1], Crislâny Canuto dos Santos[2], Marcelo Rocha Ipuchima[2], Handerson Brandão Melo de Lima[2]

Introdução

A região semiárida do Nordeste do Brasil cobre cerca de 10% (850.000 Km^2) do território nacional (MapBiomas, 2025). Esta região abriga o maior bioma florestal sazonalmente seco da América do Sul, a Caatinga, que cobre 75% da região semiárida do Brasil (Cavalcante & Sampaio, 2022). O bioma Caatinga apresenta condições de altas temperaturas e chuvas esparsas e irregulares no tempo, com a maior parte da precipitação concentrada em alguns eventos intensos. Durante a estação chuvosa, a Caatinga apresenta-se de forma exuberante, com a folhagem das árvores sendo abundante, enquanto na estação seca, praticamente todas as folhas caem, resultando em galhos secos e uma vegetação parecendo morta (Nogueira et al., 2024; Bieluczyk et al., 2025).

O semiárido brasileiro está enfrentando ameaças crescentes de desmatamento, degradação e desertificação, com a área florestal tendo diminuído 8 milhões de hectares entre 1985 e 2023, o que representa 59,7 % do bioma Caatinga. Além disso, estima-se que 16% das áreas estão suscetíveis à desertificação, principalmente devido ao uso indiscriminado dos recursos florestais, incêndios e conversão para pastagens não fertilizadas e sobrepastoreio (Alvalá et al., 2019; MapBiomas, 2025). Como resultado do processo de degradação do solo provocado pela mudança de uso da terra, extensas

[1] Instituto Federal de Alagoas, Campus Marechal Deodoro (IFAL-CMD). Marechal Deodoro - AL, Brasil.
[2] Universidade Federal de Alagoas, Campus de Engenharias e Ciências Agrárias (CECA/UFAL). Rio Largo - AL, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.22

áreas do semiárido têm reduzido significativamente os níveis de matéria orgânica do solo, com impacto direto na saúde do solo. Dessa forma, quantificar os impactos causados pelas atividades antrópicas na saúde do solo deve ser uma das principais estratégias ao examinar o ecossistema semiárido. Embora essa seja uma das áreas mais sensíveis às mudanças climáticas (IPCC, 2019), é também uma das terras semiáridas menos estudadas do mundo (Lourenço et al., 2022).

A matéria orgânica do solo (MOS) é amplamente reconhecida como um indicador chave da qualidade do solo, desempenhando um papel crucial na manutenção da saúde e produtividade dos agroecossistemas, especialmente em regiões semiáridas devido à suscetibilidade da região à erosão e degradação (Maia et al., 2007; Medeiros et al., 2023). A maioria dos atributos do solo e suas funções básicas têm estreita relação com a MOS, a qual influencia diretamente os atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Sá et al., 2019). Neste capítulo, faz-se um apanhado sobre os efeitos das mudanças climáticas no contexto regional na dinâmica da matéria orgânica e estoques de carbono do solo (COS) do semiárido brasileiro, bem como uma caracterização edafoclimática geral da região. Com relação a MOS e estoques de COS, ênfase será dada nas suas relações com a saúde e atributos do solo, bem como um apanhado de soluções baseadas na natureza (NBS) eficazes no aporte de MO no solo no semiárido, ajudando no combate às mudanças climáticas e desenvolvimento sustentável da região.

Mudanças climáticas e o semiárido brasileiro

Cenários preocupantes emergiram nas últimas décadas, evidenciando os impactos adversos das atividades humanas sobre o clima global. O aumento das concentrações de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera configuram um quadro preocupante que compromete a segurança alimentar, a sustentabilidade ambiental e o bem-estar humano (Alves et al., 2024).

As atividades humanas, especialmente devido às emissões de GEE, foram responsáveis pelo aquecimento global, resultando em um aumento de 1,1°C na temperatura da superfície entre 2011 e 2020 em comparação com o período de 1850-1900. As emissões líquidas globais de GEE de origem antropogênica incluem: dióxido de carbono (CO_2), proveniente da queima de combustíveis fósseis e processos industriais, além das mudanças no uso da terra, desmatamento e silvicultura; metano (CH_4); óxido nitroso (N_2O); e gases fluorados, como hidrofluorcarbonetos (HFCs), perfluorcarbonetos (PFCs), hexafluoreto de enxofre (SF_6) e trifluoreto de nitrogênio (NF_3) (IPCC, 2023).

O acúmulo desses gases na atmosfera representa um risco significativo para a sustentabilidade da vida no planeta, pois altera o equilíbrio climático global. O aquecimento progressivo da atmosfera interfere em ciclos climáticos sensíveis, intensificando processos de retroalimentação positiva, como a redução do albedo planetário devido ao derretimento das geleiras continentais e à diminuição da cobertura de gelo marinho (Nobre, 2011). Além disso, os impactos das mudanças climáticas tornaram-se mais evidentes com a intensificação de eventos extremos, como ondas de calor, secas, furacões, enchentes e a elevação do nível do mar (IPCC, 2023). Esses fenômenos acarretam graves consequências tanto para as populações humanas quanto para os ecossistemas naturais, reforçando a necessidade de estratégias urgentes de mitigação e adaptação.

Os efeitos das mudanças climáticas sobre ecossistemas terrestres são amplamente documentados, revelando alterações nos serviços ecossistêmicos (IPCC, 2022). No entanto, os impactos das emissões antrópicas acumuladas prejudiciais à sustentabilidade da vida na Terra, não são uniformemente distribuídos em todas as regiões do planeta (Brasil, 2012). Dentre as regiões mais vulneráveis, os ecossistemas de terras secas, que incluem regiões áridas e semiáridas, passam por longos períodos de escassez de água, limitando o crescimento das plantas e a produtividade da biomassa, impactando o sistema climático global (Carneiro et al., 2025).

No Brasil, a região semiárida tem se destacado no contexto global devido à singularidade de suas características climáticas e ambientais. A região é marcada pela condição de temperaturas relativamente altas e regime de chuvas marcado pela escassez de água, representando apenas 4% do total dos recursos hídricos do país, embora represente 10% do território nacional (Brasil, 2021a; MapBiomas, 2025). Além disso, a distribuição das chuvas ocorre de maneira irregular e concentrada em um curto período do ano (Brasil, 2021b). A região foi atingida por secas intensas entre 2011 e 2017, que afetaram mais de 80% dos municípios. No ano de 2012, por exemplo, foi registrada a pior seca dos últimos 30 anos, com impacto direto na vida e na economia de 30 milhões de pessoas. Como consequência, em 2016, 24% dos municípios do semiárido reportaram surgimento e/ou aumento de áreas de desertificação (Brasil, 2021a).

O semiárido brasileiro é especialmente vulnerável aos impactos das mudanças climáticas devido às altas taxas de evaporação, temperaturas elevadas, regime pluviométrico escasso e irregular, além de longos períodos de estiagem (Barbosa et al., 2017). Segundo Lima, Cavalcante e Marin (2011), ações de adaptação, como a adoção de tecnologias voltadas para a convivência com a seca, são essenciais para minimizar esses impactos. No entanto, fatores antropogênicos agravam ainda mais essa

vulnerabilidade. Dos Santos et al. (2016) destacam que a pressão climática, aliada às ações humanas, dificulta a manutenção da fertilidade do solo, da temperatura equilibrada e da disponibilidade hídrica, podendo tornar a zona semiárida completamente árida.

A escassez hídrica é evidenciada por estudos como o de Mendes e Barbosa (2017), que analisaram a variação dos volumes de dois reservatórios na Paraíba entre 2009 e 2016. Os resultados indicaram que a redução do volume armazenado foi consequência direta das secas prolongadas intensificadas pelas mudanças climáticas. Arruda et al. (2017) reforçam que a alta taxa de evapotranspiração e o aumento das temperaturas alteram a distribuição das chuvas, desencadeando impactos socioeconômicos negativos. Pimenta (2020) alerta que, ao longo do século, principalmente entre 2040 e 2070, a ocorrência de secas extremas afetará todo o semiárido brasileiro, comprometendo a agricultura e a economia regional. A intensidade desses impactos irá variar entre as sub-regiões, refletindo a complexidade do cenário climático futuro.

O agravamento das condições climáticas coloca em risco práticas de subsistência predominantes na região, como a pecuária extensiva e a agricultura de sequeiro, que dependem de um regime pluviométrico já considerado instável. Projeções para o período entre 2091 e 2100 indicam que o aumento das temperaturas e a diminuição das chuvas podem acelerar o processo de degradação dos solos e a desertificação, reduzindo ainda mais a capacidade produtiva da região (IPCC, 2021). Segundo a Quarta Comunicação Nacional do Brasil à UNFCCC, 70,5 mil km² de área já atingiram um nível em que não é mais possível manter a produção agrícola; a produtividade dos recursos naturais é muito baixa, com reflexos sobre a capacidade de suporte para a vida humana e animal (Brasil, 2021b).

Outro fator preocupante, é o avanço da degradação do bioma Caatinga devido ao processo de antropização, que impacta diretamente o estoque de carbono no solo (COS). No semiárido brasileiro, pesquisas têm focado nas alterações de carbono e nitrogênio (N) frente às mudanças climáticas em áreas de vegetação nativa e antropizadas, considerando atividades como pecuária, agricultura de sequeiro e agricultura irrigada (Giongo et al., 2011; Lima et al., 2011; Maia et al., 2015; Carvalho et al., 2016; Alves et al., 2024). Neste contexto, o manejo do COS no semiárido enfrenta desafios significativos devido à baixa disponibilidade de água e às altas taxas de decomposição da matéria orgânica (Maia et al., 2015). Contudo, aumentar o estoque de C pode ser alcançado por meio da preservação de florestas nativas, práticas de reflorestamento, implementação de sistemas integrados de lavoura, pecuária e floresta, bem como pelo manejo adequado de pastagens e agricultura (Cook et al., 2016; Magalhães et al., 2016; Vicente et al., 2019). Essas estratégias têm o potencial de retirar significativas quantidades de CO_2 da

atmosfera por meio do processo de fotossíntese (Cassol et al., 2019) e armazenar esse C na biomassa aérea, subterrânea e, principalmente, no solo (Zelarayán et al., 2015).

Diante dos impactos das mudanças climáticas no semiárido, a adoção simultânea de medidas de mitigação e adaptação torna-se essencial. Enquanto a mitigação visa reduzir as emissões de GEE e conter o aquecimento global, a adaptação busca minimizar os efeitos adversos sobre comunidades locais, ecossistemas e atividades produtivas (Lima et al., 2011).

Nesse sentido, as Soluções Baseadas na Natureza (SBNs) que são intervenções ambientais inspiradas e apoiadas pelas dinâmicas ecossistêmicas, que vêm sendo propostas em nível mundial como alternativa para alcançar os objetivos e metas relacionados à água da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU) (Gomes Néto et al., 2020), surgem como alternativa promissora na obtenção e manutenção da biodiversidade, à redução de riscos de desastres e à mitigação das mudanças climáticas (WWAP, 2018; Lafortezza et al., 2018; Albert et al., 2019).

As SBNs têm um papel fundamental diante do aquecimento global, pois são capazes de mitigar as emissões dos GEE através da captura e armazenamento de C na biomassa e no solo. No semiárido, as SBNs podem ser usadas para enfrentar a seca, a desertificação e a degradação do solo. Alguns exemplos de SBNs já concretizados na região são a construção de cisternas, reservatórios que captam e armazenam a água da chuva para uso doméstico, agrícola ou animal; agroflorestas, sistemas de cultivo que combinam árvores, arbustos, plantas herbáceas e animais, de forma integrada e diversificada; e barraguinhas, pequenas bacias que captam o escoamento superficial da água da chuva e permitem a sua infiltração no solo (Oliveira et al., 2024).

Adicionalmente, a implementação de políticas públicas que considerem as especificidades do semiárido é imprescindível (Aguiar et al., 2019). Com esse propósito, ao longo dos anos, diversos programas do Governo Federal foram implementados para fortalecer a resiliência da população e impulsionar o desenvolvimento sustentável do semiárido. Entre as principais iniciativas, destacam-se o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf, 1995), o Programa Sertão Cidadão – Convívio com o Semiárido e Inclusão Social (2001), o Programa Conviver – Desenvolvimento Sustentável do Semiárido (2003), o Programa de Aquisição de Alimentos (PAA, 2003), o Programa Bolsa Família (2003), o Programa Água Doce (2004), o Programa Um Milhão de Cisternas Rurais (P1MC, 1999) e o Programa Uma Terra e Duas Águas (P1+2, 2007) (Campos, 2012). Essas ações têm desempenhado um papel fundamental na mitigação

dos impactos das mudanças climáticas e na melhoria das condições socioeconômicas da região.

Além disso, políticas públicas que integrem a mitigação e a adaptação às mudanças climáticas são essenciais para garantir a sustentabilidade na região. Somente por meio de ações coordenadas, envolvendo diferentes setores da sociedade, será possível enfrentar os desafios impostos por um clima em transformação e assegurar um futuro mais equilibrado para as populações que dependem desse ecossistema. O caminho para a resiliência passa pelo fortalecimento do conhecimento científico, pela integração de políticas e pela valorização dos saberes locais (Pontes & Campos, 2013).

Mudanças do carbono do solo em agroecossistemas

No semiárido brasileiro, a dinâmica de uso da terra criou paisagens caracterizadas por um mosaico de pastagens, campos agrícolas e áreas florestais em variados estágios de sucessão, que vão desde florestas perturbadas ou abertas até fragmentos de floresta densa (Menezes et al., 2012). Nas últimas décadas (período entre 1985 e 2023), mais de 8 milhões de hectares de vegetação nativa e formações florestais foram convertidos em atividades associadas à agropecuária, que passou a responder por 38,1% da área do bioma em 2023 (MapBiomas, 2025). Essas mudanças no uso da terra e a alta variabilidade ambiental presente em todo o bioma Caatinga se refletem nos estoques de C do solo. Menezes et al. (2021) relataram estoques de C do solo variando entre 56,38 e 136,71 Mg C ha^{-1} até 1 m de profundidade, e as variações foram devido às diferenças entre sistemas de uso da terra e tipos de solo (Figura 22.1).

No que se refere às classes de solos, este aspecto é essencial na região semiárida do Brasil, onde a diversidade de solos se expressa em um mosaico multifacetado de pequenos fragmentos, com solos com características extremamente distintas ocorrendo próximos uns dos outros (Santana et al. 2019). Dessa forma, entender a dinâmica de C do solo nos diferentes solos da região é fundamental para planejar de forma mais racional o uso da terra. De acordo com dados médios (Figura 22.1), as maiores perdas de COT foram encontradas nos Neossolos Regolíticos, Neossolos Quartzarênicos e Planassolos, com perdas médias de 48, 43 e 39%. Por outro lado, nos Luvissolos foram encontrados aumentos de 3% em áreas de pastagens e perdas de 9% em áreas agrícolas. No entanto, é necessário destacar que algumas classes de solo apresentaram uma camada compactada ou rochosa em uma profundidade menor que 100 cm. Nos Planossolos e

Luvissolos, a profundidade de amostragem de solo era de 60 e 80 cm, respectivamente, e 100 cm para Argissolo, Neossolos Regolíticos, Neossolos Quartzarênicos e Latossolos.

Com relação aos diferentes usos da terra, os estoques médios em áreas preservadas da Caatinga foram de 89,86 Mg ha^{-1}. Entretanto, em áreas regeneradas, a Caatinga reduz seus estoques de C em 27%, enquanto em áreas de pastagens e agricultura convencional as perdas são de 23 e 34%, respectivamente (Figura 22.1). No semiárido brasileiro, as perdas de COS são maximizadas principalmente pelo predomínio de práticas agrícolas convencionais, somada as condições edafoclimáticas da região, como baixa precipitação e altas temperaturas, que podem atingir 37,5 ºC entre os meses de agosto e outubro (Nascimento e Novais, 2020). Nesse sentido, embora o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) adote o período de 20 anos como padrão para estabilização do COS após uma mudança no uso ou manejo da terra, Althoff et al. (2016) sugerem que a recuperação dos estoques de C para a região semiárida brasileira ocorre em um processo mais lento. Os autores relatam períodos de mais de 60 anos para a recuperação dos estoques de COS quando a Caatinga é convertida em campos agrícolas/pastagens. Da mesma forma, Medeiros et al. (2022) afirmam que o novo estado de equilíbrio não deve ocorrer em menos de 40 anos de uso da terra.

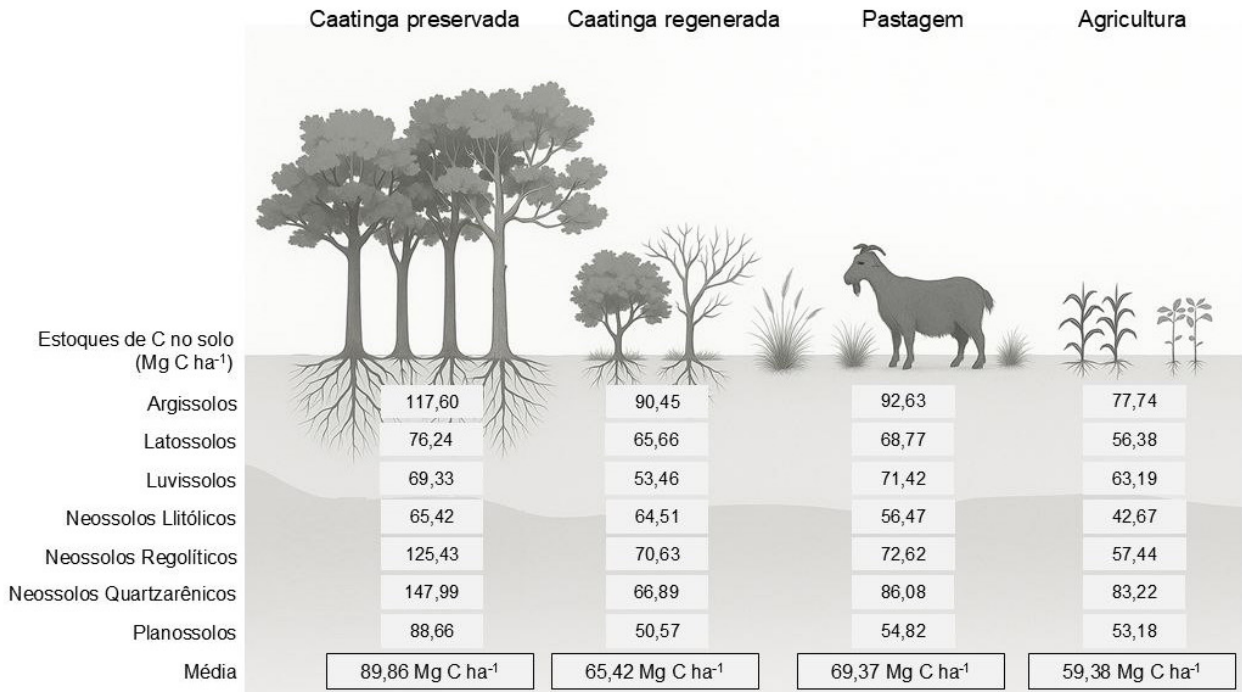


Figura 22.1. Estoques de C no solo (Mg ha^{-1}) até 1 m de profundidade em sistemas de uso da terra do Bioma Caatinga, Nordeste do Brasil.
Fonte: Adaptado de Menezes et al. (2021).

A produção pecuária (bovinos, caprinos e ovinos) destaca-se como a atividade antrópica mais extensiva no bioma Caatinga. Do total de 32,7 milhões de hectares em atividade agropecuária, as pastagens ocupam 70% dessas áreas (MapBiomas, 2025).

O manejo extensivo e com baixa adoção de tecnologias como, por exemplo, calagem e fertilização do solo, juntamente com o sobrepastoreio, tem agravado o processo de degradação do solo, induzida pela pecuária (Bieluczyk et al., 2025). Nesse contexto, foi realizado estudo em áreas do semiárido pernambucano, onde se avaliou como o sobrepastoreio impacta múltiplos indicadores do solo, funções e saúde geral do solo (Bieluczyk et al., 2025). As avaliações foram realizadas em três usos da terra: (i) Caatinga densa; (ii) Caatinga aberta, que estava em processo de regeneração florestal há 4 anos; e (iii) pastagens degradadas, que foram estabelecidas há mais de 30 anos (Figura 22.2). Os resultados mostraram que os estoques de COT foram consistentemente maiores nas florestas densas do que nas pastagens em todos os locais, mas os estoques nas florestas abertas não foram significativamente maiores do que nas pastagens. As perdas no COT pela conversão da Caatinga densa em pastagens sobrepastoreadas de longo prazo variaram de 27 a 44%.

No entanto, é crucial destacar a dificuldade que terras anteriormente degradadas enfrentam para se recuperarem ao estado de florestas secas densas primárias (Bieluczyk et al., 2025). Além disso, alterações regionais relevantes rumo ao reflorestamento demandariam estratégias que garantissem uma compensação financeira adequada para a população rural, que é caracterizada pela predominância de agricultores de baixa renda, que dependem exclusivamente da agricultura e pecuária para a sua sobrevivência. Nesse contexto, a adoção de agroecossistemas que promovam maior aporte de material orgânico no solo, e consequentemente, resultem em incremento nos estoques de C no solo se tornam a opção mais viável de mudança de uso da terra na região. Dentre os sistemas que promovem a qualidade do solo, inicialmente no semiárido brasileiro foram testados Sistemas Agroflorestais (SAFs), que apresentam variados desenhos, muitas vezes envolvendo o raleamento da vegetação nativa e a manutenção de percentuais do componente florestal de forma aleatória entre o componente agrícola ou pecuário (WRI BRASIL, 2018). Mais recentemente, têm sido adotados sistemas integrados com faixas regulares de componente arbóreo, compostas preferencialmente por espécies leguminosas como gliricídia e leucena, que contribuem para a fertilidade do solo e a recuperação ambiental (Camelo et al., 2023).

Taxas de acúmulo/perda de COS em sistemas de agroflorestas e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) implantados no semiárido são apresentadas na Tabela 22.1. Tonucci et al. (2023) observaram ganhos de 5,0 e 6,5 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, na camada

de 0 a 30 cm do solo, em sistemas de agroflorestas, após dois anos de implementação em área anteriormente sob Caatinga, em um Cambissolo Háplico Eutrófico. Enquanto na zona de transição Cerrado-Caatinga, no estado de Minas Gerais, em um sistema de ILPF com diferentes arranjos e espécie florestal implantado em um Argissolo, dentro de um período de 6 anos, ocorreram perdas em taxas que variaram de −1,2 a −4,7 Mg C ha^{-1} ano^{-1} na camada de 0 a 40 cm do solo, em comparação com o balanço de C em uma área de Cerrado-Caatinga (Freitas et al., 2022). Os mesmos autores encontraram que comparados ao sistema com vegetação nativa regenerada, os sistemas ILPF contribuíram com uma taxa de acumulação anual de COS variando de 1,00 a 4,31 Mg C ha^{-1} após o estabelecimento. No semiárido pernambucano, Oresca et al. (2024) observaram uma perda de −0,3 Mg C ha^{-1} ano^{-1} em sistemas agroflorestais implantados há 15 anos, na camada de 0-20 cm de profundidade do solo, em comparação à Caatinga.

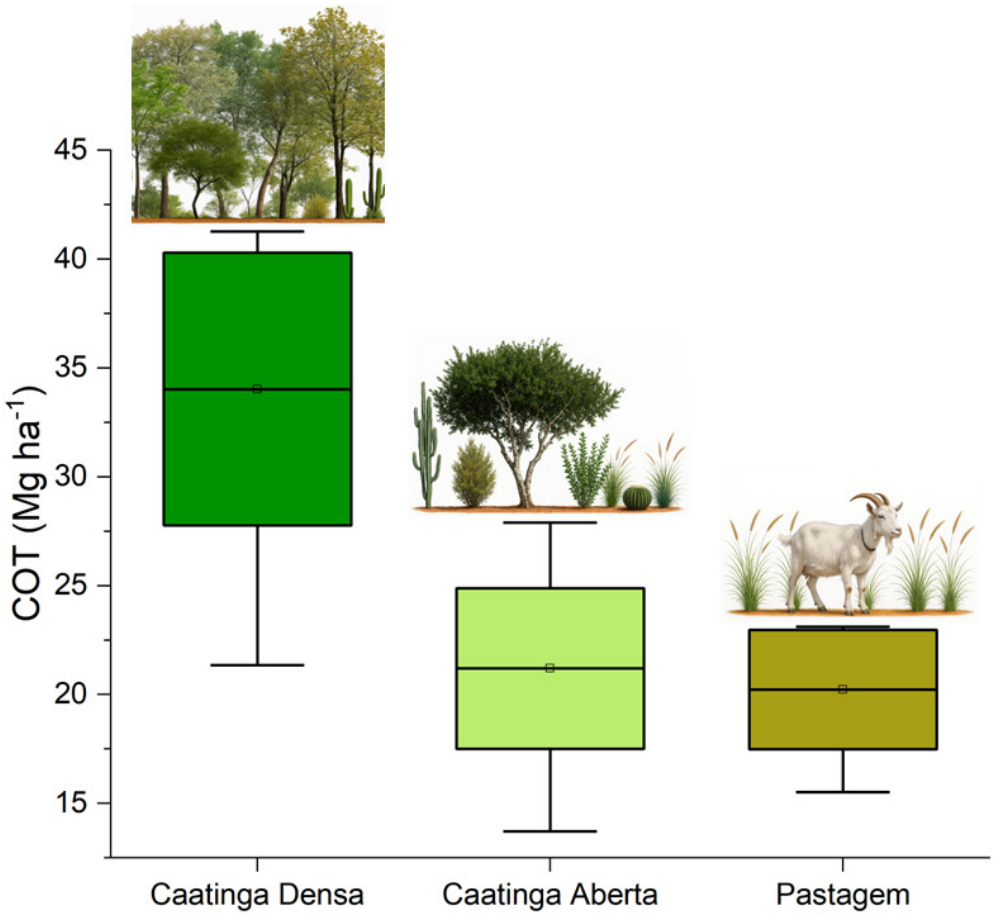


Figura 22.2. Estoque de C do solo (Mg ha^{-1}), camada de 0-20 cm em áreas de Caatinga Densa, Caatinga Aberta e Pastagem no semiárido. Fonte: Adaptado de Bieluczyk et al. (2025).

Tabela 22.1. Taxas de acúmulo/perda de carbono orgânico do solo (COS) em sistemas Agroflorestais (SAFs) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) no Semiárido.

Região	Solo	COS na área de referência (Mg ha^{-1})	Taxa de acúmulo/ perda de COS (Mg ha^{-1} ano^{-1})	Tempo (ano)	Profun--didade do solo (m)	Observações	Referência
Semiárido Ceará	Cambissolo Háplico eutrófico	54,3	5	2	0-0,3	SAFs com 10 metros entre as faixas de árvores.	Tonucci et al. (2023)
			6,5	2	0-0,3	SAFs com 20 metros entre faixas de árvores	
Transição Cerrado--Semiárido Minas Gerais	Argissolo	82,05	-4,7	6	0-0,3	ILPF com 10 metros entre faixas de árvore. *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. × *Eucalyptus tereticornis* Sm. hibrid	Freitas et al. (2022)
			-2,2	6	0-0,3	ILPF com 15 metros entre faixas de árvore. *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. × *Eucalyptus tereticornis* Sm. hibrid	
			-1,2	6	0-0,3	ILPF com 10 metros entre faixas de árvore. *Eucalyptus urophylla* S. × *Eucalyptus grandis* hybrid	
			-1,7	6	0-0,3	ILF com 10 metros entre faixas de árvore. *Eucalyptus urophylla* S. × *Eucalyptus grandis* hybrid + capim buffel	
Semiárido Pernambuco	Neossolos	28,83	-0,3	15	0-0,2	SAFs Árvores da Caatinga + sorgo/ milheto + feijão + capim massai	Oresca et al. (2024)

Esses resultados demonstram que o acúmulo/perda de C no solo em sistemas integrados são influenciados pelo arranjo, densidade e espécies cultivadas. Além disso, ao longo do tempo as perdas no COS após a conversão em sistemas integrados tende a diminuir. Portanto, é importante que estudos de longo prazo no bioma Caatinga sejam realizados no sentido de se avaliar o potencial de acúmulo do COS dos sistemas integrados no semiárido.

É amplamente reconhecido que a quantidade de C armazenado em solos de áreas de florestas é reduzida pela antropização ao longo dos anos (Medeiros et al., 2023), sobretudo em regiões semiáridas, como a do Brasil, tal como representado na Figura 22.3. Na área de vegetação nativa, o balanço entre as entradas e saídas de C do solo tende a ser zero, uma vez que ecossistemas naturais já atingiram o estado de equilíbrio dinâmico. Em geral, os sistemas agrícolas e pecuários convencionais promovem reduções nos estoques de C do solo. Por outro lado, a conversão para sistemas agroflorestais pode resultar em cenários de redução, manutenção ou mesmo incremento nos estoques de C do solo em relação ao uso anterior ao longo dos anos (Figura 22.3). Nos sistemas agrícolas e pastagens convencionais, a média de redução dos estoques de C do solo no quarto ano foi de 12%, aumentando para 29% com 15 anos e 17% com mais de 20 anos de uso. Nos sistemas integrados (SAFs e ILPF) houve um ganho de até 24% nos primeiros anos; no entanto, o aumento significativo nos estoques iniciais dos sistemas integrados pode ser resultado da entrada de resíduos decorrentes da supressão da Caatinga (Sacramento et al., 2007; Tonucci et al., 2023). A partir do sexto ano, é possível observar perdas no COS na faixa de 18%, que se reduzem para 9% quando os sistemas integrados têm mais de 15 anos.

As reduções nos estoques de C após 15 anos foram maiores nos sistemas agrícolas convencionais, enquanto as perdas de C foram menores nos sistemas integrados. Esses resultados sinalizam que apesar da limitação de áreas e estudos com sistemas integrados no semiárido do Brasil, esses sistemas se mostram promissores como forma de promover o sequestro de C sob as condições da região semiárida do Brasil.

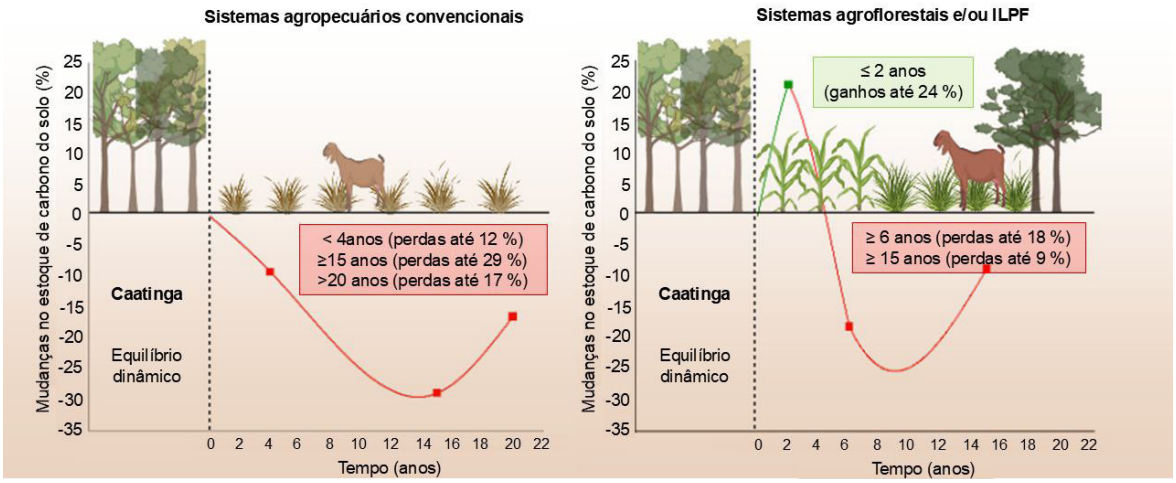


Figura 22.3. Mudanças nos estoques de C do solo (%) até 30 cm de profundidade em função da mudança de uso da terra para agroecossistemas no semiárido do Brasil.
Fonte: Médias baseadas nos valores obtidos por Medeiros et al. (2020), Medeiros et al. (2021), Freitas et al. (2022), Tonucci et al. (2023), Oresca et al. (2024) e Medeiros et al. (2023).

No semiárido cearense, Maia et al. (2007) e Nogueira (2009) observaram que sistemas agroflorestais e silvipastoris podem manter a qualidade do solo e a produtividade dos sistemas e, ainda, acumular C a taxas que variaram entre 29% e 38,7% após 12 anos de implantação, quando comparados à Caatinga. Além disso, vêm sendo observadas, em outros biomas brasileiros, taxas de acúmulo de C quando sistemas integrados são implementados em áreas de monocultivo de culturas anuais nas quais não houve uso de práticas de conservação do solo ou em áreas de pastagens degradadas (Carvalho et al., 2010; Oliveira et al., 2022). Miguel et al. (2020) estudaram a influência de sistemas agroflorestais sobre os atributos biológicos do solo no semiárido do Piauí, e constataram que os sistemas agroflorestais melhoraram a qualidade biológica do solo e podem ser mais sustentáveis do que os sistemas agrícolas de corte e queima na Caatinga a longo prazo. Esses resultados corroboram o potencial dos sistemas integrados como uma das principais estratégias para conduzir à agricultura de baixo carbono, destacando-se como práticas agrícolas inovadoras e sustentáveis. Entre as estratégias nacionais, o plano de agricultura de baixo carbono (Plano ABC+) tem como meta aumentar a área com sistemas integrados em 10,1 milhões de hectares até 2030 (BRASIL, 2023). Além disso, a Contribuição Nacionalmente Determinada (Nationally Determined Contribution – NDC) brasileira foi atualizada em 2024 e estabeleceu o compromisso de reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 59% a 67% até 2035, em relação às emissões de 2005. Para tanto, a expansão de sistemas agrícolas integrados está entre as ações e medidas que apoiam o cumprimento da meta estabelecida na NDC (BRASIL, 2024).

Dentre outras ações do Plano ABC+, está prevista a restauração adicional de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2030. Estudos apontam que a degradação de pastagens leva a perdas nos estoques de COS de 0,73 Mg ha^{-1} ano^{-1} no quinto ano, diminuindo para 0,30 Mg ha^{-1} ano^{-1} com 20 anos de uso, enquanto pastagens recuperadas podem sequestrar C em taxas de 1,22 Mg C ha^{-1} ano^{-1} nos primeiros cinco anos, e 0,34 Mg C ha^{-1} ano^{-1} no período de 30 anos (Cherubin et al., 2023). No entanto, a maior parte dos dados se refere a outros biomas, com destaque para o Cerrado. No semiárido, os poucos dados de pastagem apontam que tais ganhos devem ser mais demorados. De acordo com Medeiros et al. (2021), mesmo pastagens que a priori eram bem manejadas resultaram em perdas de COS em taxas de 1,79, 1,25 e 0,82 Mg C ha^{-1} ano^{-1} no período de 5, 10 e 20 anos. Carvalho et al. (2022) avaliando o impacto dos sistemas agrícolas de sequeiro e irrigados no estoque de COS em diferentes cenários climáticos na região semiárida do Brasil, encontraram que nas áreas de pastagens irrigadas as perdas de COS continuaram, com reduções que variaram de 4,3% a 8,8%, entre 2010-2100. Esses resultados sinalizam que apesar da recuperação de pastagem apresentar potencial para sequestrar C no solo, para a região semiárida do Brasil, essa resposta positiva, ainda é seguida por incertezas. Dessa forma, estudos avaliando o COS em pastagens melhoradas são ainda mais importantes e necessários para a região.

Papel da matéria orgânica e do carbono na saúde dos solos no semiárido brasileiro

A matéria orgânica do solo (MOS) é considerada o principal indicador de qualidade do solo devido ao seu teor no solo ser muito sensível em relação às práticas de manejo, principalmente, em regiões semiáridas devido à suscetibilidade da região à erosão e degradação (Maia et al., 2007; Medeiros et al., 2023). A manutenção da MOS no semiárido é crucial para a saúde e a fertilidade do solo, e depende de diversos fatores inter-relacionados: como a quantidade e a qualidade do aporte de carbono (C) proveniente da biomassa, bem como as perdas de C que ocorrem por meio de vários processos, como a decomposição da MOS, lixiviação e a erosão (Thapa et al., 2018).

Portanto, práticas de manejo eficazes devem focar em aumentar os aportes de biomassa enquanto minimizam as perdas de C, para manter o agroecossistema saudável. No entanto, em regiões semiáridas, altas temperaturas e pouca disponibilidade de água causam uma menor estabilidade da estrutura do solo, levando a perdas na fertilidade do solo e reduções na produção de biomassa vegetal, restringindo os estoques de COS (Wiesmeier et al., 2019). Dito isso, a MOS é fundamental para a manutenção da saúde

e produtividade do solo, pois regula processos ambientais cruciais. Quando os níveis de MOS diminuem, a funcionalidade geral do solo sofre significativamente (Figura 22.4).

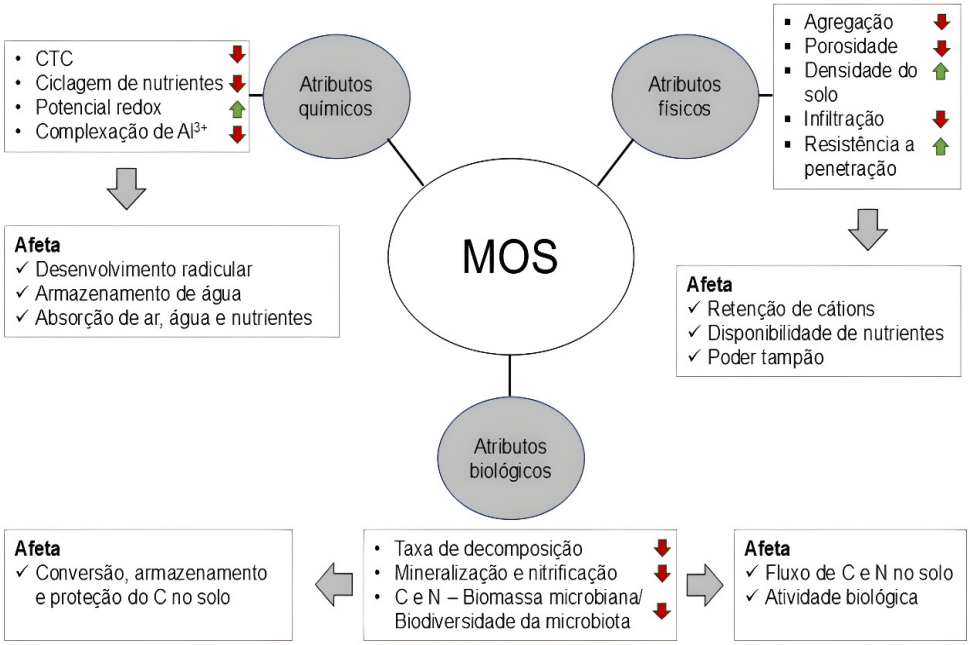


Figura 22.4. Impacto da redução da MOS em processos e atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Setas para baixo = redução; setas para cima = aumento.
Fonte: Adaptado de Sá et al. (2019).

A maioria dos atributos do solo e suas funções básicas têm estreita relação com a MOS. Como sinalizado na Figura 22.4, a diminuição da MOS leva a vários impactos negativos na saúde do solo. Fisicamente, a estrutura do solo se deteriora, resultando em menor porosidade e baixa retenção de água, o que pode aumentar a vulnerabilidade à erosão e compactação. Quimicamente, a redução da MOS afeta a disponibilidade de nutrientes e altera o pH do solo, tornando mais difícil para as plantas acessarem os nutrientes essenciais. Biologicamente, a comunidade microbiana é reduzida, prejudicando a ciclagem de nutrientes, e a decomposição da MO, torna-se menos diversa e menos ativa, o que diminui ainda mais a fertilidade do solo (Sá et al., 2019). Consequentemente, os efeitos combinados dessas mudanças contribuem para a degradação do solo.

Por outro lado, a adição de MO no solo desempenha um papel crucial na melhoria da saúde e estrutura do solo em regiões semiáridas. Essa adição promove a formação de agregados estáveis unidos por agentes cimentantes produzidos pela biomassa microbiana. Esses agentes, juntamente com o aumento da atividade e população microbiana (Figura 22.5), atuam de forma sinérgica para melhorar a estrutura geral do solo, tornando-o mais fértil e resiliente às condições adversas impostas pelo clima semiárido (Tonucci et al., 2023). O carbono da biomassa microbiana é considerado uma das fontes

mais significativas de carbono lábil dentro da MOS (Maia et al., 2007), desempenhando um papel crucial na dinâmica do COS, no ciclo de nutrientes e na manutenção da qualidade ambiental do solo. Reduções no C da biomassa microbiana em áreas de cultivo convencional intensivo enfatizam a importância do manejo conservacionista no semiárido (Figura 22.5).

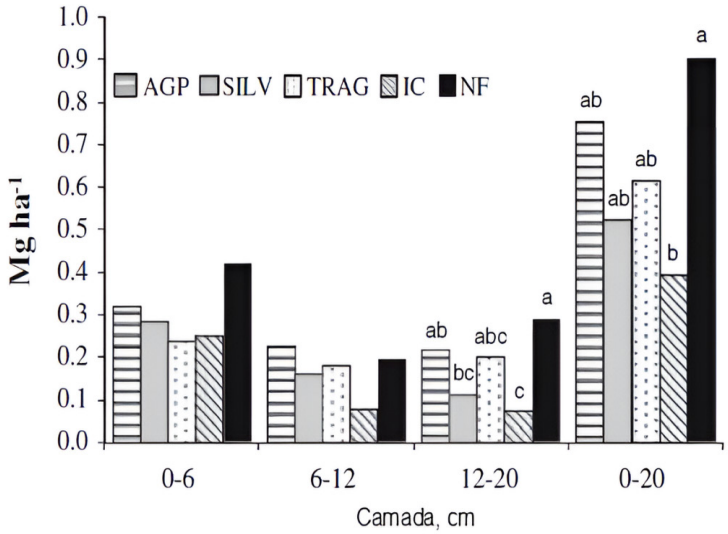


Figura 22.5. Estoques de C da biomassa microbiana após 30 dias de incubação em sistema agrosilvopastoril (AGP), sistema silvopastoril (SILV), sistema agrosilvopastoril convencional (TRAG), cultivo intensivo (IC) e floresta nativa (NF) na região semiárida do Ceará. Médias seguidas de mesma letra nas camadas, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0.05$).
Fonte: Adaptado de Maia et al. (2007).

Além de ser o principal indicador de qualidade do solo, a MOS também atua como o principal agente cimentante, promovendo o agrupamento de partículas em micro, meso e macroagregados, que resultam em uma melhor estruturação do solo e formação de poros, promovendo melhor aeração e drenagem, melhorando a capacidade do solo de reter água, o que é crucial para a manutenção dos níveis de umidade no solo e para o suporte à saúde geral do ecossistema (Tivet et al., 2013; Ferreira et al., 2018; Thapa et al., 2018).

Além disso, a incorporação de C nos agregados do solo ajuda a transformá-lo em formas menos suscetíveis a decomposição, com maior tempo de residência no ambiente. Essa transformação é vital para criar um método sustentável de sequestro de C a longo prazo, capturando efetivamente o C da atmosfera e integrando-o ao solo (Ferreira et al., 2018; Medeiros et al., 2023). Ao prevenir a perda de C de volta para a atmosfera, essa abordagem não apenas enriquece o solo, mas também contribui positivamente para o combate às mudanças climáticas. Medeiros et al. (2023) destacaram a relevância de manter agregados estáveis no solo para a proteção do COS no semiárido. Eles

detalharam como esses agregados, que são agrupamentos de partículas de solo mantidos unidos pela MO e pela atividade microbiana, desempenham um papel fundamental na proteção do COS contra a decomposição rápida e a possível perda física por processos de degradação do solo.

Os impactos positivos das práticas de manejo conservacionistas que visam o acúmulo de MOS e a melhoria geral da saúde do solo em diversos agroecossistemas podem não ser imediatamente evidentes dependendo da análise empregada; de fato, pode levar vários anos até que esses benefícios se tornem perceptíveis (Acosta-Martínez et al., 2010; Thapa et al., 2018). Por outro lado, indicadores precoces de mudanças na saúde do solo podem ser avaliados de forma eficaz ao examinar as respostas das frações mais lábeis da MOS, principalmente a matéria orgânica particulada (MOP). Essa fração mais lábil é caracterizada por suas taxas rápidas de renovação, sendo mais sensível as mudanças nas práticas de manejo do solo, servindo como parâmetro para detectar melhorias ou declínios na saúde do solo em curtos prazos. Além disso, a realização de uma avaliação que abrange frações da MOS de diferente labilidade, incluindo frações mais recalcitrantes como a matéria orgânica associada à minerais (MOAM) permite a avaliação de diversos usos da terra e seus impactos na saúde do solo ao longo do tempo (Figura 22.6).

As duas frações, MOP e MOAM, apresentam tempos de residência distintos no solo, influenciados pelas atividades dos microrganismos, bem como por suas interações com a matriz mineral do solo e condições edafoclimáticas do semiárido (Lavallee et al., 2020; Santos et al., 2023). De modo geral, as porcentagens de perda com a mudança de uso de terra, são mais acentuadas na MOP (Santos et al., 2023). Essa diminuição também ocorre nas camadas mais profundas, isso ressalta a importância de incluir essas camadas em estudos sobre os impactos da mudança de uso da terra na dinâmica da MOS em regiões semiáridas, já que essas mudanças não são restritas as camadas mais superficiais. Em relação à MOAM, como esta fração mais recalcitrante constitui grande parte dos estoques de COS, reduções são associadas à diminuição do COS (Figura 22.6).

Em complemento a análise das frações da MOS, o índice de manejo de carbono (IMC) considera o estoque total de C e sua labilidade, fornecendo uma medida sensível da taxa de mudança na dinâmica do C do solo em comparação com um solo de referência mais estável (Maia et al., 2007; Santos et al., 2023), que de modo geral é a vegetação nativa da região. O semiárido brasileiro apresenta uma diversidade de solos de diferentes texturas. Muitos dos solos nesta região têm textura arenosa, tornando a manutenção dos estoques de COS nestes solos, crucial para prevenir a degradação. Os

solos mais representativos da região são Latossolos (21,0% da área total), Neossolos Litólicos (19,2%), Argissolos (14,7%), Luvissolos (13,3%), Neossolos Quartzarênicos (9,3%), Planossolos (9,1%) e Neossolos Regolíticos (4,4%) (Santos et al., 2023).

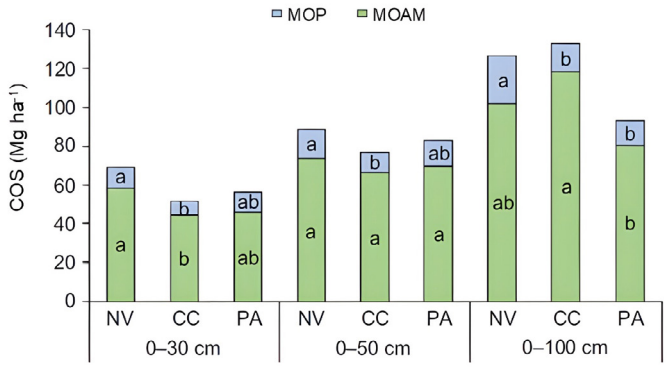


Figura 22.6. Carbono orgânico do solo (COS) nas frações da matéria orgânica do solo (MOP = matéria orgânica particulada; MOAM = matéria orgânica associada aos minerais), nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm de profundidade em áreas de vegetação nativa (NV), cultivo convencional (CC) e pastagens (PA) na região semiárida do Brasil. Médias seguidas de mesma letra na mesma profundidade e mesma fração da MOS não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p < 0,05$). Fonte: Adaptado de Santos et al. (2023).

Os valores mais baixos do IMC nos sistemas agrícolas da região semiárida brasileira (Figura 22.7) são resultados das práticas de manejo convencional nas diferentes classes de solo (Santos et al., 2023). Nesta região, agricultores de pequeno porte, com poder aquisitivo limitado, frequentemente não têm acesso a técnicas adequadas de manejo do solo. Outro fator que ocasiona menores valores de IMC em áreas agricultáveis é o menor estoque de MOP se comparado com a vegetação nativa, como ocorrido nos Argissolos, Cambissolos e Planossolos (Santos et al., 2023). Não existe um valor ideal para o IMC, entretanto, valores abaixo de 100% indicam uma perda da qualidade do solo, enquanto valores mais altos sinalizam que o sistema está sendo reabilitado ou melhorado.

Solos saudáveis desempenham um papel vital na agricultura sustentável, pois realizam diversas funções essenciais que melhoram tanto a produtividade agronômica quanto a saúde ambiental. Eles são fundamentais para a formação e estabilização da MOS, que enriquece o solo e melhora sua estrutura. Por meio do ciclo eficiente de nutrientes, solos saudáveis garantem que os nutrientes essenciais estejam disponíveis para as culturas, promovendo crescimento vigoroso e altos rendimentos. Além disso, ajudam a controlar processos de degradação do solo com a erosão. Solos saudáveis também contribuem para a conservação da água no solo, especialmente durante períodos de seca. Juntas, essas funções não apenas sustentam uma produção agrícola robusta, mas também preservam a qualidade geral do ambiente e ajudam a no combate às mudanças climáticas no semiárido brasileiro.

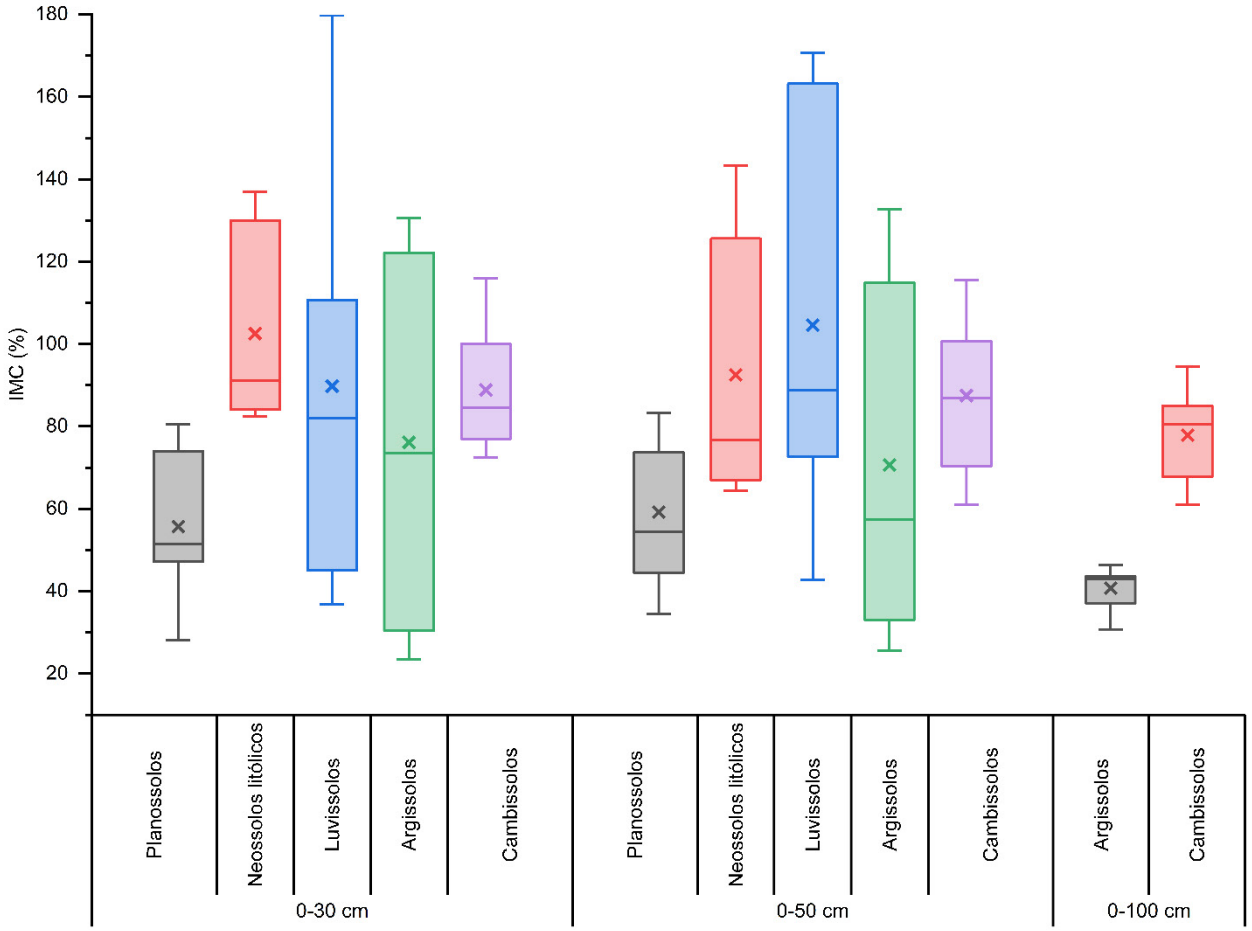


Figura 22.7. Índice de Manejo de Carbono (IMC) nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm de diferentes classes de solo em sistemas agrícolas (agricultura e pastagens) no semiárido Brasileiro. *Os valores diferem da área de vegetação nativa de referência (CMI = 100%) pelo teste de Mann–Whitney (P < 0,05). No box plot, a linha dentro da caixa indica a mediana, as linhas superior e inferior da caixa representam o 1º e o 3º quartis. O 'x' indica a média.
Fonte: Adaptado de Santos et al., 2023.

Considerações finais

A região semiárida brasileira enfrenta desafios ambientais e climáticos cada vez mais intensos, como desmatamento, degradação do solo e desertificação, que afetam diretamente a agricultura e a pecuária, práticas essenciais para a subsistência da população local. Com as projeções de mudanças climáticas, esses impactos poderão ser ainda mais severos, agravando a insegurança alimentar. Portanto, a adoção de práticas agrícolas resilientes e a promoção de um uso consciente dos recursos naturais são fundamentais para a adaptação ao novo cenário climático e para a garantia de um

futuro mais sustentável para o semiárido brasileiro.

Para enfrentar os desafios ambientais e climáticos, os estudos aqui apresentados sugerem que a preservação e recuperação dos estoques de carbono, com práticas como reflorestamento, sistemas agroflorestais e manejo sustentável das pastagens, são estratégias fundamentais para mitigar os impactos das mudanças climáticas e reduzir as emissões de gases de efeito estufa. No entanto, os resultados também demonstram que a recuperação do solo em áreas degradadas é um processo lento e desafiador, especialmente devido à alta variabilidade ambiental e aos baixos investimentos em tecnologias de manejo na região.

O Plano ABC+ e as metas da Contribuição Nacionalmente Determinada representam uma medida concreta no combate à degradação ambiental e na busca por soluções que conciliem o crescimento econômico com a preservação ambiental, oferecendo perspectivas mais equilibradas e sustentáveis para as populações do semiárido. Porém, como evidenciado neste capítulo, é imprescindível a implementação de políticas públicas que estejam alinhadas às particularidades da região, que considerem tanto as questões ambientais quanto as sociais. Dessa forma, o fortalecimento do conhecimento científico do COS em agroecossistemas são ainda mais importantes e necessários para a região semiárida do Brasil.

Referências

Acosta-Martínez, V., Bell, C. W., Morris, B. E. L., Zak, J., & Allen, V. G. (2010). Long-term soil microbial community and enzyme activity responses to an integrated cropping-livestock system in a semi-arid region. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 137*, 231–240. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.008

Aguiar, L. C., DelGrossi, M. E., Oliveira, L. G., & Ávila, M. L. (2019). As políticas públicas no semiárido brasileiro: uma revisão de literatura. *Revista Econômica do Nordeste, 50*(2), 9–22. https://doi.org/10.61673/ren.2019.968

Althoff, T. D., Menezes, R. S. C., Carvalho, A. L., Pinto, A. S., Santiago, G. A. C. F., Ometto, J. P. H. B., & Sampaio, E. V. S. B. (2016). Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. *Forest Ecology and Management, 360*, 367–375. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.001

Alvalá, R., Cunha, A. P., Brito, S. S., Seluchi, M. E., Marengo, J. A., Moraes, O. L. L., & Carvalho, M. A. (2019). Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region. *Anais da Academia Brasileira de Ciências, 91*, e20170209. https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170209

Alves, J. R., Pelloso, M. F., & Amaral, H. F. (2024). Dinâmica do carbono nos solos em sistemas agrícolas. In M. F. Pelloso, F. T. Hata, H. F. Amaral, & K. R. F. Schwan-Estrada (Eds.), *Agricultura em bases agroecológica e conservacionista* (Vol. II, pp. 92–109). Paraná: Atena.

Arruda, M. B. M., et al. (2017). Análise das atividades de combate e mitigação das mudanças climáticas e efeito estufa no Nordeste do Brasil. In *Reflexões sobre o semiárido: obra do encontro do pensamento geográfico* (Cap. 11, pp. 99–103).

Assad, E. D. (2021). Sistemas agrícolas adaptados às mudanças climáticas. *Ciência e Cultura, 73*. http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602021000100007

Barbosa, V. V., Mendes, C. F., & Barbosa, J. E. L. (2017). Mudanças nas características da água decorrente da seca prolongada em reservatórios do Semiárido brasileiro. In *II Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido*.

Bastida, F., Moreno, J. L., Hernández, T., & García, C. (2007). The long-term effects of the management of a forest soil on its carbon content, microbial biomass and activity under a semi-arid climate. *Applied Soil Ecology, 37*, 53–62. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.05.001

Bhattacharyya, T., Pal, D. K., Easter, M., Williams, S., Paustian, K., Milne, E., Chandran, P., Ray, S. K., Mandal, C., Coleman, K., Flloon, P., Powlson, D., & Gajbhiye, K. S. (2007). Evaluating the Century C model using long-term fertilizer trials in the Indo-Gangetic Plains, India. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 122*, 73–83. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.009

Bieluczyk, W., Souza, P. A. S., Oliveira, A. S., Sampaio, R. M. B. C., Ferreira, J. S., Dantas, E. F., Lambais, G. R., Menezes, R. S. C., Camargo, P. B., Medeiros, E. V., França, R. F., Sampaio, E. V. S. B., & Freitas, A. D. S. (2025). From overgrazed land to forests: assessing soil health in the Caatinga biome. *Journal of Environmental Management, 374*, 124022. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.124022

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2012). *Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono)*. Brasília: MAPA. 173 p.

Brasil. (2021a). *Quarta comunicação nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. MCT, Brasília. https://antigo.mctic.gov.br/mctic/export/sites/institucional/arquivos/SIRENE/Comunicacoes-Nacionais-do-Brasil-aUNFCCC/2020_12_22_4CN_v5_PORT_publicada.pdf

Brasil. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE. (2021b). *Delimitação do semiárido*. https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/02semiaridorelatorionv.pdf

Brasil. (2023). *Plano ABC e Plano ABC+*. https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/planoabc-abcmais

Brasil. (2024). *A NDC do Brasil: determinação nacional em contribuir e transformar*. https://www.gov.br/mre/pt-br/canais_atendimento/imprensa/notas-a-imprensa/brasil-entrega-a-onu-nova-ndc-alinhada-ao-acordo-de-paris/copy_of_FinalNDCversaoemportugues.pdf

Camelo, D., Dubeux Jr., J. C. B., Santos, M. V. F., Lira Jr., M. A., Fracetto, G. G. M., Fracetto, F. J. C., Cunha, M. V., & de Freitas, E. V. (2021). Soil microbial activity and biomass in semiarid agroforestry systems integrating forage cactus and tree legumes. *Agronomy, 11*. https://doi.org/10.3390/agronomy11081558

Campos, H. L. (2013). Convivência com o semiárido: potencialidades, limitações e ações. *Breves Contribuciones del I.E.G., 28*(24), 193–212.

Campos, J. N. B. (2012). A evolução das políticas públicas no Nordeste. In A. R. Magalhães (Ed.), *A questão da água no Nordeste* (pp. 261–287). Brasília, DF: CGEE.

Carneiro, R. G., Rykowska, Z., Borges, C. K., Stachlewska, I. S., & Santos, C. A. C. (2025). Energy balance and evapotranspiration response to environmental variables in the semi-arid Caatinga biome. *Journal of South American Earth Sciences, 152*, 105319. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2024.105319

Carvalho, A. L., Araújo-Neto, R., Lyra, G. B., Cerri, C. E. P., & Maia, S. M. F. (2022). Impact of rainfed and irrigated agriculture systems on soil carbon stock under different climate scenarios in the semi-arid region of Brazil. *Journal of Arid Land, 14*(4), 359–373. https://doi.org/10.1007/s40333-022-0092-y

Carvalho, J. L. N., Raucci, G. S., Frazão, L. A., Cerri, C. E. P., Bernoux, M., & Cerri, C. C. (2014). Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 183*, 167–175. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.014

Cassol, P. C., Fachini, L., Mafra, A. L., Brand, M. A., Simonete, M., & Coimbra, J. L. M. (2019). Changes in organic carbon in soil of natural grassland converted to *Pinus taeda* plantations at three ages. *Ciência Florestal, 29*(2), 545–558. https://doi.org/10.5902/198050986301

Cavalcante, A. M. B., & Sampaio, A. C. P. (2022). Modeling the potential distribution of cacti under climate change scenarios in the largest tropical dry forest region in South America. *Journal of Arid Environments, 200*. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104725

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* (pp. 601–625). Brasília, DF: Embrapa.

Ferreira, A. O., Sá, J. C. M., Lal, R., Tivet, F., Briedis, C., Inagaki, T. M., et al. (2018). Macroaggregation and soil organic carbon restoration in a highly weathered Brazilian Oxisol after two decades under no-till. *Science of The Total Environment, 621*, 1559–1567. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.072

Freitas, I. C. D., Alves, M. A., Magalhães, J. R., Dias, R. F., Albuquerque, C. J. B., Ferreira, E. A., Fernandes, L. A., Pegoraro, R. F., & Frazão, L. A. (2022). Soil carbon and nitrogen stocks under agrosilvopastoral systems with different arrangements in a transition area between Cerrado and Caatinga biomes in Brazil. *Agronomy, 12*, 2926. https://doi.org/10.3390/agronomy12122926

Giongo, V. G., Galvão, S. R. S., Mendes, M. A. S., Gava, C. A. T., & Cunha, T. J. F. (2021). Soil organic carbon in the Brazilian semi-arid tropics. *Dynamic Soil, Dynamic Plant, 5*, 12–20.

Giongo, V., Galvão, S. R. S., Mendes, M. A. S., Cunha, T. J. F., Gava, C. A. T., & Oliveira, R. C. S. (2011). Estoque de carbono no sistema solo em uma área referência do Semiárido. In *Anais do XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*. Uberlândia, Minas Gerais.

Gomes Néto, N. C., Souza, L. do N. de, Castro, C. A. F., Costa, D. de A., Ferreira, M. I. P. (2020). Soluções Baseadas na Natureza aplicadas à conservação e à gestão integrada das águas – um estudo prospectivo à luz da Agenda 2030 da ONU. Revista Principia. Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB, 51, 30–42. https://doi.org/10.18265/1517-0306a2020v1n51p30-43

Gunkel, G., Lima, D., Selge, F., Sobral, M., & Calado, S. (2015). Aquatic ecosystem services of reservoirs in semi-arid areas: sustainability and reservoir management. *River Basin Management, 197*, 187–200. https://doi.org/10.2495/RM150171

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2006). *Guidelines for national greenhouse gas inventories – agriculture, forestry and other land use* (S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe, Eds.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2019). *Climate change and land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. https://doi.org/10.4337/9781784710644

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2021). *Climate change 2021: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. R. B. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu & B. Zhou, Eds.). Cambridge University Press.

Kronemberger, D. M. P. (2019). Os desafios da construção dos indicadores ODS globais. *Ciência e Cultura, 71*, 40–45. http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602019000100012

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*, 261–273. https://doi.org/10.1111/gcb.14859

Lourenço, E. R. C., Souza, B. I., D'Andrea, A. F., & Souza, J. J. L. L. (2022). Temporal variation of soil CO_2 emission in different land uses in the Caatinga. *Applied*

Geography, 140, 102661. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102661

Maia, S. M. F., Xavier, F. A. S., Oliveira, T. S., Mendonça, E. S., & Araújo Filho, J. A. (2007). Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. *Agroforestry Systems, 71*, 127–138. https://doi.org/10.1007/s10457-007-9063-8

MapBiomas. (2025). Infográficos. Acessado em 20 janeiro 2025. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/infograficos/

Medeiros, A. S., Gonzaga, G. B. M., da Silva, T. S., de Souza Barreto, B., dos Santos, T. C., de Melo, P. L. A., et al. (2023). Changes in soil organic carbon and soil aggregation due to deforestation for smallholder management in the Brazilian semi-arid region. *Geoderma Regional, 33*, e00647. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00647

Medeiros, A. S., Cesário, F. V., & Maia, S. M. F. (2023). Long-term impact of conventional management on soil carbon and nitrogen stocks in the semi-arid region of Brazil: a meta-analysis. *Journal of Arid Environments, 218*, 105052. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.105052

Medeiros, A. S., Maia, S. M. F., Santos, T. C., & Gomes, T. C. A. (2021). Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. *Scientia Agricola, 78*, e20190076. https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0076

Medeiros, A. S., Maia, S. M. F., Santos, T. C., & Gomes, T. C. A. (2020). Soil carbon losses in conventional farming systems due to land-use change in the Brazilian semi-arid region. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 287*, 106690. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106690

Menezes, R. S. C., Sales, A. T., Primo, D. C., Albuquerque, E. R. G. M., Jesus, K. N., Pareyn, F. G. C., Santana, M. S., Santos, U. J., Martins, J. C. R., Althoff, T. D., Nascimento, D. M., Gouveia, R. F., Fernandes, M. M., Loureiro, D. C., Araújo Filho, J. C., Giongo, V., Duda, G. P., Alves, B. J. R., Ivo, W. M. P. M., Andrade, E. M., Pinto, A. S., & Sampaio, E. V. S. B. (2021). Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. *Geoderma, 390*, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943

Menezes, R. S. C., Sampaio, E. V. S. B., Giongo, V., & Perez-Marin, A. M. (2012). Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. *Brazilian Journal of Biology, 72*. https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004

Miguel, D. L., Silva, E. M. R., Silva, C. F., 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), 1–16. http://dx.doi.org/10.14393/BJ-v36n1a2020-42704

Nascimento, D. T. F., & Novais, G. T. (2020). Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas. *Élisée Revista de Geografia, 9*, e922021.

Nobre, C. A., Assad, E. D., & Oyama, M. D. (2005). Mudança ambiental no Brasil: o

impacto do aquecimento global nos ecossistemas da Amazônia e na agricultura. *Scientific American Brasil, 12*.

Nobre, P., et al. (2011). Mudanças climáticas e desertificação: os desafios para o Estado Brasileiro. In *Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro* (pp. 25–36). Campina Grande: INSA-PB.

Nogueira, E. M., Clemente, C. M. S., Yana, A. M., Reis, M., & Fearnside, P. M. (2024). Cutting of dry forests in a semiarid region of northeastern Brazil. *Regional Environmental Change, 24*, 1–15. https://doi.org/10.1007/s10113-024-02188-6

Nogueira, R. S. (2009). Distribuição espacial de carbono, nutrientes e solo em Luvissolos sob sistemas agrícolas tradicionais e agroflorestais no município de Sobral-CE [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará]. Ceará.

Oliveira, J. M., Gollany, H. T., Polumsky, R. W., Madari, B. E., Leite, L. F. C., Machado, P. L. O. A., & Carvalho, M. T. M. (2022). Predicting soil organic carbon dynamics of integrated crop-livestock system in Brazil using the CQESTR model. *Frontiers in Environmental Science, 10*, e826786. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.826786

Oliveira, R. A., Santos, G. W. O. T., Salú, M. V. S., Silva, J. M. V., & Maia, S. M. F. (2024). SBNs, o que são? Produto Educacional – Cartilha (Programa de Iniciação Científica Jr.). Instituto Federal de Alagoas, Campus Marechal Deodoro.

Oresca, D., Souza, E. S., Souza, R. M. S., Silva, J. R. I., Moura, D. P., Sampaio, E. V. S. B., Hammecker, C., Lima, J. R. S., Menezes, R. S. C., Pessoa, L. G. M., Ferrão, N. G. M., & Antonino, A. C. D. (2024). Impact of conversion of the Caatinga forest to different land uses on soil and root respiration dynamics in the Brazilian semiarid region. *Sustainability, 16*, 10652. https://doi.org/10.3390/su162310652

Organização das Nações Unidas (ONU). (2015). *Transformando nosso mundo: a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável*. Centro de Informação das Nações Unidas para o Brasil.

Pathak, H., Byjesh, K., Chakrabarti, B., & Aggarwal, P. K. (2011). Potential and cost of carbon sequestration in Indian agriculture: estimates from long-term field experiments. *Field Crops Research, 120*, 102–111.

Reis, J. V., Leitão, M. M. B. R., & Galvíncio, J. D. (2023). Objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) no semiárido brasileiro: ODS 6 (água potável e saneamento) e 15 (vida terrestre) e suas relações no bioma Caatinga. In V. C. Santos (Ed.), *Ciências ambientais em foco: olhares para a sustentabilidade* (1ª ed., pp. 39–44). Ananindeua: Itacaiúnas.

Sá, J. C. M., Santos, J. B., Canalli, L. B., Inagaki, T. M., Gonçalves, D. R. P., Romaniw, J., Oliveira, A. F., & Briedis, C. (2019). Sistema plantio direto. In O. J. Bertol, A. Colozzi Filho, G. M. C. Barbosa, J. B. Santos, & M. F. Guimarães (Eds.), *Manual de manejo e conservação do solo e da água para o Estado do Paraná* (pp. 105–110). Curitiba: SBCS, Nepar.

Santana, M. S., Sampaio, E. V. S. B., Giongo, V., Menezes, R. S. C., Jesus, K. N.,

Albuquerque, E. R. G. M., Nascimento, D. M., Pareny, F. G. C., Cunha, T. J. F., Sampaio, R. M. B., Primo, D. C. (2019). Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. *Geoderma Regional, 16*, e00205. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205

Santos, A. M. A., et al. (2016). Reflexões sobre os efeitos das mudanças climáticas na biodiversidade da Caatinga. *Diversitas Journal, 1*(1), 113–118.

Santos, C. C., de Souza Medeiros, A., de Araújo, V. M. F., & Maia, S. M. F. (2023). Soil organic matter fractions under different land uses and soil classes in the Brazilian semi-arid region. *Soil Research, 61*, 817–830. https://doi.org/10.1071/SR23087

Sarah, P. (2006). Soil organic matter and land degradation in semi-arid area, Israel. *Catena, 67*, 50–55.

SEEG. (2020). Sistema de estimativas de emissões e remoções de gases de efeito estufa. *Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970–2019*. Observatório do Clima.

Thapa, V. R., Ghimire, R., Mikha, M. M., & Idowu, O. J. (2018). Land use effects on soil health in semiarid drylands. *Agricultural & Environmental Letters, 3*. https://doi.org/10.2134/ael2018.05.0022

Tivet, F., de Moraes Sá, J. C., Lal, R., Briedis, C., Borszowskei, P. R., dos Santos, J. B., et al. (2013). Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in subtropical and tropical regions of Brazil. *Soil & Tillage Research, 126*, 203–218. https://doi.org/10.1016/j.still.2012.09.004

Tonucci, R. G., Vogado, R. F., Silva, R. D., Pompeu, R. C. F. F., Oda-Souza, M., & Souza, H. A. (2023). Agroforestry system improves soil carbon and nitrogen stocks in depth after land-use changes in the Brazilian semi-arid region. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 47*, e0220124. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220124

Travassos, I. S., Souza, B. I., & Silva, A. B. (2013). Secas, desertificação e políticas públicas no semiárido nordestino brasileiro. 7ª ed. João Pessoa: *Revista Okara: Geografia em Debate*.

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., et al. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils — a review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma, 333*, 149–162. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026

WRI Brasil. (2018). *Sistemas agroflorestais (SAFs): o que são e como aliam restauração e produção de alimentos*. Acessado em junho de 2024. Disponível em: https://www.wribrasil.org.br/noticias/sistemas-agroflorestais-safs-o-que-sao-e-como-aliam-restauracao-e-producao-de-alimentos

Zelarayán, M. L. C., Celentano, D., Oliveira, E. C., Triana, S. P., Sodré, D. N., Muchavisoy, K. H. M., & Rousseau, G. X. (2015). Impacto da degradação sobre o estoque total de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil. *Acta Amazonica, 45*, 271–282. https://doi.org/10.1590/1809-4392201500432

♦ Capítulo 23 ♦

Técnicas moleculares aplicadas na detecção de genes e proteínas indicadores do status de saúde do solo

Rafael Borges da Silva Valadares[1], Silvia Fernanda Mardegan[2], José Petrônio Mendes Júnior[1], Gabriel Caixeta Martins[1], Isa Rebecca Chagas da Costa[1], Sayure Mariana Raad Nahon[1], Alice de Paula de Sousa Cavalcante[1]

Introdução

As interações entre as frações minerais e orgânicas do solo regulam uma série de processos e funções (Figura 23.1). Essa dinâmica determina a capacidade contínua do solo de funcionar como um ecossistema vivo e dinâmico que atua na manutenção de processos ecológicos, produtividade agrícola e preservação da biodiversidade, conceito conhecido como Saúde do Solo (Lavelle, 2012). Um outro serviço essencial é a tendência de solos saudáveis acumularem mais carbono, bem como outros elementos, em formas que reduzem o aquecimento da atmosfera, contribuindo ativamente para a mitigação dos gases de efeito estufa (Brussaard, 2012).

Esses serviços são desempenhados por uma biota altamente diversa e ainda pouco conhecida, organizada em diferentes h*á*bitats que ocorrem no solo (Guerra et al., 2020). Essa biota, majoritariamente composta por microrganismos, é influenciada tanto pela biomassa vegetal presente acima do solo quanto pelas propriedades da fração mineral, incluindo a estrutura física, os teores de matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes (Brussaard, 2012). Os microrganismos do solo — que representam a maior reserva de biodiversidade do planeta — catalisam reações essenciais como a decomposição da matéria orgânica, a mobilização de nutrientes e a estabilização dos estoques de carbono e nitrogênio.

[1]Instituto Tecnológico Vale Desenvolvimento Sustentável. Belém – PA, Brasil.
[2]Universidade Federal do Pará (UFPA). Belém - PA, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.23



Figura 23.1. Representação gráfica dos atributos químicos, biológicos e físicos integrados que compõem o Índice de Saúde do Solo (ISS) e seus respectivos indicadores comparando áreas degradadas e preservadas.

Por essa razão, a análise integrada da composição e da atividade microbiana é fundamental para compreender o funcionamento dos ecossistemas edáficos. O avanço das técnicas moleculares, como o *metabarcoding* e a metaproteômica, ampliou o conhecimento sobre a microbiota do solo, tornando possível acessar uma maior gama de informações sobre esses ambientes.

O sequenciamento do DNA por *metabarcoding* identifica a diversidade microbiana, enquanto a metaproteômica revela funções biogeoquímicas ativas, aproximando a análise molecular do fenótipo observado do solo. Essas abordagens complementares aprofundam a compreensão dos processos ecológicos.

Apesar do potencial de informações capazes de serem obtidas com tais tecnologias, desafios como custos, complexidade e acesso limitado dificultam a aplicação ampla dessas tecnologias. Por isso, é necessário democratizar seu uso e traduzir dados técnicos em informações práticas. Nesse contexto, a integração de métodos moleculares com análises físicas e químicas tradicionais oferece uma visão robusta da saúde do solo. Essa abordagem pode orientar práticas sustentáveis que promovem o sequestro de carbono, a resiliência dos agroecossistemas e o acúmulo de carbono ao longo do tempo.

Este capítulo discute a aplicação de técnicas moleculares na identificação de processos microbianos ligados à ciclagem de nutrientes e à fixação de carbono. Por meio de estudos de caso, demonstra-se como tais técnicas podem se tornar ferramentas que apoiam estratégias de mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

Saúde do solo, fixação de carbono e ciclagem de nutrientes

A saúde do solo é definida como a capacidade contínua do solo de funcionar como um sistema vivo, dentro dos limites do ecossistema e do uso da terra, para sustentar a produtividade biológica, promover a qualidade dos ambientes de ar e água e manter a saúde vegetal, animal e humana (Pankhurst et al., 1997). Sua degradação desencadeia efeitos em cascata, afetando desde serviços de suporte até culturais (Oishy et al., 2025; Sayre et al., 2025; Shokri et al., 2025). As alterações ecossistêmicas aceleradas pelo homem comprometem a saúde do solo, componente vital para a regulação do clima, os ciclos biogeoquímicos, a produção de alimentos e a manutenção da biodiversidade (Wall et al., 2012).

O status de saúde do solo pode ser melhor avaliado com o uso de indicadores integrados dos atributos físicos, químicos e biológicos, considerando que nenhum parâmetro isolado reflete sua complexidade (Sprunger & Martin, 2023). No caso dos atributos biológicos, a comunidade edáfica é responsável por um terço da saúde do solo, destacando-se como indicador sensível a mudanças ambientais, mediando interações dinâmicas entre os componentes edáficos como “engenheiros do ecossistema”, catalisando processos como ciclagem de nutrientes e fixação de carbono, tornando-as essenciais para práticas de manejo sustentável (Bünemann et al., 2018; Gatica-Saavedra et al., 2023).

Nesse sentido, genes e enzimas relativos à comunidade edáfica emergem como indicadores-chave. Os genes revelam a diversidade e potencial metabólico microbiano, enquanto as enzimas refletem a atividade bioquímica imediata, servindo como marcadores rápidos de funcionalidade (Pu & Liu, 2023).

Técnicas moleculares permitem obter tais informações sobre as comunidades microbianas do solo e assim mensurar o *status* da saúde do solo. Entre as técnicas moleculares estão o *metabarcoding* e a metaproteômica que consistem em análises em larga escala da biodiversidade, por meio da amplificação e do sequenciamento de genes homólogos (metabarcoding) e das proteínas de comunidades microbianas em um determinado momento (metaproteômica) (Williams et al., 2023; Rao & Sunkad,

2024). Dessa forma, é possível correlacionar diversidade microbiana com funções ecossistêmicas, como a fixação de carbono e a decomposição de matéria orgânica (Bona et al., 2019; Van Der Heyde et al., 2022).

A integração dessas abordagens viabiliza a identificação de processos críticos para a saúde do solo, como eficiência na ciclagem de nutrientes (Ribeiro et al., 2023). Tendo em vista que o aceleramento das alterações dos ecossistemas pelas atividades humanas - notadamente a mudança de cobertura e uso da terra - compromete diretamente a saúde do solo, é necessário que seja realizado o monitoramento contínuo e integrado de seus atributos físicos, químicos e biológicos. Tal acompanhamento é essencial para compreender a resiliência do solo, bem como orientar estratégias de manejo que ampliem sua capacidade de provisionar serviços ecossistêmicos fundamentais para a mitigação e adaptação às mudanças climáticas, incluindo a regulação do clima e dos ciclos biogeoquímicos, o sequestro de carbono e a manutenção da biodiversidade (Wall et al., 2012).

Ciclo do carbono

O ciclo do carbono (C) no solo é central na biogeoquímica dos ecossistemas terrestres, sendo o principal componente dos seres vivos e, consequentemente, dos processos de transferência de energia e matéria nos ecossistemas (Chapin III et al., 2011). Mediado por processos microbianos interligados, como fixação, decomposição da matéria orgânica (MO), metanotrofia e metanogênese, o ciclo do C regula o armazenamento de C no solo e as emissões de dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) na atmosfera, gases que contribuem para a aceleração do efeito estufa (Schlesinger & Benhart, 2013). Dessa forma, compreender os fluxos e processos do ciclo do carbono nos solos é essencial para mitigar os efeitos do aquecimento global.

Os microrganismos desempenham papel central na fixação de carbono inorgânico (SIC), promovendo a precipitação de carbonatos via processos metabólicos como fotossíntese, ureólise e redução de sulfato. Essas reações podem elevar o pH do solo e aumentar os níveis de carbono inorgânico dissolvido (DIC), estabilizando o carbono em minerais como a calcita (Crowther et al., 2019; Li et al., 2024). Paralelamente, microrganismos autotróficos fixam CO_2 em Carbono Orgânico do Solo (SOC) por vias como o ciclo de Calvin-Benson e a via de Wood-Ljungdahl, incorporando carbono na biomassa microbiana (Wu et al., 2024). Na ausência de luz, os microrganismos heterotróficos contribuem para a fixação do C via fixação escura do carbono (*dark*

carbon fixation), utilizando CO_2 em reações anapleróticas do ciclo do ácido tricarboxílico (TCA), como carboxilações catalisadas por fosfoenolpiruvato carboxilase, integrando C inorgânico durante a decomposição da MO (Dowaidar, 2024).

A decomposição da matéria orgânica é um processo mediado por enzimas hidrolíticas produzidas pelos microrganismos do solo, que podem agir dentro das células ou serem liberadas no ambiente, como enzimas extracelulares. Essas enzimas são responsáveis pela mineralização da MO, atuando na decomposição ativa de materiais orgânicos com diferentes graus de recalcitrância, como açúcares e carboidratos estruturais (Crowther et al., 2019; Bi et al., 2021). A quitina, polímero de N-acetilglicosamina com ligações β-1,4, é um dos principais componentes do exoesqueleto de artrópodes e da parede celular de fungos, apresentando alta recalcitrância. Sua degradação se dá por meio da enzima quitinase, que hidrolisa as ligações β-1,4 na quitina, liberando oligômeros como a diacetilquitobiose, que são posteriormente convertidos processados em monômeros por quitobiases (Javed et al., 2021). A celulose, de recalcitrância moderada, é degradada por endoglucanases e β-glicosidases, com a celobiose fosforilase atuando sob estresse hídrico (Cheng et al., 2024). A hemicelulose, um polímero mais simples que a celulose, é decomposta por enzimas como α-L-arabinofuranosidase, xilanases e β-mannosidase, que promovem a desramificação e subsequente hidrólise dos heteropolímeros em polímeros lineares (Zhang et al., 2024). Por fim, as pectinas são mais facilmente degradadas, são desmetiladas por pectinesterases, permitindo a ação de poligalacturonases na quebra do ácido galacturônico (Amin et al., 2019).

No ciclo do metano (CH_4), os microrganismos edáficos atuam como reguladores climáticos. Em condições aeróbicas, microrganismos metanotróficos oxidam o CH_4 em metanol, via enzimas como a metano mono-oxigenase, presente em formas particuladas (pMMO) ou solúveis (sMMO), convertendo-o em intermediários como o metanotato (Dave et al., 2025). Esse processo contribui para a redução das emissões atmosféricas de CH_4, funcionando como filtro biológico natural. Por outro lado, em condições de anaerobiose, a metanogênese produz CH_4 por duas vias: a via acetoclástica, que degrada o acetato com enzimas como metil-coenzima M redutase, e a via hidrogenotrófica, onde ocorre a redução de CO_2 (por meio da ação da enzima CO desidrogenase), contribuindo para maiores emissões de gases do efeito estufa (Ferry, 2010).

O equilíbrio entre fixação, decomposição e regulação do CH_4 determina o papel do solo na mitigação das mudanças climáticas. Solos saudáveis, com alta atividade microbiana, potencializam o sequestro de C (via SOC e SIC) e contribuem para reduzir emissões líquidas de CH_4. Práticas de manejo do solo, como a adição de resíduos orgânicos, estimulam o acúmulo de SOC. Já a drenagem de áreas alagadas restringe a

metanogênese, otimizando o papel do solo na mitigação de gases do efeito estufa. Em contrapartida, práticas que levam à degradação do solo podem comprometer a estrutura e a diversidade das comunidades microbianas, desequilibrando processos como a metanotrofia, amplificando os riscos climáticos (Nazir et al., 2024).

Ciclo do nitrogênio

A ciclagem do nitrogênio (N) no solo é regulada por interações entre matéria orgânica e comunidades microbianas, que medeiam sua disponibilidade e perda. A fixação biológica de nitrogênio (FBN), realizada principalmente por bactérias diazotróficas, converte N_2 atmosférico em formas assimiláveis, como amônia (NH_3), iniciando seu ciclo nos ecossistemas. Em leguminosas, genes como *nod*, *noe* e *nol* regulam a formação de nódulos para FBN simbiótica, enquanto genes *nif*, *vnf* e *anf* codificam a nitrogenase, enzima-chave na redução de N_2 (Cassetari et al., 2016b). Após a fixação, o N é incorporado a compostos orgânicos via enzimas como glutamina sintetase e glutamato sintetase, que convertem NH_4^+ em aminoácidos (Cassetari et al., 2016b).

A mineralização do N orgânico, mediada por enzimas como urease e amidase, libera NH_4^+ no solo (Sprunger & Martin, 2023). O NH_4^+ pode ser oxidado a NO_2^- e NO_3^- durante a nitrificação, processo dependente de genes como *amoA* (mono-oxigenase da amônia) e *nxr* (oxidoredutase do nitrito) (Vieira, 2017). Por outro lado, a desnitrificação, catalisada por redutases (*nar*, *nirK/nirS*, *nos*), converte NO_3^- em N_2O e N_2, resultando em perda de N do solo (Dias, 2016). A abundância relativa desses genes funcionais reflete a eficiência da ciclagem e os impactos do manejo agrícola: práticas intensivas podem reduzir a atividade de genes ligados à FBN e nitrificação, comprometendo a disponibilidade de N, enquanto o aumento de genes de desnitrificação eleva emissões de N_2O, um potente gás-estufa (Silva et al., 2024).

Assim, o monitoramento de marcadores microbianos (genes e enzimas) permite inferir o status da ciclagem de N e orientar estratégias de manejo que equilibrem produtividade e sustentabilidade. Solos saudáveis, com comunidades microbianas diversificadas, maximizam a retenção de N via FBN e mineralização, ao mesmo tempo que minimizam perdas por desnitrificação, contribuindo para a mitigação climática (Liang et al., 2023).

Ciclos do fósforo e enxofre

Os microrganismos do solo são fundamentais na ciclagem do fósforo (P) e enxofre (S), elementos essenciais para a produtividade agrícola e a saúde dos ecossistemas. No ciclo do fósforo, bactérias (como *Pseudomonas*) e fungos micorrízicos convertem fosfatos insolúveis em formas assimiláveis através da produção de ácidos orgânicos (cítrico, oxálico e tartárico) e enzimas como fosfatases e fitases, que hidrolisam compostos orgânicos (ex.: ácido fítico) liberando fosfato inorgânico. A assimilação do P é mediada por transportadores codificados por genes da família *PT* (*Phosphate Transporter*) e regulada por sistemas como *pho* e *MYB*, que respondem à disponibilidade de P no solo (Pantigoso et al., 2022).

No ciclo do enxofre, microrganismos mineralizam compostos orgânicos via enzimas como sulfatases e rodanases, liberando sulfato (SO_4^{2-}) para assimilação. A imobilização do S ocorre quando o sulfato é incorporado a metabólitos sulfatados, como aminoácidos (ex.: cisteína), por meio de reações dependentes de ATP sulfurilase e APS quinase, que convertem sulfato em PAPS (3'-fosfoadenosina-5'-fosfosulfato), precursor para síntese de compostos orgânicos (Chaudhary et al., 2023). A oxidação do enxofre reduzido (ex.: sulfito) é catalisada por redutases como a sulfito redutase, enquanto bactérias redutoras (ex.: *Desulfovibrio*) convertem sulfato em sulfeto (S^{2-}) via enzimas como a Adenosina Fosfosulfato Redutase (APR). A volatilização do S como H_2S, mediada por desulfurases em condições anaeróbicas, também influencia sua dinâmica no solo (Chaudhary et al., 2023). As enzimas sulfatases e rodanases são responsáveis pela mineralização do enxofre em grupamentos ésteres, como a aril-sulfatase, uma importante enzima ligada ao ciclo do enxofre (Sprunger & Martin, 2023).

Índice de saúde do solo (ISS) no monitoramento ambiental: uma abordagem integrada

A qualidade do solo, elemento central para a saúde ambiental, pode ser avaliada por métodos qualitativos – baseados em observações diretas, mas suscetíveis à subjetividade – ou quantitativos, que utilizam indicadores mensuráveis. O Índice de Saúde do Solo (ISS) surge como uma ferramenta integradora, ao combinar parâmetros físicos, químicos e biológicos em um único valor, refletindo a capacidade do solo de sustentar funções ecossistêmicas, como a ciclagem de nutrientes (Thakur et al., 2022; El

Behairy et al., 2024). Para isso, esses indicadores devem ser sensíveis às alterações no manejo e se relacionar com serviços ecossistêmicos críticos.

Dentre os bioindicadores quantitativos, a atividade enzimática do solo destaca-se por sua sensibilidade a perturbações ambientais. Alterações nesse parâmetro podem sinalizar estresses ambientais antes que sejam detectáveis por propriedades físico-químicas convencionais, permitindo diagnósticos precoces e orientando intervenções mais eficazes (Lee et al., 2020). Porém, técnicas meta-ômicas, como metaproteômica e *metabarcoding*, podem ampliar significativamente o escopo de avaliação da saúde do solo. A metaproteômica utiliza a espectrometria de massas para identificar proteínas microbianas associadas a vias metabólicas, interações planta-microrganismo e mecanismos de resposta a estresses, conectando a presença de espécies a processos ecossistêmicos específicos (Trindade et al., 2021). Já o *metabarcoding* analisa marcadores genéticos no DNA para mapear a composição da comunidade microbiana (Djemiel et al., 2022). Essas abordagens permitem monitorar tanto a estrutura quanto a funcionalidade da microbiota do solo, antecipando impactos que poderiam ser detectados tardiamente por indicadores tradicionais.

A interpretação e integração de análises meta-ômicas com variáveis físico-químicas no ISS oferece uma abordagem multidimensional. Enquanto parâmetros químicos e físicos são sintetizados como indicadores-chave em uma métrica unificada, os dados enzimáticos e microbiológicos adicionam camadas adicionais a avaliação biológica, capturando com precisão desde alterações bioquímicas imediatas até tendências ecológicas de longo prazo. Isto é particularmente útil para avaliar práticas agrícolas: sistemas de cultivo conservacionistas, por exemplo, podem ser validados não apenas pela estabilidade físico-química, mas também pelo aumento da atividade enzimática e diversidade microbiana a longo prazo.

Técnicas meta-ômicas fornecem informações complementares. A partir do *metabarcoding* é possível derivar inferências funcionais a partir da presença de grupos taxonômicos (de fungos e bactérias por exemplo). Por outro lado, a metaproteômica revela funções bioquímicas funcionalmente ativas a partir das proteínas mais acumuladas no solo e a partir destas podemos derivar as informações taxonômicas associadas, tendo uma visão clara de “quem está fazendo o que” no solo. Assim, a partir de ambas as técnicas é possível acessar, com maior ou menor profundidade, a composição taxonômica e evidenciar os principais processos metabólicos associados ao microbioma. Idealmente, utilizar ambas as técnicas de forma combinada possibilita uma visão holística sobre a biologia do solo. Ao final, a decisão de qual técnica a ser usada passa pela disponibilidade de equipamentos e recursos do laboratório, sendo que ambas podem apontar para as

informações que necessitamos para o cálculo da saúde biológica do solo, apoiada em dados moleculares.

Com base nas informações taxonômicas, funcionais e suas respectivas abundâncias, pesquisadores do ITV têm desenvolvido métricas para integrar dados moleculares no cálculo do ISS. Entretanto, estabelecer valores de referência para qualidade biológica ainda representa um desafio, dada a complexidade e variabilidade dos ecossistemas, cada qual com sua própria “assinatura ecológica”. Assim a criação de métricas e fórmulas de interpretação para dados moleculares ainda é um trabalho contínuo de acúmulo e interpretação de dados além da criação de novas formas de visualização que possam atravessar as barreiras da academia.

Projetos de pesquisa em saúde do solo desenvolvidos pelo ITV

Conforme apresentado anteriormente, o metabarcoding e a metaproteômica são valiosas ferramentas que podem ser aplicadas na avaliação e monitoramento da saúde dos solos. Ambas as técnicas são utilizadas no Instituto Tecnológico Vale – Desenvolvimento Sustentável – para avaliar solos sob diferentes contextos de uso e ocupação. A seguir, serão apresentados quatro exemplos práticos da aplicação destas ferramentas na avaliação da saúde do solo. Esses trabalhos já foram publicados como artigos científicos, dissertação de mestrado ou estão em vias de publicação. Assim, para detalhes, recomenda-se a consulta das publicações originais.

Caracterização do status da saúde do solo em ambientes naturais preservados: as cangas da Floresta Nacional dos Carajás

A Serra dos Carajás, localizada na Floresta Amazônica, apresenta características geoecológicas peculiares, incluindo solos rasos, nutricionalmente pobres e com elevados teores de ferro (Vasconcelos et al., 2016). Além de integrar a segunda maior província mineral do mundo, a região abriga uma biodiversidade singular, com altos índices de endemismo (Giulietti & Pirani, 1987; Galarza & Macambira, 2002). A canga é um ecossistema associado à crosta ferruginosa superficial, encontrada em topos de montanhas (Skirycz et al., 2014). Esse ecossistema desempenha um papel fundamental na distribuição da cobertura vegetal, sendo esta composta por um mosaico de formações, variando de ilhas florestais a vegetação mais aberta (Nunes et al., 2015).

Utilizando abordagem metaproteômica, o presente estudo teve como objetivo analisar a ciclagem de nutrientes nos solos da canga com foco na identificação de enzimas e rotas metabólicas associadas. Foram adotadas classificações fitofisionômicas, a saber: Campo Rupestre de Vellozia (CRV), Campo Rupestre Arbustivo (CRA), Campo Graminoso (CG) e Capão Florestal (CF) (Schaefer et al., 2016). Foram verificadas 3774 proteínas a partir da análise das 32 amostras, das quais apenas 2,88% eram comuns entre as amostras, evidenciando as diferenças vegetais e pedológicas entre as áreas. No total, foram identificadas 196 enzimas envolvidas na ciclagem de nutrientes, distribuídas entre carbono (121), nitrogênio (20), fósforo (38) e enxofre (17).

Os solos de CRV se destacam com o maior número de identificação de enzimas relacionadas aos ciclos de C (73), P (24) e S (10). Enquanto os solos de CRA se destacam com a maior quantidade de enzimas pertencentes ao ciclo do N (12). Em todas as áreas há o predomínio de enzimas vinculadas aos ciclos de C e P respectivamente. Enzimas como, β-galactosidase, β-glicosidase e β -N-acetilhexosaminidase, foram detectadas em todas as áreas, desempenhando um papel crucial na degradação de compostos orgânicos e na disponibilização de carbono para os microrganismos (Liu et al., 2015). Referente aos processos de fixação de C, foram identificadas as enzimas succinato desidrogenase, biotina carboxilase, monóxido de carbono desidrogenase e fumarato hidratase, predominantemente nos solos de CRV (Sharma et al., 2021; Garritano et al., 2022).

Relacionado ao processo de mineralização de fósforo orgânico, foram identificadas enzimas como fosfolipase D, fosfatase alcalina e fosfosserina fosfatase, fundamentais para a disponibilidade de fósforo no solo (Nannipieri et al., 2011; Park et al., 2022). Nos solos do CRA predominam as etapas de amonificação e assimilação do ciclo do N. Enzimas-chave desses processos, como glutamina sintetase, serina endopeptidases, carbamoil-fosfato sintase e urease foram identificadas. Contudo, uma importante enzima no processo de fixação biológica de N, nitrogenase, foi identificada apenas nos solos de FO. Quanto à ciclagem do S nos solos de canga, enzimas essenciais para a assimilação do enxofre foram identificadas, como cisteína desulfurase, sulfato adenililtransferase, arilsulfatase e cisteína sintase, influenciando diretamente a fertilidade do solo e a disponibilidade desse nutriente para as plantas (Germida et al., 1991; Xu et al., 2024).

No que se refere às vias metabólicas, os ciclos do carbono e do fósforo foram predominantes em todas as fitofisionomias, com destaque para os solos de CRV, onde se identificou o maior número de KEGG Orthologs (KOs). CG sobressaíram-se no metabolismo do enxofre em relação às demais áreas, enquanto o metabolismo do nitrogênio foi mais evidente nos solos de CRV. Quanto às vias de fixação do carbono,

observou-se o predomínio da via rTCA nos solos de CF, enquanto nos solos de CG ocorreu um equilíbrio entre as vias, com leve destaque para rTCA seguida da via dicarboxilato/4-hidroxibutirato. Nos solos de CRV e CRA, a via do Ciclo de Calvin-Benson foi mais expressiva, seguida da rTCA. A via de Wood-Ljungdahl foi detectada apenas nas fitofisionomias de CRA e CRV, sendo que somente nesta última foram identificados KOs para todas as vias metabólicas.

Os solos de Vellozia se destacaram pela maior diversidade de enzimas e vias metabólicas identificadas. As quatro fitofisionomias apresentaram processos funcionais distintos, refletindo diferenças na ciclagem dos elementos. A aplicação de ferramentas moleculares revelou-se essencial para aprofundar o conhecimento sobre a canga, uma região pouco estudada e intensamente explorada (Figura 23.2).

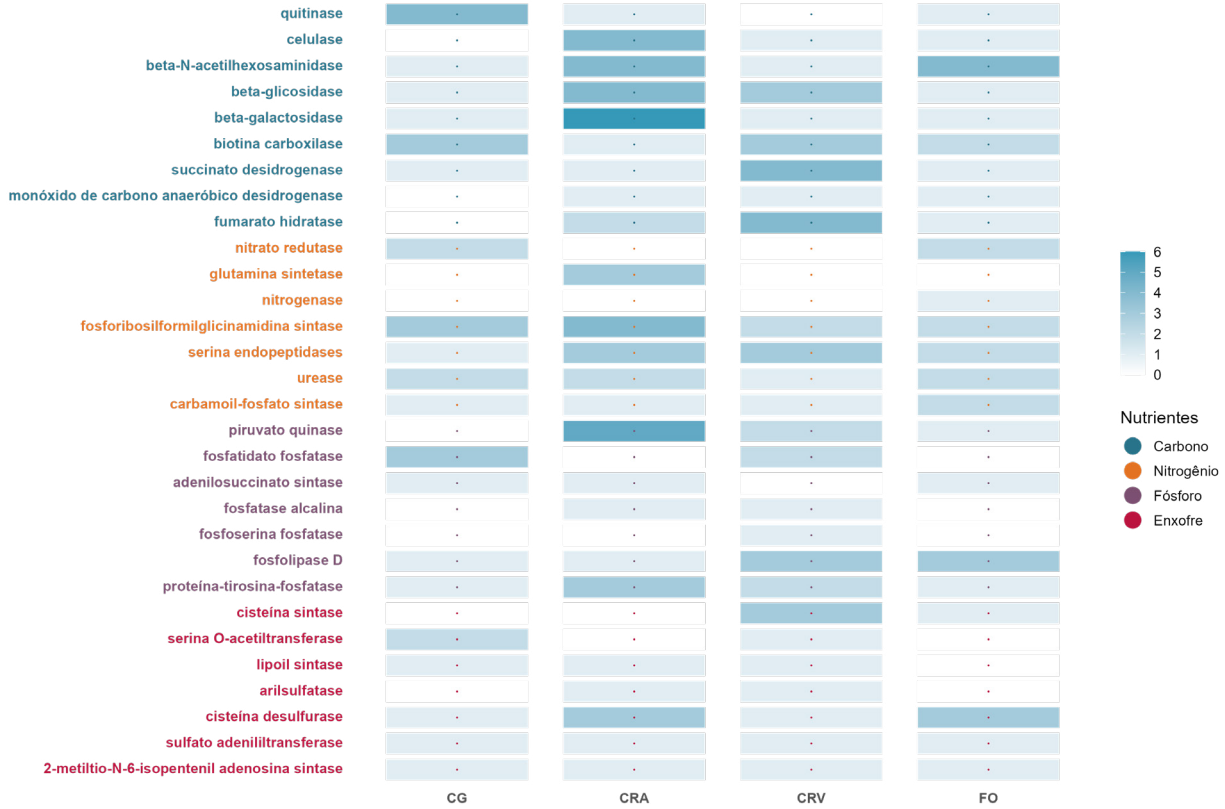


Figura 23.2. Enzimas identificadas em cada fitofisionomia relacionadas aos ciclos biogeoquímicos com a abundância de peptídeos únicos identificados.

Na Floresta Nacional de Carajás (Flona de Carajás), pesquisadores do Instituto Tecnológico Vale investigaram genes e proteínas dos ciclos biogeoquímicos em solos de quatro fitofisionomias: Floresta Ombrófila (FO), Floresta Perene (FP), Floresta Decídua Sazonal (FDS) e Floresta Adjacente a Afloramentos Ferruginosos (FAF), utilizando metaproteômica e *metabarcoding* (Lee et al., 2022; Van der Heyde et al., 2022).

No ciclo do carbono, identificaram-se 60 enzimas distintas. Entre as enzimas relacionadas a fixação de carbono, a Monóxido de Carbono Desidrogenase (CODH) e Glicina Hidroximetiltransferase (GH), mais abundantes nas áreas FAF, FO e FP, respectivamente (Hadj-Saïd et al., 2015; Qiao et al., 2022). A abundância de enzimas envolvidas na decomposição da matéria orgânica como glicogênio sintase (GS), quitinase (QUI), alpha-L-arabinofuranosidase (ABF) e endoglucanase (EG) foram mais expressivas na FP, com menor ocorrência em FDS (Wang et al., 2024b; Wen et al., 2024). De forma geral, a metanogênese foi o processo biogeoquímico de menor abundância verificado no ciclo do carbono, sendo a FP mais expressiva e as demais áreas com menores valores equivalentes entre si.

No ciclo do nitrogênio, a amonificação e FBN foram predominantes em todas as áreas, porém com diferenças nas abundâncias das enzimas. Nas áreas de FAF e FO foram predominantes a amonificação promovida pela enzima urease (URE) e FBN promovida pela dinitrogenase redutase (DNR) (Dilworth, 1974; Chen et al., 2019). Essas enzimas têm ligação com o carbono e podem ser relacionadas a elevada abundância das enzimas CODH e GH verificadas nas mesmas fitofisionomias. Nas áreas de FP e FDS, observaram-se reduções de 20 a 37% na abundância das enzimas relacionadas à FBN. Em contrapartida, a nitrificação foi equivalente entre as áreas, apresentando redução apenas na FDS. As enzimas ligadas aos processos anammox e DNRA apresentaram baixa abundância.

A análise de enzimas do ciclo do fósforo revelou padrões distintos entre fitofisionomias da FLONA de Carajás. Enzimas como alkaline phosphatase (AP), acid phosphatase (ACP), 4-phytase (PHY4) e 3-phytase (PHY3) que atuam na hidrólise de compostos organofosforados liberando fosfato inorgânico demonstraram maior abundância em FAF e FO (Liu et al., 2023). PhnX, PhnA e phosphotriesterase (PTE), envolvidas na clivagem de fosfonatos e organofosforados complexos, também foram predominantes nessas áreas, enquanto FP apresentou redução de 31% na abundância enzimática comparada à FAF, e FDS valores intermediários. O armazenamento de fósforo como polifosfatos, regulado por polifosfato kinase (PPK), e sua liberação via exopolifosfatase (PPX) mostraram proporção de PPX duas a três vezes maior que PPK em todas as áreas, sugerindo mecanismo de liberação lenta de fósforo (Liu et al., 2023). A baixa abundância das enzimas PstS e PhoH, indicadoras de limitação de fósforo, apontou equilíbrio na disponibilidade de fosfato inorgânico, com menor utilização de fontes alternativas como fosfonatos (Krause et al., 2025). A enzima Pit, responsável pelo transporte de fosfato inorgânico, predominou sobre PhnD (transporte de fosfonatos), reforçando a suficiência de fósforo biodisponível nas fitofisionomias.

O ciclo do enxofre nos solos da FLONA de Carajás é marcado por processos mediados por enzimas microbianas específicas, com destaque para a arilsulfatase (ARS), predominante em FAF e FO, responsável pela mineralização de compostos orgânicos sulfurados e liberação de enxofre inorgânico (Yu et al., 2023). A oxidação de enxofre reduzido a sulfato, catalisada pelo complexo Sox e pela Sulfide:Quinone Oxidoreductase (SQR), também foi mais expressiva nessas fitofisionomias (Liu et al., 2024). A Redução Assimilatória de Enxofre (RAE), mediada por isoenzimas da Sulfito Redutase (SR), predominou em FAF e FO, indicando elevada produtividade primária e biodisponibilidade de enxofre inorgânico (Gao et al., 2024). Já a Redução Dissimilatória de Enxofre (RDS), associada a condições anaeróbicas, foi menos abundante, ocorrendo principalmente em FP. Esses padrões refletem a especialização funcional das fitofisionomias: FAF destaca-se pela eficiência na ciclagem de enxofre, FO apresenta equilíbrio entre mineralização e assimilação, FP concentra processos anaeróbicos, enquanto FDS demonstra menor atividade enzimática, evidenciando a influência da sazonalidade e disponibilidade de recursos sobre a dinâmica microbiana e os ciclos biogeoquímicos.

As fitofisionomias da FLONA de Carajás revelam notável especialização funcional nos ciclos biogeoquímicos, refletindo adaptações microbianas às particularidades ambientais de cada área. A Floresta Adjacente a Afloramentos Ferruginosos (FAF) destaca-se como um *hotspot* de fixação de carbono e eficiência na ciclagem de enxofre e fósforo. A Floresta Ombrófila (FO), embora menos diversa, equilibra fixação de carbono e mineralização de nutrientes, atuando como um polo intermediário de processos ecológicos. Já a Floresta Perene (FP) emerge como centro de decomposição de matéria orgânica e metanogênese, com dinâmicas anaeróbicas únicas, enquanto a Floresta Decídua Sazonal (FDS) apresenta menor eficiência em processos-chave, possivelmente influenciada pela sazonalidade e disponibilidade de recursos. Essa heterogeneidade funcional não apenas evidencia a interdependência entre microbiota, solo e vegetação, mas também ressalta a necessidade de estratégias de conservação diferenciadas, capazes de preservar os serviços ecossistêmicos críticos de cada fitofisionomia. Coletivamente, os achados reforçam a FLONA de Carajás como um ecossistema complexo e vital, cuja proteção deve considerar a singularidade de cada ambiente para garantir a sustentabilidade da biodiversidade e dos ciclos biogeoquímicos na Amazônia.

Os resultados obtidos a partir dessas pesquisas podem servir como valores orientadores de referência para projetos de recuperação de áreas degradadas, contribuindo para a conservação desses ecossistemas singulares.

Monitoramento da reabilitação da saúde do solo em áreas mineradas

A mineração a céu aberto remove a vegetação e camadas superficiais do solo, comprometendo sua biodiversidade e funcionalidade ecológica. Este estudo demonstrou a metaproteômica como ferramenta para monitorar a reabilitação ambiental em áreas mineradas na Floresta Nacional de Carajás (Pará), submetidas a processos de recuperação que incluíram preenchimento de cavas com resíduos de granito, reconformação topográfica, aplicação de topsoil florestal (30 cm), fertilização, correção de acidez e plantio de espécies nativas (Trindade et al., 2021). Foram comparadas áreas com 4, 12 e 14 anos de reabilitação, uma área não reabilitada (controle) e uma floresta nativa (referência), analisando-se matéria orgânica do solo (MOS), índice de área foliar (LAI), respiração do solo e composição metaproteômica.

Os solos reabilitados e a área nativa apresentaram maior quantidade total de proteínas em relação ao controle, correlacionando-se com o aumento progressivo da MOS e da cobertura vegetal. Esses dados indicam que as intervenções restauraram atributos biológicos essenciais. A análise metaproteômica revelou que áreas intermediárias (12 anos) e avançadas (14 anos) de recuperação tiveram composição bacteriana mais próxima da floresta nativa, refletindo sucessão microbiana: Cyanobacteria e Firmicutes predominaram nas fases iniciais, enquanto Proteobacteria dominaram estágios avançados.

Quanto à funcionalidade enzimática, áreas em recuperação exibiram maior abundância de hidrolases e oxidorredutases, associadas à ciclagem de nutrientes e atividade microbiana. Enzimas envolvidas na degradação da matéria orgânica e fixação de carbono mostraram padrões similares aos da floresta nativa, sugerindo restauração acelerada de processos como os ciclos do carbono e nitrogênio já nos primeiros anos pós-reabilitação.

A metaproteômica demonstrou ser uma ferramenta eficaz para acompanhar o progresso da reabilitação de solos minerados, permitindo a detecção precoce de alterações na biodiversidade microbiana e na funcionalidade bioquímica. Os resultados reforçam a importância do uso de abordagens moleculares para o monitoramento ambiental, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias mais eficientes de restauração ecológica e gestão sustentável de áreas degradadas pela mineração.

Sistemas agroflorestais de cacau na Mata Atlântica

O estudo intitulado “Impacto das práticas agroflorestais na diversidade microbiana do solo e ciclagem de nutrientes em sistemas de cacau da Mata Atlântica” investigou como os sistemas agroflorestais de cacau podem alterar a diversidade e atividade microbiana do solo, e consequentemente na ciclagem de carbono e nitrogênio (Nahon et al., 2024).

Foram coletadas amostras de solo em Linhares, Espírito Santo (Brasil), em cinco áreas com diferentes usos da terra. Três dessas áreas correspondem a sistemas agroflorestais: o Sistema Agroflorestal com Adubação Verde (GF), que utiliza o plantio de *Gliricidia sepium* para enriquecimento do solo; o consórcio Seringueira-Cacaueiro (RC), que combina seringueiras (*Hevea brasiliensis*) e cacaueiros (*Theobroma cacao*); e o Sistema Cabruca (CAB), que integra o cultivo de cacau a uma floresta nativa de dossel aberto. Para comparação, foram selecionados dois controles: a Floresta Nativa Primária (NF), área preservada com vegetação original (controle positivo), e a Pastagem Degradada (PAS), caracterizada por solo exposto e compactado devido ao sobrepastoreio e à ausência de manejo sustentável (controle negativo).

Observou-se que nas áreas de floresta nativa, consórcio de seringueira-cacau e sistema cabruca houve mais genes relacionados à fixação do carbono. As áreas de pastagem apresentaram maior abundância de genes que codificam enzimas ligadas à degradação do carbono. Além disso, a abundância de genes ligados à disponibilização de nitrogênio via amonificação foi maior nas áreas de SAFs e GF.

As técnicas moleculares permitiram a identificação de enzimas de atividade desidrogenase nos solos de floresta nativa e consórcio de seringueira-cacau, indicando decomposição de matéria orgânica. Nestas mesmas áreas e na agrofloresta em implantação, constatou-se a enzima β-glicosidase. Além disso, observou-se uma maior presença de transportadores de substâncias nas áreas de cultivo de seringueira e cacau e na floresta nativa.

A implementação de práticas agroflorestais, além de mitigar os impactos ambientais das áreas degradadas, contribui para a restauração da biodiversidade microbiana, promovendo a manutenção da funcionalidade ecológica e o sequestro de carbono no solo. Os resultados obtidos demonstram que ferramentas ômicas proporcionam uma análise detalhada das comunidades microbiológicas e ciclagem dos nutrientes, identificando os microrganismos ativos, bem como os genes e enzimas envolvidos nos processos bioquímicos, oferecendo um diagnóstico biológico de alta precisão da saúde do solo.

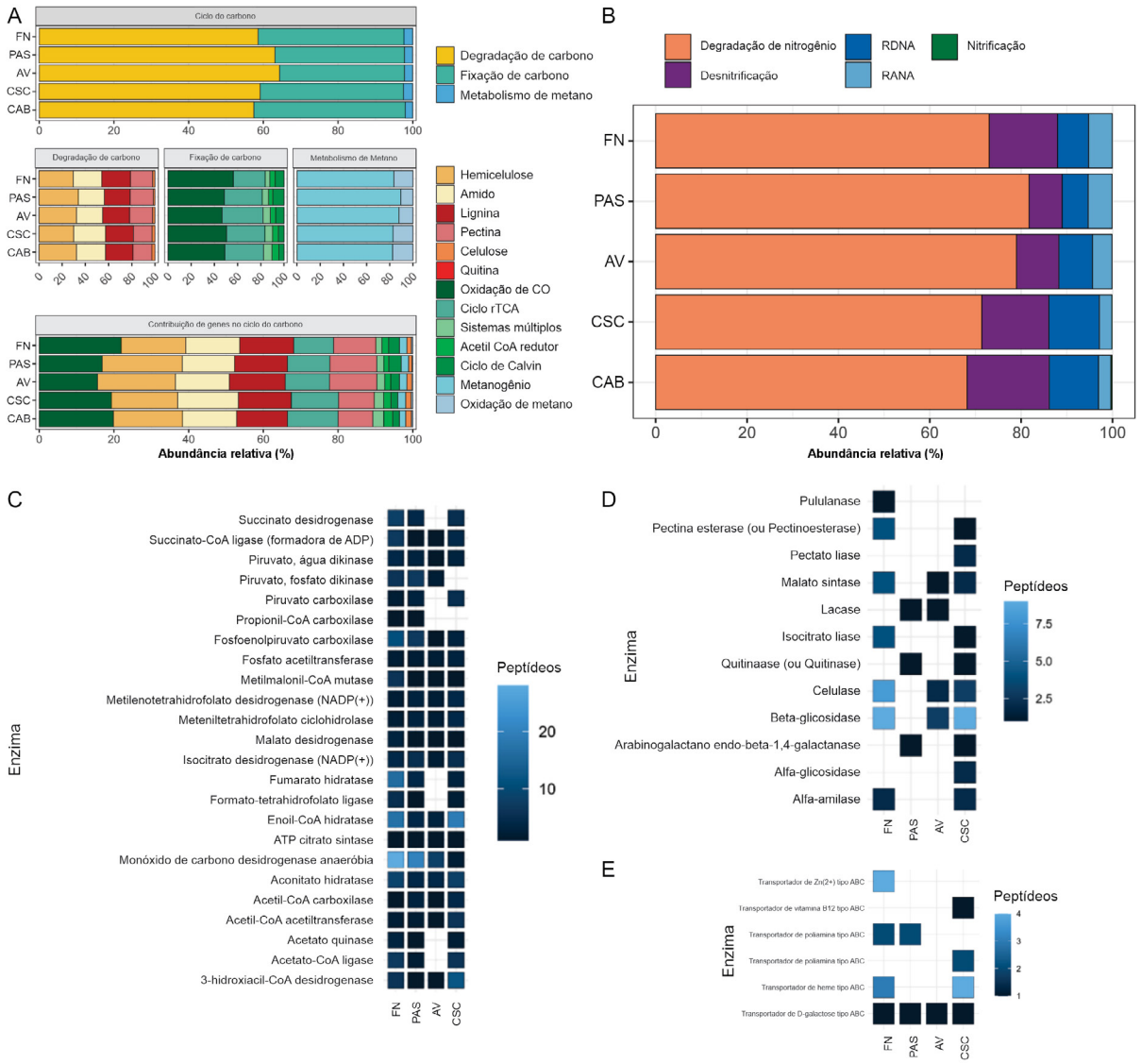


Figura 23.3. Resultados encontrados sobre os impactos das práticas agroflorestais na diversidade microbiana do solo e na ciclagem de nutrientes em sistemas de cacau da Mata Atlântica. Em: A - Abundância relativa de genes do ciclo do carbono em diferentes usos da terra; B - Abundância relativa proporcional de genes do ciclo do nitrogênio em diferentes usos da terra; C,D,E - Heatmap da abundância de enzimas do solo associadas a processos-chave da ciclagem de carbono. Fonte: Nahon et al. (2024).

Além desses estudos, as técnicas moleculares estão sendo empregadas para avaliar e monitorar os impactos positivos da adoção de práticas agrícolas/pecuárias (SAFs e ILPF) para a recuperação de áreas degradadas; para avaliar o impacto que diferentes sistemas de cultivo de açaí no microbioma do solo; na caracterização de áreas naturais protegidas – mangues, restinga e vegetação nativa – do Parque Estadual Utinga; avaliar as alterações do microbioma em diferentes níveis de degradação da pastagem. Esses estudos estão sendo realizados em parcerias com empresas e outras instituições de ensino e pesquisa.

Considerações finais

O presente capítulo buscou evidenciar as técnicas moleculares como importantes ferramentas aliadas à caracterização do componente biológico dos solos. Avaliar adequadamente a biologia do solo, tanto em nível taxonômico quanto funcional, permite que a saúde do solo seja avaliada com profundidade. A caracterização da microbiota do solo fornece bases para o monitoramento das áreas quanto à resposta do microbioma frente às alterações ambientais.

Entre os desafios observados, alcançar um esforço amostral que seja suficiente para representatividade ambiental e suas variações, haja vista os vieses de classificação taxonômica e correspondência com os bancos de dados. Apesar das limitações próprias de cada uma das técnicas, elas têm permitido demonstrar as especificidades do microbioma e seu metabolismo sob diferentes contextos ambientais, destacando como cada microbioma pode ser modulado e influenciar as dinâmicas de ciclagem de nutrientes.

Outro ponto que merece atenção está relacionado à coleta, conservação e envio das amostras de solo para análises. Amostras coletadas e enviadas de locais muito distantes podem demorar vários dias para chegar aos laboratórios de análises. Se não enviadas em dispositivos que controlem a temperatura, essas amostras podem produzir resultados incoerentes com a realidade (ex. redução de proteínas identificadas) e inconsistências entre as técnicas.

Espera-se que com a popularização das tecnologias ômicas e com o aumento do volume de dados, possam ser criadas bases robustas que possibilitem a tradução destas caracterizações em recomendações práticas. Dessa forma, será possível orientar um manejo aplicado e alinhado à sustentabilidade por meio da modulação do microbioma e seus metabólitos.

Referências

Amin, F., Bhatti, H. N., & Bilal, M. (2019). Recent advances in the production strategies of microbial pectinases: a review. *International Journal of Biological Macromolecules, 122*, 1017–1026. https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.09.048

Banerjee, S., & van der Heijden, M. G. A. (2023). Soil microbiomes and one health. *Nature Reviews Microbiology, 21*, 6–20. https://doi.org/10.1038/s41579-022-00779-w

Bi, L., Yu, D. T., Du, S., Zhang, L. M., Zhang, L. Y., Wu, C. F., Xiong, C., Han, L. L., & He, J. Z. (2021). Diversity and potential biogeochemical impacts of viruses in bulk and rhizosphere soils. *Environmental Microbiology, 23*, 588–599. https://doi.org/10.1111/1462-2920.15010

Bona, E., Massa, N., Novello, G., Boatti, L., Cesaro, P., Todeschini, V., Magnelli, V., Manfredi, M., Marengo, E., Mignone, F., Berta, G., Lingua, G., & Gamalero, E. (2019). Metaproteomic characterization of the *Vitis vinifera* rhizosphere. *FEMS Microbiology Ecology, 95*(1), fiy204. https://doi.org/10.1093/femsec/fiy204

Brussaard, L. (2012). Ecosystem services provided by the soil biota. In D. H. Wall, R. D. Bardgett, V. Behan-Pelletier, J. E. Herrick, H. Jones, K. Ritz, J. Six, D. R. Strong, & W. H. van der Putten (Eds.), *Soil ecology and ecosystem services* (pp. 45–58). Oxford: Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199575923.003.0005

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*, 105–125. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Cassetari, A. S., Silva, M. C. P., & Cardoso, E. J. B. N. (2016). Capítulo 8 – Fixação biológica de nitrogênio simbiótica. In E. J. B. N. Cardoso & F. D. Andreote (Eds.), *Microbiologia do solo* (2ª ed., pp. 111–131). Piracicaba: ESALQ.

Chaudhary, S., Sindhu, S. S., Dhanker, R., & Kumari, A. (2023). Microbes-mediated sulphur cycling in soil: Impact on soil fertility, crop production and environmental sustainability. *Microbiological Research, 271*, 127340. https://doi.org/10.1016/j.micres.2023.127340

Chen, J., Shen, W., Xu, H., Li, Y., & Luo, T. (2019). The composition of nitrogen-fixing microorganisms correlates with soil nitrogen content during reforestation: A comparison between legume and non-legume plantations. *Frontiers in Microbiology, 10*, 508. https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00508

Cheng, C. T., Wu, Y. L., Hou, Y. T., & Cheng, T. J. (2024). Cellulose acetate-coated capacitive sensor for determining carbon-cycle enzymes activity and as a microbial indicator for soil health. *Science of the Total Environment, 948*, 174841. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174841

Crowther, T. W., Van Den Hoogen, J., Wan, J., Mayes, M. A., Keiser, A. D., Mo, L., Averill, C., & Maynard, D. S. (2019). The global soil community and its influence on biogeochemistry. *Science, 365*, eaav0550. https://doi.org/10.1126/science.aav0550

Dave, G. A., Javia, B. M., Vyas, S. J., Kothari, R. K., Patel, R. K., & Dudhagara, D. R. (2025). Recent breakthrough in methanotrophy: Promising applications and future challenges. *Journal of Environmental Chemical Engineering, 13*, 115371. https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115371

Dias, A. C. F. (2016). Capítulo 7 – Transformações do nitrogênio no solo. In E. J. B. N. Cardoso & F. D. Andreote (Eds.), *Microbiologia do solo* (2ª ed., pp. 99–109). Piracicaba: ESALQ.

Dilworth, M. J. (1974). Dinitrogen fixation. *Annual Review of Plant Physiology, 25*, 81–114. https://doi.org/10.1146/annurev.pp.25.060174.000501

Djemiel, C., Dequiedt, S., Karimi, B., Cottin, A., Horrigue, W., Bailly, A., Boutaleb, A., Sadet-Bourgeteau, A., Maron, P. A., Prévost-Bouré, N. C., Ranjard, L., & Terrat, S. (2022). Potential of meta-omics to provide modern microbial indicators for monitoring soil quality and securing food production. *Frontiers in Microbiology, 13*, 889788. https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.889788

Dowaidar, M. (2024). Synthetic biology of metabolic cycles for enhanced CO_2 capture and sequestration. *Bioorganic Chemistry, 153*, 107774. https://doi.org/10.1016/j.bioorg.2024.107774

El Behairy, R. A., El Arwash, H. M., El Baroudy, A. A., Ibrahim, M. M., Mohamed, E. S., Kucher, D. E., & Shokr, M. S. (2024). How can soil quality be accurately and quickly studied? A review. *Agronomy, 14*, 1682. https://doi.org/10.3390/agronomy14081682

Ferry, J. G. (2010). The chemical biology of methanogenesis. *Planetary and Space Science, 58*, 1775–1783. https://doi.org/10.1016/j.pss.2010.08.014

Galarza, M. A., & Macambira, M. J. B. (2002). Geocronologia e evolução crustal da área do depósito de Cu-Au Gameleira, Província Mineral de Carajás (Pará), Brasil. *Geologia USP Série Científica, 2*, 143–159. https://doi.org/10.5327/S1519-874X2002000100012

Gao, L., Zhao, Y., Wang, Z., Zhang, Y., Ming, J., Sun, X., & Ni, S. Q. (2024). Seasonal and distance-decay patterns of surface sediments microbial nitrogen and sulfur cycling linkage in the eastern coast of China. *Marine Pollution Bulletin, 201*, 116169. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116169

Garritano, A. N., Song, W., & Thomas, T. (2022). Carbon fixation pathways across the bacterial and archaeal tree of life. *PNAS Nexus, 1*, pgac226. https://doi.org/10.1093/pnasnexus/pgac226

Gatica-Saavedra, P., Aburto, F., Rojas, P., & Echeverría, C. (2023). Soil health indicators for monitoring forest ecological restoration: A critical review. *Restoration Ecology, 31*(5), e13836. https://doi.org/10.1111/rec.13836

Germida, J. J., Wainwright, M., & Gupta, V. V. S. R. (1991). Biochemistry of sulfur cycling in soil. In *Soil biochemistry*. Boca Raton: CRC Press.

Giulietti, A. M., & Pirani, J. R. (1987). Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia. In *Proceedings*.

Guerra, C. A., Heintz-Buschart, A., Sikorski, J., Chatzinotas, A., Guerrero-Ramírez, N., Cesarz, S., Beaumelle, L., Rillig, M. C., Maestre, F. T., Delgado-Baquerizo, M., Buscot, F., Overmann, J., Patoine, G., Phillips, H. R. P., Winter, M., Wubet, T., Küsel, K., Bardgett, R. D., Cameron, E. K., Cowan, D., Grebenc, T., Marín, C., Orgiazzi, A., Singh, B. K., Wall, D. H., & Eisenhauer, N. (2020). Blind spots in global soil biodiversity and ecosystem function research. *Nature Communications, 11*, 3870. https://doi.org/10.1038/s41467-020-17688-2

Hadj-Saïd, J., Pandelia, M. E., Léger, C., Fourmond, V., & Dementin, S. (2015). The carbon monoxide dehydrogenase from Desulfovibrio vulgaris. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics, 1847*(12), 1574–1583. https://doi.org/10.1016/j.bbabio.2015.08.002

Javed, Z., Tripathi, G. D., Mishra, M., & Dashora, K. (2021). Actinomycetes – The microbial machinery for the organic-cycling, plant growth, and sustainable soil health. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 31*, 101893. https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101893

Krause, H. M., Mueller, R. C., Lori, M., Mayer, J., Mäder, P., & Hartmann, M. (2025). Organic cropping systems alter metabolic potential and carbon, nitrogen and phosphorus cycling capacity of soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry, 203*, 109737. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2025.109737

Lavelle, P. (2012). Ecosystem services provided by the soil biota. In D. H. Wall, R. D. Bardgett, V. Behan-Pelletier, J. E. Herrick, H. Jones, K. Ritz, J. Six, D. R. Strong, & W. H. van der Putten (Eds.), *Soil ecology and ecosystem services* (pp. 45–58). Oxford: Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199575923.003.0005

Lee, S.-H., Kim, M.-S., Kim, J.-G., & Kim, S.-O. (2020). Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. *Sustainability, 12*, 8209. https://doi.org/10.3390/su12198209

Lee, J. Y., Mitchell, H. D., Burnet, M. C., Wu, R., Jenson, S. C., Merkley, E. D., Nakayasu, E. S., Nicora, C. D., Jansson, J. K., Burnum-Johnson, K. E., & Payne, S. H. (2022). Uncovering hidden members and functions of the soil microbiome using de novo metaproteomics. *Journal of Proteome Research, 21*(8), 2023–2035. https://doi.org/10.1021/acs.jproteome.2c00334

Li, Y., Deng, K., Li, Z., Lin, G., Chen, B., Fang, F., & Guo, J. (2024). Effects of different precipitation on the runoff-lake library carbon cycle process in the Three Gorges Reservoir. *Journal of Cleaner Production, 459*, 142552. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142552

Liang, Y., Yang, C., Sainju, U. M., Zhang, N., Zhao, F., Wang, W., & Wang, J. (2023). Differential responses of soil microbial N-cycling functional genes to 35 yr applications of chemical fertilizer and organic manure in wheat field soil on Loess Plateau. *Agronomy, 13*, 1516. https://doi.org/10.3390/agronomy13061516

Liu, D., Li, M., Xi, B., Zhao, Y., Wei, Z., Song, C., et al. (2015). Metaproteomics reveals major microbial players and their biodegradation functions in a large-scale aerobic composting plant. *Microbial Biotechnology, 8*, 950–960. https://doi.org/10.1111/1751-7915.12290

Liu, L. Y., Wang, X., Dang, C. C., Zhao, Z. C., Xing, D. F., Liu, B. F., Ren, N. Q., & Xie, G. J. (2024). Anaerobic ammonium oxidation coupled with sulfate reduction links nitrogen with sulfur cycle. *Bioresource Technology, 403*, 130903. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130903

Liu, W., Zhang, Y., Yu, M., Xu, J., Du, H., Zhang, R., Wu, D., & Xie, X. (2023). Role of phosphite in the environmental phosphorus cycle. *Science of the Total Environment, 881*, 163463. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163463

Nahon, S. M. R., Trindade, F. C., Yoshiura, C. A., Martins, G. C., Costa, I. R. C. D., Costa, P. H. O., Herrera, H., Balestrin, D., Godinho, T. O., Marchiori, B. M., & Valadares, R. B. D. S. (2024). Impact of agroforestry practices on soil microbial diversity and nutrient cycling in Atlantic Rainforest cocoa systems. *International Journal of Molecular Sciences, 25*(21), 11345. https://doi.org/10.3390/ijms252111345

Nannipieri, P., Giagnoni, L., Landi, L., & Renella, G. (2011). Role of phosphatase enzymes in soil. In E. Bünemann, A. Oberson, & E. Frossard (Eds.), *Phosphorus in action: Biological processes in soil phosphorus cycling* (pp. 215–243). Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-15271-9_9

Nazir, M. J., Li, G., Nazir, M. M., Zulfiqar, F., Siddique, K. H. M., Iqbal, B., & Du, D. (2024). Harnessing soil carbon sequestration to address climate change challenges in agriculture. *Soil and Tillage Research, 237*, 105959. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105959

Nunes, J. A., Schaefer, C. E. G. R., Ferreira Júnior, W. G., Neri, A. V., Correa, G. R., & Enright, N. J. (2015). Soil-vegetation relationships on a banded ironstone “island”, Carajás Plateau, Brazilian Eastern Amazonia. *Anais da Academia Brasileira de Ciências, 87*, 2097–2110. https://doi.org/10.1590/0001-376520152014-0106

Oishy, M. N., Shemonty, N. A., Fatema, S. I., Mahbub, S., Mim, E. L., Raisa, M. B. H., & Anik, A. H. (2025). Unravelling the effects of climate change on the soil-plant-atmosphere interactions: A critical review. *Soil and Environmental Health, 3*, 100130. https://doi.org/10.1016/j.seh.2025.100130

Pantigoso, H. A., Newberger, D., & Vivanco, J. M. (2022). The rhizosphere microbiome: Plant–microbial interactions for resource acquisition. *Journal of Applied Microbiology, 133*, 2864–2876. https://doi.org/10.1111/jam.15686

Park, Y., Solhtalab, M., Thongsomboon, W., & Aristilde, L. (2022). Strategies of organic phosphorus recycling by soil bacteria: Acquisition, metabolism, and regulation. *Environmental Microbiology Reports, 14*, 3–24. https://doi.org/10.1111/1758-2229.13040

Pu, S., & Liu, S. (2023). Enzymes and their functions in soil and groundwater. In S. Pu & S. Liu (Eds.), *Extracellular enzymes in environments – Responses to collaborative remediation of contaminated soil and groundwater* (pp. 1–63). Amsterdam, Oxford, Cambridge: China Science Publishing & Media Ltd./Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-443-21772-2.00001-9

Puig, M., & Darbra, R. M. (2024). Innovations and insights in environmental monitoring and assessment in port areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability, 70*, 101472. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2024.101472

Qiao, W., Xu, S., Liu, Z., Fu, X., Zhao, H., & Shi, S. (2022). Challenges and opportunities in C1-based biomanufacturing. *Bioresource Technology, 364*, 128095. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128095

Ribeiro, A. J. M., Riziotis, I. G., Borkakoti, N., & Thornton, J. M. (2023). Enzyme function and evolution through the lens of bioinformatics. *Biochemical Journal, 480*(22), 1845–1863. https://doi.org/10.1042/BCJ20220405

Sayre, R., Frye, C., Breyer, S., Roehrdanz, P. R., Elsen, P. R., Butler, K., Brown, C., Cress, J., Karagulle, D., Martin, M., Sangermano, F., Smyth, R. L., Sohl, T. L., Wolff, N. H., Wright, D. J., & Wu, Z. (2025). Potential 2050 distributions of world terrestrial ecosystems from projections of changes in world climate regions and global land cover. *Global Ecology and Conservation, 57*, e03370. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03370

Schaefer, C. E. G. R., Neto, E. de L., Corrêa, G. R., Simas, F. N. B., Campos, J. F., Mendonça, B. A. F. de, & Nunes, J. A. (2016). Geoambientes, solos e estoques de carbono na Serra Sul de Carajás, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Ciências Naturais, 11*, 85–101. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v11i1.462

Sharma, M., Datta, R., & Kedia, V. K. (2021). Microbial potential for carbon fixation and stabilization. In R. Datta & R. S. Meena (Eds.), *Soil carbon stabilization to mitigate climate change* (pp. 125–168). Singapore: Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-33-6765-4_4

Shokri, N., Aminzadeh, M., Flury, M., Jin, Y., Matin, M. A., Panagos, P., Razavi, B. S., Robinson, D. A., Smith, P., Todd-Brown, K., Toth, G., Zarei, A., & Madani, K. (2025). Sustainability Nexus AID: Soil health. *Sustainability Nexus Forum, 33*(3). https://doi.org/10.1007/s00550-025-00560-6

Silva, D. F., Cardoso, E. J. B. N., Huang, L., Erikson, C., Silva, A. M. M., Araujo, V. L. V. P., Silva, D. E. O., Melo, V. M. M., Araujo, A. S. F., Pereira, A. P. A., & Rodrigues, J. L. M. (2024). Functional genes related to N and P cycling in degraded and restored areas from Brazilian drylands. *Applied Soil Ecology, 196*, 105316. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105316

Skirycz, A., Castilho, A., Chaparro, C., Carvalho, N., Tzotzos, G., & Siqueira, J. O. (2014). Canga biodiversity, a matter of mining. *Frontiers in Plant Science, 5*, 653. https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00653

Sprunger, C. D., & Martin, T. K. (2023). An integrated approach to assessing soil biological health. In D. L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (Vol. 182, pp. 131–168). Cambridge, San Diego, Oxford, London: Academic Press. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2023.06.003

Thakur, P., Paliyal, S. S., Dev, P., & Datt, N. (2022). Methods and approaches – Soil quality indexing, minimum data set selection & interpretation – A critical review. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 53*, 1849–1864. https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2063328

Trindade, F. C., Gastauer, M., Ramos, S. J., Caldeira, C. F., Araújo, J. F., Oliveira, G., & Valadares, R. B. S. (2021). Soil metaproteomics as a tool for environmental monitoring of minelands. *Forests, 12*, 1158. https://doi.org/10.3390/f12091158

Van der Heyde, M., Bunce, M., & Nevill, P. (2022). Key factors to consider in the use of environmental DNA metabarcoding to monitor terrestrial ecological restoration. *Science of the Total Environment, 848*, 157617. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157617

Vasconcelos, J. M., Júnior, M. L. S., Ruivo, M. L. P., Schaefer, C. E. G. R., Rodrigues, P. G., Souza, G. T. de, Nascimento, D. N. O., Bezerra, K. C., & Dias, Y. N. (2016). Solos metalíferos: atributos químicos nas diferentes fitofisionomias da Serra Sul, Serra dos Carajás, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Ciências Naturais, 11*, 49–55. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v11i1.459

Vieira, R. F. (2017). *Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas.* Brasília, DF: Embrapa. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1090589/1/2017LV04.pdf

Wang, X., Zhu, J., Liu, Q., Fu, Q., Hu, H., & Huang, Q. (2024b). Role of genes encoding microbial carbohydrate-active enzymes in the accumulation and dynamics of organic carbon in subtropical forest soils. *Science of the Total Environment, 918*, 170295. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170295

Wen, M., Yang, C., Liu, Y., Zhang, N., Liang, Y., Dou, Y., Zhao, F., & Wang, J. (2024). Long-term fertilization differentially increased the CAZyme encoding genes responsible for soil organic matter decomposition under winter wheat on the Loess Plateau of China. *Applied Soil Ecology, 198*, 105354. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105354

Wu, H., Cui, H., Fu, C., Li, R., Qi, F., Liu, Z., Yang, G., Xiao, K., & Qiao, M. (2024). Unveiling the crucial role of soil microorganisms in carbon cycling: A review. *Science of the Total Environment, 909*, 168627. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168627

Xu, Z., Liu, D., Zhu, J., Zhao, J., Shen, S., Wang, Y., et al. (2024). Catalysts for sulfur: Understanding the intricacies of enzymes orchestrating plant sulfur anabolism. *Planta, 261*, 16. https://doi.org/10.1007/s00425-024-04594-w

Yu, M., Wu, M., Secundo, F., & Liu, Z. (2023). Detection, production, modification, and application of arylsulfatases. *Biotechnology Advances, 67*, 108207. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2023.108207

Zhang, Y., Chen, J., Du, M., Ruan, Y., Wang, Y., Guo, J., Yang, Q., Shao, R., & Wang, H. (2024). Metagenomic insights into microbial variation and carbon cycling function in crop rotation systems. *Science of the Total Environment, 947*, 174529. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174529

♦ Capítulo 24 ♦

Uso de índice de qualidade do solo na definição de planos de manejo inteligentes

Antônio Luis Santi[1], Diego Armando Amaro da Silva[2], André Felipe De Conti[1], Rodrigo Ferreira da Silva[1], Claudir José Basso[1], Lisandra Pinto Della Flora[3], Gilvan Moises Bertollo[1]

Introdução

A adoção do Sistema de Plantio Direto (SPD) no sul do Brasil tem proporcionado a conservação do solo, ao mesmo tempo em que suporta o aumento da produtividade das culturas (Dalla Nora et al., 2014), não havendo dúvidas em relação à revolução tecnológica, proporcionada por este sistema. Porém, com a expansão e modernização da agricultura, tornou necessária a adoção de novas ferramentas e tecnologias, associadas ao manejo do solo e das culturas (Balsan et al., 2006), como é o caso da agricultura de precisão, capazes de minimizar os efeitos resultantes da maior intensidade do uso das terras, visando altas produtividades (Santi et al., 2015).

Para isso, é necessário um entendimento mais amplo em relação à multifuncionalidade dos sistemas envolvendo a cobertura do solo (Santi et al., 2014), além da compreensão de que ferramentas inovadoras, por si só, não resolverão os problemas de manejo, sendo necessário associar com outras técnicas de manejo visando uma menor variabilidade dos solos, que, segundo Silva et al. (2008), é o principal componente relacionado à produção agropecuária. É nesse contexto que um Plano de Manejo Inteligente (PMI) pode ser executado, planejando intervenções especializadas e localizadas, considerando as particularidades e gargalos existentes em cada talhão, priorizando estratégias multiplantas e o uso racional da rotação de culturas.

1 Departamento de Ciências Agronômicas e Ambientais - Universidade Federal de Santa Maria (UFSM-FW). Santa Maria - RS, Brasil.
2 Engenheiro Agrônomo, Mestre em Agronomia, Agricultura e Ambiente
3 Instituto Federal Farroupilha (IFFar/FW). Santa Maria - RS, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.24

No sul do Brasil, são comumente usadas coberturas de aveia preta ou nabo forrageiro, e embora seus benefícios sejam inegáveis, é necessário avaliar os efeitos sobre a qualidade do solo como um todo, sendo a integração das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, que o habilitam a exercer suas funções na plenitude (Vezzani & Mielniczuk, 2009). Alguns autores citam benefícios das plantas de cobertura de solo sobre as propriedades físicas (Silveira Junior et al., 2012; Nascente et al., 2015), a química (Bressan et al., 2013; Raphael et al., 2016) e a biologia do solo (Nunes et al., 2009; Silva et al., 2013), todavia, escolher um sistema de manejo com base em benefícios isolados, pode ser um erro, dada a complexidade e a variabilidade destes sistemas (Conceição et al., 2005; Freitas et al., 2012), não garantindo certeza sobre a sustentabilidade resultante destas práticas.

O desafio dos estudos sobre a sustentabilidade está relacionado ao desenvolvimento de métodos para avaliação da qualidade do solo e do ambiente agrícola sob interferência do homem (Melloni et al., 2008) e, para isto, torna-se necessário caracterizar os processos e as propriedades do solo que afetam a sua capacidade produtiva (Doran & Parkin, 1994). Atualmente há um esforço conjunto e multidisciplinar tentando reunir e quantificar atributos que se relacionem com a qualidade dos solos agrícolas, permitindo avaliar os efeitos integrados dos fatores, expressando o mesmo por meio de índices (Melo Filho et al., 2009; Freitas et al., 2012; Maia, 2013).

Pesquisas relacionadas à qualidade do solo são necessárias para fornecer informações de manejo e definição da melhor capacidade do uso do solo (Oliveira et al., 2001), tendo interpretação de resultados facilitada pela integração dos indicadores de qualidade do solo por meio de Índices de Qualidade do Solo (IQS), obtidos por meio de uma expressão ou modelo matemático que inclua todos os atributos do solo considerados (Santos et al., 2009).

No sul do Brasil, as intervenções extra produção de grãos costumam se limitar ao manejo durante o período de inverno, havendo a necessidade da avaliação de sistemas de manejo que funcionem na prática, visando a obter maior qualidade dos solos agrícolas. Desta forma, avaliar a qualidade do solo em sistemas de manejo de inverno, por meio de um modelo matemático que expressa o Índice de Qualidade do Solo (IQS), considerando atributos físicos, químicos e biológicos do solo, em área manejada sob SPD com ferramentas de agricultura de precisão, no sul do Brasil, pode ser uma alternativa para auxiliar na elaboração de planos de manejo.

Amostragens e indicadores de qualidade do solo avaliados

Para esse entendimento, avaliaram-se dez sistemas de manejo de inverno, implantados pelo terceiro ano consecutivo, sendo: aveia preta (*Avena strigosa* S. - Ap), aveia branca (*Avena sativa* L. - AB), azevém (*Lolium multiflorum* L. - AZ), nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L. - NF), ervilhaca (*Vicia sativa* L. - E), aveia preta + ervilhaca + nabo forrageiro (ApNFE), aveia preta + nabo forrageiro (ApNF), aveia preta + ervilhaca (ApE), tremoço branco (*Lupinus albus* L. - TB) e pousio invernal (vegetação espontânea - PO).

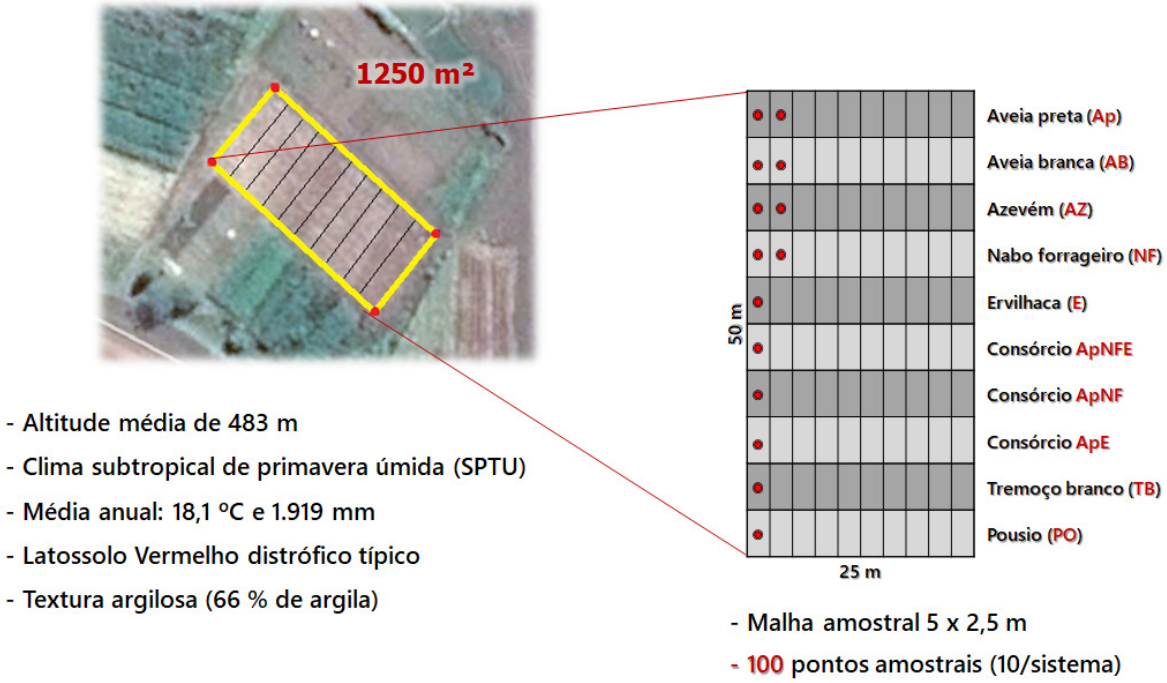


Figura 24.1. Vista parcial da área experimental - UFSM, Frederico Westphalen, RS.

As amostras foram coletadas nos pontos de cruzamento de uma malha de 5 x 2,5 m, resultando em 100 pontos de amostragem para uma área total de 1.250 m^2, de modo que houvesse dez pontos amostrais por cada sistema de manejo de inverno avaliado (125 m^2 cada). Em cada ponto foram coletadas amostras indeformadas e deformadas nas profundidades de 0,00 - 0,05m e 0,05 - 0,10 m, para determinar indicadores químicos e físicos da qualidade do solo. A cada dois pontos amostrais por sistema, foi coletado um bloco de solo pelo método TSBF (*Tropical Soil Biology and Fertility*) (Anderson & Ingram, 1993) de forma adaptada (0,25 x 0,25 x 0,10 m) (Pimentel et al., 2006; Menezes et al., 2009; Pinheiro et al., 2014), visando avaliar a macrofauna do solo (bioindicador da qualidade do solo), sendo segundo Schiavon et al. (2009) a camada representativa da biodiversidade do solo, visto a concentração da matéria orgânica em superfície, sendo coletada ainda a serrapilheira que havia sobre os blocos de solo coletados.

Os indicadores físicos do solo determinados foram: densidade do solo (Ds), macroporosidade (Mac), microporosidade (Mic), e a porosidade total (Pt) do solo, através de anéis volumétricos (98 cm^3). A estabilidade de agregados em água foi determinada pelo método proposto por Kemper e Chepil (1965), sendo calculados o diâmetro médio geométrico (DMG) e a porcentagem de agregados estáveis em cada classe (8,00 - 4,76; 4,76 - 2,00; 2,00 – 1,00; 1,00 – 0,21 e menor que 0,21 mm), calculados segundo as proposições da metodologia de Tisdall et al. (1978).

A resistência do solo à penetração (RP) foi determinada através de um penetrômetro digital marca Falker modelo penetroLOG PLG1020®, haste de 0,40 m, cone com diâmetro de 0,00794 m e ângulo de cone de 30°, em quatro diferentes épocas, com cinco repetições por ponto amostral em cada época; resultando em 20 leituras analisadas em conjunto de modo a obter maior consistência dos dados e precisão nos resultados. As análises foram efetuadas até 48 h após plena saturação do solo (em cada época), a fim de proceder às leituras próximas à capacidade de campo (Prevedello, 1999; Santos et al., 2013), reduzindo significativamente e isolando os efeitos da coesão entre partículas de solo (Beltrame et al., 1981; Arshad et al., 1996; Neiro et al., 2003). Foi coletada uma amostra a cada 5 pontos amostrais a fim de determinar a umidade gravimétrica do solo, as quais ficaram entre 0,24 e 0,26 kg kg-1 nas quatro avaliações, não apresentando diferenças entre sistemas de manejo.

Os indicadores químicos do solo determinados foram: teores de matéria orgânica do solo (MOS), $pH_{água}$ (1:1), teores disponíveis de P e K ($Mehlich^{-1}$), Ca e Mg (KCl 1 mol L^{-1}), acidez trocável (Al) e potencial (H+Al), e calculados a relação Ca/Mg, capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V) e saturação por alumínio (m), todas conforme metodologias descritas em Tedesco et al. (1995) e recomendadas pela CQFS (2016).

Os blocos de solo (TSBF) foram triados manualmente em Laboratório, sendo efetuadas a pesagem da fauna do solo (BF, g m^{-2}), a contagem e a identificação dos organismos ao nível de ordem segundo Gallo et al. (1988), sendo a fauna estimada por m^{-2}, visando facilitar a interpretação dos dados. A partir disso, foram calculados os seguintes índices: índice de dominância de Simpson (Is), índice de diversidade de Shannon (H), e índice de uniformidade de Pielou (J), usando o software DivEs 3.0.

Índice de qualidade do solo (IQS)

O índice de qualidade do solo (IQS) foi determinado segundo o método aditivo

ponderado (Andrews et al., 2002a; Mukherjee & Lal, 2014), reunindo os indicadores de qualidade do solo em suas funções principais no solo, sendo atribuídos pesos e integrados conforme o modelo proposto.

Para o cálculo do IQS foram definidas quatro funções principais do solo de pesos numéricos iguais (Tabela 24.1), com o somatório do peso das quatro funções igual a um, sendo o valor de máxima qualidade do solo e zero, o valor de um solo com limitações severas, e sem qualidade. Os indicadores de qualidade do solo foram selecionados com base em informações da literatura e IQS já propostos pela comunidade científica (Chaer, 2001; Melo Filho et al., 2007; Carvalho, 2008; Melo Filho et al., 2009; Fernandes et al., 2011; Freitas et al., 2012; Nakajima et al., 2015). Estes indicadores incluídos no conjunto de dados receberam um subpeso numérico, atribuídos de maneira a compor o somatório de peso igual a um em cada função principal do solo.

Tabela 24.1. Funções principais e indicadores físicos, químicos e biológicos utilizados na avaliação da qualidade do solo em dez sistemas de manejo de inverno. Frederico Westphalen, RS.

Função principal	Ponderador da função	Indicador de qualidade*	Ponderador do indicador	Função principal	Ponderador da função	Indicador de qualidade	Ponderador do indicador
Receber, armazenar e suprir água (RASA)	0,25	Pt (m^3 m^{-3})	0,20	Promover o crescimento radicular (CRAD)	0,25	RP (MPa)	0,30
		Mac (m^3 m^{-3})	0,15			Ds (m^3 m^{-3})	0,20
		Ds (m^3 m^{-3})	0,15			Mac (m^3 m^{-3})	0,20
		RP (MPa)	0,10			m (%)	0,15
		DMG (mm)	0,10			MOS (g kg^{-1})	0,15
		MOS (g kg^{-1})	0,20	Promover a conservação do solo e a atividade biológica (CSBIO)	0,25	DMG (mm)	0,20
		Minhocas m^{-2}	0,10			Mac (m^3 m^{-3})	0,10
Suprimento de nutrientes (SN)	0,25	$pH_{água}$	0,20			Ds (m^3 m^{-3})	0,10
		MOS (g kg^{-1})	0,20			MOS (g kg-1)	0,20
		CTC_{pH7} ($cmol_c$ dm^{-3})	0,20			$pH_{água}$	0,10
		V (%)	0,10			CTC ($cmol_c$ dm^{-3})	0,10
		P (mg dm^{-3})	0,20			Minhocas m^{-2}	0,10
		m (%)	0,10			Índice de Pielou (J)	0,10

Pt = porosidade total do solo; Mac = macroporosidade do solo; Ds = densidade do solo; RP = resistência do solo à penetração; DMG = diâmetro médio geométrico; MOS = matéria orgânica do solo; m = saturação por alumínio; CTC_{pH7} = capacidade de troca catiônica; V = saturação por bases.

Posteriormente, os indicadores de qualidade do solo foram divididos em três grupos para obtenção de uma pontuação em escala padronizada (Karlen & Stott, 1994; Andrews et al., 2002b; Melo Filho et al., 2007): (a) “mais é melhor”, (b) “ótimo” e (c) “menos é melhor”. Nos indicadores classificados como “mais é melhor” (Pt, Mac, DMG, MOS, Minhocas, CTC_{pH7}, V, P e J), o menor conjunto de dados foi dividido pelos valores observados, assim, o maior valor obteve peso um; para “menos é melhor” (Ds, RP e m), o menor valor do conjunto de dados foi dividido pelos valores observados, assim, o menor valor obteve peso um; para “ótimo” ($pH_{água}$), os valores foram divididos em duas classes “mais é melhor” e “menos é melhor”, sendo que os valores foram divididos segundo a classe.

Ao final, os valores obtidos de cada indicador foram multiplicados pelos respectivos subpesos (ponderador do indicador) e pesos (ponderador da função), compondo o IQS de cada sistema de manejo que variaram de 0 a 1, sendo que, os menores valores ou menores IQS, representam solos de menor qualidade, enquanto que tratamentos com valores de IQS mais próximos de 1, representam solos de melhor qualidade.

Análise dos dados

Os dados dos indicadores de qualidade, das funções principais no solo e dos IQS foram avaliados pela análise da variância, e as médias pelo teste de Scott-Knott ($p<0,05$), conforme Ferreira et al. (2012). Na análise dos dados foi utilizado o programa estatístico ASSISTAT 7.7. Por fim, realizou-se análise de componentes principais (ACP) entre os indicadores de qualidade do solo, a fim de identificar quais os indicadores mais sensíveis aos diferentes sistemas de manejo de inverno utilizados.

Os nutrientes P, K, Ca e Mg apresentaram teores classificados como altos ou muito altos (CQFS, 2016), não sendo constatada diferença significativa nos teores de MOS, corroborando o observado por Moreti et al. (2007) e Cunha et al. (2011), não encontrando alterações na MOS em solos cultivados com diferentes plantas de cobertura (Tabela 24.2).

Notou-se um aumento nos teores disponíveis de P no sistema NF, seguido pelos sistemas ApE e TB. Isso se deve provavelmente à ciclagem e à capacidade de absorção de P pelo NF, além da rapidez destes três sistemas no processo de liberação no solo, devido a menor relação C/N e C/P (Casali et al., 2011) das crucíferas e leguminosas, acelerando a mineralização dos resíduos culturais, aumentando a biodisponibilidade de P no solo. Em contraposição, observou-se menores valores de P no solo em sistemas

monocultivados por gramíneas (Ap e AB), explicado pelos baixos teores de P na fitomassa (Martins, 2013) e a imobilização de P proporcionada pelos resíduos de menor relação C/N e C/P (Giacomini et al., 2003a; Casali et al., 2011). Já os teores disponíveis de K no solo foram maiores em sistemas com presença de Ap solteira ou consorciada, além de AB e E. Giacomini et al. (2003b) relataram o acúmulo de K por gramíneas, sendo destacado por Melo et al. (2011) como fornecedora de K ao solo devido a maior produção de matéria seca das gramíneas.

Os teores de Ca e Mg no solo, além da relação entre os nutrientes e, consequentemente a CTC, V e os demais parâmetros de acidez do solo ($pH_{água}$, Al, H+Al e m), apresentaram comportamento semelhante, destacando os menores valores aos sistemas compostos de monocultivos de gramíneas (Ap, AB e AZ). Amaral et al. (2000) também chamam atenção para o acréscimo de $pH_{água}$ proporcionado por sistemas de manejo que contenham gramíneas, principalmente a Ap, destacando ainda, aumentos de $pH_{água}$ em sistemas que contenham E.

Ainda, Eltz et al. (1989) citam aumentos na CTC e V por plantas de cobertura do solo, e segundo Fabian (2009), alterando valores de $pH_{água}$ e diminuindo a acidez trocável e potencial, concordando com o encontrado neste trabalho. Devido aos valores encontrados nos indicadores $pH_{água}$, CTC e V, os valores de H+Al, Al e a saturação por este (m) apresentaram-se baixos ou inexistentes (Tabela 24.2), sendo desconsideráveis para serem interpretados.

Os indicadores físicos RP e Ds têm sido utilizados como indicativos da compactação do solo pela comunidade científica (Silva et al., 2003; Marasca et al., 2011), sendo encontradas diferenças significativas para ambas as variáveis neste trabalho (Tabela 24.3). No indicador RP, o sistema AZ foi o que proporcionou os menores valores observados (1,30 MPa), com o sistema de pousio invernal (PO) apresentando os maiores valores (1,95 MPa), muito próximos de 2 MPa, valor considerado crítico e limitativo ao crescimento radicular (Jung et al., 2010). Além disso, este sistema sem cobertura vegetal cultivada apresentou os maiores valores de Ds (1,31 kg dm^{-3}), valores mais baixos de Mac (0,10 m^3 m^{-3}) e de DMG (4,68 mm), evidenciando que este sistema, além de provocar compactação do solo, promove degradação da estrutura do solo, concordando com Prado et al. (2002), que constataram aumentos significativos na RP e Ds após cinco anos de pousio.

Tabela 24.2. Valores dos indicadores químicos de qualidade do solo na camada 0,00 - 0,10 m em dez sistemas de manejo de inverno. Frederico Westphalen, RS.

Indicadores químicos da qualidade do solo																							
Sistema de Manejo	MOS		pH		P		K		Ca		Mg		Al		H+Al		CTC		V		m		Relação
	g kg^{-1}		H_2O		---- mg dm^{-3} ----				---------- $cmol_c$ dm^{-3} ----------										---- % ----				Ca/Mg
Ap	27,4	ns	6,24	c[1]	9,3	c	225	a	7,0	c	4,6	b	0,1	a	2,9	a	15,1	b	80	c	0,4	a	1,5	b
AB	27,7		6,09	c	11,5	c	240	a	6,6	c	4,3	b	0,1	a	2,9	a	14,5	b	80	c	0,3	a	1,5	b
AZ	27,9		6,64	b	13,2	b	194	b	8,2	b	4,8	b	0,0	b	2,2	b	15,7	b	86	b	0,1	b	1,7	a
NF	27,3		6,82	b	16,6	a	205	b	9,2	a	5,1	a	0,0	b	1,7	c	16,5	b	91	a	0,0	b	1,8	a
E	27,8		6,94	a	14,0	b	240	a	9,4	a	5,4	a	0,0	b	1,6	c	17,0	a	91	a	0,0	b	1,7	a
ApNFE	27,5		6,77	b	12,3	b	239	a	10,1	a	5,4	a	0,0	b	1,6	c	17,7	a	92	a	0,0	b	1,9	a
ApNF	27,5		7,01	a	12,6	b	208	a	9,9	a	5,7	a	0,0	b	1,4	c	17,7	a	92	a	0,0	b	1,7	a
ApE	28,4		7,10	a	16,5	a	273	a	10,4	a	5,5	a	0,0	b	1,4	c	18,0	a	92	a	0,0	b	1,9	a
TB	26,5		6,96	a	15,2	a	196	b	9,8	a	5,5	a	0,0	b	1,4	c	17,3	a	91	a	0,0	b	1,8	a
PO	27,2		7,01	a	14,1	b	202	b	10,5	a	5,8	a	0,0	b	1,4	c	18,2	a	92	a	0,0	b	1,8	a

Aveia preta (Ap), aveia branca (AB), azevém (AZ), nabo forrageiro (NF), ervilhaca (E), aveia preta + ervilhaca + nabo forrageiro (ApNFE), aveia preta + nabo forrageiro (ApNF), aveia preta + ervilhaca (ApE), tremoço branco (TB) e pousio invernal (vegetação espontânea - PO). MOS = matéria orgânica do solo; CTC_{pH7} = capacidade de troca catiônica; V = saturação por bases; m = saturação por alumínio. [1] Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo de Scott-Knott ($p \leq 0,05$), e (ns) não significativo ($p \leq 0,05$).

Tabela 24.3. Valores dos indicadores físicos de qualidade do solo na camada 0,00 - 0,10 m em dez sistemas de manejo de inverno. Frederico Westphalen, RS.

Indicadores físicos da qualidade do solo												
Sistema de manejo	RP		Ds		Mac		Mic		Pt		DMG	
	MPa		kg dm^{-3}		---------- m^3 m^{-3} ----------						mm	
Ap	1,59	b	1,24	b	0,10	b	0,44	ns	0,55	ns	4,84	b
AB	1,60	b	1,20	b	0,13	a	0,43		0,56		4,72	c
AZ	1,30	c	1,24	b	0,09	b	0,44		0,54		4,74	b
NF	1,62	b	1,23	b	0,12	a	0,43		0,55		4,77	b
E	1,66	b	1,22	b	0,12	a	0,43		0,55		4,83	b
ApNFE	1,50	b	1,21	b	0,12	a	0,42		0,54		5,20	a
ApNF	1,56	b	1,25	b	0,10	b	0,44		0,53		4,83	b
ApE	1,59	b	1,26	b	0,10	b	0,44		0,53		4,85	b
TB	1,65	b	1,26	b	0,11	b	0,43		0,54		4,71	c
PO	1,95	a	1,31	a	0,10	b	0,44		0,54		4,68	c

Aveia preta (Ap), aveia branca (AB), azevém (AZ), nabo forrageiro (NF), ervilhaca (E), aveia preta + ervilhaca + nabo forrageiro (ApNFE), aveia preta + nabo forrageiro (ApNF), aveia preta + ervilhaca (ApE), tremoço branco (TB) e pousio invernal (vegetação espontânea - PO). RP = resistência do solo à penetração; Ds = densidade do solo; Mac = macroporosidade; Mic = microporosidade; Pt = porosidade do solo; DMG = diâmetro médio geométrico. (1) Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo de Scott-Knott (p≤ 0,05), e (ns) não significativo (p≤ 0,05).

O sistema ApNFE apresentou maior DMG (5,20 mm) entre os tratamentos e, juntamente com NF, E e AB, apresentaram maior Mac, todas acima de 0,10 m^3 m^{-3}, considerada crítica ao crescimento das plantas (Vomocil & Floker, 1961). Assim como encontrado neste trabalho, Franchini et al. (2009) afirmam ser possível melhorar a estrutura do solo sem intervenção mecânica, beneficiando o desenvolvimento radicular e a disponibilidade para as culturas. Ainda, Reinert et al. (2008) citam que são essas diferenças que auxiliam na seleção de sistemas de manejo compostos por espécies capazes de crescer em condições adversas, além de serem úteis na recuperação de solos. As variáveis Mic e Pt não apresentaram diferenças significativas (Tabela 24.3).

Os dados relacionados aos indicadores biológicos são apresentados na Tabela 24.5. Os índices de diversidade (Is, H e J) apresentaram comportamentos semelhantes entre eles, com os melhores valores nos sistemas ApE, ApNFE, AZ e Ap, explicados pela maior riqueza de ordens taxonômicas e menor dominância nestes ambientes, além da ocorrência da ordem Oligochaeta (minhocas), considerado um dos grupos de maior importância da fauna edáfica, visto que compreendem entre 40 - 90 % da biomassa da macrofauna do solo (Andréa, 2010), chegando neste trabalho, a picos de mais de uma tonelada por hectare na camada superficial do solo.

Tabela 24.4 – Valores dos indicadores biológicos de qualidade do solo na camada 0,00 - 0,10 m em dez sistemas de manejo de inverno. Frederico Westphalen, RS.

Indicadores biológicos de qualidade do solo												
Sistema de manejo	Minhocas		Abundância		Riqueza		Índices					
	------ Indivíduos m^{-2} ------				Nº de ordens		Is		H		J	
Ap	96	a	492	b	6,6	a	0,26	c	1,51	a	0,80	a
AB	22	c	378	b	3,6	c	0,60	b	0,74	c	0,56	b
AZ	58	b	339	b	5,6	a	0,28	c	1,36	a	0,81	a
NF	54	b	547	b	4,8	b	0,45	b	1,04	b	0,65	b
E	22	c	461	b	3,6	c	0,55	b	0,80	c	0,59	b
ApNFE	83	a	432	b	4,6	b	0,30	c	1,27	a	0,84	a
ApNF	54	b	506	b	5,4	a	0,43	b	1,12	b	0,66	b
ApE	74	b	349	b	4,4	b	0,29	c	1,28	a	0,87	a
TB	58	b	442	b	4,2	b	0,42	b	1,09	b	0,75	a
PO	22	c	2528	a	2,8	c	0,95	a	0,11	d	0,13	c

Aveia preta (Ap), aveia branca (AB), azevém (AZ), nabo forrageiro (NF), ervilhaca (E), aveia preta + ervilhaca + nabo forrageiro (ApNFE), aveia preta + nabo forrageiro (ApNF), aveia preta + ervilhaca (ApE), tremoço branco (TB) e pousio invernal (vegetação espontânea - PO).Is = índice de dominância de Simpson; H = índice de diversidade de Shannon; J = índice de uniformidade de Pielou. (1) Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo de Scott-Knott (p≤ 0,05), e (ns) não significativo (p≤ 0,05).

Estes organismos compreendem processos críticos para a manutenção da fertilidade e qualidade dos solos, agindo na decomposição da MOS e resíduos vegetais, na dinâmica de mineralização de nutrientes, e formando estruturas biogênicas (coprólitos) constituídas de agregados altamente estáveis, garantindo boa porosidade conferindo ao solo maior resiliência e, assim, resistindo mais a degradação (Lavelle et al., 2001; Blanchart et al., 2004; Brown & Domínguez, 2010), sendo considerados ótimos bioindicadores de qualidade do solo.

Os resultados do índice de qualidade do solo (IQS) mostram que os sistemas consorciados ApNFE, ApE, além de NF (Tabela 24.5), apresentaram-se como sistemas de maior qualidade do solo, com ApNFE tendo os maiores valores nas quatro funções principais do solo, destacando que este sistema apresentou os melhores DMG observados (5,20 mm), maior macroporosidade do solo (0,12 m^3 m^{-3}), abundância de minhocas elevada (83 indivíduos m^{-2}), $pH_{água}$ próximo ao ideal (6,77), além dos maiores teores de bases trocáveis (K, Ca e Mg) e, consequentemente, maiores teores de CTC e V.

Tabela 24.5. Valores das funções principais e dos índices de qualidade do solo (IQS) em dez sistemas de manejo de inverno. Frederico Westphalen, RS.

Sistema de manejo	Contribuição das funções								Índice de qualidade do solo (IQS)		
	RASA		CRAD		SN		CSBIO				
Ap	0,187	b	0,179	c	0,172	c	0,192	a	0,730	c	
AB	0,184	b	0,190	b	0,176	c	0,178	c	0,728	c	
AZ	0,183	b	0,199	a	0,190	b	0,187	b	0,759	b	
NF	0,185	b	0,195	a	0,197	a	0,187	b	0,764	a	
E	0,180	c	0,194	a	0,196	a	0,183	b	0,753	b	
ApNFE	0,191	a	0,198	a	0,194	a	0,201	a	0,784	a	
ApNF	0,179	c	0,190	b	0,196	a	0,186	b	0,751	b	
ApE	0,183	b	0,193	a	0,202	a	0,195	a	0,773	a	
TB	0,178	c	0,187	b	0,199	a	0,187	b	0,751	b	
PO	0,169	d	0,176	c	0,197	a	0,165	d	0,707	d	

Aveia preta (Ap), aveia branca (AB), azevém (AZ), nabo forrageiro (NF), ervilhaca (E), aveia preta + ervilhaca + nabo forrageiro (ApNFE), aveia preta + nabo forrageiro (ApNF), aveia preta + ervilhaca (ApE), tremoço branco (TB) e pousio invernal (vegetação espontânea - PO). RASA = receber, armazenar e suprir água; SN = suprimento de nutrientes; CRAD = promover crescimento radicular; CSBIO = promover a conservação do solo e atividade biológica.

O sistema ApE, apresentou os maiores valores nas funções CRAD e CSBIO, com destaque aos valores observados em SN, proporcionando maior fertilidade do solo, porém com o mesmo não ocorrendo na função RASA, em função de menores valores de Mac e DMG, evidenciando menor porosidade e qualidade estrutural do solo em relação ao ApNFE,

O sistema NF, se destacou por apresentar maior valor na função crescimento radicular (CRAD), principalmente em função da maior Mac proporcionada por este, sendo considerado pela literatura como um excelente condicionador do solo, devido ao sistema radicular pivotante agressivo, capaz de crescer em camadas compactadas do solo (Cubilla et al., 2002; Abreu et al., 2004; Magalhães et al., 2009; Silveira Junior et al., 2012). Ainda, o sistema NF apresentou valores elevados na função SN, devido principalmente ao fornecimento de P no solo, além de maiores teores de Ca, Mg e V. Entretanto, este sistema apresentou menores valores que ApNFE nas funções de fornecimento de água (RASA) e de promover maior conservação do solo e atividade biológica, muito em função de ter menor DMG, CTC, abundância de minhocas m^{-2} e menor índice de uniformidade (J).

Desta forma, como observado neste trabalho, obtém-se um sistema capaz de proporcionar melhores condições de armazenamento de água, crescimento radicular, fornecimento de nutrientes, além de maior conservação do solo e atividade biológica, não havendo dúvidas da importância do consorciamento de plantas, aliando elevada

produção de matéria seca e a alta densidade radicular das gramíneas (Magalhães et al., 2009), a redução da compactação e aumento da porosidade proporcionada pelas crucíferas (Cardoso et al., 2014), além do fornecimento de N ao solo pelas leguminosas (Lovato et al., 2004), conciliando proteção e adubação eficientes ao solo (Oliveira et al., 2002).

O sistema de pousio invernal (PO) obteve o pior IQS calculado, devido aos piores resultados em três das quatro funções principais no solo, principalmente os relacionados aos indicadores físicos e biológicos, com os piores resultados nos indicativos de compactação do solo (RP e Ds), também encontrado por, menor estruturação do solo (DMG), porosidade (Mac), além de menor abundância de minhocas, menor diversidade de organismos (Riqueza, H e J), e maior dominância de um grupo sobre os demais (Is), evidenciando a degradação física e biológica proporcionada por este sistema, demonstrando que embora os parâmetros químicos estejam excelentes (SN), possa não haver extração de nutrientes de forma satisfatória pelas plantas (Camargo & Piza, 2007; Melo et al., 2011) em função do menor crescimento radicular e menor fornecimento de água neste sistema (Tabela 24.5).

Sistemas que utilizam gramíneas solteiras, em especial Ap e AB, apresentaram os piores resultados de IQS, principalmente devido a degradação dos indicadores químicos de qualidade do solo (SN), obtendo menores valores nos teores de P, Ca e Mg, além de menor CTC e V, devido as gramíneas funcionares como imobilizadoras de nutrientes no solo (Argenta & Silva, 1999), devido ao menor teor de N e P no tecido destas. Os sistemas AZ, E, ApNF e TB, obtiveram índices considerados intermediários, não promovendo maior qualidade e nem comprometendo o sistema solo (Tabela 24.5).

A análise de componentes principais (ACP) realizada a partir dos atributos químicos, físicos e biológicos avaliados nos sistemas de manejo de inverno, encontra-se na Tabela 24.6. Foram necessários seis componentes principais para explicarem mais de 80% da variância encontrada entre os sistemas de manejo, sendo que o primeiro explicou 33,17% da variância total, sendo composto por $pH_{água}$, Ca, Mg, CTC, saturação por bases (V) e pela relação Ca/Mg, além de apresentar forte relação negativa para os indicadores acidez trocável (Al) e potencial (H+Al), limitando-se aos indicadores químicos somente, sendo visivelmente importantes para diferenciar os efeitos dos sistemas de manejo de inverno, principalmente Ap, AB e AZ dos demais, como também pode ser observado na Tabela 24.2.

No segundo componente, que explicou mais 17,21% da variância total entre os sistemas, destacam-se as relações positivas para os atributos biológicos abundância de

organismos e o índice de dominância de Simpson (Is), sendo sensíveis o suficiente para diferenciar o sistema PO dos demais sistemas de manejo de inverno. Os indicadores biológicos H e J apresentaram relação negativa destacável (Tabela 24.6), sendo suficiente para segregar os sistemas Ap, AZ, além dos consórcios ApNFE e ApE dos demais sistemas testados. Os organismos da fauna do solo têm grande importância nas funções do solo, devido a estes serem capazes de modificar as características físicas, químicas e biológicas do solo, constituindo-se em componentes importantes para a avaliação da organização e funcionamento do mesmo (Steffen et al., 2007; Silva et al., 2013).

Tabela 24.6. Análise de componentes principais dos indicadores de qualidade química, física e biológica do solo em dez sistemas de manejo de inverno. Frederico Westphalen, RS.

Componente da variância	Componente principal					
	1	2	3	4	5	6
Autovalores	9,29	4,82	3,51	2,78	1,34	1,20
% da variância explicada	33,17	17,21	12,52	9,93	4,78	4,29
% da variância explicada acumulada	33,17	50,38	62,90	72,83	77,61	81,91
Indicador de qualidade/função do solo	---------- Matriz de correlação ----------					
$pH_{água}$	0,855*	0,076	0,169	0,058	0,135	-0,052
Matéria orgânica do solo (MOS)	-0,219	0,181	0,483	-0,241	-0,142	0,569
Fósforo (P)	-0,165	0,409	0,752	-0,180	-0,079	0,268
Potássio (K)	-0,451	0,162	0,484	-0,206	0,020	0,183
Cálcio (Ca)	0,923	0,147	0,212	0,029	0,029	-0,068
Magnésio (Mg)	0,864	0,131	0,116	0,097	-0,032	-0,048
Al (acidez trocável)	-0,865	-0,036	-0,136	-0,029	-0,154	-0,041
H+Al (acidez potencial)	-0,904	-0,161	-0,177	-0,100	-0,107	0,184
Capacidade de troca catiônica (CTC)	0,822	0,309	0,356	-0,009	0,013	-0,078
Saturação por bases (V)	0,926	0,176	0,202	0,083	0,094	-0,137
Saturação por Al (m)	0,854	-0,067	-0,175	0,040	-0,015	0,015
Relação Ca/Mg	0,792	-0,093	0,049	0,047	-0,012	-0,024
Resistência do solo à penetração (RP)	-0,184	0,698	-0,175	-0,351	0,165	0,020

Densidade do solo (Ds)	-0,310	0,518	0,110	-0,561	0,109	-0,068
Macroporosidade do solo (Mac)	-0,325	-0,130	0,229	0,830	0,132	0,009
Microporosidade do solo (Mic)	0,150	-0,026	-0,333	-0,426	0,711	0,315
Porosidade total do solo (Pt)	-0,272	-0,139	-0,001	0,555	0,701	0,253
Diâmetro médio geométrico (DMG)	0,505	-0,301	-0,131	0,013	-0,153	0,044
Minhocas	-0,551	-0,021	0,521	-0,354	0,169	-0,404
Abundância de organismos	-0,273	0,733	0,067	-0,035	0,217	-0,368
Riqueza de ordens	-0,351	-0,413	0,248	-0,468	0,202	-0,369
Índice de dominância de Simpson (Is)	-0,330	0,871	-0,025	0,298	-0,027	-0,369
Índice de diversidade de Shannon (H)	0,334	-0,866	0,037	-0,316	0,035	0,008
Índice de uniformidade de Pielou (J)	0,332	-0,870	0,033	-0,270	0,035	0,101

* Valores destacados em negrito apresentam carga fatorial > 0,700 para o respectivo componente principal.

Por sua vez, os indicadores físicos de qualidade do solo só apareceram como quarto e quinto componente principais, que explicaram 9,93 e 4,78% da variância total da área experimental, respectivamente, destacando os atributos indicadores da aeração do solo Mac e Pt, ambas com relações positivas maior que 0,700 (Tabela 24.6), evidenciando que os sistemas de manejo do solo afetam facilmente estas propriedades da qualidade do solo.

Considerações finais

Os resultados demonstraram que embora os indicadores químicos, físicos e biológicos sejam capazes de discriminar os sistemas de manejo de inverno, dificultam a escolha de um sistema em função do amplo espectro de variáveis existentes que apresentam diferentes comportamentos.

Os sistemas de manejo de inverno ApNFE, ApE e NF apresentaram os maiores índices de qualidade do solo (IQS) entre os sistemas avaliados, destacando principalmente

as melhores condições de crescimento radicular em profundidade e o melhor suprimento de nutrientes propiciado por estes sistemas.

Embora o pousio invernal (PO) tenha se apresentado excelente no suprimento de nutrientes às plantas, este foi o sistema de menor IQS observado, tendo as piores condições de recebimento, armazenamento e suprimento de água, inibindo o crescimento radicular das plantas, além de promover menor conservação do solo e menor atividade biológica entre os sistemas avaliados.

A análise conjunta dos dados de diferentes indicadores de qualidade do solo através da formulação de um índice de qualidade do solo (IQS) mostrou-se eficiente para avaliar o solo sob diferentes sistemas de manejo de inverno.

Os indicadores químicos ($pH_{água}$, Ca, Mg, CTC, V, Al, H+Al e relação Ca/Mg) foram os mais sensíveis aos sistemas de manejo de inverno utilizados, seguidos pelos biológicos (abundância, Is, H e J) e, por último, os físicos (Mac e Pt).

Referências

Abreu, S. L., Reichert, J. M., & Reinert, D. J. (2004). Escarificação mecânica e biológica para a redução da compactação em Argissolo franco-arenoso sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 28*(3), 519–531.

Amaral, A. S., et al. (2000). Resíduos vegetais na superfície do solo afetam a acidez do solo e a eficiência do herbicida Flumetsulam. *Ciência Rural, 30*(5), 789–794.

Anderson, J. M., & Ingram, J. S. I. (1993). Soil fauna. In *Tropical soil biological and fertility: A handbook of methods* (2. ed., pp. 44–46). Wallingford: C. A. B. International.

Andréa, M. M. (2010). O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos. *Acta Zoológica Mexicana, 2*, 95–107.

Andrews, S. S., Karlen, D. L., & Mitchell, J. P. (2002a). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 90*, 25–45.

Andrews, S. S., et al. (2002b). On-farm assessment of soil quality in California's Central Valley. *Agronomy Journal, 94*, 12–23.

Argenta, G., & Silva, P. R. F. (1999). Adubação nitrogenada em milho implantado em semeadura direta após aveia preta. *Ciência Rural, 29*(4), 745–754.

Arshad, M. A., Lowery, B., & Grossman, B. (1996). Physical tests for monitoring soil quality. In: J. W. Doran & A. J. Jones (Eds.), *Methods for assessing soil quality* (pp. 123–141). Madison: Soil Science Society of America. (SSSA Special Publication 49).

Balsan, R. (2006). Impactos decorrentes da modernização da agricultura brasileira. *Campo-Território: Revista de Geografia Agrária, 1*(2), 123–151.

Beltrame, L. F. C., Gondim, L. A. P., & Taylor, F. C. (1981). Estrutura e compactação na permeabilidade de solos do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 5*, 145–149.

Blanchart, E., et al. (2004). Effects of tropical endogeic earthworms on soil erosion: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 104*, 303–315.

Bressan, S. B., et al. (2013). Plantas de cobertura e qualidade química de Latossolo Amarelo sob plantio direto no cerrado maranhense. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 17*(4), 371–378.

Brown, G. G., & Domínguez, J. (2010). Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas – o 3º encontro latino-americano de ecologia e taxonomia de oligoquetas (ELAETAO3). *Zoológica Mexicana, 2*, 1–18.

Camargo, R., & Piza, R. J. (2007). Produção de biomassa de plantas de cobertura e efeitos na cultura do milho sob sistema plantio direto no município de Passos, MG. *Bioscience Journal, 23*(3), 76–80.

Cardoso, R. A., et al. (2014). Influência da adubação verde nas propriedades físicas e biológicas do solo e na produtividade da cultura de soja. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde, 35*(2), 51–60.

Carvalho, L. L. (2008). *Diagnóstico da qualidade do solo em dois sistemas tradicionais de uso e manejo: citros e mandioca* [Dissertação de Mestrado em Ciências Agrárias]. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas.

Casali, C. A., et al. (2011). Mineralização das formas de fósforo do tecido de plantas de cobertura. *Informações Agronômicas – IPNI, 135*, 21–24.

Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS). (2016). *Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.* Porto Alegre: SBCS/Núcleo Regional Sul.

Conceição, P. C., et al. (2005). Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 29*(5), 777–788.

Cubilla, M., et al. (2002). Plantas de cobertura do solo: uma alternativa para aliviar a compactação em sistema plantio direto. *Revista Plantio Direto, 71*, 29–32.

Cunha, E. Q., et al. (2011). Atributos químicos de solo sob produção orgânica influenciados pelo preparo e por plantas de cobertura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 15*(10), 1021–1029.

Dalla Nora, D., et al. (2013). Melhoria da qualidade química do perfil do solo sob plantio direto pela adição de gesso e de enxofre elementar isolada ou combinada com calcário e a produtividade das culturas. *Revista Plantio Direto, 137–138*, 51–64.

Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In J. W. Doran, et al. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment* (pp. 3–21). Madison: Soil Science Society of America.

Eltz, F. L. P., Peixoto, R. T. G., & Jaster, F. (1989). Efeito de sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Bruno Álico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 13*, 259–267.

Fabian, A. J. (2009). *Plantas de cobertura: efeito nos atributos do solo e na produtividade de milho e soja em rotação* [Tese de Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal]. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

Fernandes, J. C., Gamero, C. A., Rodrigues, J. G. L., & Mirás-Avalos, J. M. (2011). Determination of the quality index of a Paleudult under sunflower culture and different management systems. *Soil & Tillage Research, 112*, 167–174.

Ferreira, D. F., Cargnelutti Filho, A. & Lúcio, A. D. (2012). Procedimentos estatísticos em planejamentos experimentais com restrições na casualização. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 37*(3), 16–19.

Franchini, J. C., et al. (2009). *Manejo do solo para redução das perdas de produtividade pela seca* (Documentos, n. 314). Londrina: Embrapa Soja.

Freitas, D. A. C., et al. (2012). Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. *Revista Ciência Agronômica, 43*(3), 417–428.

Giacomini, S. J., et al. (2003a). Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 38*(9), 1097–1104.

Giacomini, S. J., et al. (2003b). Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 27*(2), 325–334.

Jung, K. Y., et al. (2010). Soil compaction varies by crop management system over a claypan soil landscape. *Soil & Tillage Research, 107*(1), 1–10.

Karlen, D. L., & Stott, D. E. (1994). A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In J. W. Doran, et al. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment* (pp. 53–72). Madison: Soil Science Society of America. (Special Publication, 35).

Kemper, W. D., & Chepil, W. S. (1965). Size distribution of aggregates. In C. A. Black, D. D. Evans, & J. L. White (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 1* (pp. 499–509). Madison: American Society of Agronomy.

Lavelle, P., et al. (2001). SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna? *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 61*, 53–61.

Lovatto, T., et al. (2004). Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *Revista Brasileira de*

Ciência do Solo, 28(1), 175–187.

Maia, C. E. (2013). Qualidade ambiental em solo com diferentes ciclos de cultivo do meloeiro irrigado. *Ciência Rural, 43*(4), 603–609.

Magalhães, E. N., et al. (2009). Recuperação estrutural e produção do capim-Tifton 85 em um Argissolo Vermelho-Amarelo compactado. *Ciência Animal Brasileira, 10*(1), 68–76.

Maluf, J. R. T. (2000). Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia, 8*, 141–150.

Marasca, I., et al. (2011). Variabilidade espacial da resistência do solo à penetração e teor de água em sistema de plantio direto, na cultura da soja. *Bioscience Journal, 27*(2), 239–246.

Martins, R. P. (2013). *Decomposição e mineralização de nutrientes de resíduos de plantas de cobertura em solo cultivado com cebola (Allium cepa L.)* [Dissertação de Mestrado em Agroecossistemas]. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Melloni, R., et al. (2008). Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 32*(6), 2461–2470.

Melo, A. V., et al. (2011). Extração de nutrientes e produção de biomassa de aveia-preta cultivada em solo submetido a dezoito anos de adubação orgânica e mineral. *Semina: Ciências Agrárias, 32*(2), 411–420.

Melo Filho, J. F., Souza, A. L. V., & Souza, L. S. (2007). Determinação do índice de qualidade subsuperficial em um Latossolo Amarelo coeso dos tabuleiros costeiros, sob floresta natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 31*, 1599–1608.

Melo Filho, J. F., et al. (2009). Índice de qualidade em um Latossolo Amarelo coeso cultivado com citros. *Revista Brasileira de Fruticultura, 31*(4), 1168–1177.

Menezes, C. E. G., et al. (2009). Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 33*(6).

Moreti, D., et al. (2007). Atributos químicos de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de preparo, adubações e plantas de cobertura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 31*(1), 167–175.

Mukherjee, A., & Lal, R. (2014). Comparison of Soil Quality Index Using Three Methods. *PLoS One, 9*(8), 1–15.

Nakajima, T., Lal, R., & Jiang, S. (2015). Soil quality index of a Crosby silt loam in central Ohio. *Soil & Tillage Research, 146*, 323–328.

Nascente, A. S., Li, Y., & Crusciol, C. A. C. (2015). Soil aggregation, organic carbon

concentration, and soil bulk density as affected by cover crop species in a no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 39*(3).

Neiro, E. S., et al. (2003). Resistência à penetração de um Latossolo Vermelho Distroférrico, com rotação e sucessão de culturas, sob plantio direto. *Acta Scientiarum: Agronomy, 25*(1), 19–25.

Nunes, L. A. P. L., et al. (2009). Diversidade da fauna edáfica em solos submetidos a diferentes sistemas de manejo no semiárido nordestino. *Scientia Agraria, 10*, 43–49.

Oliveira, J. R. A., Mendes, I. C., & Vivaldi, L. (2001). Carbono da biomassa microbiana em solos de Cerrado sob vegetação nativa e sob cultivo: avaliação dos métodos fumigação-incubação e fumigação-extração. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 25*(4), 863–871.

Oliveira, T. K., Carvalho, G. J., & Moraes, R. N. S. (2002). Plantas de cobertura e seus efeitos sobre o feijoeiro em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 37*(8), 1079–1087.

Pimentel, M. S., et al. (2006). Atributos biológicos do solo sob manejo orgânico de cafeeiro, pastagem e floresta em região do Médio Paraíba Fluminense – RJ. *Coffee Science, 1*(2), 85–93.

Pinheiro, F. J., et al. (2014). Caracterização da macrofauna edáfica na interface solo-serapilheira em uma área de Caatinga do Nordeste brasileiro. *Enciclopédia Biosfera, 10*(19), 2964–2974.

Prado, R. M., Roque, C. G., & Souza, Z. M. (2002). Sistemas de preparo e resistência à penetração e densidade de um Latossolo Vermelho eutrófico em cultivo intensivo e pousio. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 37*(12), 1795–1801.

Prevedello, C. L. (1999). Novo método para estimativa da umidade do solo na condição de capacidade de campo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 4*(3), 23–28.

Raphael, J. P. A., et al. (2016). Soil organic matter in crop rotations under no-till. *Soil & Tillage Research, 155*(1), 45–53.

Reinert, D. J., et al. (2008). Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 32*(5), 1805–1816.

Santi, A. L., et al. (2014). Multifuncionalidade de biomassas de cobertura do solo e agricultura de precisão. *Revista Plantio Direto, 137–138*, 16–23.

Santi, A. L., et al. (2015). Cobertura permanente, estrutura do solo e a garantia de altos rendimentos. *Revista Plantio Direto, 142–143*, 20–23.

Santos, C. A. P., et al. (2009). Atributos indicadores da qualidade do solo em povoamentos de eucalipto fertirrigado no Vale do Rio Doce – MG. *Scientia Agraria, 10*(2), 135–141.

Santos, C. L., et al. (2013). Estimativa da umidade na capacidade de campo em vasos e em laboratório. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável,*

8(2), 151–160.

Santos, H. G., et al. (2013). *Sistema brasileiro de classificação de solos* (3. ed.). Brasília: Embrapa.

Santos, M. S., et al. (2006). Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) da serrapilheira em fragmentos de floresta semidecídua da Mata Atlântica na região do Alto do Rio Grande, MG, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia, 96*(1), 95–101.

Silva, A. J., et al. (2008). Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. *Pesquisa Agropecuária Tropical, 38*(2), 118–127.

Silva, E. A. A., et al. (2003). Um estimador robusto e o semivariograma cruzado na análise de variabilidade espacial de atributos do solo e planta. *Acta Scientiarum: Agronomy, 25*(2), 365–371.

Silva, R. F., et al. (2013). Fauna edáfica influenciada pelo uso de culturas e consórcios de cobertura do solo. *Pesquisa Agropecuária Tropical, 43*(2), 130–137.

Silveira Junior, S. D., et al. (2012). Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob plantio direto submetido à descompactação mecânica e biológica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 36*(6), 1854–1867.

Steffen, R. B., Antoniolli, Z. I., & Steffen, G. P. K. (2007). Avaliação de substratos para reprodução de colêmbolos nativos em condições de laboratório. *Ciência Florestal, 17*(3), 265–269.

Tedesco, M. J., et al. (1995). *Análise de solo, plantas e outros materiais* (Boletim Técnico de Solos, 5). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 174 p.

Tisdall, J. M., Cockroft, B., & Uren, N. C. (1978). The stability of soil aggregates as affected by organic materials, microbial activity and physical disruption. *Soil Research, 16*, 9–17.

Vezzani, F. M., & Mielniczuk, J. (2009). Uma visão sobre qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 33*(4), 743–755.

Vomocil, J. A., & Flocker, W. J. (1961). Effect of soil compaction on storage and movement of soil air and water. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineering, 4*, 242–246.

♦ Capítulo 25 ♦

Agropecuária tropical sustentável em áreas de fronteira agrícola

Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida[1], Larissa de Souza Bortolo[2], Pedro Henrique de Alcântara[1], Ronaldo Honostório de Bastos[3], Francelino Peteno de Camargo[1], Iêda de Carvalho Mendes[4], Maria Laura Ulisses de Almeida Ramalho[5], Beatriz Rodrigues Rocha[6], Dirceu Klepker[7], Rodrigo Veras da Costa[8], Alexandre Uhlmann[1]

Introdução

No Brasil, uma região de fronteira agrícola é caracterizada pela delimitação geográfica de áreas com expansão recente da agricultura, ocupando áreas anteriormente utilizadas para pecuária, na conversão de pastagens degradadas, ou ainda, pela conversão direta de áreas com vegetação nativa para agricultura, seguindo as regras do Código Florestal Brasileiro. O desenvolvimento da agricultura no centro-norte do território brasileiro, iniciado nas décadas de 1970-1980, foi possível devido à evolução de tecnologias e à adoção de manejo agrícola adaptados ao cultivo em condições tropicais, como, por exemplo, o uso de calcário para correção da acidez do solo, adubação para correção da fertilidade do solo e melhoramento genético das culturas produtoras de grãos para regiões de menor latitude.

A ocupação de novas áreas é sempre estimulada pelo menor preço da terra das regiões em que a agricultura ainda não é significativa, potencializada em períodos de alta rentabilidade da agricultura. A expansão da agricultura no centro-norte brasileiro seguiu um padrão, em que prioritariamente foram ocupadas áreas com maior potencial produtivo,

[1] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Pesca e Aquicultura. Palmas - TO, Brasil.
[2] Fundação de Apoio à Pesquisa Agropecuária de Mato Grosso - Fundação MT. Rondonópolis – MT, Brasil.
[3] Departamento de P&D i9 - Agro Consultoria Agronômica. Balsas - MA, Brasil.
[4] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Cerrados. Brasília - DF, Brasil.
[5] Universidade de Brasília (UNB). Brasília - DF, Brasil.
[6] Programa de Pós-graduação em Agroenergia Digital - Universidade Federal do Tocantins (UFT). Palmas - TO, Brasil.
[7] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Cocais. Balsas - MA, Brasil.
[8] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Milho e Sorgo. Sete Lagoas - MG, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.25

em locais de maiores volumes de chuvas, maior altitude, relevo plano e solos com maior teor de argila, levando em consideração também questões logísticas e proximidade dos grandes centros urbanos. Porém, nos tempos atuais, essas áreas já foram ocupadas e estão sendo cultivadas há anos, e a fronteira agrícola atual se encontra em locais de manejo mais difícil, em áreas de baixa altitude, com regime hídrico mais restrito, em solos intemperizados, ácidos e menos argilosos, em relevo plano-ondulado e logística menos favorável (Almeida et al., 2024).

Oficialmente no Brasil, a área atual de fronteira agrícola, está localizada na região conhecida como MATOPIBA (acrônimo que envolve as primeiras sílabas dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), incluindo 337 municípios, distribuídos em uma região total de 73 milhões de hectares (ha) (Lima et al., 2019). A pecuária prosperou neste território, mesmo antes de ser considerado como fronteira agrícola, e atualmente, as pastagens representam 23,47% do território dos estados do MATOPIBA, cerca de 35,17 milhões de ha (MapBiomas, 2024). No caso da cultura da soja (*Glycine max* (L.) Merrill), os quatro estados têm aproximadamente 4.759.727,84 ha cultivados (MapBiomas, 2024) e produziram cerca de 19,7 milhões de toneladas da oleaginosa na safra 2023/24, ou seja, 13,59% das 144,9 milhões de toneladas estimadas para o Brasil nesta mesma safra (IBGE, 2025).

Atualmente as áreas agrícolas da Bahia que compõem o MATOPIBA já estão majoritariamente ocupadas, e a conversão de novas áreas para agricultura ocorre de forma menos expressiva. Nessas áreas, os sistemas de produção já estão estabilizados, com a fertilidade do solo corrigida, e preço da terra mais elevado. Por isso, Almeida et al. (2024), delimitaram uma nova área de fronteira agrícola, considerando o aumento da área cultivada com soja nos últimos 10 anos e o menor preço das terras em relação a outras regiões. Nesta proposta, as áreas já consolidadas da Bahia foram excluídas, enquanto que as do Tocantins, Piauí e Maranhão – já pertencentes ao MATOPIBA – foram mantidas. Além disso, foram incorporadas áreas do leste do Pará e alguns municípios do Piauí que não faziam parte do MATOPIBA (Almeida et al., 2024).

As áreas recentemente convertidas para agricultura de grãos, enfrentam condições edafoclimáticas desafiadoras, como maiores temperaturas, menor altitude e maior ocorrência de solos frágeis, como os arenosos e cascalhentos (Almeida et al., 2023). Para superar essas limitações, é essencial adotar práticas de manejo que visam melhoria da saúde química, física e biológica do solo. Entre essas práticas destacam-se o uso do calcário e gesso agrícola, a adubação, a adoção de sistemas de produção conservacionistas, o aporte de biomassa para cobertura do solo, a rotação de culturas e a redução do revolvimento do solo. Essas estratégias favorecem o acúmulo de matéria

orgânica e reduzem a taxa de perda de água do solo, promovendo a sustentabilidade dos sistemas agropecuários e a manutenção da saúde do solo (Almeida et al., 2024).

Um solo saudável é biologicamente ativo, produtivo e capaz de armazenar água, sequestrar carbono e degradar pesticidas, além de outros importantes serviços ambientais. A melhor metodologia para avaliação da saúde de solos tropicais é a tecnologia Embrapa de Bioanálise de Solo (BioAS). Criada em 2020, a BioAS incorpora o componente biológico nas análises de rotina de solos (químicas e físicas), por meio da análise e interpretação das atividades das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase, associadas aos ciclos do enxofre e do carbono, respectivamente. Essas enzimas são indicadoras de atividade biológica, e indicam de forma instantânea, as alterações dos fluxos de carbono no solo, tanto para o acúmulo quanto para a degradação, e por isso, é um bom indicador para identificação de adoecimento ou recuperação da saúde do solo (Mendes et al., 2021).

A BioAS também abrange o cálculo para avaliar Índices de Qualidade do Solo (IQS) que subsidiem interpretações da capacidade do solo ciclar nutrientes, por meio do IQS-Biológico determinado a partir das atividades das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase, e a capacidade do solo armazenar e suprir nutrientes, por meio do IQS-Químico determinado com análises de matéria orgânica do solo e dos atributos químicos do solo. Por sua vez, esses dois índices são aplicados no cálculo do IQS-Fertbio (Índice de Qualidade do Solo “FertBio”), que expressa a qualidade química e biológica do solo em um único índice (Mendes et al., 2021).

A intensificação sustentável das pastagens atrelada ao aumento produtivo da pecuária e o uso de sistemas agrícolas com aporte de biomassa, como Sistema de Plantio Direto (SPD) e, mais recentemente, os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), são as principais formas de melhorar a saúde do solo, ou o IQS-Fertbio, e assim, a sustentabilidade da agropecuária tropical. A correção dos solos e adubação, o manejo do pastejo e a suplementação de bovinos a pasto nas fazendas de pecuária, e o uso de técnicas de inclusão de plantas forrageiras nas áreas de agricultura, como o consórcio de milho (*Zea mays* L.) com capins tropicais, ou mesmo a sobressemeadura de capins na cultura da soja ou a sucessão de diversas plantas de cobertura após a soja, são as estratégias, que quando utilizadas, geram resiliência produtiva frente a dificuldades edafoclimáticas na região de fronteira agrícola, com plena sustentabilidade nos aspectos econômicos, sociais e ambientais.

A pecuária sustentável da fronteira agrícola

A pecuária de corte é uma das atividades econômicas mais relevantes do MATOPIBA, antes mesmo desta região se tornar uma fronteira agrícola. No período de 1997 a 2023 foi observado um crescimento 36,63% da área de pastagem da região, o que representa 9,43 milhões de hectares adicionais. No mesmo período, a área ocupada por culturas agrícolas passou de 0,60% a 4,41% do território dos quatro estados, o que representa uma ampliação de 460%, equivalente a 5,23 milhões de hectares. Ainda no período de 1997 a 2023, as áreas de vegetação nativa e formações naturais tiveram uma redução de 16,89 milhões de hectares, ocupando atualmente cerca de 63,86% do território (MapBiomas, 2024).

Com o advento da fronteira agrícola, representado pelo aumento das áreas cultivadas com grãos, e consequentemente, pelo aumento do valor da terra, a pecuária enfrenta a pressão para deixar a região em busca de áreas marginais em termos de topografia, logística e aptidão de uso da terra, ou é estimulada a se intensificar, para aumentar a sua produtividade. Bacha et al. (2016) afirmam que quanto maior a demanda por produção agropecuária maior é o preço da terra. A valorização das *commodities* no mercado internacional e a desvalorização do real frente ao dólar, estimulam a produção agropecuária, e consequente valorização das terras. Este cenário gera pressão sobre os pecuaristas, devido a dificuldades de rentabilizar a atividade em nível compatível com os valores de suas propriedades. Por isso, no decorrer dos últimos anos, tem-se observado que pastagens localizadas em áreas de topografia plana e logística favorável estão sendo substituídas por lavouras anuais.

Mesmo com esta migração da pecuária, o rebanho dos estados que compõem o MATOPIBA cresceu ao longo das últimas décadas e a atividade tornou-se mais produtiva. Durante a década de 1980 a pecuária era caracterizada como um ativo de reserva de capital, considerado como investimento seguro frente a diversas mudanças de moeda e a elevada inflação observada no país à época. Após a estabilização da economia com o Plano Real, a partir de 1994, o resultado econômico da pecuária de corte passou a depender exclusivamente de sua eficiência produtiva (Zen & Barros, 2010). Este fenômeno, impactou diretamente o desenvolvimento desta atividade no MATOPIBA. A ampliação do uso de tecnologias de produção permitiu um aumento de 347% na produção de carne nestes estados, um crescimento porcentual quase dez vezes superior à ampliação da área de pastagens.

Por se tratar de uma região de fronteira agrícola, o MATOPIBA ainda dispõe de terras aptas para conversão legal de mata nativa em áreas de produção agropecuária. Entretanto, a pressão do mercado consumidor e da comunidade internacional tem apontado na direção de estimular a redução do desmatamento, mesmo aquele que se enquadre regularmente nas leis ambientais nacionais. Sendo assim, é essencial que se pense em alternativas de produção viáveis e sustentáveis, que promovam efeito "poupa-terra" (Martha Jr et al., 2012), reduzindo a pressão sobre as áreas de vegetação nativa.

Analisando os dados de ocupação do solo (MapBiomas, 2024) e o peso total de carcaças dos bovinos abatidos (IBGE, 2025) nos estados do MATOPIBA entre 1997 e 2024, conclui-se que o ganho de produtividade no período, promoveu um efeito "poupa-terra" de aproximadamente 89,12 milhões de hectares. Esta seria a área adicional necessária para produzir o mesmo peso de carcaças abatidas em 2023, se mantido o modelo de produção adotado em 1997. Portanto, é nítido o impacto do aumento de produtividade, evidenciando a necessidade e importância de sistemas sustentáveis de produção.

A definição de intensificação sustentável proposta por Garnett et al. (2013), enfatiza a redução da pressão sobre a vegetação nativa por meio do aumento de produtividade de áreas já antropizadas, utilizando modelos de produção que garantam a continuidade da capacidade produtiva ao longo do tempo. Ademais, para que se caracterize como intensificação sustentável, o sistema de produção de alimentos deve ser rentável, aceitável do ponto de vista sociocultural, benéfico para a sociedade e ambientalmente compatível com os recursos naturais (Tedeschi et al., 2015).

A produtividade da pecuária de corte brasileira ainda está distante do potencial apontado pela ciência, que pode ultrapassar 50@/ha/ano (Santos et al., 2009). No estado de Tocantins, por exemplo, a produtividade é de cerca de 3,45 @/ha/ano (ABIEC, 2024). Esforços para incrementar essa produtividade, por meio da adoção de tecnologias sustentáveis, podem gerar um efeito "poupa-terra" relevante. No Brasil existem diversas iniciativas que buscam demonstrar a viabilidade e promover a adoção da intensificação sustentável da produção de carne em pastagens. O Programa ABC Corte, coordenado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) é uma destas iniciativas. Trata-se de um projeto desenvolvido no Tocantins, que integra pesquisa, transferência de tecnologia e consultoria/assistência técnica. Os profissionais de consultoria em pecuária de diversas regiões do estado do Tocantins, participam de encontros modulares para debater e aprimorar as mais recentes tecnologias sobre intensificação da pecuária de corte, fundamentadas em resultados de pesquisas e validadas para as condições edáficas da região da fronteira agrícola.

Os técnicos e consultores que participam do programa ABC Corte, têm a contrapartida de implementar as chamadas Unidades de Referência Tecnológica (URT) que são áreas-piloto nas propriedades atendidas por cada consultor (Figura 25.1). Nestas unidades, as tecnologias discutidas, como a correção e a adubação dos solos, o manejo do pastejo e a suplementação de bovinos a pasto (Figura 25.2) são implantadas. Em seguida, mensuram-se os resultados técnicos, econômicos, sociais e ambientais (Grise et al., 2020), e repassados para a gestão do projeto para as análises de impacto resultante da adoção das técnicas de intensificação sustentável das pastagens (Tabela 25.1).



Figura 25.1. Exemplo de URT no município de Paraíso do Tocantins - TO, antes da adoção das técnicas de intensificação sustentável da produção de carne em pastagens (A), e dois anos após a adoção de técnicas como correção do solo e adubação das pastagens e manejo rotacionado do pastejo. Fotos: Pedro Henrique Rezende de Alcântara.



Figura 25.2. Aplicação de técnicas que visam intensificação da pecuária em pastagens: Manejadores realizando amostragem de capim para ajuste de lotação (A), coleta de solo (B), imagem aérea de praça de alimentação (C) e bovinos em pastejo (D) em Unidades de Referência Tecnológica do Programa ABC Corte, nos municípios de Novo Jardim-TO e Vila Rica-MT. Fotos: (A e B) Athila Damasceno Martins; (C e D) Pedro Henrique Rezende de Alcântara.

Tabela 25.1. Índices técnicos e econômicos das Unidades de Referência Tecnológica do Programa ABC Corte observados em sete safras entre os anos de 2017 a 2024

Safra	Área (ha)	Dose de N (kg/ha/ ano)	Suplementação (%PV)	Taxa de lotação (UA/ha)	GPD1 (kg/ cab/dia)	Produtividade (@/ha/ano)	Custo de produção (R$/@)	Margem bruta2 (R$/ha/ ano)
17/18 (n=6)	20,27	95,38	0,20	4,14	0,77	21,69	75,83	1.331,85
18/19 (n=10)	52,07	158,34	0,24	3,94	0,81	29,14	101,87	1.238,29
19/20 (n=19)	26,50	121,03	0,25	4,13	0,70	24,77	99,56	3.922,00
20/21 (n=22)	29,11	137,87	0,17	3,97	0,66	23,78	123,38	4.339,16
21/22 (n=18)	28,67	148,34	0,16	3,99	0,79	28,97	132,83	3.579,13
22/23 (n=16)	29,83	188,77	0,17	3,73	0,92	31,13	131,47	-31,16
23/24 (n=26)	26,96	112,3	0,17	3,30	0,80	24,74	118,33	2.218,84
Geral (n= 117)	**29,75**	**137,59**	**0,19**	**3,82**	**0,77**	**26,31**	**116,67**	**2.666,40**

[1] GPD- Ganho de peso diário; [2] Margem Bruta é o resultado da Renda Bruta (receita) descontados os custos operacionais efetivos (custeio)

Ao longo de sete safras, de 2017 e 2024, com base em um tamanho amostral (n) de 117 levantamentos de dados – considerando pastejo concentrado nos períodos de chuvas e de transições – observou-se uma produtividade média de 26,31 @/ha/ano. Em valores corrigidos pela inflação, os sistemas atingiram uma margem bruta média de R$ 2.666,40/ha/ano. Devido à sazonalidade de preços da pecuária de corte, a margem bruta apresentou um comportamento cíclico, com pico na safra 20/21 e o pior resultado na safra 22/23.

Para avaliar os impactos socioeconômicos e ambientais a Embrapa utiliza como metodologia padrão o Ambitec-Agro (Rodrigues et al., 2015). Este método avalia os impactos da adoção de tecnologias, por meio de entrevistas com produtores adotantes, gerando indicadores que variam de -15 a +15. O maior impacto das ações do Programa ABC Corte tem sido no aspecto econômico, seguido do aspecto social e ambiental (Tabela 25.2). Entre os quesitos avaliados, destacam-se: bem-estar e saúde animal (9,70); valor da propriedade (8,03), consumo de água (7,60); dedicação e perfil do responsável (7,26) e qualidade do solo (6,88). Portanto, sob a ótica dos beneficiários avaliados, a intensificação da pecuária de corte por meio do Programa ABC Corte tem se mostrado viável do ponto de vista econômico, social e ambiental.

Tabela 25.2. Índices de impactos sociais, ambientais e econômicos do Programa ABC Corte obtidos por meio de avaliação de impactos de acordo com a metodologia Ambitec-Agro realizada no ano de 2024

Índices	Pequenas e médias propriedades	Grandes propriedades	Geral
	Média das notas da metodologia Ambitec-Agro		
Impacto Econômico	5,3	5,68	5,49
Impacto Social	3,41	4,56	3,99
Impacto Ambiental	3,04	3,86	3,45

O Tocantins apresenta cerca de 8,19 milhões de hectares de pastagens (MapBiomas, 2024). Uma eventual implementação das práticas promovidas pelo Programa ABC Corte em apenas 5% dessa área, elevaria sua produtividade de 3,45 @/ha/ano para 26,31@/ha/ano, podendo gerar um efeito “poupa-terra” de cerca de 2,7 milhões de hectares. Portanto, acredita-se que as ações que promovam a adoção de práticas de intensificação sustentável da pecuária de corte podem contribuir significativamente para adequação de propriedades ao Código Florestal, bem como possibilitar a expansão da produção de grãos, fibras e proteínas em áreas já antropizadas, reduzindo a pressão de desmatamento de novas áreas.

A agricultura sustentável da fronteira agrícola

Estudo de caso de Gurupi-TO

Uma das pesquisas mais longevas sobre sistemas agrícolas com aporte de biomassa na região de fronteira agrícola foi conduzida no município de Gurupi-TO. O experimento teve início em novembro de 2012 e foi conduzido até a safra 2022/2023. A área do estudo está localizada a 11º43'45" de latitude Sul, 49º04'07" de longitude Oeste e a 278 m de altitude. A temperatura média anual é de 26,3 °C e a precipitação pluvial de 1.620 mm entre os meses de novembro a abril (Climatempo, 2025). O solo é classificado como Latossolo Amarelo distrófico de textura média, composto por 69% de areia, 10% de silte e 21% de argila.

Ao longo das onze safras, avaliou-se o cultivo das plantas forrageiras *Urochloa brizantha* cv. Marandu (U. marandu), *Urochloa ruziziensis (*U. ruziziensis), *Megathyrsus maximus* var. Mombaça (M. mombaça), *Megathyrsus maximus* var. Massai (M. massai) e *Pennisetum americanum* (milheto), implantadas por meio de sobressemeadura (Figura 25.3) na cultura da soja, além de um tratamento controle em que as parcelas ficaram em pousio, ou seja, permitindo o crescimento de plantas voluntárias de forma natural.

A técnica de sobressemeadura consiste na semeadura de plantas de cobertura quando a cultura da soja atinge o estágio de enchimento de grãos. Isso possibilita que as plantas forrageiras germinem antes da colheita da soja (Figura 25.3), aproveitando os últimos dias da estação chuvosa para o seu desenvolvimento inicial. Dessa forma, obtém-se a produção de biomassa para produção de palha para a safra seguinte.

Os dados deste experimento referente às safras 2013/2014 e 2014/2015 foram publicados por Andrade et al. (2017). Durante a entressafra de 2015, o M. mombaça apresentou uma produção de 11 t ha^{-1} de massa seca (MS). As Urochloas e o Massai produziram 27% a menos, com média de 8 t ha^{-1} de MS. Já o milheto apresentou a menor produção. Com aproximadamente 2 t ha^{-1} de MS, ou seja, 82% menos do que o Mombaça.

A produtividade média da soja ao longo dos anos de estudo foi de 3.879 kg ha^{-1} ano^{-1} (Figura 25.4). No tratamento pousio, em que a soja ficou sem plantas de cobertura durante as entressafras, a produtividade média foi de 3.296 kg ha^{-1}. Quando a soja foi semeada sobre a palha do milheto, houve um incremento de 437 kg ha^{-1}, no entanto, abaixo da média dos demais tratamentos com plantas forrageiras. Nos sistemas com Urochloa e com M. massai, a produtividade foi, em média, 3.982 kg ha^{-1}, ou 686 kg ha^{-1}

a mais do que a soja em sistema de pousio e 250 kg ha^{-1} a mais do que a soja em palha de milheto. Já na palha de M. Mombaça, a produtividade foi de 4.297 kg ha^{-1} ano^{-1}, ou seja, 1.001 kg ha^{-1} e 564 kg ha^{-1} a mais do que a soja em sistema de pousio e em palha de milheto, respectivamente (Figura 25.4).

De forma geral, quanto maior a produção de biomassa da planta de cobertura, maior é a produtividade de soja ao longo dos anos de cultivo nessas condições edafoclimáticas da fronteira agrícola do Brasil, como indicam os resultados da Figura 25.4.



Figura 25.3. Soja em estágio final do ciclo, com capim que foi implantado em sobressemeadura já emergido. Gurupi-TO, safra 2016/2017. Foto: Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida.

Ao final do experimento de Gurupi-TO, antes da última safra de 2022/2023, foram realizadas amostragens e análises para avaliar a saúde do solo após as dez safras agrícolas com uso de plantas de cobertura. Bortolo (2024) analisou o teor de carbono no solo, nos primeiros 30 cm de profundidade e observou um acréscimo de 15% no carbono do solo, quando os capins U. marandu e M. mombaça foram cultivados na entressafra em comparação com o milheto. Esse aumento foi de 7% quando comparado com o pousio com plantas infestantes. Na camada de 100 cm de profundidade, o M. massai

destacou-se com o maior acúmulo de carbono, apresentando um incremento de 8% em relação aos demais tratamentos. Em contraste, o milheto apresentou uma redução de 11% no carbono do solo até 30 cm de profundidade e de 6% até 100 cm, quando comparado ao pousio.

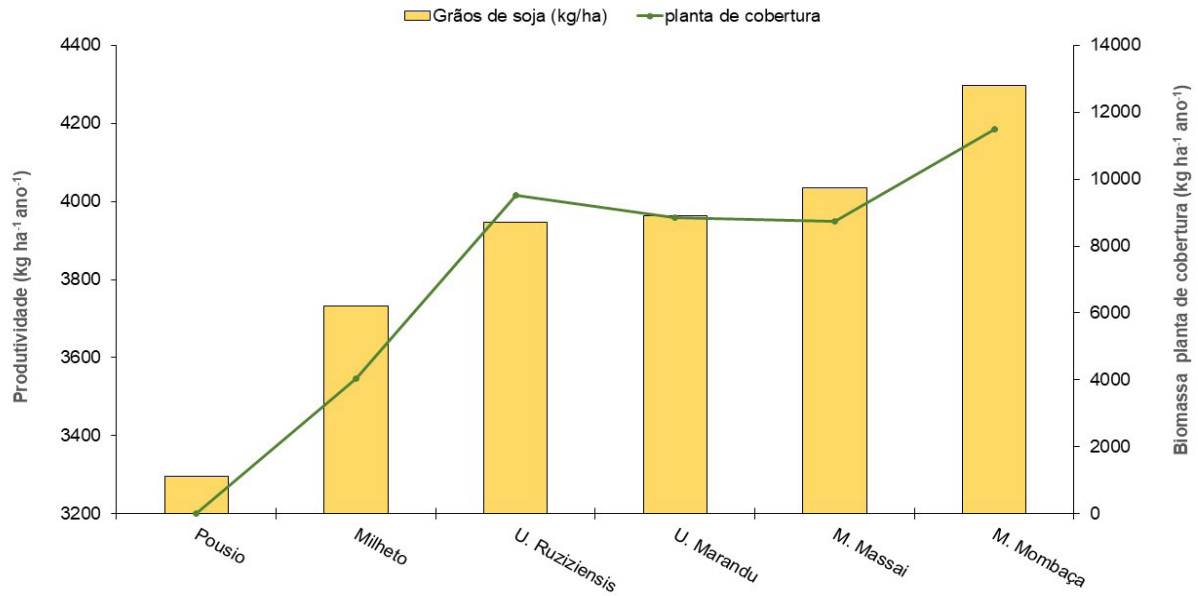


Figura 25.4. Acúmulo médio de biomassa de plantas forrageiras em onze safras agrícolas (kg ha-1ano-1), e média da produtividade de soja em sistema de pousio ou em palha de plantas de cobertura que foram sobressemeadas na cultura da soja da safra anterior e se desenvolveram durante as entressafras em onze anos de condução da pesquisa em Gurupi-TO.

Também foi avaliada a atividade das enzimas β-glicosidase e arilsulfatase na camada de 10 cm de profundidade do solo, que são importantes indicadores da saúde do solo. Ao final dos 10 anos, observou-se que a atividade da enzima β-glicosidase foi mais elevada na área cultivada com U. ruziziensis, seguida pelas áreas com M. mombaça, M. massai e pousio. A atividade dessa enzima foi ligeiramente menor na área com U. marandu, e, por fim, a menor atividade da β-glicosidase foi nas parcelas cultivadas com milheto. Já a enzima arilsulfatase apresentou maior atividade nas áreas cultivadas com os capins perenes (M. mombaça, U. ruziziensis, M. massai e U. marandu), enquanto as menores atividades ocorreram quando a planta de cobertura utilizada foi o milheto ou o pousio (Bortolo, 2024).

A análise química do solo nos primeiros 10 cm de profundidade, mostrou que no cultivo de milheto na entressafra, em geral, os teores de P, Ca, Mg e saturação de bases foram menores em comparação com os capins perenes dos gêneros Megathyrsus e Urochloa (Bortolo, 2024).

Os sistemas de produção com maior aporte de biomassa, ou seja, os capins perenes dos gêneros Megathyrsus e Urochloa, estão associados a um maior teor de carbono no solo, maior atividade enzimática e melhor fertilidade do solo, o que justifica a maior produtividade de soja obtida ao longo dos 10 anos de estudo. Embora as avaliações físicas feitas neste trabalho não tenham mostrado diferenças significativas, as análises químicas e biológicas indicaram que os capins perenes promoveram melhoria na saúde geral do solo em comparação ao milheto e ao pousio.

Por fim, ao considerar a produtividade da soja do último ano do estudo (safra 2022/2023, 11ª safra seguida), observou-se que a soja semeada sobre a palha dos capins perenes produziu em média, 17% a mais do que quando cultivada em palha de milheto ou pousio (Figura 25.5). Os sistemas de cultivo de soja mais produtivos coincidiram com aqueles que apresentaram os maiores índices de qualidade do solo (IQS), conforme ilustrado na Figura 25.5. Entre as funções do solo avaliadas pelo IQS, a função de “ciclagem de nutrientes” – representada pelos indicadores de atividade das enzimas β-glicosidase e arilsulfatase – mostrou forte relação com a produtividade da soja (Bortolo, 2024).

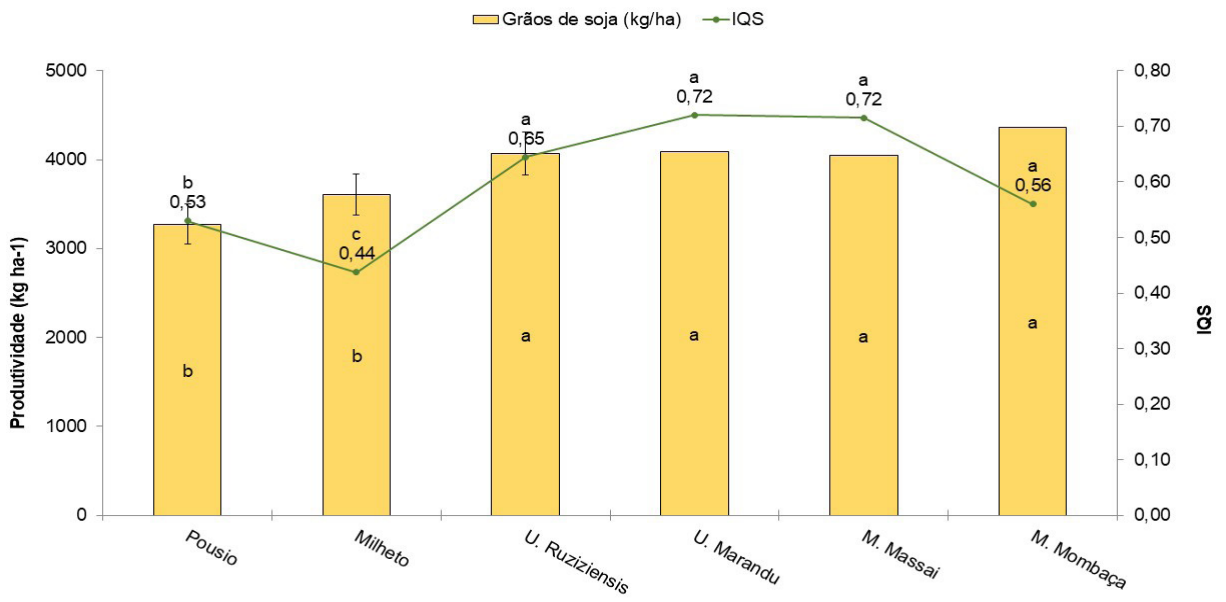


Figura 25.5. Produtividade da soja (kg ha-1) e índices de qualidade do solo (IQS) em função da sucessão de U. brizantha cv. Marandu, U. ruziziensis, M. maximus cv. Mombaça, M. maximus cv. Massai e milheto (P. americanum) e solo em pousio. Médias seguidas pela mesma letra em cada variável não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Estudo de caso do Maranhão

Outra importante pesquisa de sistemas agrícolas com aporte de biomassa na região de fronteira agrícola está localizada um pouco mais ao norte, no município de Balsas-MA, iniciada na safra 2020/2021 e conduzida até a safra atual (Figura 25.6). A área está localizada a 08º25'29" de latitude Sul, 46º38'10" de longitude Oeste e a 448 m de altitude. A temperatura média anual é de 26 °C e a precipitação pluvial média de 1.400 mm. O solo da região é um Latossolo Amarelo distrófico, composto por 45% de areia, 5% de silte e 50% de argila.

Nesta pesquisa foram estudadas opções de sistemas de cultivo para áreas onde a colheita da soja ocorre no mês de março, ou seja, ao final do período ideal do cultivo de milho 2ª safra. Os tratamentos incluíram: (i) sistema de soja seguido de pousio (sem semeadura de plantas de cobertura, e neste caso, a comunidade natural de plantas infestantes da área é suprimida com aplicação de herbicidas); (ii) soja seguida de cultivo de milho 2ª safra; (iii) soja seguida do cultivo de milho 2ª safra consorciado com Urochloa ruziziensis (*Urochloa ruziziensis*); (iv) soja seguida do cultivo de milho 2ª safra consorciado com crotalária (*Crotalaria spectabilis*); soja seguida do cultivo de plantas de cobertura solteiras; (v) *Urochloa ruziziensis*; (vi) *Urochloa brizantha* cv. Marandu; (vii) *Megathyrsus maximus* cv. Tamani; (viii) *Megathyrsus maximus* cv. Zuri; (ix) *Pennisetum americanum* (milheto); (x) *Crotalaria spectabilis*; e soja seguida do cultivo de mistura de plantas de cobertura; (xi) milheto + *Urochloa ruziziensis*; (xii) *Crotalária spectabilis* + *Urochloa ruziziensis*; (xiii) *Urochloa ruziziensis* + Tamani (xiv) Milheto + *Crotalária spectabilis* + *Urochloa ruziziensis* (Figura 25.6).

Durante as três primeiras safras do experimento (2021/2022 até 2023/2024) foi aferida a produtividade de grãos, e após a colheita da última safra, no dia 10/03/2024, foram coletadas amostras de solo na profundidade de 0-10 cm para avaliação da saúde do solo de acordo com a metodologia BioAS (Mendes et al., 2021)

A produtividade média da soja ao longo dos anos de estudo foi de 3.734 kg ha^{-1} ano^{-1}. Todos os sistemas de cultivo que produziram acima da média foram superiores estatisticamente aos sistemas de cultivo com produtividade abaixo da média, em 383 kg ha^{-1} ano^{-1} (Figura 25.7). No sistema soja em sucessão com milho, a produtividade foi de 3.288 kg ha^{-1} ano^{-1}, enquanto que a sucessão soja – milheto foi de 3.444 kg ha^{-1} ano^{-1}. No sistema de pousio após soja, a produtividade foi de 3.492 kg ha^{-1} ano^{-1}. As maiores produtividades da soja ocorreram quando a cultura foi semeada em palha de Tamani + Ruziziensis; Marandu e Zuri, atingindo, em média, 4.015 kg ha^{-1} ano^{-1}, um incremento

de 523 a 727 kg ha^{-1} ano^{-1} em relação aos sistemas de soja-milho, soja-milheto e soja-pousio (Figura 25.7).

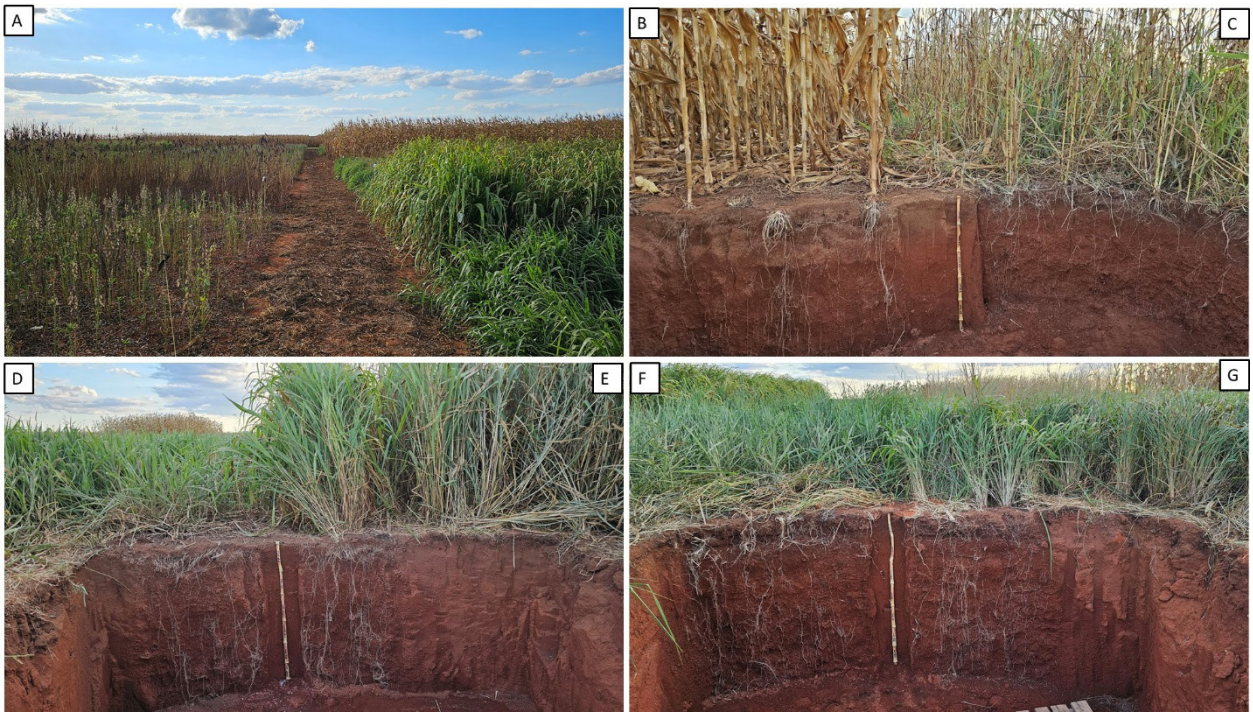


Figura 25.6. Vista geral do experimento de plantas de cobertura (A); parcela de milho solteiro com trincheira mostrando as raízes (B); milheto com Urochloa ruziziensis (C); Urochloa ruziziensis (D); Megathyrsus maximus var. zuri (E); Urochloa brizantha var. Marandu (F) e Megathyrsus maximus var. Tamani (G) no mês de junho de 2024. Fotos: Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida

Nos três anos de avaliação, a atividade das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase no solo aumentou em 44% e 65%, respectivamente, quando gramíneas solteiras foram cultivadas na entressafra, em comparação ao pousio. Como demonstrado na Figura 25.7, quanto maior a função ciclagem de nutrientes, referente ao IQS-Biológico das análises BioAS (Mendes et al., 2021), maior a produtividade de soja ao longo dos anos de cultivo nas condições edafoclimáticas do Maranhão, contido na região de fronteira agrícola do Brasil.

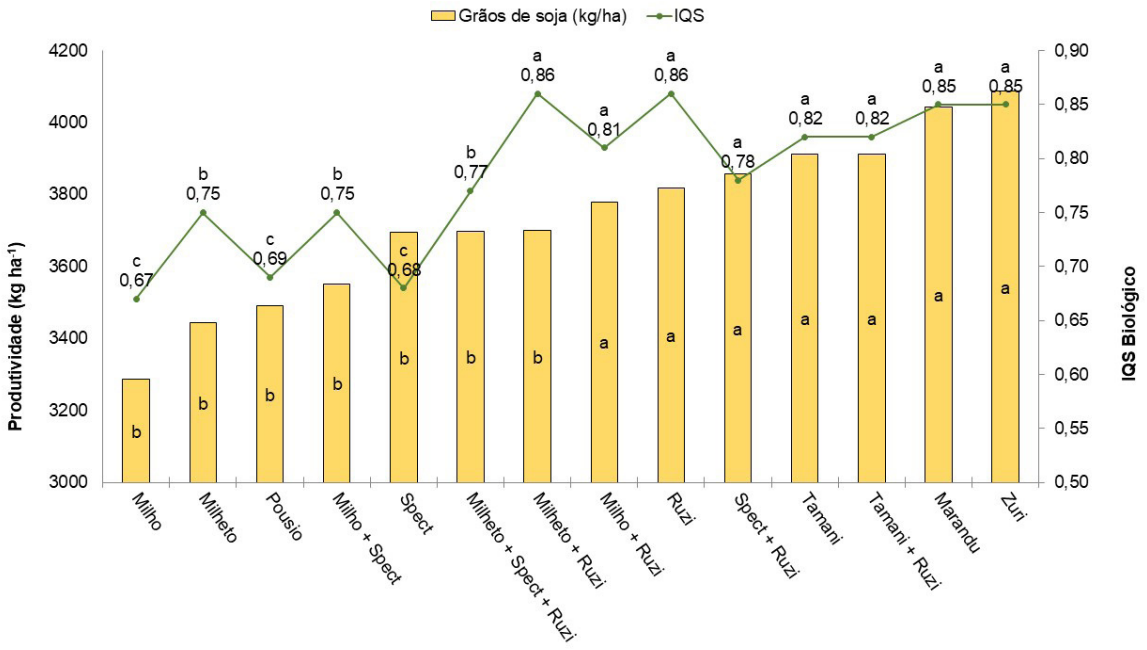


Figura 25.7. Produtividade de soja (média de 3 safras) e IQS Biológico (ou ciclagem de nutrientes) pela BioAS (eixo secundário) do experimento de plantas de cobertura em Balsas-MA. Médias seguidas pela mesma letra em cada variável não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Adoção de sistemas de produção sustentáveis em áreas comerciais

A importância do uso de sistemas agrícolas sustentáveis para superar as condições de solo e clima da região de fronteira agrícola já é percebida por produtores rurais da região, que adotam em áreas comerciais práticas validadas pela pesquisa.

Em Paraíso do Tocantins–TO, uma fazenda implementou, em um talhão de 230 ha, um manejo com o uso do capim Mombaça para a produção de biomassa em áreas não cultivadas com grãos na segunda safra. O plantio ocorreu após a colheita da soja com a semeadura do capim realizada a lanço. Por volta de 60 dias após a semeadura do Mombaça, foi realizada a ceifa do capim com o uso de um rolo-faca (Figura 25.8), com o objetivo de estimular o rebrote da planta, fortalecer o sistema radicular, promover a ciclagem de nutrientes e evitar o entouceiramento do capim. Desta forma, as ações posteriores de dessecação e semeadura da soja da safra seguinte não seriam prejudicadas pelo excesso de biomassa do Mombaça.



Figura 25.8. Uso do rolo-faca no capim Mombaça por volta de 60 dias após o plantio do capim, para estimular a rebrota e crescimento de raízes. Foto: Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida.

É comum haver relatos de dificuldades com o plantio direto da soja em áreas com grande quantidade de palha, principalmente quando são usados capins de alto porte do gênero *Megathyrsus* como o Mombaça, o Zuri, o Quênia e o Miyagui. Para garantir o corte da palha e o enterrio adequado de sementes, sem embuchamentos, é fundamental que estes capins sejam dessecados com bastante antecedência.

Na região de fronteira agrícola, onde o clima no final da entressafra é bastante quente e seco, o estresse hídrico reduz significativamente o metabolismo dos capins, dificultando a absorção e translocação de herbicidas dessecantes. Por isso, a dessecação realizada nos últimos meses da estação seca, como agosto e setembro, geralmente não é eficiente, comprometendo a qualidade do plantio e até mesmo o período de plantio da safra ao retorno das chuvas (outubro).

Para se evitar estes problemas, recomenda-se antecipar a operação de dessecação para um período em que as plantas ainda estejam com metabolismo ativo, como nos meses de junho e julho. Assim, a dessecação pode ser feita por volta de 30 dias após a operação do rolo-faca. Com a dessecação antecipada, o plantio da soja pode ser antecipado para o início da estação chuvosa, pois a palhada espessa de Mombaça

estará pronta para uma semeadura de qualidade (Figura 25.9).



Figura 25.9. Semeadura de soja após a primeira chuva da estação chuvosa, de 51 mm, em palha de Mombaça dessecada de forma antecipada, no mês de junho anterior ao plantio (foto em outubro). Foto: Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida.

Este sistema com alto aporte de biomassa, e com dessecação antecipada, além de promover a saúde do solo como visto anteriormente, protege contra erosão e reduz a evaporação direta da água do solo, permitindo assim, antecipação da semeadura da soja, para logo após as primeiras chuvas do ano agrícola (Figura 25.9). Isso implica em vantagens, como aumento da área de soja cultivada dentro do período ideal, e também, aumenta a área disponível para cultivos de 2ª safra também em um período ideal, com menor risco de penalização da safra devido à estiagem. Na área demonstrada a soja se desenvolveu em solo coberto com palha (Figura 25.10), e atingiu uma produtividade média de 83,7 sacas/ha.



Figura 25.10. Soja em palha de Mombaça dessecado de forma antecipada no município de Paraíso do Tocantins-TO. Foto: Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida.

Preservação de matas nativas nas áreas da fronteira agrícola

Uma breve história dos avanços da legislação de proteção à vegetação nativa brasileira e o avanço recente do desmatamento

A história dos dispositivos legais de proteção florestal remonta aos tempos do Brasil colônia e, embora os termos Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) já sejam amplamente conhecidos, sua instituição vem do primeiro Código Florestal Brasileiro, de 1934. No entanto, suas regras de uso foram legalmente estabelecidas somente na Lei nº 4.771, de 1965 (Brasil, 1965), que instituiu o Novo Código Florestal, conferindo a esses institutos a estrutura que conhecemos hoje.

Inicialmente, a manutenção das RLs exibia claramente uma preocupação com a manutenção dos estoques de madeira, sem incorporar a visão atual sobre o papel da biodiversidade, recirculação hídrica e manutenção de estoques de carbono, além de outras funções ecossistêmicas (Franco, 2009). A partir da década de 1980 que houve

a roupagem mais restritiva do Código Florestal, tornando-se, ao final do século XX, o principal marco regulatório do uso da terra, ampliando, por exemplo, as faixas de APPs e dando um caráter mais conservacionista às RLs (Franco, 2009).

A Lei nº 12.651, de 2012, popularmente denominada "Novo Código Florestal", mas oficialmente denominada "Lei de Proteção da Vegetação Nativa" (Brasil, 2012), traz consigo várias modificações. Entre as principais mudanças, destaca-se a ampliação da proteção para todas as formas de vegetação, e não apenas para florestas. Outra mudança foi a introdução de uma nova instituição jurídica chamada de "Área Consolidada", que flexibiliza as restrições originais, para áreas desmatadas antes de 2012, desde que os proprietários de terras assumam o compromisso em restaurar as áreas com passivos ambientais mediante a adesão ao Cadastro Ambiental Rural (CAR) e ao Programa de Regularização Ambiental (PRA).

Esses novos regramentos determinados pela Lei de 2012, segundo Guidotti et al. (2017), reduziram o passivo ambiental em cerca de 41 milhões de hectares de vegetação nativa, sendo 90% desse total em RLs. O bioma Mata Atlântica foi o mais impactado dessas reduções, possivelmente por ser o bioma que abriga as conversões mais antigas de áreas de vegetação nativa em áreas de uso antrópico. Por outro lado, na região de fronteira agrícola, onde a conversão ocorre predominantemente após a Lei de 2012, implica em maior conservação da vegetação nativa. Assim, essa região pode representar a exploração sustentável idealizada pelos princípios do "Novo Código Florestal" (Figura 25.11).

Nas últimas décadas, o Cerrado tem sido o bioma mais ocupado por atividades agrícolas. De acordo com dados do MapBiomas, dos 8,5 milhões de hectares desmatados no Brasil em 2023, 61% estão no bioma Cerrado, sendo que a região do MATOPIBA respondeu por 47% do desmatamento total do país, ou 77% do desmatamento no bioma Cerrado (MapBiomas, 2024). Este mesmo documento também aponta uma tendência de crescimento das taxas, refletindo o avanço recente da agricultura na região de fronteira agrícola e, por consequência, o desenvolvimento socioeconômico da região.

Apesar da área expressiva de desmatamento do Cerrado, a conversão recente após 2012 das áreas nativas em agricultura traz a vantagem da necessidade da preservação do bioma em RLs e APPs, que embora sejam exigências desde o código de 1965, não são abrandadas pelo conceito de "Áreas Consolidadas", o que confere às propriedades rurais da região de fronteira agrícola um perfil mais sustentável, ou seja, com fragmentos de mata nativa preservados dentro das propriedades rurais (Figura 25.12). Além disso, as novas tecnologias de monitoramento de derrubadas, via imagens de satélite, que

facilitaram a fiscalização, a aplicação de multas e a coibição do desmatamento ilegal. Embora se estime, em 2023, que 136 mil ha tenham sido desmatados ilegalmente, incluindo 3.400 ha de APPs no Cerrado, isso representa apenas 2,7% dos 5,185 milhões de ha desmatados no bioma (MapBiomas, 2024), ou seja, 97,3% do desmatamento do Cerrado em 2023 foi desmatado de forma legal.



Figura 25.11. Área convertida para uso agrícola após a Lei nº 12.651, de 2012, onde a área útil de agricultura é circundada por área de Reserva Legal, e os mananciais de água também são preservados em Áreas de Preservação Permanente, Porto Nacional-TO. Foto: Gustavo Marquardt.



Figura 25.12. Área de soja próxima à colheita, com área de Reserva Legal, ao fundo, com vegetação nativa preservada. Mais ao fundo, áreas de pastagens também circundadas de áreas preservadas em RLs e APPs. Paraíso do Tocantins-TO. Foto: Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida.

O papel das florestas no contexto da produção agrícola

As florestas têm sido o centro de debates mundiais há décadas, principalmente após o consenso científico sobre o seu papel estabilizador do clima em um cenário de rápidas mudanças climáticas (Lee et al., 2012; Rattis et al., 2021; Spera et al., 2016). Há evidências sólidas na literatura científica demonstrando a relação entre a redução das florestas e o decréscimo da evapotranspiração e dos volumes de chuva (Lee et al., 2012; Rattis et al., 2021), reforçando a preocupação com o risco climático para a agricultura (Rattis et al., 2021).

Um exemplo é a região de transição Amazônia-Cerrado, onde se concentra grande parte da fronteira agrícola brasileira, que apresentou queda do volume médio de precipitações no período entre 1970 e 2019 (-19 mm), bem como da evapotranspiração (-150 mm), levando à predição de que em poucos anos 51% da área total plantada de soja poderá estar fora de sua zona climática ideal. Isso evidencia uma tendência do estabelecimento de um clima mais seco, em uma taxa média anual de -5,7 mm/ano (Rattis et al., 2021). A remoção da cobertura florestal afeta o fluxo de energia na superfície, além de modificar as injeções de vapor d'água na atmosfera, modificando assim os padrões de distribuição das chuvas (Gash & Nobre, 2020; Li & Fu, 2004). Esse fenômeno reforça o papel das florestas na sustentabilidade da agricultura, em termos da manutenção de condições climáticas favoráveis à sua condução. Em um país onde

a agricultura tem um papel relevante na economia, essas mudanças climáticas devem gerar intensa preocupação, particularmente em áreas de clima estacional, como aquelas onde está o Cerrado e a região de fronteira agrícola (Rodrigues et al., 2022).

Manter áreas de Cerrado aumenta a evapotranspiração no sistema, levando ao aumento das chances de precipitação pluvial (Lee et al., 2012; Rodrigues et al., 2022). Outra consequência atmosférica importante do desmatamento é o encurtamento dos períodos de chuva e aumento dos períodos secos (Li & Fu, 2004) e a redução da ciclagem de água na atmosfera, devido à redução da evapotranspiração. Além disso, a remoção da vegetação nativa eleva a temperatura média da superfície do solo (Rodrigues et al., 2022).

Diante desse cenário, as florestas e savanas cumprem um importante papel ecológico na ciclagem da água, de tal forma que sua presença tem efeitos diretos na determinação do sucesso da agricultura. Assim, estratégias que possibilitam o aumento de áreas cobertas por vegetação – seja mediante preservação da vegetação nativa em RLs e APPs (Figuras 25.11 e 25.12), restauração de passivos ambientais, ou por intermédio de sistemas de produção com aporte de biomassa (Figuras 25.8, 25.9 e 25.10) e/ou integrados com árvores (Figura 25.13) – têm o potencial de mitigar os efeitos negativos da conversão de áreas nativas em agricultura.



Figura 25.13. Sistema de integração com árvores (ILPF), onde animais pastejam nos entre os renques de eucalipto, Campos Lindos-TO, dezembro de 2016. Foto: Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida.

A intensificação da agricultura por meio do cultivo de duas safras por ano, e/ou manter a área vegetada com plantas de cobertura na entressafra, é uma estratégia eficaz que minimiza a redução de evapotranspiração quando comparada com a vegetação nativa e cultivo agrícola seguido de pousio, por exemplo, além de favorecer a produtividade de grãos (Figuras 25.4, 25.5 e 25.7). Como a 2ª safra se inicia na transição entre os períodos úmido e seco, esta estratégia parece ser importante para elevar os volumes evapotranspirados. Embora o sucesso do cultivo duplo (a safra e segunda safra) dependa do volume de água disponível, este manejo também contribui na elevação dos níveis de evapotranspiração durante o período seco, atenuando o impacto da conversão de áreas nativas (Leite-Filho et al., 2020; Rattis et al., 2021; Spera et al., 2016).

A despeito disso, é estimado que para cada milhão de ha desmatado haverá uma redução de 1,7 km³ de volume evapotranspirado, o que pode resultar em maior variabilidade da distribuição das chuvas e também redução do período de estação chuvosa (Lee et al., 2012). Se considerarmos que áreas de cultivo único ampliam o impacto da conversão, a intensificação da agricultura, aliando a safra com a 2ª safra e plantas de cobertura, surge como uma alternativa para ampliar as chances de mitigar os efeitos negativos do desmatamento.

Além dos efeitos hidrológicos, os ambientes tropicais apresentam uma rica biodiversidade, que pode promover benefícios mútuos à produção e aos ambientes naturais. A diversidade biológica tem sido associada com o aumento da resiliência nos sistemas naturais, assim como nos produtivos (Asbjornsen et al., 2014; Haughey et al., 2018; Sahu & Gu, 2009; Wang et al., 2012). De fato, a manutenção da biodiversidade contribuiu com o aumento da diversidade de microrganismos no solo (D'Andréa et al., 2002), favorecendo sua resiliência (Matilla & Roca, 2022; Trivedi et al., 2020) e o aumento da produtividade agrícola (Figuras 25.5 e 25.7).

A qualidade microbiológica dos solos desempenha um papel fundamental na produtividade e resiliência aos cultivos (Mendes et al., 2018). Além disso, paisagens heterogêneas parecem apresentar uma correlação positiva com o número de inimigos naturais de pragas (Asbjornsen et al., 2014; Chaplin-Kramer et al., 2011; Hauggaard-Nielsen et al., 2008). A biodiversidade pode ampliar estes benefícios, uma vez que favorece uma maior atividade biológica no solo (Duan et al., 2023; Tonucci et al., 2023). Além disso, a presença de vegetação nativa auxilia na contenção erosiva e filtragem de compostos químicos oriundos de áreas agrícolas (Sahu & Gu, 2009), além de auxiliar na estabilização do clima mediante aumento da evapotranspiração local (Lee et al., 2012; Rattis et al., 2021; Rodrigues et al., 2022). Estes dois aspectos são ainda mais importantes em regiões de clima estacional, onde as janelas de distribuição de chuvas

são estreitas (Rodrigues et al., 2022), e nas quais a ausência de cobertura por vegetação nativa pode gerar maior variabilidade na distribuição de chuvas e encurtamento dos períodos chuvosos (Lee et al., 2012).

Clima, agricultura e florestas. Como estão conectados?

Não há dúvida de que a agricultura desempenha um papel importante na economia brasileira atual. O avanço tecnológico a transformou em uma atividade rentável e extremamente eficiente em termos produtivos. No entanto, seu desenvolvimento esteve – e, em parte ainda está – atrelado à conversão de áreas nativas, que originalmente mantinham um perfil de equilíbrio distinto daquele resultante de seu novo uso.

Esse novo perfil de equilíbrio é o tema central do debate sobre a sustentabilidade da agricultura, devido à forte associação que este equilíbrio tem com o volume e distribuição das chuvas. É nesse contexto que as obrigações determinadas pela legislação, principalmente nos dispositivos da Lei nº 12.651, de 2012, convergem para favorecer a atividade. Embora a mudança climática recente não seja exclusivamente dependente da retirada da vegetação nativa, sua manutenção, mesmo em áreas agrícolas, pode contribuir na mitigação destes efeitos. A presença de formações florestais, savânicas ou campestres em meio à extensas áreas cultivadas parecem fazer parte dessa resposta (Figura 25.14).

Longe de ser uma ameaça ao desenvolvimento da agricultura, a biodiversidade e os serviços ambientais prestados pela vegetação nativa devem ser vistos como aliados da sustentabilidade da produção agrícola. O fortalecimento da economia verde, por meio de um plano de transição ecológica tem motivado ampla discussão no campo econômico e faz parte de uma grande aposta sustentada pelo próprio Estado brasileiro.

O Brasil tem razões suficientes para fazer isso, não só porque conta com a maior área coberta por florestas tropicais do planeta e detém um imenso contingente da biodiversidade mundial, mas também porque tem uma agricultura altamente capacitada para o desenvolvimento deste propósito. O aumento do carbono fixado no solo, por meio de um manejo adequado, não apenas reduz as concentrações de carbono na atmosfera, mas implica em ganhos de produtividade (Bortolo, 2024), o que faz com que a agricultura tenha adesão imediata a estas práticas.



Figura 25.14. Fisionomia de áreas de fronteira agrícola, com áreas destinadas à agricultura com presença de formações florestais e savânicas no mesmo contexto paisagístico, o que se aponta para o que seria ideal do ponto de vista de uso da terra de forma sustentável, Paraíso do Tocantins-TO. Foto: Gustavo Marquardt.

O manejo sustentável a longo prazo favorece a saúde do solo, um fator que a ciência tem demonstrado ser fundamental para ganhos de produtividade (Figuras 25.5 e 25.7). Este é um exemplo de como duas lógicas aparentemente contrastantes convergem para um objetivo comum. O mesmo princípio deve ser aplicado ao debate entre a conservação florestal e a expansão agrícola. Há benefícios claros na manutenção de fragmentos de vegetação arbórea em detrimento de sua conversão, conforme foi discutido anteriormente, então, cabe ao Estado e aos produtores rurais utilizar esse conhecimento para preservar os recursos naturais e maximizar os benefícios para a própria agricultura.

Essa oportunidade se torna ainda mais evidente em áreas de ocupação recente. Enquanto que as áreas litorâneas do Brasil têm uma história de ocupação antiga, vinculadas a um tempo em que a lógica de conversão era outra. A fronteira agrícola atual, por sua vez, é dotada ainda de grandes áreas cobertas por vegetação nativa, onde se pode fazer valer todos as regras determinadas pela legislação e que tragam consigo os benefícios aqui discutidos.

A agricultura brasileira tem potencial de se tornar referência global, não apenas pela sua capacidade produtiva, mas também por ainda ter margens para um desenvolvimento sustentável exemplar. Este é o desafio que se impõe ao setor, em especial nas áreas de fronteira agrícola.

Considerações finais

A evolução da agricultura na região de fronteira agrícola do Brasil ficou relegada por décadas, ganhando impulso nos últimos dez a quinze anos. As dificuldades do uso agrícola impostas pelo clima tropical intenso associado às baixas altitudes e à predominância de solos arenosos, cascalhentos ou rasos, desestimularam os investimentos na região. Até os primeiros dez anos deste século, ainda existiam oportunidades pioneiras em outras regiões de maior potencial agrícola, como nos estados de Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Bahia.

Estas outras regiões vivenciaram um desenvolvimento econômico e social em décadas anteriores, que permitiram a evolução dos municípios e estados, com aumento da população e da renda per capita. No entanto, a conversão de uso do solo ocorreu antes do “novo Código Florestal”, de 2012, e também antes da intensificação das exigências do consumidor em relação à preservação ambiental e sustentabilidade na produção de alimentos. Como resultado, houve um acúmulo expressivo de passivos ambientais, abrandados ou não pela instituição jurídica do conceito de “Área Consolidada”, mas que culminaram em regiões agrícolas com biomas ou áreas de vegetação nativa menos preservados.

Por outro lado, a atual fronteira agrícola brasileira, cuja conversão de áreas é recente, após o Código Florestal de 2012, apresenta vantagens ambientais significativas. A agricultura praticada nessa região tem um perfil mais sustentável, com maior preservação de vegetação nativa dentro das propriedades (RL e APP), devido à menor ocorrência de anistias de passivos. Além disso, há um maior domínio técnico sobre sistemas de produção sustentáveis, que visam a saúde do solo.

A agricultura sustentável, com sistemas de produção adequados ao clima tropical quente e úmido, atrelada à preservação de matas nativas, garante resiliência e aumento da produtividade dos cultivos. Em verdade, esta estratégia é essencial para superação das dificuldades edafoclimáticas características da região da fronteira agrícola, como as altas temperaturas, maior consumo de água pelas plantas cultivadas, maior ocorrência de períodos com deficiência hídrica, solos intemperizados e ácidos suscetíveis à erosão

e com menor capacidade de retenção de água.

De forma paradoxal, a fronteira agrícola concentra grande parte dos desmatamentos do país, pois sua ocupação agrícola ainda está em curso. No entanto, a forma como a conversão está ocorrendo se assemelha aos preceitos de sustentabilidade idealizados na elaboração das leis de preservação ambiental do país, ou seja, talvez a fronteira agrícola brasileira seja o maior exemplo de como deve ser feita a agricultura tropical, de forma sustentável, uma agricultura com a "cara" do Brasil.

Trata-se de um modelo de produção que integra conservação ambiental e eficiência agrícola, preservando nascentes, cursos d'água, vegetação nativa e fauna silvestre, ao mesmo tempo em que produz grãos, fibras, frutas, hortaliças e energia. Essa agricultura adota práticas que protegem o solo, como a semeadura na palha, o cultivo de plantas de cobertura, fixação de carbono, ciclagem de nutrientes e aumenta a eficiência do uso da água e, consequentemente melhora a saúde do solo. Além disso, possibilita duas ou até três safras por ano, viabilizando a integração da agricultura com a pecuária e as florestas, promovendo o desenvolvimento socioeconômico da região, valorizando as terras, e assim, estimulando a intensificação e sustentabilidade da pecuária, gerando efeito "poupa-terra". Esse efeito possibilita o aumento da agricultura em áreas de pastagens subutilizadas, eliminando a necessidade de converter novas áreas de vegetação nativa, garantindo a preservação ambiental em grande escala.

Referências

Almeida, R. E. M., Custódio, D. P., Oliveira, S. M., Lima, L. S., Costa, R. V., & Campos, L. J. M. (2023). Recommendation of soil fertilization with copper and zinc for soybean crops grown in Petric Plinthosol. *Ciência Rural, 53*(4). https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20210722

Almeida, R. E. M., Souza, H. A., Evangelista, B. A., Uhlmann, A., Ramos, M. R., Sagrilo, E., & Costa, N. R. (2024). Challenges to managing soil health in the newest agricultural frontier in Brazil. In Cherubin, M. R. & Mendes, I. C. (Eds.), *Soil health series: Volume 3 Soil health and sustainable agriculture in Brazil* (pp. 327–374). Wiley. https://doi.org/10.1002/9780891187448.ch11

Asbjornsnen, H., Hernandez-Santana, V., Liebman, M., Bayala, J., Chen, J., Helmers, M., Ong, C. K., & Schulte, L. A. (2014). Targeting perennial vegetation in agricultural landscapes for enhancing ecosystem services. *Renewable Agriculture and Food Systems, 29*(2), 101–125. https://doi.org/10.1017/S1742170512000385

Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes (ABIEC). (2024). *Beef report*. Brasília: s.n. https://www.abiec.com.br/publicacoes/beef-report-2024-perfil-

da-pecuaria-no-brasil/

Barbosa, J. Z., Poggere, G., Corrêa, R. S., Hungria, M., & Mendes, I. 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

Bortolo, L. S. (2024). *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* [Tese de doutorado]. Piracicaba: Universidade de São Paulo. https://doi.org/10.11606/D.11.2024.tde-14032024-121228

Brasil. (1965). Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui a Lei de Proteção da Vegetação Nativa. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm

Brasil. (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui a Lei de Proteção da Vegetação Nativa. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters, 14*(9), 922–932. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x

Climatempo. (2025). *Climatologia*. São Paulo: Climatempo. https://www.climatempo.com.br/climatologia/589/gurupi-to#google_vignette

Duan, P., Fu, R., Nottingham, A. T., Domeignoz-Horta, L. A., Yang, X., Du, H., Wang, K., & Li, D. (2023). Tree species diversity increases soil microbial carbon use efficiency in a subtropical forest. *Global Change Biology*, 1–14. https://doi.org/10.1111/gcb.16971

D'Andréa, A. F., Silva, M. L. N., Curi, N., Siqueira, J. O., & Carneiro, M. A. C. (2002). Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 26*(4), 913–923. https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000400008

Franco, J. G. O. (2009). *Legislação florestal brasileira: efetividade e implicações para a agricultura familiar* [Tese de doutorado]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná.

Garnett, T., Appleby, M. C., Balmford, A., Bateman, I. J., Benton, T. G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith, P., Thornton, P. K., Toulmin, C., Vermeulen, S. J., & Godfray, H. C. J. (2013). Sustainable intensification in agriculture: Premises and policies. *Science, 341*, 33–34. https://doi.org/10.1126/science.1234485

Gash, J. H. C., & Nobre, C. A. (n.d.). *Climatic effects of Amazonian deforestation*: Some results from ABRACOS.

Grise, M. M., Alcântara, P. H. R., Barbosa, C. F., & Belchior, E. B. O. (2020). Projeto ABC Corte: Inovando na pecuária de corte do estado do Tocantins. In Oliveira, R. J. (Ed.), *Agronomia: Jornadas científicas* (Vol. 2, pp. 84–101). Guarujá: Editora Científica Digital.

Guidotti, V., Freitas, F. L. M., Sparovek, G., Pinto, L. F. G., Hamamura, C., Carvalho, T., & Cerignoni, F. (2017). Números detalhados do novo Código Florestal e suas implicações para o PRAs. *Sustentabilidade em Debate, 5*, 1–10. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23229.87526

Hauggaard-Nielsen, H., Jørnsgaard, B., Kinane, J., & Jensen, E. S. (2008). Grain legume–cereal intercropping: The practical application of diversity, competition and facilitation in arable and organic cropping systems. *Renewable Agriculture and Food Systems, 23*(1), 3–12. https://doi.org/10.1017/S1742170507002025

Haughey, E., Suter, M., Hofer, D., Hoekstra, N. J., McElwain, J. C., Lüscher, A., & Finn, J. A. (2018). Higher species richness enhances yield stability in intensively managed grasslands with experimental disturbance. *Scientific Reports, 8*(1), 15047. https://doi.org/10.1038/s41598-018-33262-9

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2025). *Estatísticas econômicas: Agricultura e pecuária*. Rio de Janeiro: IBGE. https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria.html

Lee, J. E., Lintner, B. R., Neelin, J. D., Jiang, X., Gentine, P., Boyce, C. K., Fisher, J. B., Perron, J. T., Kubar, T. L., Lee, J., & Worden, J. (2012). Reduction of tropical land region precipitation variability via transpiration. *Geophysical Research Letters, 39*(19), 1–6. https://doi.org/10.1029/2012GL053417

Leite-Filho, A. T., Costa, M. H., & Fu, R. (2020). The southern Amazon rainy season: The role of deforestation and its interactions with large-scale mechanisms. *International Journal of Climatology, 40*(4), 2328–2341. https://doi.org/10.1002/joc.6335

Li, W., & Fu, A. R. (2004). Transition of the large-scale atmospheric and land surface conditions from the dry to the wet season over Amazonia as diagnosed by the ECMWF re-analysis. (Inserir detalhes do periódico ou relatório).

Lima, M., Silva Júnior, C. A., Rausch, L., & Gibbs, H. K. (2019). Demystifying sustainable soy in Brazil. *Land Use Policy, 82*, 349–352. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.016

MapBiomas. (2024). *Projeto MapBiomas: Coleção 2024 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil 2023.* https://brasil.mapbiomas.org/downloads/

Martha Jr, G. B., Alves, E., & Contini, E. (2012). Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. *Agricultural Systems, 110*, 173–177. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.001

Matilla, M. A., & Roca, A. (2022). Multi-host lifestyle in plant-beneficial bacteria: An evolutionary advantage for survival and dispersal? *Environmental Microbiology, 24*(8), 3307–3309. https://doi.org/10.1111/1462-2920.16002

Mendes, I. C., Sousa, D. M. G., Dantas, O. D., Lopes, A. A. C., Reis Júnior, F. B., Oliveira, M. I., & Chaer, G. M. (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., Sousa, D. M. G., Reis Júnior, F. B., & Lopes, A. A. C. (2018). Bioanálise de solo: como interpretar a saúde do solo. *Circular Técnica, 38,* 23.

Rattis, L., Brando, P. M., Macedo, M. N., Spera, S. A., Castanho, A. D. A., Marques, E. Q., Costa, N. Q., Silvério, D. V., & Coe, M. T. (2021). Climatic limit for agriculture in Brazil. *Nature Climate Change, 11*(12), 1098–1104. https://doi.org/10.1038/s41558-021-01214-3

Rodrigues, A. A., Macedo, M. N., Silvério, D. V., Maracahipes, L., Coe, M. T., Brando, P. M., Shimbo, J. Z., Rajão, R., Soares-Filho, B., & Bustamante, M. M. C. (2022). Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. *Global Change Biology, 28*(22), 6807–6822. https://doi.org/10.1111/gcb.16386

Rodrigues, G. S. (2015). *Avaliação de impactos socioambientais de tecnologias na Embrapa.* Série Documentos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente.

Sahu, M., & Gu, R. R. (2009). Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality. *Ecological Engineering, 35*(8), 1167–1177. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.015

Santos, F. A. P., Dórea, J. R. R., & Agostinho Neto, L. R. D. (2009). Uso estratégico da suplementação concentrada em sistemas de produção animal em pastagens. In: *Intensificação de sistemas de produção animal em pasto* (Anais do 25º Simpósio sobre Manejo da Pastagem, pp. 163–180). Piracicaba: FEALQ.

Santos, J. P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. Á., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., & Cunha, T. J. F. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos* (5. ed.). Brasília: Embrapa Solos.

Souza, V. S., Santos, D. C., Ferreira, J. G., Souza, S. O., Gonçalo, T. P., Sousa, J. V., & Cherubin, M. R. (2024). Cover crop diversity for sustainable agriculture: Insights from the Cerrado biome. *Soil Use and Management.* https://doi.org/10.1111/sum.13014

Spera, S. A., Galford, G. L., Coe, M. T., Macedo, M. N., & Mustard, J. F. (2016). Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Global Change Biology, 22*(10), 3405–3413. https://doi.org/10.1111/gcb.13298

Tedeschi, L. O., Muir, J. P., Riley, D. G., & Fox, D. G. (2015). The role of ruminant animals in sustainable livestock intensification programs. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology, 22*(5), 452–465.

Tonucci, R. G., Vogado, R. F., Silva, R. D., Pompeu, R. C. F., Oda-Souza, M., & Souza, H. A. (2023). Agroforestry system improves soil carbon and nitrogen stocks in depth after land-use changes in the Brazilian semi-arid region. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 47,* 1–13. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220124

Trivedi, P., Leach, J. E., Tringe, S. G., Sá, T., & Singh, B. K. (2020). Plant–microbiome

interactions: from community assembly to plant health. *Nature Reviews Microbiology, 18*(11), 607–621. https://doi.org/10.1038/s41579-020-0412-1

Wang, L., Duggin, J. A., & Nie, D. (2012). Nitrate-nitrogen reduction by established tree and pasture buffer strips associated with a cattle feedlot effluent disposal area near Armidale, NSW, Australia. *Journal of Environmental Management, 99,* 1–9. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.01.008

Zen, S., & Barros, G. S. C. (2010). Evolução do mercado brasileiro da carne bovina. In: Pires, A. V. (Ed.), *Bovinocultura de corte* (Vol. II, p. 760). Piracicaba: FEALQ.

♦ Capítulo 26 ♦

Serviços ecossistêmicos e saúde dos solos em manguezais

Hermano Melo Queiroz[1], Lais Coutinho Zayas Jimenez[2], Gabriel Nuto Nóbrega[3], Xose Luis Otero[4], Maurício Roberto Cherubin[5,6], Fellipe Alcantara de Oliveira Mello[5], Rodolfo Fagundes Costa[5], Angelo Fraga Bernardino[7], Tiago Osório Ferreira[5,6]

Introdução

Os manguezais são ecossistemas tipicamente tropicais cujas características derivam da ação das águas da maré inundando as regiões baixas das costas, geralmente associados a estuários e baías, desenvolvendo solos e uma formação vegetal adaptada às oscilações nas condições de salinidade e de baixo potencial redox (Bernardino et al., 2022; 2024; Macreadie et al., 2021; Ferreira et al., 2023; 2024). Estes ecossistemas cobrem cerca de 145 mil km^2 das zonas costeiras tropicais globais, localizados principalmente na Indonésia (com 19,7% da área total), Brasil (8,4%) e Austrália (7,3%) e, portanto, inseridos em diferentes condições climáticas, geológicas e geomorfológicas (Jia et al., 2023; Kauffman et al., 2020).

Apesar de sua pequena cobertura territorial, menos de 1% das florestas tropicais do globo (Alongi, 2014), os manguezais são reconhecidos por sua diversidade biológica e por desempenharem funções ecológicas cruciais, que vão desde a proteção costeira, hábitat e refúgio para inúmeras espécies, manutenção da qualidade da água e sequestro de carbono (Silva et al., 2024; Mattone & Sheaves, 2024; Hülsen et al., 2025). Nesse sentido, esses ecossistemas se caracterizam como um dos mais valiosos do planeta

[1] Departamento de Geografia - Universidade de São Paulo (USP). São Paulo - SP, Brasil.
[2] Fundação para Conservação Produção Florestal do Estado São Paulo. São Paulo - SP, Brasil.
[3] Departamento de Solos - Universidade Federal do Ceará (UFC). Fortaleza - CE, Brasil.
[4] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela - Espanha.
[5] Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[6] Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[7] Departamento de Oceanografia - Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória - ES, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.26

(Costanza et al., 2014; Su et al., 2021; Rahman et al., 2021). Entretanto, são necessários esforços para avaliar a saúde e qualidade dos solos desses ecossistemas, a fim de possibilitar uma correta análise da provisão desses serviços ecossistêmicos e o status de conservação dos manguezais (Mello et al., 2024; Hülsen et al., 2025), mas também aprimorar a mensuração dos impactos resultantes de atividades antrópicas e desastres naturais (Jimenez et al., 2022; Mello et al., 2024; Gomes et al., 2021; Queiroz et al., 2022; Hülsen et al., 2025).



Figura 26.1. Ecossistema de manguezal (A), caracterizado por sua interface entre os ambientes terrestre e marinho (B). Destacam-se as adaptações morfológicas da vegetação arbórea, como os sistemas radiculares especializados (e.g., raízes aéreas ou escoras e pneumatóforos) a um ambiente distintamente influenciado pela dinâmica das marés, resultando em inundações periódicas por água salina ou salobra. Em destaque, as espécies mais comuns encontradas ao longo de toda a costa brasileira (i.e., mangue branco, Laguncularia racemosa - C; mangue preto, Avicennia schaueriana - D; mangue vermelho, Rhizophora mangle - E). Fotos: Hermano M. Queiroz.

Nestes ecossistemas, a inundação diária pela água do mar resulta em ambientes marcados pela elevada salinidade dos solos, mas também pela condição anóxica

(ausência de oxigênio), promovendo uma decomposição anaeróbia da matéria orgânica que utiliza outros aceptores de elétrons substituindo o oxigênio (i.e., principalmente óxidos de Fe e sulfato; Nóbrega et al., 2013; 2016). Em consequência, os processos de redução dos óxidos de Fe e do sulfato resultam no acúmulo de formas reduzidas de Fe e S, mas também em um maior acúmulo de matéria orgânica (Ferreira et al., 2023, 2024; Nóbrega et al., 2019).

Nesses ecossistemas, as características dos solos dos manguezais resultam da intensidade dos processos pedogenéticos atuantes, que por sua vez são controlados pelas condições climáticas, geológicas e geomorfológicas que governam, por exemplo, a dinâmica da água salgada, o período de inundação, o aporte de minerais e nutrientes nos manguezais que controlam a produtividade primária (Ferreira et al., 2007; 2023; 2024). Assim, tendo em vista a grande variabilidade dos fatores que controlam as características dos manguezais, os processos pedogenéticos atuantes nos solos destes ecossistemas apresentam uma grande variação na sua intensidade, resultando em solos que podem contrastar em função de características químicas, físicas e morfológicas (Ferreira et al., 2023; Bernardino et al., 2022), mas também na provisão de serviços ecossistêmicos (Ferreira et al., 2024; Rovai et al., 2018; Ramos et al., 2023; Bimrah et al., 2022).

Sendo assim, compreender as complexas relações entre a diversidade nas características e processos dos solos e na saúde dos solos é crucial para desenvolver estratégias de manejo eficazes, objetivando aprimorar os benefícios oferecidos por esses ecossistemas, considerando seu papel para o sequestro de carbono e mitigação das mudanças climáticas, mas também avaliar os desafios impostos pelas mudanças climáticas, como o aumento do nível do mar e a intensificação de eventos climáticos extremos.

Serviços ecossistêmicos em florestas de manguezal

Considerando os serviços ecossistêmicos prestados, estima-se que os manguezais fornecem até US$ 189.000 ha^{-1} ano^{-1} (valores de 2017; Marlianigrum et al., 2021; Costanza et al., 2014) por meio da proteção costeira em relação à erosão e tsunamis, berçário para diversas espécies marinhas, provisão de fibra, madeira e alimentos, serviços de recreação, turismo e educação, e serviços de suporte como ciclagem de nutrientes, hábitat de espécies e manutenção da biodiversidade (Schuerch et al., 2018; Dabalà et al., 2023; Su et al., 2021)

Por exemplo, cerca de 40% da população mundial reside em regiões costeiras e estão suscetíveis a eventos climáticos extremos como ciclones e tsunamis (Marois & Mitsch, 2015; Hülsen et al., 2025). Nesse sentido, diversos estudos demonstram a eficiência de manguezais como barreiras naturais, onde a estrutura natural de raízes, troncos e copas, dissipam a energia das ondas protegendo comunidades costeiras (Marois & Mitsch, 2015; Morris et al., 2023; Strain et al., 2022). Os manguezais também são hábitats naturais, fonte de alimentos e berçários marinhos de diversas espécies de peixes, mamíferos, crustáceos, além de serem ambientes economicamente importantes para a manutenção e comércio de pescados globalmente (Arkham et al., 2024; Kanno et al., 2023; Sahana et al., 2022; Su et al., 2022; Rahman et al., 2024; Cannicci et al., 2021). Além disso, os manguezais fornecem serviços ecossistêmicos culturais, incluindo turismo, recreação, educação ambiental e valores espirituais (Zhang et al., 2024; Zhao et al., 2024). Nesses espaços também há significados culturais profundos para comunidades locais, que os utilizam em práticas tradicionais e religiosas. O Brasil, por exemplo, se caracteriza como o segundo país em números de atrações turísticas em manguezais (cerca de 500 atrações; Spalding & Parrett, 2019), que contribuem com o desenvolvimento econômico nessas regiões, mas que frequentemente também podem estar associado à degradação deste ecossistema (Ferreira et al., 2024).

Dentre essa variedade de serviços, as áreas úmidas costeiras se destacam principalmente pela sua capacidade de sequestrar e armazenar carbono, sendo considerados ecossistemas-chave para a mitigação e adaptação às mudanças climáticas (Macreadie et al., 2019; 2021). Assim, as florestas de manguezais e demais áreas úmidas costeiras (apicuns, pradarias marinhas e marismas) são reconhecidos como “Ecossistemas de *Blue Carbon*” (Howard et al., 2017). Essa grande capacidade de sequestro e armazenamento de carbono dessas áreas é produto de uma combinação de elevada produtividade aliada às condições hidromórficas dos solos que resultam em uma menor eficiência metabólica nos processos de decomposição e na presença de mecanismos de estabilização de matéria orgânica (Ferreira et al., 2023, 2024; Nóbrega et al., 2019; Ruiz et al., 2024). Nesse sentido, os estoques de carbono azul podem variar amplamente entre os compartimentos desses ecossistemas (biomassa viva acima e abaixo do solo, biomassa morta e solos) em função das condições ambientais locais, como amplitude de maré, clima, características geomórficas e geoquímicas (Ferreira et al., 2022; Twilley et al., 2018). Em termos de capacidade de armazenamento de carbono, o solo é o compartimento principal em comparação com a biomassa viva e morta, respondendo por 70% a 85% do estoque total de carbono do ecossistema (Kauffman et al., 2018; Rovai et al., 2022). Os estoques totais de C nos manguezais brasileiros, por exemplo, variam entre 413 e 1851 Mg C ha^{-1} (Kauffman et al., 2018a; 2018b, Gomes

et al., 2021; Bernardino et al., 2024), equivalente a pelo menos 2 vezes o conteúdo de C na Floresta Amazônica e cerca de 8 vezes o conteúdo de C nos solos da Caatinga (Kauffman et al., 2018a; 2018b; 2020).

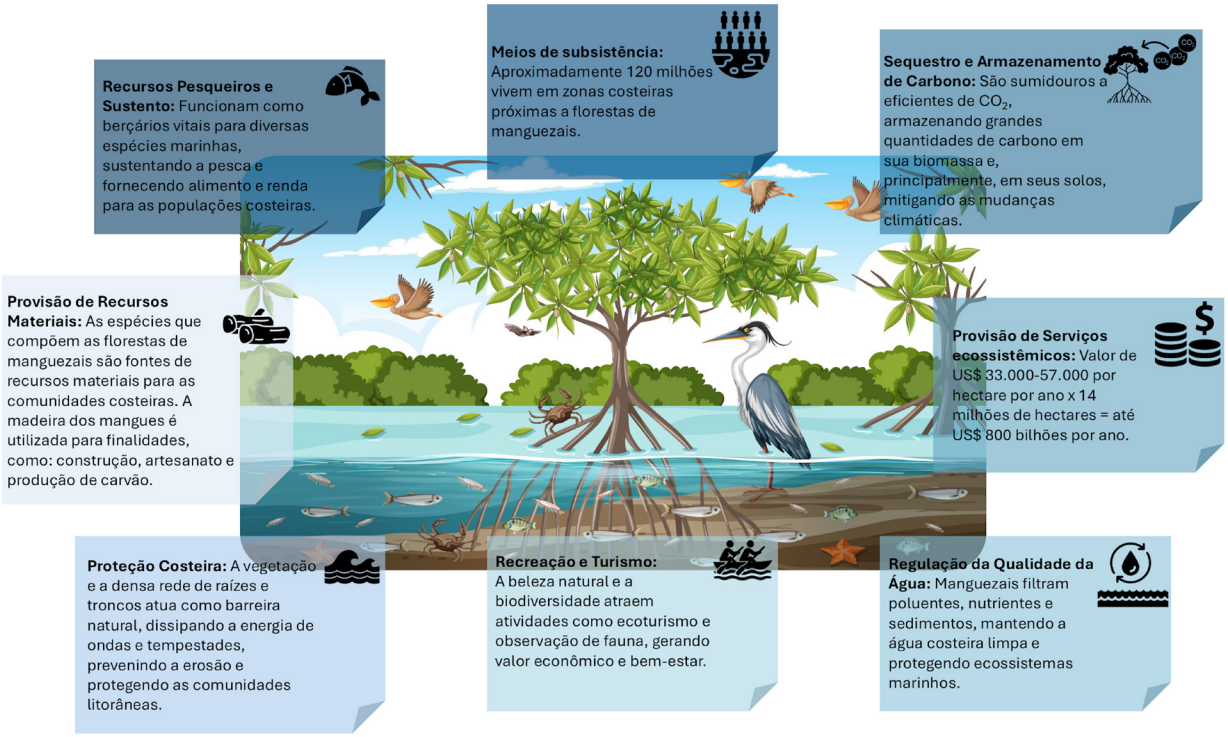


Figura 26.2. Diferentes serviços ecossistêmicos providos pelas florestas de manguezal.

Funcionamento biogeoquímico de solos de manguezal e provisão de serviços ecossistêmicos

Devido à frequente inundação dos solos dos manguezais, a difusão do oxigênio é drasticamente comprometida e os processos de decomposição da matéria orgânica passam a atuar por meio de vias anóxicas, seguindo uma sequência termodinâmica de aceptores de elétrons: nitrato → oxihidróxidos de Mn^{+4} → oxihidróxidos de Fe^{+3} → sulfato → CO_2 (metanogênese; Neue et al., 1997; Kristensen et al., 2008). Devido às baixas abundâncias de NO_3^- e minerais de Mn em manguezais, as vias de decomposição nestes ecossistemas ocorrem preferencialmente utilizando óxidos de Fe (processo de gleização) e sulfato (processo de sulfidização; Figura 26.3) como aceptores finais de elétrons, em vias metabólicas que resultam em uma menor eficiência dos processos de decomposição (Alongi, 2020a; Nóbrega et al., 2016). Essa dinâmica, aliada à elevada produtividade primária desses ecossistemas que remove o CO_2 atmosférico e incorpora

no solo principalmente pela presença de raízes, leva a um acúmulo de carbono no solo com baixas taxas de emissão de gases de efeito estufa (processo de paludização; Ferreira et al., 2023; Nóbrega et al., 2016; Megonigal & Neubauer, 2018).

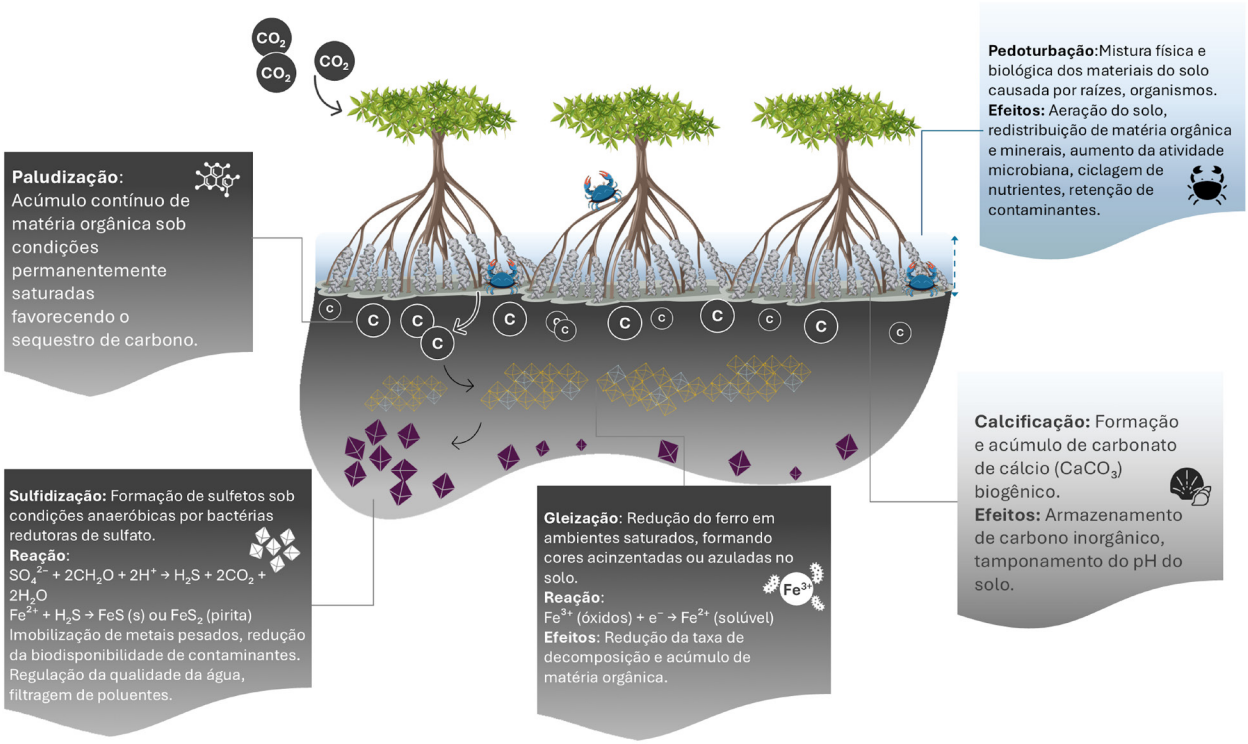


Figura 26.3. Diagrama conceitual ilustrando processos pedogenéticos chave em solos de manguezais, as principais reações biogeoquímicas envolvidas e a conexão com funções e provimento de serviços ecossistêmicos.

Portanto, a partir de um balanço em que as entradas de carbono no sistema (e.g., remoção de CO_2 atmosférico e incorporação na biomassa vegetal e na matéria orgânica do solo) são superiores às saídas de carbono (e.g., emissões de gases de efeito estufa), as áreas úmidas costeiras são reconhecidas como ecossistemas sumidouros de carbono e verdadeiros heróis em face às mudanças climáticas (Alongi, 2020b; Meng et al., 2021). Nesse sentido, os manguezais estão entre os ecossistemas mais eficientes no sequestro de carbono, com taxas de acúmulo superiores às de muitas florestas terrestres, sendo que o solo é o principal reservatório representando cerca de 80 a 90% do estoque de carbono total desse ecossistema (Bernardino et al., 2024; Kauffman et al., 2020).

Entretanto, as perdas de C e emissões de gases de efeito estufa a partir destes ecossistemas são bastante variáveis e podem ser controladas por diversos fatores (e.g., salinidade, regime de maré, variações climáticas sazonais; Bernardino et al., 2024; Pacheco et al., 2024), compensando parcialmente a grande capacidade de sequestro de carbono (Bernardino et al., 2024).

Além de possibilitar um elevado estoque de carbono nos solos, a via metabólica de redução do sulfato resulta na formação de espécies (principalmente HS^-, S^{-2}), reativas aos cátions divalentes (e.g., Fe^{2+}, Cd^{2+}, Zn^{2+}, Hg^{2+}, Cu^{2+}), que precipitam como sulfetos metálicos estáveis/metaestáveis, reduzindo a biodisponibilidade de elementos potencialmente tóxicos (Figura 26.3; Queiroz et al., 2018; Mendonça et al., 2021; Ramos et al., 2024). Assim, os solos de manguezais desempenham um papel essencial na imobilização de contaminantes, prevenindo sua dispersão para a coluna d'água e reduzindo impactos ambientais, destacando a importância da conservação desses ambientes para o controle da poluição costeira.

Por outro lado, o solo também atua como reservatório e regulador de nutrientes essenciais, como nitrogênio e fósforo, que sustentam a produtividade primária dos manguezais (Alongi, 2014; Silva et al., 2024). A decomposição da matéria orgânica favorece a liberação e a assimilação desses nutrientes pelas plantas, garantindo a manutenção da produtividade primária e da biodiversidade local.

Entretanto, as características desses solos não são homogêneas e podem variar significativamente de acordo com fatores ambientais, como regime hidrológico, clima, geomorfologia e características edáficas. Por exemplo, estudos conduzidos em manguezais brasileiros demonstraram que no Sudeste, solos de mangue sob influência de maior precipitação pluviométrica, menores temperaturas e entorno geológico com predomínio de rochas enriquecidas em ferro, apresentam maior concentração de sulfetos metálicos, indicativo de um ambiente mais redutor e consequentemente maiores conteúdos de carbono orgânico. Por outro lado, nas regiões semiáridas do país há um predomínio de condições subóxicas e entorno geológico empobrecido em ferro, que levam a vias metabólicas mais eficientes na decomposição da matéria orgânica, com menor conteúdo de sulfetos no solo e menor acúmulo de carbono (Ferreira et al., 2022). Esses resultados indicam que as funções do solo variam em virtude de fatores em macroescala e dessa forma, a saúde do solo deve ser vista considerando particularidades em diferentes escalas. De forma semelhante, Ferreira et al. (2021) em estudo com manguezais sob condições climáticas contrastantes (semiárido e subtropical úmido) reportaram que a sazonalidade afeta o ciclo do ferro nos solos, especialmente em regiões semiáridas, o ferro tende a ser exportado para ecossistemas costeiros adjacentes diminuindo a sua presença no solo e afetando a dinâmica elementar de C, S, nutrientes e contaminantes. Além disso, considerando o cenário de aquecimento global, em que pode ocorrer uma redução de chuvas e agravar secas em áreas tropicais úmidas, como a costa do Sudeste do Brasil, os resultados ajudam a prever os impactos das mudanças climáticas na biogeoquímica e consequentemente na saúde dos solos de manguezais em escala global.

De maneira similar, a provisão de serviços pelos manguezais podem ser reduzidos ou perdidos em consequência de pressões ambientais como o desmatamento para a promoção de agricultura, aquicultura, pecuária, desenvolvimento urbano e extração vegetal (Figura 26.4; Sannigrahi et al., 2020). Por exemplo, as atividades antrópicas como o descarte de efluentes de carcinicultura ou o descarte de efluentes ricos em matéria orgânica metabolizável alteram a dinâmica da decomposição da matéria orgânica dos solos e incrementam a emissão dos gases de efeito estufa, reduzindo o papel desses ecossistemas como sumidouro de carbono (Nóbrega et al., 2016; Queiroz et al., 2019).

Do mesmo modo, o descarte de efluente da carcinicultura pode alterar a dinâmica de populações de caranguejo, alterando o padrão (particionamento) alimentar de algumas espécies herbívoras (Pereira et al., 2019), além de um incremento nas concentrações de fósforo nos solos (Barcellos et al., 2019; Nóbrega et al., 2014). Os efluentes de carcinicultura também promovem uma intensificação na mineralização e na biodisponibilidade de nitrogênio no solo e na água, aumentando o risco de eutrofização e promovendo o desequilíbrio na atividade dos produtores primários (Queiroz et al., 2020). O desmatamento, por outro lado, promove uma aeração e acidificação do solo, reduzindo sua capacidade de imobilizar contaminantes (Tam & Wong, 1999). A ausência de vegetação em florestas de mangue, por exemplo, altera significativamente as condições geoquímicas do solo, favorecendo ambientes mais oxidantes além de promover a perda de partículas finas, o que pode transformar esses ecossistemas, antes sumidouros, em fontes emissoras de contaminantes para ecossistemas adjacentes (Queiroz et al., 2022).

Nesse sentido, a saúde do solo é definida como a capacidade do solo de manter suas funções e provisão dos serviços ecossistêmicos a partir da integração de suas características físicas, químicas e biológicas (Karlen et al., 2019; Sokol et al., 2022; Reef & Lovelock, 2015), de modo que o bom funcionamento dos processos do solo determina o fornecimento dos serviços ecossistêmicos (Figura 26.4), que por sua vez contribuem no suporte para comunidades costeiras em escala local e nos objetivos de desenvolvimento sustentável em escala global (Tabela 26.1; Wu & Clark, 2016).

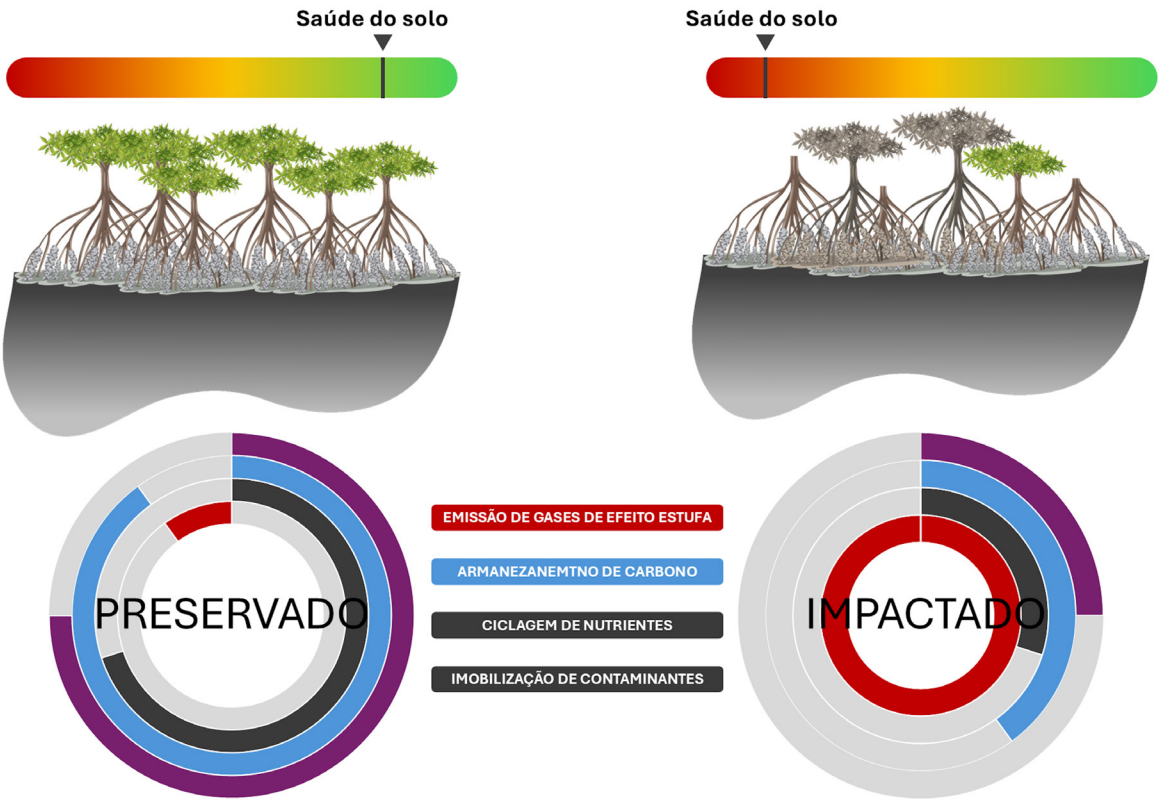


Figura 26.4. Ilustração que estabelece um paralelo entre solos saudáveis e degradados em manguezais, evidenciando como as diferenças na qualidade do solo influenciam a provisão de serviços ecossistêmicos chave.

Assim, a avaliação da saúde do solo funciona como uma ferramenta que resume um conjunto de processos biogeoquímicos em uma avaliação da capacidade do solo de desempenhar funções específicas pode ser utilizada para compreender a variabilidade do potencial de provisão de serviços ecossistêmicos sob diferentes condições ambientais (Mello et al., 2024). Portanto, utilizar a saúde do solo como uma ferramenta capaz de traduzir processos complexos em índices que reflitam o funcionamento biogeoquímico a partir de características físicas, químicas e biológicas dos solos de manguezais é essencial para associar suas funções à provisão de serviços ecossistêmicos e apoiar ações alinhadas aos ODS, como mitigação climática, conservação da biodiversidade e uso sustentável do solo (Tabela 26.1).

Apesar dos avanços no entendimento das funções dos solos de manguezais e sua relação com os serviços ecossistêmicos, ainda existem desafios significativos para integrar essas informações em estratégias de manejo e conservação que incluem falta de abordagens interdisciplinares, carência de estudos de longa duração e limitações no monitoramento considerando as particularidades tanto em macroescala quanto em escalas regionais e locais.

Tabela 26.1. Conexões entre as funções do solo dos manguezais, os serviços ecossistêmicos e seus respectivos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Fonte: Adaptado de Mello et al. (2024).

Classe do serviço ecossistêmico[1]	ODS[2]	Serviços ecossistêmicos	Função do solo[3]
Suporte	1. Erradicação da Pobreza	**Ciclagem de nutrientes**	Ciclagem e disponibilidade de nutrientes
	2. Fome Zero e Agricultura Sustentável	**Produção de biomassa**	Produção de biomassa alimentar
	14. Vida na Água	**Berçário e área de reprodução**	Hábitat de organismos e berçário natural
	15. Vida Terrestre	**Redução da eutrofização**	Regulação da acidez
Provisão	3. Saúde e Bem-estar	**Produtos alimentares**	Produção de biomassa alimentar
		Lenha	Fontes de matérias primas
		Produtos de madeira	-
		Produtos de carvão	-
		Remédios	-
		Água potável	Armazenamento e filtragem de água
		Práticas de pesca e aquicultura	Produção de biomassa alimentar
		Transporte aquático	
		Materiais de construção	
Regulação	13. Ação contra a Mudança Global do Clima	**Regulação e mitigação de mudanças climáticas**	Armazenamento de carbono
	6. Água Potável e Saneamento		
		Proteção costeira	Contenção da erosão e degradação física
		Sequestro e armazenamento de carbono	Armazenamento de carbono
		Proteção contra enchentes	Contenção da erosão e degradação física
		Proteção contra tempestades	-
		Biorremediação de resíduos	Imobilização de contaminantes
		Prevenção da intrusão de água salgada	Contenção da erosão e degradação física

Cultura	11. Cidades e Comunidades Sustentáveis	**Turismo ou Ecoturismo**	Patrimônio físico e cultural
		Recreação baseada na natureza	Plataforma para estruturas artificiais
	17. Parcerias e Meios de Implementação	Valor estético	-
	12. Consumo e Produção Responsáveis	**Infraestrutura cultural**	Patrimônio físico e cultural
		Educação	

1 Serviços ecossistêmicos e suas categorias. 2 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável relacionados aos manguezais. Os serviços em negrito estão relacionados aos manguezais. 3 Funções do solo correspondentes a cada serviço ecossistêmico.

A saúde do solo como suporte a políticas públicas voltadas à gestão de manguezais

A inclusão da saúde do solo como ferramenta de monitoramento e gestão de manguezais tem ganhado espaço dentro de iniciativas governamentais voltadas para a conservação e recuperação desses ecossistemas. Políticas públicas que incorporem a avaliação da qualidade do solo podem fortalecer ações de conservação, restaurar áreas degradadas e garantir o fornecimento contínuo de serviços ecossistêmicos essenciais, como o sequestro de carbono, a retenção de contaminantes e a ciclagem de nutrientes.

A implementação de índices de saúde do solo em programas de gestão ambiental apresenta diversas vantagens. Primeiro, permite o monitoramento sistemático da funcionalidade dos solos ao longo do tempo, identificando áreas degradadas que necessitam de intervenção. Além disso, a utilização de indicadores padronizados possibilita a tradução de informações complexas em dados acessíveis para os tomadores de decisão, facilitando a elaboração de políticas baseadas em evidências científicas.

Um estudo de caso sobre a aplicabilidade da saúde do solo na gestão de manguezais é a utilização do Soil Management Assessment Framework – SMAF para avaliar a qualidade do solo em manguezais sob diferentes estados de conservação (Jimenez et al., 2022). Esse estudo demonstrou que manguezais reflorestados apresentaram uma recuperação progressiva dos atributos do solo, refletida no aumento do teor de carbono orgânico, na melhoria da estrutura física e na retenção de nutrientes essenciais. Esses achados destacam o potencial do uso de indicadores de qualidade do solo para avaliar a eficácia de projetos de restauração e conservação de manguezais.

Com base nesses resultados, políticas públicas voltadas para a gestão costeira poderiam incorporar avaliações regulares da qualidade do solo como um dos critérios para definir estratégias de manejo e recuperação de áreas degradadas. Modelos de gestão já implementados em algumas regiões do Brasil mostram que a adoção de práticas de monitoramento do solo pode ser um diferencial para o sucesso de ações de conservação. Por exemplo, o *Programa de Gestão Integrada de Manguezais*, desenvolvido por iniciativa do poder público no estado de São Paulo, representa um avanço estratégico na conservação e manejo sustentável dos manguezais, reunindo esforços de pesquisa, monitoramento, educação ambiental e valorização dos serviços ecossistêmicos (São Paulo, 2024). Estruturado em eixos temáticos como biodiversidade, bioeconomia, enfrentamento das mudanças climáticas e educação, o programa visa integrar diferentes áreas do conhecimento e da gestão ambiental em torno da proteção dos manguezais paulistas. O Programa destaca o protagonismo do ecossistema manguezal como salvaguarda da biodiversidade marinha e enfrentamento às mudanças climáticas. Assim, o programa reconhece o papel do solo na provisão de serviços ecossistêmicos e a saúde do solo como ferramenta de apoio à gestão. Dessa forma, o programa se torna exemplo concreto de como a saúde do solo pode subsidiar políticas públicas mais eficazes, alinhadas a compromissos globais como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

Desafios e oportunidades relacionados à saúde do solo e provisão de serviços ecossistêmicos

A maioria das florestas de manguezais em todo o globo não se encontra em seu estado natural, sendo impactada por atividades antrópicas como desmatamento, expansão urbana, aquicultura e lançamento de efluentes, o que tem resultado na redução da oferta de serviços ecossistêmicos (Duke et al., 2007; Polidoro et al., 2010). Embora os efeitos dessas pressões sejam amplamente discutidos em termos de perda de cobertura vegetal ou impactos sobre a fauna, qualidade da água e contaminação ambiental (Barcellos et al., 2019; Choudhury et al., 2021; Gomes et al., 2021; Queiroz et al., 2022)including mangroves. Three mangroves in NE-Brazil were studied to evaluate the impact of P-rich-effluents from shrimp farming and domestic sewage, in relation to a control area (natural mangrove, raramente a degradação dos manguezais é analisada sob a perspectiva da perda de funcionalidade e saúde do solo.

Em uma revisão bibliográfica realizada por Mello et al. (2024), foram encontrados 8.289 artigos publicados entre 1958 e 2024 que incluem os termos “*Mangrove*” e “*Soil*”

ou "*Sediment*" no título, resumo ou palavras-chave. No entanto, ao incluir os termos "*Mangrove*" e "*Soil Health*" ou "*Soil Quality*" o número de artigos para o mesmo período resultou em 321 artigos científicos publicados. Do mesmo modo, foi realizada uma busca com os termos "*Mangrove*" e "*Soil Health*" ou "*Soil Quality*" e "*Ecosystem Service*" ou "*Ecological Service*", tornando a análise mais restritiva com o objetivo de identificar artigos que envolvessem manguezais, saúde do solo e serviços ecossistêmicos. O levantamento resultou em apenas 39 artigos, para o período de 66 anos. Essa diferença entre o número de artigos científicos publicados aponta para um desequilíbrio nos estudos de saúde do solo em manguezais, o que limita a compreensão geral da influência de solos saudáveis no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Os resultados da pesquisa realizada por Mello et al. (2024) indicam que a maioria dos estudos se concentra em processos do solo e ameaças externas aos manguezais, sem vincular adequadamente esses fatores aos impactos diretos no desempenho dos serviços. Nesse cenário, ampliar o entendimento sobre a saúde do solo e desenvolver ferramentas de avaliação eficazes torna-se essencial para viabilizar diagnósticos rápidos e embasar decisões quanto à implementação e ao potencial sucesso de ações de restauração, especialmente considerando os altos custos e desafios envolvidos na recuperação de áreas degradadas (Jakovac et al., 2020; Lovelock et al., 2022).

Em manguezais degradados, são necessários grandes investimentos para recuperação, como programas de reflorestamento, a fim de restabelecer o funcionamento de serviços ecossistêmicos (Shi et al., 2022). O valor econômico direto e indireto dos serviços ecossistêmicos variam em dezenas de trilhões de dólares por ano, enquanto a perda desses serviços causada pela mudança no uso da terra é estimada em aproximadamente 4,3 a 20,2 trilhões de dólares por ano (Costanza et al., 2014; Costanza et al., 1997; Costanza, 2020). A conservação dos manguezais está atrelada não apenas ao valor financeiro, mas à manutenção do capital natural desses ecossistemas para as futuras gerações, garantindo a preservação da biodiversidade e de sua capacidade produtiva.

Portanto, pesquisas científicas envolvendo manguezais devem abordar lacunas críticas para aprimorar a compreensão da saúde do solo. Por exemplo, realizar testes para definir um conjunto mínimo de dados de solo suficiente para medir a saúde do solo em manguezais, avaliar a sensibilidade de dados de solo às pressões ambientais e sua correlação com diferentes profundidades do solo. Além disso, é fundamental avançar as análises de saúde do solo e convergir os resultados em índices de saúde do solo que traduzam seu estado físico, químico e biológico (Figura 26.5). As metodologias para índices de saúde do solo devem ser testadas a fim de estabelecer uma forma eficiente e

clara de classificar manguezais sob diferentes cenários climáticos, geomorfológicos e de conservação. Em países de dimensões continentais como o Brasil, onde os manguezais estão distribuídos em ampla diversidade de contextos geoclimáticos e padrões de uso da terra, essa variabilidade influencia diretamente a intensidade dos processos biogeoquímicos e, consequentemente, a capacidade funcional dos solos (Ferreira et al., 2022; Lessa et al., 2018). Assim, a seleção de variáveis e a definição de faixas de referência para os índices devem considerar essa heterogeneidade, a fim de garantir representatividade e aplicabilidade regional. O índice deve fornecer uma representação eficiente e adequada do estado de conservação do solo, respeitando as especificidades do ambiente. Também é recomendado que os indicadores estejam relacionados às funções do solo (por exemplo, sequestro de carbono e imobilização de contaminantes). Por fim, o índice indicará o quanto um determinado solo é capaz de fornecer uma função específica.

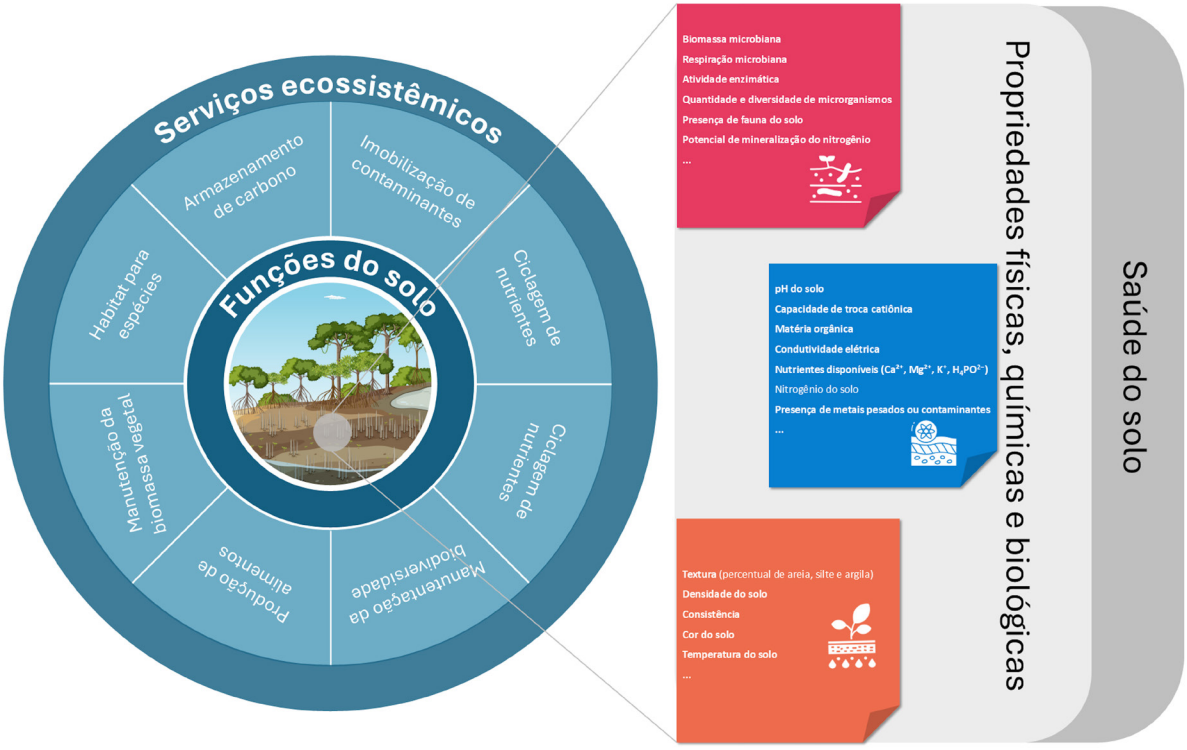


Figura 26.5. Representação esquemática da relação entre as propriedades, funções e serviços ecossistêmicos do solo de mangue. As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo são indicadores de sua saúde e fundamentais para o desempenho de suas funções e a provisão de serviços ecossistêmicos.

Finalmente, o avanço no conhecimento da saúde do solo para o ecossistema manguezal contribuirá para a determinação e classificação de manguezais a respeito de sua capacidade no fornecimento de serviços ecossistêmicos em larga escala, apoiando a definição de zonas de prioridade, monitoramento e políticas públicas.

Considerações finais

A crescente valorização dos serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais reforça a necessidade de incorporar a saúde do solo como eixo estratégico na conservação e no manejo desses ecossistemas. A funcionalidade dos solos de mangue depende de processos biogeoquímicos que ocorrem sob condições predominantemente anaeróbicas, os quais regulam a decomposição da matéria orgânica, a liberação e a imobilização de nutrientes e contaminantes. Esses processos, embora comuns em ambientes alagados, variam em intensidade de acordo com fatores como clima, geologia, salinidade, regime hídrico e estado de conservação, influenciando diretamente a oferta de serviços ecossistêmicos como o sequestro de carbono, a ciclagem de nutrientes e a qualidade da água.

Estabelecer conexões claras entre processos biogeoquímicos do solo, funções ecológicas e provisão de serviços ecossistêmicos ainda representa um desafio conceitual e metodológico, especialmente em escalas regionais. A avaliação da saúde do solo, por meio de indicadores e índices, surge como uma estratégia promissora para operacionalizar esse entendimento, traduzindo a complexidade dos processos em métricas aplicáveis ao monitoramento, à restauração e à gestão integrada dos manguezais. No entanto, para que essas ferramentas sejam eficazes, é fundamental que reflitam a diversidade de condições ambientais e o funcionamento específico dos solos de manguezal. Nesse contexto, o fortalecimento da pesquisa interdisciplinar e da aplicação prática do conhecimento edafológico é indispensável para garantir a resiliência e a sustentabilidade desses ecossistemas frente às mudanças climáticas e às crescentes pressões antrópicas.

Referências

Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science, 6,* 195–219. https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020

Arkham, M. N., Riadi, S., Wahyudin, Y., et al. (2024). Economic value of mangrove ecosystem services in the coastal area of Bintan Island, Indonesia. *Wetlands Ecology and Management, 32,* 727–740. https://doi.org/10.1007/s11273-023-09955-y

Barcellos, D., Queiroz, H. M., Nóbrega, G. N., Oliveira Filho, R. L., Santaella, S. T., Otero, X. L., & Ferreira, T. O. (2019). Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin, 142,* 58–63. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.031

Bernardino, A. F., Mazzuco, A. C. A., Costa, R. F., Souza, F., Owuor, M. A., Nobrega, G. N., Sanders, C. J., Ferreira, T. O., & Kauffman, J. B. (2024). The inclusion of Amazon mangroves in Brazil's REDD+ program. *Nature Communications, 15,* 1549. https://doi.org/10.1038/s41467-024-45459-w

Bernardino, A. F., Queiroz, H. M., Nobrega, G. N., Coppo, G. C., Sanders, C. J., Silva, A. E. B., Kauffman, J. B., Costa, R. F., Pacheco, C. F., Vassoler, A., Pereira, A. P., Ruiz, F., & Ferreira, T. O. (2024). Soil greenhouse gas fluxes partially reduce the net gains in carbon sequestration in mangroves of the Brazilian Amazon. *Environmental Research, 263,* 120102. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120102

Bimrah, K., Dasgupta, R., Hashimoto, S., Saizen, I., & Dhyani, S. (2022). Ecosystem services of mangroves: A systematic review and synthesis of contemporary scientific literature. *Sustainability, 14,* 1–16. https://doi.org/10.3390/su141912051

Cannicci, S., Lee, H., Bravo, J. R., Cantera-Kintz, F., Dahdouh-Guebas, F., Fratini, S., Fusi, M., Jimenez, J., Nordhaus, I., Porri, F., & Diele, K. (2021). A functional analysis reveals extremely low redundancy in global mangrove invertebrate fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 118*(32), e2016913118. https://doi.org/10.1073/pnas.2016913118

Choudhury, T. R., Acter, T., Uddin, N., Kamal, M., Sarwaruddin Chowdhury, A. M., & Safiur Rahman, M. (2021). Heavy metals contamination of river water and sediments in the mangrove forest ecosystems in Bangladesh: A consequence of oil spill incident. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, 16,* 100484. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100484

Costanza, R., D'Arge, R., Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature, 387,* 253–260. https://doi.org/10.1038/387253a0

Costanza, R., Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change, 26,* 152–158. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002

Das, S. C., Das, S., & Tah, J. (2022). Mangrove ecosystems and their services. In S. C. Das, Pullaiah, & E. C. Ashton (Eds.), *Mangroves: Biodiversity, livelihoods and conservation* (pp. 1–16). Singapore: Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-19-0519-3_6

Duke, N. C., Meynecke, J.-O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., Field, C. D., Koedam, N., Lee, S. Y., Marchand, C., Nordhaus, I., & Dahdouh-Guebas, F. (2007). A world without mangroves? *Science, 317,* 41–42. https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b

Ferreira, A. C., Borges, R., & Lacerda, L. D. (2022). Can sustainable development save mangroves? *Sustainability, 14,* 1–27. https://doi.org/10.3390/su14031263

Ferreira, T. O., Otero, X. L., Nóbrega, G. N., Queiroz, H. M., Barcellos, D., & Vidal-Torrado, P. (2023). Mangroves along the Brazilian coast. In C. E. G. R. Schaefer (Ed.), *The soils of Brazil* (pp. 411–421). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-19949-3_15

Ferreira, T. O., Otero, X. L., Vidal-Torrado, P., & Macías, F. (2007). Redox processes in mangrove soils under *Rhizophora mangle* in relation to different environmental conditions. *Soil Science Society of America Journal, 71,* 484–491. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0078

Ferreira, T. O., Queiroz, H. M., Nóbrega, G. N., Souza Júnior, V. S., Barcellos, D., Ferreira, A. D., & Otero, X. L. (2022). Litho-climatic characteristics and its control over mangrove soil geochemistry: A macro-scale approach. *Science of the Total Environment, 811,* 152152. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152152

Ferreira, T. O., Queiroz, H. M., Ruiz, F., Nóbrega, G. N., Cherubin, M. R., Souza Júnior, V. S., Barcellos, D., Ferreira, A. D., & Otero, X. L. (2024). How do soil processes control the provision of ecosystem services in coastal wetlands? *Environmental Research, 255,* 119078. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119078

Gomes, L. E. O., Sanders, C. J., Nóbrega, G. N., Vescovi, L. C., Queiroz, H. M., Kauffman, J. B., Ferreira, T. O., & Bernardino, A. F. (2021). Ecosystem carbon losses following a climate-induced mangrove mortality in Brazil. *Journal of Environmental Management, 297,* 113381. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113381

Howard, J., Sutton-Grier, A., Herr, D., Kleypas, J., Landis, E., Mcleod, E., Pidgeon, E., & Simpson, S. (2017). Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment, 15,* 42–50. https://doi.org/10.1002/fee.1451

Hülsen, S., Dee, L. E., Kropf, C. M., Meiler, S., & Bresch, D. N. (2025). Mangroves and their services are at risk from tropical cyclones and sea level rise under climate change. *Communications Earth & Environment, 6,* 1–9. https://doi.org/10.1038/s43247-025-02242-z

Jakovac, C. C., Latawiec, A. E., Lacerda, E., Leite Lucas, I., Korys, K. A., Iribarrem, A., Malaguti, G. A., Turner, R. K., Luisetti, T., & Strassburg, B. B. N. (2020). Costs and carbon benefits of mangrove conservation and restoration: A global analysis. *Ecological Economics, 176,* 106758. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106758

Jia, M., Wang, Z., Mao, D., Ren, C., Song, K., Zhao, C., Wang, C., Xiao, X., & Wang, Y. (2023). Mapping global distribution of mangrove forests at 10-m resolution. *Science Bulletin, 68,* 1306–1316. https://doi.org/10.1016/j.scib.2023.05.004

Jimenez, L. C. Z., Queiroz, H. M., Ferreira, T. O., & Cherubin, M. R. (2022). Applying the Soil Management Assessment Framework (SMAF) to assess mangrove soil quality. *Sustainability, 14,* 1–14. https://doi.org/10.3390/su14053085

Kanno, S., Heupel, M. R., Sheaves, M. J., & Simpfendorfer, C. A. (2023). Mangrove use by sharks and rays: A review. *Marine Ecology Progress Series, 724,* 167–183. https://doi.org/10.3354/meps14452

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 & Tillage Research, 195,* 104365. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104365

Kauffman, J. B., Bernardino, A. F., Ferreira, T. O., Bolton, N. W., Gomes, L. E. O., & Nóbrega, G. N. (2018a). Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. *Ecology and Evolution, 8,* 5530–5540. https://doi.org/10.1002/ece3.4079

Kauffman, J. B., Bernardino, A. F., Ferreira, T. O., Giovannoni, L. R., Gomes, L. E. O., Romero, D. J., Jimenez, L. C. Z., & Ruiz, F. (2018b). Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. *Biology Letters, 14,* 20180208. https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208

Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany, 89,* 201–219. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005

Lessa, G. C., Santos, F. M., Souza Filho, P. W., & Corrêa-Gomes, L. C. (2018). Brazilian estuaries: A geomorphologic and oceanographic perspective. In *[Capítulo de livro não detalhado]* (pp. 1–37). https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_1

Lovelock, C. E., Barbier, E., & Duarte, C. M. (2022). Tackling the mangrove restoration challenge. *PLOS Biology, 20,* e3001836. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001836

Macreadie, P. I., Anton, A., Raven, J. A., Beaumont, N., Connolly, R. M., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., Kuwae, T., Lavery, P. S., Lovelock, C. E., Smale, D. A., Apostolaki, E. T., Atwood, T. B., Baldock, J., Bianchi, T. S., Chmura, G. L., Eyre, B. D., Fourqurean, J. W., Hall-Spencer, J. M., Huxham, M., Hendriks, I. E., Krause-Jensen, D., Laffoley, D., Luisetti, T., Marbà, N., Masque, P., McGlathery, K. J., Megonigal, J. P., Murdiyarso, D., Russell, B. D., Santos, R., Serrano, O., Silliman, B. R., Watanabe, K., & Duarte, C. M. (2019). The future of blue carbon science. *Nature Communications, 10,* 3998. https://doi.org/10.1038/s41467-019-11693-w

Macreadie, P. I., Costa, M. D. P., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., Lovelock, C. E., Serrano, O., & Duarte, C. M. (2021). Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment, 2,* 826–839. https://doi.org/10.1038/s43017-021-00224-1

Marlianingrum, P. R., Kusumastanto, T., Adrianto, L., & Fahrudin, A. (2021). Valuing habitat quality for managing mangrove ecosystem services in coastal Tangerang District, Indonesia. *Marine Policy, 133,* 104747. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104747

Marois, D. E., & Mitsch, W. J. (2015). Coastal protection from tsunamis and cyclones provided by mangrove wetlands – A review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 11,* 71–83. https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1024955

Mattone, C., & Sheaves, M. (2024). Mangrove forest ecological function is influenced by the environmental settings and the benthic fauna composition. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 309,* 108959. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108959

Mello, F. A. O., Ferreira, T. O., Bernardino, A. F., Queiroz, H. M., Mello, D. C., Menillo, R. B., & Cherubin, M. R. (2024). Soil health and ecosystem services in mangrove forests: A global overview. *Water, 16,* 3626. https://doi.org/10.3390/w16243626

Morris, J. T., Langley, J. A., Vervaeke, W. C., Dix, N., Feller, I. C., Marcum, P., & Chapman, S. K. (2023). Mangrove trees outperform saltmarsh grasses in building elevation but collapse rapidly under high rates of sea-level rise. *Earth's Future, 11.* https://doi.org/10.1029/2022EF003202

Neue, H. U., Gaunt, J. L., Wang, Z. P., Becker-Heidmann, P., & Quijano, C. (1997). Carbon in tropical wetlands. *Geoderma, 79,* 163–185. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00041-4

Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Siqueira Neto, M., Mendonça, E. S., Romero, R. E., & Otero, X. L. (2019). The importance of blue carbon soil stocks in tropical semiarid mangroves: A case study in Northeastern Brazil. *Environmental Earth Sciences, 78,* 369. https://doi.org/10.1007/s12665-019-8368-z

Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Siqueira Neto, M., Queiroz, H. M., Artur, A. G., Mendonça, E. S., Silva, E. O., & Otero, X. L. (2016). Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO_2 and CH_4) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). *Science of the Total Environment, 542,* 685–693. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.108

Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Romero, R. E., Marques, A. G. B., & Otero, X. L. (2013). Iron and sulfur geochemistry in semi-arid mangrove soils (Ceará, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. *Environmental Monitoring and Assessment, 185,* 7393–7407. https://doi.org/10.1007/s10661-013-3108-4

Nóbrega, G. N., Otero, X. L., Macías, F., & Ferreira, T. O. (2014). Phosphorus geochemistry in a Brazilian semiarid mangrove soil affected by shrimp farm effluents. *Environmental Monitoring and Assessment, 186,* 5749–5762. https://doi.org/10.1007/s10661-014-3817-3

Owuor, M., Santos, T. M. T., Otieno, P., Mazzuco, A. C. A., Iheaturu, C., & Bernardino, A. F. (2024). Flow of mangrove ecosystem services to coastal communities in the Brazilian Amazon. *Frontiers in Environmental Science, 12,* 1329006. https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1329006

Pacheco, C. F. O., Queiroz, H. M., Mazzuco, A. C. A., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., & Bernardino, A. F. (2024). Soil greenhouse gas emissions from dead and natural mangrove forests in Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin, 203,* 116487. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116487

Pereira, T. M., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Ogawa, C. Y., Camargo, P. B. de, Feitosa Silva, J. R., & Rezende, C. F. (2019). Does food partitioning vary in leaf-eating crabs in response to source quality? *Marine Environmental Research, 144,* 1–8. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.12.005

Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Farnsworth, E. J., Fernando, E. S., Kathiresan, K., Koedam, N. E., Livingstone, S. R., Miyagi, T., Moore, G. E., Nam, V. N., & Ong, J. E. (2010). The loss of species: Mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS ONE, 5,* e10095. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095

Queiroz, H. M., Artur, A. G., Taniguchi, C. A. K., Silveira, M. R. S., Nascimento, J. C., Nóbrega, G. N., Otero, X. L., & Ferreira, T. O. (2019). Hidden contribution of shrimp farming effluents to greenhouse gas emissions from mangrove soils. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 221,* 8–14. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.011

Queiroz, H. M., Bragantini, I. O. B. F., Fandiño, V. A., Bernardino, A. F., Barcellos, D., Ferreira, A. D., Oliveira Gomes, L. E., & Ferreira, T. O. (2022). Degraded mangroves as sources of trace elements to aquatic environments. *Marine Pollution Bulletin, 181,* 113834. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113834

Queiroz, H. M., Ferreira, T. O., Fandiño, V. A., Bragantini, I. O. B. F., Barcellos, D., Nóbrega, G. N., Ferreira, A. D., Oliveira Gomes, L. E., & Bernardino, A. F. (2022). Changes in soil iron biogeochemistry in response to mangrove dieback. *Biogeochemistry, 158,* 357–372. https://doi.org/10.1007/s10533-022-00903-1

Queiroz, H. M., Ferreira, T. O., Taniguchi, C. A. K., Barcellos, D., Nascimento, J. C., Nóbrega, G. N., Otero, X. L., & Artur, A. G. (2020). Nitrogen mineralization and eutrophication risks in mangroves receiving shrimp farming effluents. *Environmental Science and Pollution Research, 27,* 35543–35554. https://doi.org/10.1007/s11356-020-09720-1

Rahman, M. M., Zimmer, M., Ahmed, I., et al. (2021). Co-benefits of protecting mangroves for biodiversity conservation and carbon storage. *Nature Communications, 12,* 3875. https://doi.org/10.1038/s41467-021-24207-4

Rahman, S., Lokollo, F. F., Manuputty, G. D., et al. (2024). A review on the biodiversity and conservation of mangrove ecosystems in Indonesia. *Biodiversity and Conservation, 33,* 875–903. https://doi.org/10.1007/s10531-023-02767-9

Ramos, M. A. V., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., & Otero, X. L. (2023). Impact of seasonality on copper bioavailability to crabs (*Ucides cordatus*, Linnaeus, 1763) in mangrove soils of Todos os Santos Bay (Bahia, Northeastern Brazil). *Spanish Journal of Soil Science, 13,* 1–10. https://doi.org/10.3389/sjss.2023.11737

Rovai, A. S., Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Riul, P., Cifuentes-Jara, M., Manrow-Villalobos, M., Horta, P. A., Simonassi, J. C., Fonseca, A. L., & Pagliosa, P. R. (2018). Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change, 8,* 534–538. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0162-5

Ruiz, F., Bernardino, A. F., Queiroz, H. M., Otero, X. L., Rumpel, C., & Ferreira, T. O. (2024). Iron's role in soil organic carbon (de)stabilization in mangroves under land use change. *Nature Communications, 15,* 10433. https://doi.org/10.1038/s41467-024-54447-z

Sahana, M., Areendran, G., & Sajjad, H. (2022). Assessment of suitable habitat of mangrove species for prioritizing restoration in coastal ecosystem of Sundarban Biosphere Reserve, India. *Scientific Reports, 12,* 20997. https://doi.org/10.1038/s41598-022-24953-5

Sannigrahi, S., Zhang, Q., Pilla, F., Joshi, P. K., Basu, B., Keesstra, S., Roy, P. S., Wang, Y., Sutton, P. C., Chakraborti, S., & Paul, S. K. (2020). Responses of ecosystem services to natural and anthropogenic forcings: A spatial regression-based assessment in the world's largest mangrove ecosystem. *Science of the Total Environment, 715,* 137004. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137004

São Paulo. (2024). Portaria Normativa FF nº 445/2024. *Diário Oficial do Estado de São Paulo,* 1–7. https://www.doe.sp.gov.br/executivo/secretaria-de-meio-ambiente-infraestrutura-e-logistica/portaria-normativa-ff-n-445-2024-de-25-de-julho-de-2024-2024072511321421546506 6

Schuerch, M., Spencer, T., Temmerman, S., Kirwan, M. L., Wolff, C., Lincke, D., McOwen, C. J., Pickering, M. D., Reef, R., Vafeidis, A. T., Hinkel, J., & Nicholls, R. J. (2018). Future response of global coastal wetlands to sea-level rise. *Nature, 561,* 231–234. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0476-5

Servino, R. N., Gomes, L. E. O., & Bernardino, A. F. (2018). Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. *Science of the Total Environment, 628–629,* 233–240. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.068

Shi, J., Li, S., Song, Y., Zhou, N., Guo, K., & Bai, J. (2022). How socioeconomic factors affect ecosystem service value: Evidence from China. *Ecological Indicators, 145,* 109589. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109589

Silva, G. R., Lázaro, M. L., Queiroz, H. M., Ferreira, A. D., Díaz Ramos, R. A., Machado, W. T. V., Otero, X. L., Ferreira, T. O., & Nóbrega, G. N. (2024). How do replanted mangroves affect phosphorus dynamics in their soils? *Journal of Environmental Management, 366,* 121915. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121915

Sokol, N. W., Slessarev, E., Marschmann, G. L., et al. (2022). Life and death in the soil microbiome: How ecological processes influence biogeochemistry. *Nature Reviews Microbiology, 20,* 415–430. https://doi.org/10.1038/s41579-022-00695-z

Spalding, M., & Parrett, C. L. (2019). Global patterns in mangrove recreation and tourism. *Marine Policy, 110,* 103540. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103540

Strain, E. M. A., Kompas, T., Boxshall, A., Kelvin, J., Swearer, S., & Morris, R. L. (2022). Assessing the coastal protection services of natural mangrove forests and artificial rock revetments. *Ecosystem Services, 55,* 101429. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101429

Su, J., Friess, D. A., & Gasparatos, A. (2021). A meta-analysis of the ecological and economic outcomes of mangrove restoration. *Nature Communications, 12,* 5050. https://doi.org/10.1038/s41467-021-25349-1

Twilley, R. R., Rovai, A. S., & Riul, P. (2018). Coastal morphology explains global blue carbon distributions. *Frontiers in Ecology and the Environment, 16,* 503–508. https://doi.org/10.1002/fee.1937

Zhang, Y., Pan, L., Liu, Y., Tao, Y., Su, Z., Huang, Q., Wei, J., Wu, E., Fan, H., & Qiu, G. (2024). Determining the payment for ecosystem services of mangrove forests: The approach combining ecosystem services and social-economic level and application in Shankou National Nature Reserve, Guangxi, China. *Global Ecology and Conservation, 54,* e03146. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03146

Zhao, Y., Han, Z., Zhang, C., Wang, Y., Zhong, J., & Gao, M. (2024). Coastal cultural ecosystem services: A bridge between the natural ecosystem and social ecosystem for sustainable development. *Land, 13,* 1352. https://doi.org/10.3390/land13091352

♦ Capítulo 27 ♦

Saúde do solo como base para a restauração florestal

José Guedes F. Neto[1], Pedro H. S. Brancalion[2,3,4]

Introdução

A restauração florestal tem sido promovida globalmente como uma das estratégias centrais para combater as mudanças climáticas, mitigar a extinção de espécies, promover a segurança hídrica, combater as desigualdades sociais e tantas outras demandas críticas para a sobrevivência e bem-estar da humanidade. Cada vez mais há forte embasamento científico sobre os impactos positivos da restauração de florestas no enfrentamento destes desafios globais. O restabelecimento da cobertura original de árvores no planeta, por exemplo, demandaria a reconversão de 0,9 bilhão de hectares e um aumento de 25% da cobertura global de árvores e poderia sequestrar cerca de um quarto do carbono atualmente presente na atmosfera (Bastin et al., 2019). Outros estudos reforçam a tese de que realizar o potencial global do reflorestamento é a solução climática natural com maior capacidade de atenuar as mudanças climáticas (Griscom et al., 2017; Pugh et al., 2019), principalmente quando realizado em regiões tropicais do planeta (Busch et al., 2019). Dada a urgente necessidade de redução das emissões de gases de efeito estufa e diminuição do dióxido de carbono da atmosfera, a restauração de florestas tropicais se mostra uma atividade muito promissora e tem sido promovida por diferentes empresas e

[1] Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) e Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2] Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil
[3] Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[4] re.green. Rio de Janeiro - RJ, Brasil.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.27

iniciativas vinculadas ao mercado de carbono. Na América Latina e Caribe, por exemplo, florestas secundárias (*i.e.*, que se regeneram de forma espontânea após o abandono ou isolamento de áreas agrícolas) recuperam cerca de 80% dos estoques de carbono de florestas maduras, conservadas, em apenas 20 anos (Poorter et al., 2016), sendo aliadas imprescindíveis no enfrentamento das mudanças climáticas (Chazdon et al., 2020).

Além dos benefícios da restauração para a mitigação das mudanças climáticas, esta atividade é também bastante benéfica para a adaptação climática, reduzindo os impactos negativos das mudanças do clima na biodiversidade, agricultura e cidades. Há, portanto, forte sinergia entre os benefícios climáticos da restauração e tantos outros benefícios tão demandados pela humanidade. Por exemplo, a restauração de 15% das áreas mais prioritárias no mundo poderia evitar 60% das extinções previstas para as próximas décadas e sequestrar CO_2 em quantidade equivalente a 14% do total de emissões desde a Revolução Industrial (Strassburg et al., 2020). Há também evidências robustas dos impactos positivos da restauração na promoção da segurança hídrica (Brancalion et al., 2019b; Meli et al., 2024), bem como no combate à desertificação (Hobbs & Cramer, 2008; Reynolds et al., 2007). Historicamente, a restauração de ecossistemas e principalmente de florestas tem sido utilizada como estratégia de combate à pobreza rural e desemprego, como exemplificado pelas iniciativas *Civilian Conservation Corps* nos EUA (Barnett & Burns, 2012), o *Grain for Green* na China (Deng et al., 2014; Tian et al., 2022), o *Working for Water* na África do Sul (Hobbs, 2004) e o *Great Green Wall* na África Subsaariana (Sacande & Muir, 2022), bem como evidenciado em publicações recentes sobre o potencial de geração de empregos pela restauração (Brancalion et al., 2022).

Como reconhecimento deste potencial, a restauração de ecossistemas e principalmente de florestas tem motivado a proposição de metas ambiciosas, em escala local, nacional, regional e global. Na Mata Atlântica brasileira, o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica tem como objetivo a restauração de 15 milhões de hectares até 2050 (Calmon et al., 2011), e o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa propõe a restauração e reflorestamento de 12 milhões de hectares em escala nacional, os quais estão vinculados à Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) do país ao acordo climático de Paris. Iniciativas como a 20 x 20 Latin America, a Africa 100 e o *Green Deal* da União Europeia têm estimulado a restauração nestes continentes. Em nível global, destaca-se o *Bonn Challenge*, que propôs a restauração de 350 milhões de hectares de paisagens florestais até 2030, e já acumulou mais de 200 milhões de hectares de compromissos feitos por mais de 60 nações. Todas estas iniciativas estão sendo desenvolvidas hoje sob os auspícios da Década da Restauração de Ecossistemas

(2021-2030) da Organização das Nações Unidas, que reforça o interesse e compromisso com a restauração em larga escala (Brancalion & Holl, 2024).

No entanto, mais do que um fim em si mesma, a restauração é um meio para se atingir objetivos específicos, precisando ser desenvolvida com critério, rigor científico e pragmatismo para que tais objetivos sejam otimizados, minimizando os inúmeros *trade-offs* que impactam esta atividade (Chazdon & Brancalion, 2019; Hua et al., 2022). E embora seja propagandeada como uma solução simples para problemas complexos (Holl & Brancalion, 2020), a restauração mal planejada e implementada pode resultar em inúmeros problemas, bem como não entregar os benefícios almejados (Brancalion & Holl, 2020; Fleischman et al., 2022). Neste contexto, é fundamental compreender quais fatores determinam o sucesso da restauração para que possam ser devidamente endereçados, removendo as barreiras que dificultam a recuperação da biodiversidade e processos ecológicos por meio de diferentes tipos de intervenção.

Diante do exposto, o solo se apresenta como um dos mais importantes fatores a ser analisado para se ter uma restauração bem-sucedida, entretanto é pouco compreendido. Neste capítulo, apresentaremos inicialmente uma análise do conhecimento atual e lacunas sobre como a restauração de florestas impacta o solo e vice-versa, para então defender a abordagem de "saúde do solo" como forma de conectar solo e vegetação na restauração. Por fim, concluiremos com recomendações para promover esta abordagem, a qual deve em muito facilitar a conexão entre a ciência do solo e a restauração ecológica visando o restabelecimento da biodiversidade e serviços ecossistêmicos em áreas degradadas.

Restauração florestal e solos: Conhecimento e lacunas

Solo como protagonista dos serviços ecossistêmicos gerados pela restauração

Embora os benefícios da restauração florestal sejam frequentemente atribuídos à vegetação, principalmente às árvores, grande parte destes benefícios são direta ou indiretamente mediados pelo solo. De forma direta, o solo estoca carbono, é o hábitat exclusivo ou parcial de várias espécies, promove a infiltração e o armazenamento de água, gera, cicla e retém nutrientes, e atua como suporte da vegetação que sobre ele se desenvolve. Estima-se, por exemplo, que cerca de dois terços do carbono armazenado nos ecossistemas terrestres esteja no solo (Lal, 2016) e que o solo abriga 58,5 ± 14,7% da biodiversidade no planeta, um número total de espécies na ordem de $9,5 \times 10^6$ a 1,62 ×

10^{11} (Anthony et al., 2023). De forma indireta, o solo é literalmente a base de sustentação da vegetação, impactando profundamente os processos ecológicos que regulam seu desenvolvimento e relação com a provisão de serviços ecossistêmicos. Por exemplo, em condições restritivas de solo, a vegetação não irá se desenvolver adequadamente, o que resulta em baixo acúmulo de carbono, diversidade de espécies vegetais, oferecimento de hábitat para a biodiversidade, proteção do solo contra processos erosivos, dentre outros fatores. Desta forma, era de se esperar que o solo fosse tratado como um dos pilares do processo de restauração florestal e recebesse a devida atenção no que se refere às intervenções de restauração e monitoramento.

No entanto, muitos projetos de restauração sequer realizam uma análise simplificada de solo para entender quais limitações físicas e químicas existem para o desenvolvimento da vegetação e para que, assim, possam ser tomadas medidas para superá-las. Quando essas análises são realizadas, muitas vezes, não se dispõe de parâmetros técnicos para recomendação de correção do solo para espécies nativas. Embora muitas práticas sejam atualmente empregadas para a melhoria do solo, como o uso de adubação verde (Souza et al., 2021), há poucos estudos sobre o impacto em suas propriedades no contexto da restauração. A manipulação da biodiversidade do solo como a inoculação de bactérias fixadoras de nitrogênio e micorrizas, por exemplo, é ainda menos conhecida (Medeiros et al., 2021; 2023), embora já testada com resultados positivos no contexto de áreas mineradas, hoje em dia não é usualmente empregada em projetos de restauração. Com relação ao monitoramento do solo, Mendes et al. (2019) evidenciam que apenas 41% dos estudos de monitoramento de restauração incluem dados de solo, e nenhum adota uma abordagem que considere a totalidade dos atributos do solo. Neste contexto, torna-se fundamental detalhar as inúmeras influências que o solo e a vegetação exercem entre si e como essas relações impactam o sucesso da restauração florestal.

Feedbacks entre a vegetação e o solo

O solo é um sistema complexo e dinâmico que desempenha papel fundamental na sustentação dos ecossistemas terrestres, especialmente em processos de restauração florestal, que são usualmente desenvolvidos em locais com forte histórico de degradação que necessitam de cuidados adequados. Ele é formado a partir da interação entre fatores como o material de origem, clima, relevo, organismos e tempo, de maneira a formar suas propriedades inerentes, tais como sua granulometria e profundidade do perfil. O solo atua como suporte físico para as plantas, reservatório e filtro de água, estoque e

meio para ciclagem de nutrientes, além de hábitat para uma diversidade microbiana e faunística essencial para a ciclagem biogeoquímica (van der Putten et al., 2013). Por sua vez, a vegetação também contribui para influenciar o solo, por meio da adição de matéria orgânica e de exsudatos de suas raízes, alteração da dinâmica hidrológica e da temperatura do ambiente. Essa interação é conhecida como feedback solo-planta, em que as propriedades do solo podem ser alteradas pelas plantas que, consequentemente, podem afetar o desempenho de outras plantas que ali se estabelecerem após a ocorrência de tais interações (Kardol & Wardle, 2010).

Esse feedback pode ser positivo, quando uma espécie melhora o solo para seu próprio benefício, promovendo sua dominância — um fenômeno comum em estágios iniciais de sucessão, facilitado por interações como a fixação de nitrogênio (N) e associações micorrízicas (van der Putten et al., 2013). Por outro lado, o feedback pode ser negativo, tornando o solo menos adequado para a espécie que o modificou, o que fomenta a diversidade e impulsiona a sucessão ecológica, como exemplificado pelo padrão Janzen-Connell em florestas tropicais, onde patógenos no solo localizados perto de árvores adultas inibem o crescimento de seus descendentes (van der Putten et al., 2013).

O acúmulo de biomassa vegetal é um fator-chave para a recuperação do solo durante o desenvolvimento da floresta. O aumento da produção de serrapilheira, composta por folhas e demais materiais vegetais em diversos graus de decomposição, contribui para o incremento da matéria orgânica nas camadas superficiais do solo (Freschet et al., 2013; Krishna & Mohan, 2017). Essa matéria orgânica é fundamental para melhorar a estrutura do solo, aumentar a capacidade de retenção de água, promover a agregação do solo e estimular a atividade biológica, especialmente microbiana. Por outro lado, espera-se que o solo se torne mais ácido ao longo desse processo em resposta à concentração cada vez maior de nutrientes na biomassa, com maior disponibilidade de alumínio e menor teor de fósforo disponível para as plantas, como é encontrado em áreas de florestas maduras (van der Sande et al., 2022).

A recuperação da funcionalidade do solo em áreas degradadas é, portanto, crucial para o restabelecimento dos serviços ecossistêmicos que sustentam a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas restaurados (Kardol & Wardle, 2010). Neste sentido, compreender o funcionamento do solo envolve avaliar como suas propriedades físicas, químicas e biológicas interagem para promover processos ecossistêmicos chave. A escolha de espécies vegetais para a restauração não só influencia a composição da comunidade vegetal, mas também molda a recuperação da comunidade microbiana do solo, que por sua vez, contribui com o funcionamento dos ecossistemas por meio

da ciclagem de nutrientes e do carbono (Kardol & Wardle, 2010). Assim, o sucesso da restauração pode ser mais bem avaliado pela quantificação da recuperação dessas funções ecossistêmicas, e não apenas pela diversidade de espécies presentes. Por outro lado, os métodos e procedimentos operacionais de restauração, bem como as condições ambientais das áreas a serem restauradas, modificam o solo e impactam direta e indiretamente o desenvolvimento da vegetação, sendo fundamentais na compreensão dos múltiplos feedbacks solo-vegetação ao longo do processo de restauração.

Fatores que influenciam o processo de restauração florestal

As variáveis climáticas, como temperatura, precipitação e déficit hídrico, exercem papel determinante na velocidade e no sucesso da restauração florestal. Regiões com temperaturas elevadas e déficit hídrico acentuado tendem a apresentar sucessão mais lenta, devido à limitação da disponibilidade de água e ao estresse térmico para as plantas e organismos do solo (Poorter et al., 2016). Por outro lado, áreas com precipitação abundante e temperaturas amenas favorecem o desenvolvimento mais rápido da vegetação, o que pode refletir na recuperação das funções do solo (Poorter et al., 2016). Assim, o clima atua como um modulador das interações entre a vegetação e o solo durante o processo de restauração. Por sua vez, as propriedades do solo interferem diretamente nesta relação, pois características como sua profundidade e textura têm forte influência na capacidade de armazenamento e disponibilidade de água para as plantas (Brady & Weil, 2013).

Os métodos de restauração influenciam significativamente as dinâmicas acima e abaixo do solo, sendo a escolha da técnica geralmente pautada pelo histórico de uso e pelo grau de degradação da área. Em plantios mistos de espécies nativas (também chamados de plantios de restauração), que são aplicados em locais com alta degradação e baixa ou nula capacidade de regeneração natural, o solo geralmente passa por intervenções como descompactação por subsolador, correção do pH e adubação química. Essas ações são essenciais para acelerar o estabelecimento e o crescimento inicial das mudas, superando as condições ambientais adversas (Brancalion et al., 2020; Crouzeilles et al., 2017). Dependendo da resiliência local dos ecossistemas, tais intervenções podem promover o estabelecimento de múltiplas trajetórias de sucessão, com distintas taxas de acúmulo de biomassa ao longo do tempo (Jakovac et al., 2015).

Em contraste, a regeneração natural é um método priorizado em áreas com menor histórico de intensidade de uso, como locais não mecanizáveis ou antigas áreas de agricultura itinerante. Este método é viável em condições mais favoráveis para a

recolonização de espécies nativas, como a proximidade de remanescentes florestais e cursos d'água (molin et al., 2018). Nesse método, a recuperação do solo e da vegetação depende da resiliência natural do ecossistema, da dispersão de sementes e da colonização por organismos do solo (Arroyo-Rodríguez et al., 2023; Crouzeilles et al., 2017). Assim como nos plantios, a resiliência intrínseca dos ecossistemas locais resulta em diversas trajetórias e taxas de acúmulo de biomassa ao longo do tempo (Brancalion et al., 2020).

Saúde do solo: Abordagem promissora para integrar solo e vegetação na restauração

A devida inclusão do papel do solo no processo de restauração requer uma mudança profunda de perspectiva, na qual este deixa de ser visto como um simples suporte para a vegetação, fornecendo basicamente água e nutrientes, e passa a ser considerado como um componente vivo, dinâmico e indissociável do ecossistema. A visão utilitarista do solo, desenvolvida principalmente durante a chamada "Revolução Verde", é limitada para endereçar adequadamente esta nova perspectiva. Nesse sentido, o conceito de "Saúde do Solo", definido como "a capacidade contínua do solo de funcionar como um ecossistema vivo que sustenta plantas, animais e humanos, conectando ciência, políticas e gestão sustentável de cadeias produtivas" (Lehmann et al., 2020) - se apresenta como uma abordagem promissora para finalmente incorporar o protagonismo do solo nos projetos de restauração florestal (Bieluczyk et al., 2023a; 2023b; Nolan et al., 2021). Este conceito está diretamente relacionado à abordagem conceitual dos serviços ecossistêmicos, e oferece subsídios importantes para políticas e práticas de restauração. Avançar nessa direção requer o desenvolvimento e a aplicação de indicadores integrados que considerem atributos físicos, químicos e biológicos do solo, bem como suas interações com a vegetação e o clima local.

A escolha dos indicadores é um passo fundamental para a avaliação eficaz da saúde do solo em projetos de restauração. Indicadores ideais devem ser relevantes para diagnosticar funções do solo e processos ecossistêmicos, sensíveis às mudanças de uso e manejo, práticos para coleta em campo e aplicáveis em diferentes regiões e tipos de solo (Doran & Parkin, 1996; Rinot et al., 2019). Diversas estratégias podem ser usadas para selecionar esses indicadores, incluindo o conhecimento especializado, análises estatísticas multivariadas, como análise de componentes principais (PCA), e o uso de bases de dados abrangentes que contemplem atributos físicos, químicos e biológicos (Cherubin et al., 2016). Essa seleção criteriosa permite construir um conjunto

de indicadores que reflita de forma integrada o funcionamento do solo e seus impactos na restauração.

Os indicadores escolhidos devem estar diretamente relacionados às funções ecossistêmicas essenciais para a restauração, garantindo que a avaliação da saúde do solo reflita a capacidade do solo de sustentar processos críticos. Entre as funções mais relevantes, destacam-se:

- Infiltração, armazenamento e disponibilidade de água, e aeração do solo: indicadores como infiltração de água/condutividade hidráulica, macro e microporosidade, porosidade total são fundamentais para avaliar a capacidade do solo em manter a umidade necessária para as plantas e microrganismos.
- Sustentação do crescimento vegetal: atributos como densidade do solo e resistência à penetração são indicativos importantes para compreender como as condições físicas do solo se apresentam e favorecem ou não o desenvolvimento das plantas.
- Regulação da acidez do solo: o pH e a acidez potencial (H^++Al) influenciam diretamente a disponibilidade de nutrientes e a atividade biológica.
- Armazenamento, disponibilidade e ciclagem de nutrientes: indicadores químicos como a capacidade de troca de cátions (CTC), teor de nitrogênio total, saturação de bases (%) e teor de fósforo disponível refletem a dinâmica dos nutrientes essenciais para o ecossistema.
- Energia para atividade biológica: o carbono do solo, a biomassa microbiana e a respiração do solo são indicadores da vitalidade biológica e da capacidade do solo de sustentar processos ecológicos.

Para facilitar a interpretação e aplicação prática, os indicadores selecionados podem ser normalizados e integrados em índices compostos de saúde do solo, como o Soil Quality Index (SQI) ou o Comprehensive Assessment of Soil Health (CASH) (Cherubin et al., 2016; Moebius-Clune et al., 2016). A normalização envolve transformar os dados brutos em escores padronizados, que podem ser combinados para gerar um índice único que sintetize a condição geral do solo. Esses índices permitem avaliar e comparar os efeitos de diferentes estratégias de restauração sobre a saúde do solo, fornecendo uma ferramenta útil para monitoramento e tomada de decisão.

Estudos recentes aplicam índices integrados para monitorar a saúde do solo e demonstram a sensibilidade dos indicadores às práticas de manejo e às condições

ambientais locais (Cherubin et al., 2016; Rinot et al., 2019). Esses trabalhos evidenciam que a inclusão de indicadores biológicos, muitas vezes negligenciados, é fundamental para uma avaliação holística e precisa da saúde do solo.

Além disso, a padronização dos métodos e a adaptação regional dos indicadores são desafios importantes para ampliar a aplicabilidade dessas ferramentas em diferentes contextos de restauração. Alguns estudos têm realizado meta-análises em nível global para as regiões temperadas e tropicais (Allek et al., 2023) e para regiões secas (drylands) (Kimmell et al., 2023), de maneira a compreender, por exemplo, como as relações entre o índice de aridez e a textura contribuem para a efetividade da restauração medida pela quantidade de carbono orgânico e nitrogênio do solo.

Incorporar avaliações integradas da saúde do solo, que considerem seus múltiplos atributos e funções ecossistêmicas, é essencial para garantir a sustentabilidade e resiliência dos ecossistemas restaurados. O desenvolvimento e a aplicação de índices compostos podem auxiliar gestores e pesquisadores a monitorarem a evolução do solo e a eficácia das estratégias de restauração.

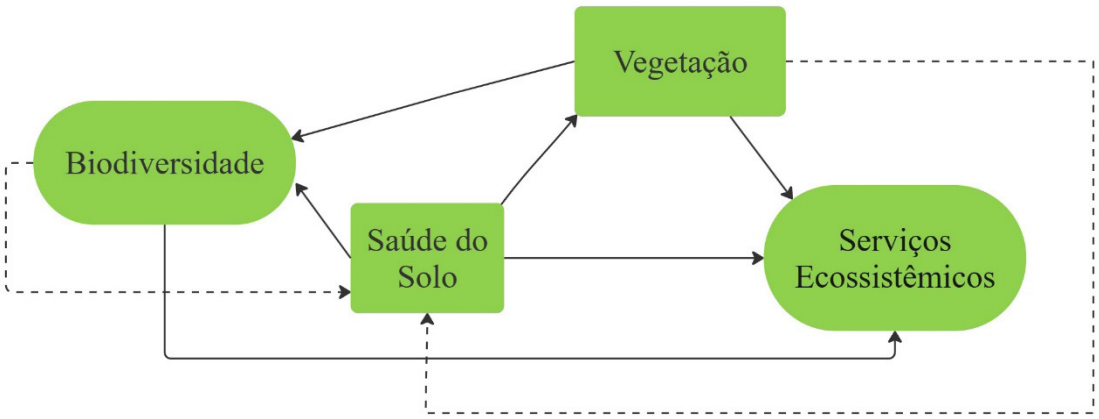


Figura 27.1. Relação direta (linha sólida) e indireta (linha tracejada) entre saúde do solo e vegetação, serviços ecossistêmicos e biodiversidade.

Componente químico do solo

O componente química do solo na sucessão florestal depende de uma combinação entre as condições iniciais, como tipo de solo, clima, reatividade e teor de argila, assim como do histórico de uso do solo e do método de restauração do ecossistema. A reatividade da argila pode ser dividida em argila de alta (High Activity Clay - HAC) e baixa reatividade

(Low Activity Clay - LAC). Os solos tropicais que passaram por um intenso processo de intemperização ao longo do tempo, resultando na lixiviação de seus nutrientes e um "empobrecimento" químico, têm, de modo geral, argilas de baixa reatividade, sendo o alvo principal dessa análise (Veldkamp *et al*., 2020). Como a maior parte dos solos no estado de São Paulo se encontra nesta condição LAC, espera-se que diversas variáveis, como a capacidade de troca de cátions (CTC), a saturação por bases (SB), os teores de nitrogênio (N) e fósforo (P), entre outras, sejam relativamente baixas nas florestas naturais quando comparadas a áreas com solos HAC (Veldkamp *et al*., 2020). Entre os principais atributos químicos comumente utilizados como indicadores de recuperação, destacam-se o pH, CTC, SB, N e P. A seguir, alguns padrões para essas variáveis são descritos conforme trabalhos prévios da literatura.

pH: atributo central para a dinâmica de nutrientes e a disponibilidade de elementos essenciais às plantas. Em florestas maduras da Mata Atlântica, os valores típicos de pH são ácidos, conforme Raij et al. (1987), 69% dos solos de São Paulo têm pH abaixo de 5. Durante a restauração florestal, o comportamento do pH depende das condições iniciais. Em áreas de restauração ativa, práticas como a calagem são comuns para elevar o pH a níveis próximos da neutralidade, promovendo maior disponibilidade de cátions e fósforo. Com a absorção inicial de cátions, a tendência é que o solo se acidifique gradualmente. Em áreas de regeneração natural, sem a intervenção humana no processo, o solo pode ter pontos de partida diversos conforme o histórico de uso e as condições bióticas e abióticas locais. O pH é um parâmetro importante, pois tem forte correlação com demais variáveis e precisa ser analisado com a devida atenção.

Capacidade de troca de cátions: expressa a capacidade do solo de reter e trocar cátions, e está fortemente relacionada ao teor de argila e de matéria orgânica. Em solos LAC, a CTC é naturalmente baixa, principalmente em pH ácido. Em áreas de restauração ativa, a elevação do pH tende a aumentar temporariamente a CTC, mas sua manutenção depende do aumento de produção de serrapilheira e, consequentemente, de matéria orgânica no solo (Veldkamp et al., 2020). Já em regeneração natural, a recuperação da CTC é influenciada pelo histórico de uso do solo, pois é possível encontrarmos diferenças entre áreas de cultivo agrícola e de pastagem, dado o manejo do solo existente, e pela velocidade de acúmulo de biomassa. Há poucos estudos de longo prazo que avaliem a trajetória da CTC durante a sucessão florestal (Veldkamp et al., 2020).

Saturação por bases: é o percentual da CTC preenchida por bases trocáveis, em que 50% de SB é considerado favorável para que as bases estejam disponíveis como nutrientes. A saturação de bases aumenta com o incremento do pH do solo e em solos LAC é tipicamente baixa (Veldkamp *et al*., 2020). O histórico de uso do solo pode

influenciar a SB no começo da sucessão, em que se espera maiores valores em áreas de pastagem do que em áreas de cultivo agrícola, dado que neste uso do solo há uma expectativa de maior exportação de nutrientes do que em pastagens. Porém, não há padrões claros quanto à recuperação da saturação de bases ao longo da recuperação das florestas.

Fósforo: o fósforo disponível costuma diminuir nos primeiros anos da restauração, uma vez que é rapidamente absorvido pelas plantas em crescimento. Em solos tropicais ácidos, como os da Mata Atlântica, o P se torna indisponível com a diminuição do pH, ao formar complexos estáveis com óxidos de ferro e alumínio (Fontes & Weed, 1996). A textura do solo também influencia essa dinâmica: solos mais argilosos retêm mais fósforo, tornando-o menos acessível (van der Sande et al., 2022). Deste modo, destaca-se a importância do acúmulo de serrapilheira, madeira morta e atividade microbiana no solo pois tendem a ciclar de modo eficiente esse elemento (Vitousek, 1984), assim como a associação com fungos micorrízicos que tendem a liberar o P fixado no solo. Isso aponta para um padrão encontrado em florestas maduras, em que há evidências de que este é um elemento limitante em estágios sucessionais mais avançados (van der Sande et al., 2022).

Nitrogênio: espera-se aumento do nitrogênio no solo é que este aumente durante a recuperação das florestas pela atividade biológica, em especial pela interação das bactérias fixadoras de nitrogênio com as raízes das plantas. Dessa forma, com o aumento da produção de serrapilheira e a morte de raízes finas, há aumento da ciclagem de nutrientes e consequentemente a concentração de N no solo. Esta expectativa de aumento de nitrogênio pode variar conforme alguns fatores, como a precipitação, uso prévio do solo, reatividade da argila, a profundidade do solo, o percentual de leguminosas nessa floresta, entre outros fatores (van der Sande *et al*., 2022; Veldkamp *et al*., 2020).

Desse modo, o que foi observado é que o nitrogênio aumentou significativamente na camada mais superficial do solo (0-15 cm), com maior reatividade da argila, maior precipitação e com histórico prévio do solo como uso agrícola (van der Sande *et al*., 2022).

Componente físico do solo

As propriedades físicas do solo exercem influência direta sobre o estabelecimento e funcionamento das florestas, além de condicionarem importantes serviços ecossistêmicos, como a infiltração de água, o suporte ao crescimento radicular e a aeração do solo. Durante o processo de restauração, a recuperação dessas propriedades depende tanto

das características intrínsecas do solo (como textura e mineralogia) quanto do seu uso prévio. Os principais atributos físicos que refletem esse processo de recuperação incluem: textura, densidade do solo, porosidade, condutividade hidráulica, infiltração e estrutura do solo.

Textura: a textura do solo, definida pelas proporções relativas de areia, silte e argila, é uma propriedade inerente do solo, portanto, estável ao longo do tempo. No entanto, exerce forte controle sobre diversos processos hidrológicos e biológicos. Solos mais argilosos tendem a reter mais água e nutrientes, enquanto solos arenosos apresentam maior capacidade de infiltração, porém com menor retenção (Brady & Weil, 2013). A textura, portanto, deve ser considerada na interpretação dos demais atributos físicos e na definição de estratégias de manejo e de restauração florestal.

Densidade do solo: a densidade do solo é influenciada pela sua textura, em que solos mais arenosos tendem a ter maior densidade do que solos argilosos e siltosos (Brady & Weil, 2013). O manejo agropecuário dos solos, por meio do uso de máquinas e/ou de pastoreio animal, tende a compactá-lo, o que resulta em maior densidade, menor taxa de infiltração de água no solo e aumento do escoamento superficial nestes locais. A densidade do solo pode estar correlacionada com algumas outras variáveis físicas, como a resistência à penetração e macroporosidade. Estudos mostram que, nas duas primeiras décadas de sucessão, a densidade do solo pode permanecer estável ou apresentar pequenas reduções (Veldkamp et al., 2020), embora outros estudos apontem tendências de decréscimo com o tempo (Poorter et al., 2021).

Resistência à penetração (RP): é uma propriedade do solo relacionada com o crescimento radicular. Solos mais compactados dificultam o crescimento das raízes. Ela também interage com a textura do solo: solos arenosos tendem a ter maior macroporosidade e as raízes podem ter maior facilidade de crescimento do que em solos argilosos, que têm menor tamanho médio dos poros (Brady & Weil, 2013). A RP também interage com o teor de umidade do solo e matéria orgânica, assim como a estrutura de agregados.

Infiltração de água no solo e condutividade hidráulica: é um processo hidrológico chave para a segurança hídrica, por estar relacionado com a recarga de água no solo e lençóis freáticos, abastecimento de reservatórios, escoamento superficial e as possíveis consequências da erosão do solo. O principal parâmetro utilizado para inferir sobre a infiltração de água no solo é sua condutividade hidráulica saturada (*Ks*), a qual é definida como a taxa com que a água percola o solo em condições saturadas (Hassler et al., 2011). Cada tipo de solo tem características físico-químicas intrínsecas e é importante

que a condutividade hidráulica seja comparada levando isso em consideração. Em alguns trabalhos os autores caracterizaram as propriedades hidrofísicas de solos florestais no Estado de São Paulo (Cooper et al., 2012), assim como investigaram como o histórico de uso do solo, a estrutura florestal e a adoção de práticas de restauração têm contribuído para a recuperação de algumas de suas propriedades físicas (Filoso et al., 2017; Lozano-Baez et al., 2018; Lozano-Baez et al., 2019a; 2019b).

O processo de infiltração envolve alguns fatores, tal como a condição física do solo, no qual a estrutura e a textura do solo são características determinantes. A compreensão da interação entre as propriedades físico-químicas do solo e a cobertura florestal é fundamental no entendimento da dinâmica de infiltração de água no solo (Ilstedt et al., 2007; Lozano-Baez et al., 2018). A interação com fatores bióticos tais como as espécies vegetais, a serrapilheira, raízes finas e madeira morta caída podem ser importantes para determinar como ocorre a infiltração de água no solo.

Estrutura: a estrutura refere-se à organização das partículas do solo em agregados. Agregados estáveis são fundamentais para manter a porosidade, a infiltração de água e a resistência à erosão. A agregação está relacionada com o carbono orgânico do solo, sua biota, pontes iônicas, carbonatos e argilas (Bronick & Lal, 2005). Os mecanismos de agregação estão relacionados com os microagregados e macroagregados do solo. Os microagregados são formados pela ligação entre a matéria orgânica com a argila e cátions polivalentes. A conexão entre os microagregados forma os macroagregados. Com as mudanças no uso e manejo do solo, a interação entre a estrutura do solo, seja por meio do teor de matéria orgânica e/ou pelo carbono orgânico do solo, pode ser alterada, afetando algumas propriedades do solo, tais como a capacidade de armazenamento de água, a porosidade e, consequentemente, sua capacidade de infiltração (Fransozi, 2020).

Porosidade: a porosidade total é a fração do volume do solo ocupada por poros. A distribuição entre macroporos (diâmetro > 0,08 mm) e microporos afeta diretamente a movimentação de água, o arejamento do solo e o crescimento radicular. A porosidade total, a macro e a microporosidade estão diretamente relacionadas com a densidade do solo e influenciam o processo de infiltração de água. Os macroporos são onde a água e o ar circulam no solo, como também as raízes das plantas crescem e se desenvolvem e onde se encontra a macro e mesofauna. Esses poros, acima de 0,08 milímetros, estão relacionados com as partículas do solo e/ou os espaços entre os agregados e são diretamente influenciados pelo manejo do solo. Com a intensificação de práticas agrícolas, a tendência é de redução da macroporosidade e, com a recuperação florestal, de aumento desse parâmetro (Brady & Weil, 2013).

Componente biológico do solo

A biologia do solo compreende uma vasta diversidade de organismos que desempenham papéis fundamentais na ciclagem de nutrientes, na formação e estabilização da estrutura do solo, no sequestro de carbono e na promoção da saúde do ecossistema. Esse componente pode responder de forma sensível e relativamente rápida às mudanças no uso do solo e aos processos de restauração florestal. A seguir, discutimos a dinâmica de alguns grupos e funções biológicas importantes no contexto da sucessão florestal e da restauração ecológica: bactérias e fungos, enzimas do solo, fauna edáfica e o carbono orgânico como integrador dos processos biológicos.

Fungos e bactérias: os microrganismos do solo são indicadores sensíveis da qualidade e saúde do solo, respondem prontamente às alterações no ambiente físico-químico e no aporte de matéria orgânica. Bieluczyk et al. (2023a) analisaram comunidades microbianas em diferentes usos da terra no estado de São Paulo e observaram maior abundância de fungos nas camadas superficiais em áreas agrícolas, refletindo o tipo de aporte orgânico e o uso de fertilizantes. Por outro lado, em áreas de floresta madura e em restauração, os padrões microbianos refletem uma maior complexidade e diversidade funcional. Há uma relação esperada no aumento da comunidade de fungos simbiotróficos que contribuem na decomposição da liteira, galhos e troncos (Veldkamp et al., 2020). A composição da comunidade fúngica tende a se alterar ao longo da sucessão, com aumento da proporção de fungos micorrízicos e saprofíticos, importantes para a decomposição da liteira e para o fornecimento de nutrientes às plantas.

Enzimas: as enzimas do solo são biomarcadores da atividade microbiana e refletem processos fundamentais como a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem dos elementos C, N e P. Parâmetros como quociente metabólico, carbono da biomassa microbiana, respiração basal, β-glicosidase e fosfomonoesterase alcalina tendem a se recuperar rapidamente nos primeiros 15 anos de sucessão secundária, aproximando-se dos níveis observados em florestas maduras (Teixeira et al., 2020). No entanto, a alta variabilidade espacial e temporal desses indicadores e o número reduzido de amostras dificultam generalizações robustas. A dinâmica enzimática depende fortemente da qualidade da matéria orgânica, do teor de umidade do solo e da composição da vegetação (Carvalho Mendes et al., 2012).

Meso e macrofauna: a fauna do solo, incluindo invertebrados como minhocas, colêmbolos, formigas, térmitas e outros artrópodes, tem papel crucial na fragmentação da matéria orgânica, na formação de agregados e na redistribuição de nutrientes. Durante

a restauração florestal, a recuperação da fauna edáfica é influenciada pela cobertura vegetal, pela qualidade da liteira e pelas condições microclimáticas do solo. Estudos sugerem que a diversidade e abundância de fauna aumentam com a idade do fragmento florestal, refletindo a melhoria do hábitat e o aumento da complexidade estrutural (Cole et al., 2020; Stone et al., 2020). Contudo, fatores como a fonte de colonizadores, o histórico de degradação e a composição florística exercem forte influência sobre esse processo, frequentemente superando os efeitos diretos do solo em si (Veldkamp et al., 2020).

Carbono orgânico do solo: é um atributo-chave da saúde do solo, reflete as entradas e saídas de matéria orgânica ao longo do tempo. É influenciado pelo teor de argila e mineralogia do solo, o histórico de uso do solo, a formação de agregados, a disponibilidade de nutrientes e a atividade biológica (Guo & Gifford, 2002; Oades, 1988; Veldkamp et al., 2020).O histórico de uso do solo é importante para compreender a dinâmica do carbono do solo: em usos agrícolas há evidências da queda, em média, de 10% do C após os dez primeiros anos de desmatamento, de 29% em média entre 10 e 25 anos e 58% em áreas com mais de 25 anos (e menos de 100) para os 10 cm superficiais do solo (Veldkamp *et al*., 2020). Porém, em áreas de pastagem e em solos LAC há evidências de um incremento do teor de carbono orgânico no solo nos dez primeiros anos dessa atividade e nos 10 cm superficiais. Porém, em áreas de pastagem com mais de 25 anos há uma perda de 19% desse C comparado com as florestas de referência (Veldkamp *et al*., 2020).

O carbono ou matéria orgânica do solo podem ser entendidos como similares, porém há maneiras diferentes de avaliá-los, vide o caso das diferentes frações da MOS. Ambos podem ser compreendidos como um produto biológico, tendo em vista que o incremento do carbono ou matéria orgânica no solo depende das atividades vegetais, fungos, bactérias, entre outros, que atuam para retirar gás carbônico da atmosfera e fixá-lo no solo. A importância do carbono no solo pode ser aferida pela correlação que este tem com diversos componentes físicos, químicos e biológicos do solo (Lal, 2016). A restauração florestal tende a promover o acúmulo de carbono no solo, mas a magnitude e a velocidade desse processo variam com a textura, a profundidade, o uso anterior do solo e o teor de argila. Em geral, os primeiros 10 cm de solo mostram os maiores ganhos de carbono ao longo da sucessão florestal (Bieluczyk et al., 2023a; 2023b; Zanini et al., 2021).

Lacunas de conhecimento sobre saúde do solo na restauração

Modelos conceituais que descrevem as dinâmicas do carbono do solo durante mudanças no uso da terra indicam que o desmatamento de florestas primárias (seguido de agricultura ou pastagem) causa declínio significativo nos estoques de carbono (Powers & Marín-Spiotta, 2017). Durante a recuperação por florestas secundárias, espera-se um aumento gradual desses estoques — embora alguns modelos prevejam uma queda inicial nos primeiros 5 anos da sucessão, seguida por acúmulo progressivo (Deng et al., 2014). Essa variabilidade evidencia a complexidade de diversos fatores, como a textura do solo, a profundidade de amostragem e o histórico de manejo (Veldkamp et al., 2020). Deng et al. (2014), por exemplo, quantificaram taxas distintas em reflorestamentos chineses: 0,37 Mg ha^{-1} ano^{-1} nos 20 cm superficiais versus 0,75 Mg ha^{-1} ano^{-1} em perfis de 1 m de profundidade. Tais diferenças destacam como fatores locais modulam a recuperação, exigindo abordagens contextualizadas para projetos de restauração.

Algumas das principais lacunas de conhecimento estão relacionadas à contribuição do solo na mitigação das mudanças climáticas, bem como na quantificação do carbono no solo. Para avaliar adequadamente os estoques de carbono, é fundamental que as medições considerem diferentes profundidades do perfil do solo, idealmente até um metro, e que os dados sejam convertidos para unidades por área, facilitando comparações entre estudos e contextos (Ellert & Bettany, 1995; Moinet et al., 2023). Além disso, a comparação com áreas de referência, desde as florestas conservadas até os usos agrícolas no entorno, é importante para estabelecer pontos de partida do carbono no solo destes projetos de restauração florestal e suas possíveis metas.

Destaca-se o ponto de saturação do carbono no solo, em que este atinge sua capacidade de estoque, a qual pode variar conforme a textura do solo. Portanto, a curva de incremento do carbono no solo pode se alterar, em que nos primeiros anos há um rápido incremento e quando este se aproxima da saturação sua taxa de aumento pode cair (Baveye et al., 2018). A permanência do carbono no solo, sua sensibilidade às mudanças de temperatura e a estabilidade dos estoques frente às mudanças climáticas são áreas que demandam pesquisas adicionais (Moinet et al., 2023). Além disso, há necessidade de dados de longo prazo e estudos que integrem os aspectos químicos, físicos e biológicos do solo para uma compreensão mais integrada de seu funcionamento em processo de restauração.

Apesar do foco dado ao carbono, devido à sua centralidade para a mitigação climática e a saúde do solo, outras funções ecossistêmicas fundamentais permanecem subexploradas. A ciclagem de nutrientes (como nitrogênio e fósforo), a regulação hídrica (infiltração, armazenamento e purificação de água), o suporte à biodiversidade do solo (microbiota, macrofauna) e o controle de erosão são processos vitais para a sustentabilidade socioecológica, e demandam abordagens integradas que avaliem suas sinergias e *trade-offs* durante a sucessão florestal.

Nesse contexto, a pesquisa em métodos de restauração deve considerar a heterogeneidade das paisagens e os objetivos socioeconômicos locais. Os estudos que avaliam algumas propriedades dos solos em áreas em restauração costumam focar em duas principais técnicas que é o plantio ativo de mudas e a regeneração natural. Porém, outros métodos, como as agroflorestas e os monocultivos com regeneração natural, precisam ser avaliados para ampliar a percepção dos diversos *stakeholders* envolvidos nessa temática (Brancalion et al., 2025).

As agroflorestas - que combinam espécies nativas e cultivos agrícolas para promover ciclagem de nutrientes e gerar renda - e monocultivos com regeneração natural, nos quais espécies exóticas (ex.: *Eucalyptus* spp.) podem ser usada para financiar a restauração via produção de madeira (Brancalion et al., 2020), são métodos utilizados para reflorestar áreas, recuperando processos ecológicos importantes na paisagem. Esses métodos ilustram dilemas práticos: o *Eucalyptus* acelera o acúmulo de biomassa, pode contribuir com o aumento da diversidade de plantas nativas e fornece recursos para investir na recomposição de reservas legais e até de áreas de preservação permanente (Brancalion et al., 2020). Essa relação entre ganhos econômicos imediatos e funcionalidade ecológica de longo prazo evidencia uma lacuna crítica: faltam estudos que quantifiquem até que ponto espécies exóticas, combinadas com espécies nativas, facilitam ou prejudicam a recuperação de funções do solo em diferentes contextos.

O mercado de carbono é utilizado como uma fonte de receita para os projetos de restauração florestal e pode gerar retorno econômico aos proprietários das áreas. Porém, ainda não está claro em que momento e como a restauração florestal contribui para o incremento de carbono no solo. No trabalho de Brancalion et al. (2021), em que foram avaliados os custos para restaurar os estoques de carbono na Mata Atlântica, os dados de solo não foram levados em consideração devido à ausência de informações que comprovem isso.

Uma das práticas mais importantes para acelerar o processo de acúmulo de carbono no solo, assim como dinamizar seus diversos outros atributos, é a adubação

verde. Este método tem sido utilizado nas atividades de restauração florestal e tem gerado bons resultados (Bieluczyk et al., 2023b), consiste no plantio de espécies leguminosas que preenchem as entrelinhas dos plantios e tem ciclos de vida de 6 meses a 4 anos. Novas práticas de adubação verde têm sido realizadas, principalmente no âmbito da agricultura regenerativa, em que um mix de sementes de adubação verde é plantado ocupa diversos estratos do solo e cumpre funções diversas (Cherubin et al., 2024). Por meio desse incremento de práticas, espera-se uma aceleração do acúmulo de carbono no solo nos anos iniciais e, consequentemente, de um incremento na qualidade destes solos e seus serviços ecossistêmicos associados.

Essas lacunas impactam diretamente a formulação de práticas de restauração e políticas ambientais. Sem um entendimento claro da dinâmica do carbono no solo e demais funções ecossistêmicas, torna-se difícil estabelecer metas eficazes de sequestro de carbono e avaliar o sucesso dos projetos de restauração. Portanto, é fundamental investir em monitoramento contínuo e no desenvolvimento de indicadores integrados que reflitam a saúde do solo e seus serviços ecossistêmicos, garantindo que as ações de restauração contribuam efetivamente para a mitigação climática e a sustentabilidade dos ecossistemas.

Perspectivas futuras

A restauração florestal emerge como uma estratégia fundamental para a conservação da biodiversidade e a recuperação dos serviços ecossistêmicos essenciais, especialmente em biomas altamente impactados como a Mata Atlântica. O aumento recente da cobertura vegetal nativa no estado de São Paulo e em outras regiões do Brasil demonstra o potencial e a urgência dessas ações, que devem ser ampliadas e aprimoradas para garantir a sustentabilidade dos ecossistemas e o bem-estar das populações humanas.

Este trabalho reforça que o funcionamento do solo é um componente central para o sucesso da restauração florestal, atuando como suporte para processos ecológicos críticos, como a ciclagem de nutrientes, a regulação hídrica e o sequestro de carbono. A avaliação integrada da saúde do solo, considerando suas propriedades físicas, químicas e biológicas, é essencial para monitorar e orientar suas estratégias de restauração e garantir a recuperação e manutenção de seus múltiplos serviços ecossistêmicos.

Abaixo apresentamos algumas perspectivas em que a restauração florestal pode adotar tendo como base a saúde do solo. Essas pesquisas e práticas apontam futuros

caminhos e baseiam-se no uso de *biochar* e remineralizadores de solo, no mercado de carbono e oportunidades econômicas, na saúde do solo e resiliência climática, na saúde do solo e biodiversidade e nos desafios e diretrizes para Políticas Públicas.

Novas tecnologias e práticas para saúde do solo

A incorporação de técnicas inovadoras, como o uso de biochar e pó de rocha, apresenta potencial para acelerar a recuperação da saúde do solo. O biochar, produzido a partir da pirólise de biomassa residual, pode aumentar a capacidade de retenção de água e nutrientes, além de sequestrar carbono de forma estável por séculos. Já o pó de rocha, rico em minerais como sílica e potássio, melhora a fertilidade química e estimula a atividade microbiana. Essas práticas não só elevam os estoques de carbono no solo, mas também podem impulsionar o crescimento da biomassa acima do solo, criando um ciclo virtuoso entre saúde edáfica e produtividade florestal.

Mercado de carbono e oportunidades econômicas

O incremento simultâneo de carbono no solo e na biomassa arbórea posiciona a restauração florestal como atividade estratégica para o mercado de carbono, especialmente na modalidade ARR (Afforestation, Reforestation and Revegetation). Projetos que combinam alta densidade de carbono no solo (ex.: 100 Mg C/ha) com biomassa acima do solo (ex.: 200–300 Mg C/ha) tornam-se altamente atrativos para investidores em créditos de carbono. No Brasil há diversas iniciativas em curso dentro dessa modalidade, em que algumas empresas estão atuando nos biomas Mata Atlântica e Amazônia, adquirindo áreas degradadas e realizando plantios de floresta nativa para incorporar carbono nas áreas. A regulamentação em curso do mercado de carbono, por meio da Lei nº 15.042/2024, que cria o Sistema Brasileiro de Comércio de Emissões (SBCE), pode expandir oportunidades que hoje ocorrem por meio do mercado voluntário.

Saúde do solo e resiliência climática

Em um cenário de mudanças climáticas, a saúde do solo pode ser determinante para reduzir a mortalidade de árvores durante eventos extremos, como secas prolongadas. Solos com maior teor de carbono orgânico apresentam maior capacidade de retenção hídrica e evitam o estresse por déficit de água. Isso pode reduzir a ocorrência de cavitação

e embolia no sistema vascular das plantas, mas precisa ser validado com dados em campo. Além disso, solos saudáveis sustentam redes micorrízicas mais robustas, que auxiliam na absorção de água e nutrientes mesmo sob condições adversas.

Sinergia entre saúde do solo e biodiversidade

A relação entre saúde do solo e biodiversidade acima e abaixo do solo pode ser fundamental para o sucesso da restauração. Solos ricos em matéria orgânica e microbiota podem gerar melhores condições abióticas para o estabelecimento de espécies tardias, acelerando a sucessão ecológica. Como destacado por Brancalion et al. (2025), a integração explícita da biodiversidade como objetivo da restauração requer estratégias que priorizem não apenas a cobertura arbórea, mas a funcionalidade do ecossistema como um todo. Porém, este é um tema que ainda demanda investigação para avaliar como solos mais saudáveis podem contribuir com a maior diversidade biológica. É importante destacar que o mercado de crédito de biodiversidade está em ascensão e pode ser um diferencial ao mercado de carbono. Dito isso, projetos que apresentem maior biodiversidade em suas áreas podem atrair a atenção de interessados em realizar parcerias.

Desafios e diretrizes para políticas públicas

Apesar dos avanços recentes, persistem lacunas significativas no conhecimento sobre o funcionamento do solo em áreas restauradas. A predominância do foco no carbono, embora justificada por sua importância climática, não deve obscurecer a necessidade de compreender outras funções ecossistêmicas vitais, como a ciclagem de nutrientes, disponibilidade de água e a regulação de pragas. Ademais, a heterogeneidade das paisagens exige pesquisas que integrem múltiplas escalas espaciais e temporais, considerando as interações entre fatores abióticos e bióticos em diferentes contextos ambientais.

Recomendamos que iniciativas importantes como a *Living Soils of the Americas*, não se restrinjam ao estudo de solos agrícolas e incorporem dados provenientes de ecossistemas naturais e áreas em restauração. Neste sentido, a *Brazilian Soil Health Partnership* – que tem integrado profissionais de restauração de ecossistemas – pode fazer a diferença ao reunir informações fundamentais sobre como a saúde do solo varia ao longo de todo gradiente de uso e cobertura da terra, incluindo ecossistemas naturais,

cultivados e em restauração. Desta forma, o solo é abordado além dos limites do talhão de produção e é considerado em sua integralidade ao longo da propriedade rural e paisagem, conectando produção e conservação.

Referências

Allek, A., Viany Prieto, P., Korys, K. A., Rodrigues, A. F., Latawiec, A. E., & Crouzeilles, R. (2023). How does forest restoration affect the recovery of soil quality? A global meta-analysis for tropical and temperate regions. In *Restoration Ecology* (Vol. 31, Issue 3). John Wiley and Sons Inc. https://doi.org/10.1111/rec.13747

Anthony, M. A., Bender, S. F., & van der Heijden, M. G. A. (2023). Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *120*(33), 2017. https://doi.org/10.1073/pnas.2304663120

Arroyo-Rodríguez, V., Rito, K. F., Farfán, M., Navía, I. C., Mora, F., Arreola-Villa, F., Balvanera, P., Bongers, F., Castellanos-Castro, C., Catharino, E. L. M., Chazdon, R. L., Dupuy-Rada, J. M., Ferguson, B. G., Foster, P. F., González-Valdivia, N., Griffith, D. M., Hernández-Stefanoni, J. L., Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., … Martínez-Ramos, M. (2023). Landscape-scale forest cover drives the predictability of forest regeneration across the Neotropics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *290*(1990). https://doi.org/10.1098/rspb.2022.2203

Barnett, J. P., & Burns, A. C. (2012). The Work of the Civilian Conservation Corps : Pioneering Conservation in Louisiana. *Gen. Tech. Rep. SRS-154*.

Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C. M., & Crowther, T. W. (2019). The global tree restoration potential. *Science*, *365*(6448), 76–79. https://doi.org/10.1126/science.aax0848

Baveye, P. C., Berthelin, J., Tessier, D., & Lemaire, G. (2018). The “4 per 1000” initiative: A credibility issue for the soil science community? *Geoderma*, *309*(April 2017), 118–123. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.005

Bieluczyk, W., Asselta, F. O., Navroski, D., Gontijo, J. B., Venturini, A. M., Mendes, L. W., Simon, C. P., Camargo, P. B. de, Tadini, A. M., Martin-Neto, L., Bendassolli, J. A., Rodrigues, R. R., van der Putten, W. H., & Tsai, S. M. (2023a). Linking above and belowground carbon sequestration, soil organic matter properties, and soil health in Brazilian Atlantic Forest restoration. *Journal of Environmental Management*, *344*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118573

Bieluczyk, W., Merloti, L. F., Cherubin, M. R., Mendes, L. W., Bendassolli, J. A., Rodrigues, R. R., Camargo, P. B. de, van der Putten, W. H., & Tsai, S. M. (2023b). Forest restoration rehabilitates soil multifunctionality in riparian zones of sugarcane production landscapes. *Science of the Total Environment*, *888*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164175

Brady, N.C., & Weil, R.R. 2013. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3ª ed. Porto Alegre, RS. 686 p.

Brancalion, P. H. S., Amazonas, N. T., Chazdon, R. L., van Melis, J., Rodrigues, R. R., Silva, C. C., Sorrini, T. B., & Holl, K. D. (2019a). Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? *Journal of Applied Ecology*, *57*(1), 55–66. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13513

Brancalion, P. H. S., Siqueira, L. P., Amazonas, N. T., Rizek, M. B., Mendes, A. F., Santiami, E. L., Rodrigues, R. R., Calmon, M., Benini, R., Tymus, J. R. C., Holl, K. D., & Chaves, R. B. (2022). Ecosystem restoration job creation potential in Brazil. *People and Nature*, *4*(6), 1426–1434. https://doi.org/10.1002/pan3.10370

Brancalion, P. H. S., Guillemot, J., César, R. G., Andrade, H. S., Mendes, A., Sorrini, T. B., Piccolo, M. D. C., Peluci, M. C., Moreno, V. D. S., Colletta, G., & Chazdon, R. L. (2020). The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. *Land Degradation & Development*, *32*(2), 830–841. https://doi.org/10.1002/ldr.3764

Brancalion, P. H. S., & Holl, K. D. (2020). Guidance for successful tree planting initiatives. *Journal of Applied Ecology*, *57*(12), 2349–2361. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13725

Brancalion, P. H. S., & Holl, K. D. (2024). Upscaling ecological restoration by integrating with agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1–7. https://doi.org/10.1002/fee.2802

Brancalion, P. H. S., Hua, F., Joyce, F. H., Antonelli, A., & Holl, K. D. (2025). Moving biodiversity from an afterthought to a key outcome of forest restoration. *Nature Reviews Biodiversity*, *1*(4), 248–261. https://doi.org/10.1038/s44358-025-00032-1

Brancalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Zambrano, A. M. A., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Reid, J. L., Strassburg, B. B. N., Wilson, S., & Chazdon, R. L. (2019b). Applied ecology global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. In *Sci. Adv* (Vol. 5). http://advances.sciencemag.org/

Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: A review. In *Geoderma* (Vol. 124, Issues 1–2, pp. 3–22). https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005

Busch, J., Engelmann, J., Cook-Patton, S. C., Griscom, B. W., Kroeger, T., Possingham, H., & Shyamsundar, P. (2019). Potential for low-cost carbon dioxide removal through tropical reforestation. *Nature Climate Change*, *9*(6), 463–466. https://doi.org/10.1038/s41558-019-0485-x

Calmon, M., Brancalion, P. H. S., Paese, A., Aronson, J., Castro, P., Silva, S. C., Rodrigues, R. R. (2011). *Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil*. *19*(2), 154–158. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00772.x

Carvalho Mendes, I., 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

Chazdon, R., & Brancalion, P. (2019). Restoring forests as a means to many ends. *Science*, *364*(6448), 24–25. https://doi.org/10.1126/science.aax9539

Chazdon, R. L., Lindenmayer, D., Guariguata, M. R., Crouzeilles, R., Rey Benayas, J. M., & Lazos Chavero, E. (2020). Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters*, *15*(4). https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab79e6

Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Cerri, C. E. P., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. *PLoS ONE*, *11*(3). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150860

Cole, R. J., Selmants, P., Khan, S., & Chazdon, R. (2020). Litter dynamics recover faster than arthropod biodiversity during tropical forest succession. *Biotropica*, *52*(1), 22–33. https://doi.org/10.1111/btp.12740

Cooper, M., Dalla Rosa, J., Carlos Medeiros, J., Campos de Oliveira, T., Shiso Toma, R., & Eduardo Pinto Juhász, C. (2012). Hydro-physical characterization of soils under forest Hydro-physical characterization of soils under tropical semi-deciduous forest note. In *Scientia Agricola* (Vol. 69, Issue 2).

Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., B Sansevero, J. B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. E., & N Strassburg, B. B. (2017). *Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests*. https://www.science.org

Deng, L., Liu, G.-B., & Shangguan, Z.-P. (2014). *Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China ' s ' Grain-for-Green ' Program : a synthesis*. 3544–3556. https://doi.org/10.1111/gcb.12508

Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1996). Quantitative Indicators of Soil Quality: A Minimum Data Set. In *Methods for Assessing Soil Quality* (pp. 25–37). https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c2

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

Fleischman, F., Coleman, E., Fischer, H., Kashwan, P., Pfeifer, M., Ramprasad, V., Rodriguez Solorzano, C., & Veldman, J. W. (2022). Restoration prioritization must be informed by marginalized people. *Nature*, *607*(7918), E5–E6. https://doi.org/10.1038/s41586-022-04733-x

Fontes, M. P. F., & Weed, S. B. (1996). Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: Relationships with specific surface area and mineralogy. *Geoderma*, *72*(1–2), 37–51. https://doi.org/10.1016/0016-7061(96)00010-9

Fransozi, A.A. 2020. O papel da vegetação florestal secundária nas funções e processos hidrológicos em bacias agrícolas. Tese de Doutorado, USP. 92 p.

Freschet, G. T., Cornwell, W. K., Wardle, D. A., Elumeeva, T. G., Liu, W., Jackson, B. G., Onipchenko, V. G., Soudzilovskaia, N. A., Tao, J., & Cornelissen, J. H. C. (2013). Linking litter decomposition of above- and below-ground organs to plant-soil feedbacks worldwide. *Journal of Ecology*, *101*(4), 943–952. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12092

Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J. V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R. T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., … Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *114*(44), 11645–11650. https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114

Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Global Change Biology*, *8*(4), 345–360. https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x

Hassler, S. K., Zimmermann, B., van Breugel, M., Hall, J. S., & Elsenbeer, H. (2011). Recovery of saturated hydraulic conductivity under secondary succession on former pasture in the humid tropics. *Forest Ecology and Management*, *261*(10), 1634–1642. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.031

Hobbs, R. J. (2004). The Working for Water programme in South Africa: The science behind the success. *Diversity and Distributions*, *10*(5–6), 501–503. https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00115.x

Hobbs, R. J., & Cramer, V. A. (2008). Restoration Ecology: Interventionist Approaches for Restoring and Maintaining Ecosystem Function in the Face of Rapid Environmental Change. *Annual Review of Environment and Resources*, *33*, 39–61. https://doi.org/10.1146/annurev.environ.33.020107.113631

Holl, K. D., & Brancalion, P. H. S. (2020). Tree planting is not a simple solution. In *Science* (Vol. 368, Issue 6491, pp. 580–581). American Association for the Advancement of Science. https://doi.org/10.1126/science.aba8232

Hua, F., Adrian Bruijnzeel, L., Meli, P., Martin, P. A., Zhang, J., Nakagawa, S., Miao, X., Wang, W., McEvoy, C., Peña-Arancibia, J. L., Brancalion, P. H. S., Smith, P., Edwards, D. P., & Balmford, A. (2022). The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. *Science*, *376*(6595), 839–844. https://doi.org/10.1126/science.abl4649

Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., & Murdiyarso, D. (2007). The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, *251*(1–2), 45–51. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.014

Jakovac, C. C., Penã-Claros, M., Kuyper, T. W., & Bongers, F. (2015). *Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon*. 67–77. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12298

Kardol, P., & Wardle, D. A. (2010). How understanding aboveground-belowground linkages can assist restoration ecology. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 25, Issue 11, pp. 670–679). https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.09.001

Kimmell, L. B., Fagan, J. M., & Havrilla, C. A. (2023). Soil restoration increases soil health across global drylands: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, *60*(9), 1939–1951. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14459

Krishna, M. P., & Mohan, M. (2017). Litter decomposition in forest ecosystems : a review. *Energy, Ecology and Environment*, *2*(4), 236–249. https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. In *Food and Energy Security* (Vol. 5, Issue 4, pp. 212–222). Wiley-Blackwell Publishing Ltd. https://doi.org/10.1002/fes3.96

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. In *Nature Reviews Earth and Environment* (Vol. 1, Issue 10, pp. 544–553). Springer Nature. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Lozano-Baez, S., Cooper, M., Ferraz, S., Ribeiro Rodrigues, R., Pirastru, M., & Di Prima, S. (2018). Previous Land Use Affects the Recovery of Soil Hydraulic Properties after Forest Restoration. *Water*, *10*(4), 453. https://doi.org/10.3390/w10040453

Lozano-Baez, S. E., Cooper, M., Ferraz, S. F. de B., Rodrigues, R. R., Castellini, M., & Di Prima, S. (2019a). Recovery of soil hydraulic properties for assisted passive and active restoration: Assessing historical land use and forest structure. *Water (Switzerland)*, *11*(1). https://doi.org/10.3390/w11010086

Lozano-Baez, S. E., Cooper, M., Meli, P., Ferraz, S. F. B., Rodrigues, R. R., & Sauer, T. J. (2019b). Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 444, pp. 89–95). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.046

Medeiros, A. S., Goto, B. T., & Ganade, G. (2021). Ecological restoration methods influence the structure of arbuscular mycorrhizal fungal communities in degraded drylands. *Pedobiologia*, *84*(August 2019), 150690. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2020.150690

Medeiros, A. S., Scaloppi, J. C., Damasceno, E. S., Goto, B. T., Vieira, D. C. M., Socolowski, F., Rodrigues, R. G., & Yano-Melo, A. M. (2023). Arbuscular mycorrhizal fungi communities shaped by host-plant affect the outcome of plant–soil feedback in dryland restoration. *Journal of Applied Ecology*, *60*(3), 507–518. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14330

Meli, P., Ellison, D., Ferraz, S. F. d. B., Filoso, S., & Brancalion, P. H. S. (2024). On the unique value of forests for water: Hydrologic impacts of forest disturbances, conversion, and restoration. *Global Change Biology*, *30*(2), 1–17. https://doi.org/10.1111/gcb.17162

Mendes, M. S., Latawiec, A. E., Sansevero, J. B. B., Crouzeilles, R., Moraes, L. F. D., Castro, A., Alves-Pinto, H. N., Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Chazdon, R. L., Barros, F. S. M., Santos, J., Iribarrem, A., Mata, S., Lemgruber, L., Rodrigues, A., Korys, K., & Strassburg, B. B. N. (2019). Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. *Restoration Ecology*, *27*(2), 361–370. https://doi.org/10.1111/rec.12875

Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., van Es, H. M., Thies, J. E., Shayler, H. A., McBride, M. B., Wolfe, D. W., & Abawi, G. S. (2016). Comprehensive Assessment of Soil Health – The Cornell Framework Manual, Edition 3.1. In *Cornell University, Geneva, NY*.

Moinet, G. Y. K., Hijbeek, R., van Vuuren, D. P., & Giller, K. E. (2023). Carbon for soils, not soils for carbon. *Global Change Biology*, *29*(9), 2384–2398. https://doi.org/10.1111/gcb.16570

Molin, P. G., Chazdon, R., Frosini de Barros Ferraz, S., & Brancalion, P. H. S. (2018). A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, *55*(6), 2767–2778. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13263

Nolan, M., Stanton, K. J., Evans, K., Pym, L., Kaufman, B., & Duley, E. (2021). From the ground up: prioritizing soil at the forefront of ecological restoration. *Restoration Ecology*, *29*(8). https://doi.org/10.1111/rec.13453

Oades, J. M. (1988). The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, *5*(1), 35–70. https://doi.org/10.1007/BF02180317

Pecci, L., Carlos, C. I., Pinheiro, R., Emanuele, B., Gabriela, S. I., & Cardoso, M. (2024). Guia prático de plantas de cobertura: espécies, manejo e impacto na saúde do solo. In M. R. Cherubin (Ed.), *Guia prático de plantas de cobertura: espécies, manejo e impacto na saúde do solo*. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. https://doi.org/10.11606/9786587391618

Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Zambrano, A. M. A., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Craven, D., Almeida-cortez, J. S. De, Cabral, G. A. L., Jong, B. H. J. De, Denslow, J. S., Dent, D. H., Dewalt, S. J., Hernandez-stefanoni, J. L., Jakovac, C. C., … Uriarte, M. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*. https://doi.org/10.1038/nature16512

Poorter, L., Craven, D., Jakovac, C. C., van der Sande, M. T., Amissah, L., Bongers, F., Chazdon, R. L., Farrior, C. E., Kambach, S., Meave, J. A., Muñoz, R., Norden, N., Rüger, N., van Breugel, M., María Almeyda Zambrano, A., Amani, B., Luis Andrade, J., S Brancalion, P. H., Broadbent, E. N., … Hérault, B. (2021). *Multidimensional tropical forest recovery*. https://www.science.org

Pugh, T. A. M., Lindeskog, M., Smith, B., Poulter, B., Arneth, A., Haverd, V., & Calle, L. (2019). Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *116*(10), 4382–4387. https://doi.org/10.1073/pnas.1810512116

Raij, B., Quaggio, J. A., Cantarella, H., Ferreira, M. E., Lopes, A. S., & Bataglia, O. C. *Análise química do solo para fins de fertilidade*. Campinas: Fundação Cargill, 1987. 170p.

Reynolds, J. F., Stafford Smith, D. M., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M., Batterbury, S. P. J., Downing, T. E., Dowlatabadi, H., Fernández, R. J., Herrick, J. E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F. T., Ayarza, M., & Walker, B. (2007). Global desertification: Building a science for dryland development. *Science*, *316*(5826), 847–851. https://doi.org/10.1126/science.1131634

Rinot, O., Levy, G. J., Steinberger, Y., Svoray, T., & Eshel, G. (2019). Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. *Science of the Total Environment*, *648*, 1484–1491. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259

Sacande, M., & Muir, G. (2022). *Restoring Sahelian landscapes with people and plants : insights from large-scale interventions*. *30*(8), 1–11. https://doi.org/10.1111/rec.13656

Souza, D. C., Engel, V. L., & de Mattos, E. C. (2021). Direct seeding to restore tropical seasonal forests: effects of green manure and hydrogel amendment on tree species performances and weed infestation. *Restoration Ecology*, *29*(1), 1–7. https://doi.org/10.1111/rec.13277Stone, M. J., Shoo, L., Stork, N. E., Sheldon, F., & Catterall, C. P. (2020). Recovery of decomposition rates and decomposer invertebrates during rain forest restoration on disused pasture. *Biotropica*, *52*(2), 230–241. https://doi.org/10.1111/btp.12682

Strassburg, B. B. N., Iribarrem, A., Beyer, H. L., Cordeiro, C. L., Crouzeilles, R., Jakovac, C. C., Braga Junqueira, A., Lacerda, E., Latawiec, A. E., Balmford, A., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Chazdon, R. L., Erb, K. H., Brancalion, P., Buchanan, G., Cooper, D., Díaz, S., Donald, P. F., … Visconti, P. (2020). Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, *586*(7831), 724–729. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9

Teixeira, H. M., Cardoso, I. M., Bianchi, F. J. J. A., da Cruz Silva, A., Jamme, D., & Peña-Claros, M. (2020). Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, *457*. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117696

Tian, D., Xiang, Y., Seabloom, E., Chen, H. Y. H., Wang, J., Yu, G., Deng, Y., Li, Z., & Niu, S. (2022). *Ecosystem restoration and belowground multifunctionality : A network view*. *November 2021*, 1–11. https://doi.org/10.1002/eap.2575

Van der Putten, W. H., Bardgett, R. D., Bever, J. D., Bezemer, T. M., Casper, B. B., Fukami, T., Kardol, P., Klironomos, J. N., Kulmatiski, A., Schweitzer, J. A., Suding, K. N., Van de Voorde, T. F. J., & Wardle, D. A. (2013). Plant-soil feedbacks: The past, the present and future challenges. *Journal of Ecology*, *101*(2), 265–276. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12054

Van der Sande, M. T., Powers, J. S., Kuyper, T. W., Norden, N., Salgado-Negret, B., Silva De Almeida, J., Bongers, F., Delgado, D., Dent, D. H., Derroire, G., Do Espirito Santo, M. M., Dupuy, J. M., Fernandes, G. W., Finegan, B., Gavito, M. E., Hernández-Stefanoni, J. L., Jakovac, C. C., Jones, I. L., Das Dores Magalhães Veloso, M., … Poorter, L. (2022). Soil resistance and recovery during neotropical forest succession. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *378*(1867). https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0074

Veldkamp, E., Schmidt, M., Powers, J. S., & Corre, M. D. (2020). Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. In *Nature Reviews Earth and Environment* (Vol. 1, Issue 11, pp. 590–605). Springer Nature. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5

Zanini, A. M., Mayrinck, R. C., Vieira, S. A., de Camargo, P. B., & Rodrigues, R. R. (2021). The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, *481*. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118734

♦ Capítulo 28 ♦

Políticas públicas para promover uma agenda global de saúde do solo

Luiz Fernando Carvalho Leite[1], Jefé Leão Ribeiro[2], Maria Laiane Nascimento Silva[1]

Introdução

O solo desempenha funções essenciais para a vida no planeta, como a produção de biomassa, a regulação do estoque de carbono (C), a manutenção da biodiversidade e a ciclagem de nutrientes e da água (Kopittke et al., 2024). Responsável por cerca de 95% da produção de alimentos e por abrigar aproximadamente 25% da biodiversidade mundial, o solo é também o maior reservatório de C terrestre e desempenha papel fundamental nas estratégias de adaptação às mudanças climáticas (Fausak et al., 2024). Solos saudáveis contribuem para a saúde humana, fornecendo nutrientes por meio dos alimentos, suprimindo patógenos, oferecendo recursos medicinais e auxiliando no desenvolvimento do sistema imunológico por meio da exposição aos microbiomas ambientais (Banerjee & van der Heijden, 2023).

Apesar da inestimável importância, a saúde do solo tem sido fortemente comprometida pela intensificação agrícola, pautada pela adoção de sistemas de manejo convencionais, com excessivo preparo do solo e uso indiscriminado de agroquímicos e fertilizantes inorgânicos, tornando-se a principal causa da degradação dos solos, com aumento de processos como erosão, compactação, salinização e redução do teor de matéria orgânica. Estima-se que atualmente 33% dos solos agrícolas estejam degradados devido à conversão indiscriminada de florestas em áreas agrícolas ou pastagens, por

[1]Embrapa Meio-Norte. Teresina - PI, Brasil.
[2]Fiscal Agropecuário do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.28

meio do manejo inadequado do solo, com consequências negativas para a segurança alimentar e a sustentabilidade ambiental (Hannam, 2022; Chaudhuri et al., 2023; AbdelRahman, 2023). Além disso, as mudanças climáticas intensificam essa degradação ao aumentar a frequência de desastres naturais, como secas e inundações, tornando a terra mais vulnerável. Muitas nações em desenvolvimento, altamente dependentes dos recursos terrestres, são as mais afetadas por esse cenário, tornando urgente a adoção de estratégias sustentáveis de uso e manejo da terra para promoção da saúde do solo (Ahakwa & Tackie, 2024).

Para a superação desses desafios, é necessária uma atuação conjunta de pesquisadores, agricultores, formuladores de políticas públicas e sociedade de modo geral, objetivando estabelecer estratégias eficazes para garantir o uso sustentável dos recursos naturais e, por consequência, a permanência da vida no planeta. Nesse sentido, iniciativas importantes como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e a Aliança Global pelo Solo (Global Soil Partnership – GSP), têm sido consideradas fundamentais para a proposição de políticas públicas em prol da saúde do solo. Além disso, acordos entre blocos de países e programas nacionais, como a iniciativa “4 por 1000”, na França e o “Plano ABC+” no Brasil, também têm importante atuação para a promoção de práticas de manejo que visem o alcance da saúde do solo como elemento indispensável para uma agricultura sustentável, regenerativa e descarbonizante, capazes de manter o funcionamento do solo como um ecossistema vivo, desempenhando suas múltiplas funções.

A saúde do solo tem conexão direta com a produção sustentável de alimentos, mitigação dos efeitos das mudanças climáticas e a sustentabilidade ambiental e, portanto, deve ser pauta principal no estabelecimento de políticas públicas que visem a sustentabilidade do planeta. Nessa perspectiva, este capítulo aborda as principais políticas para promoção da agenda global em saúde do solo, nacionais e internacionais, destacando os principais aspectos, suas potencialidades e dificuldades.

Saúde do solo e sua interface com a segurança alimentar e a saúde única

Solos saudáveis são essenciais para o funcionamento do ecossistema e da sociedade humana. As expectativas de crescimento populacional global para cerca de 9,5 bilhões de pessoas em 2050 demandarão aumento na produção de alimentos, de até 70%, com alta qualidade nutricional, acompanhada da crescente demanda

por fibras e energia, podendo se reverter em grandes pressões para os recursos naturais, com impactos nos ciclos de carbono e na biodiversidade (FAO, 2018). Sob esse cenário, é imperativo que a segurança alimentar e nutricional seja alcançada a partir de solos saudáveis, imprescindíveis para aumentar a resiliência e estabilidade dos agroecossistemas, colaborando com uma produção de alimentos sustentável e compatíveis com as necessidades da população (Bagnall et al., 2021).

A segurança alimentar apresenta quatro dimensões: (1) produção e disponibilidade de alimentos por meio do manejo agronômico dos recursos do solo; (2) estabilidade da produção e disponibilidade de alimentos em todos os momentos; (3) acesso aos alimentos por meio da capacidade econômica e física das famílias ou comunidades; e (4) segurança e utilização dos alimentos por meio da qualidade nutritiva e biológica (Rojas et al., 2016). O solo apresenta interface com todas essas dimensões, atuando no fornecimento de alimentos saudáveis e nutritivos. A degradação do solo impacta negativamente o funcionamento do ecossistema, mas principalmente a segurança alimentar e a saúde humana, a partir do aumento do risco de desnutrição devido à redução do suprimento de alimentos e água de qualidade; aumento da incidência de doenças transmitidas pela água devido ao saneamento precário e à falta de água limpa; a incidência de doenças respiratórias como resultado da poeira difundida na atmosfera pela erosão eólica e outros poluentes do ar; e a disseminação de doenças infecciosas devido à migração populacional (AbdelRahman, 2023).

Abordar a segurança alimentar atual e futura não é apenas uma questão de produzir mais alimentos globalmente. A produtividade agrícola deve aumentar onde os alimentos são mais necessários e onde as populações rurais e urbanas devem aumentar mais rápido no futuro próximo. São regiões que apresentam algumas características específicas: a incapacidade da maioria dos pequenos agricultores de acessar e/ou pagar insumos agrícolas, a maior gravidade com que as mudanças climáticas impactam algumas dessas regiões, a extensão da degradação do solo e o fato de que algumas dessas regiões hospedarem biodiversidade valiosa e/ou fornecem serviços ambientais de importância global ou regional, o que frequentemente leva a interesses conflitantes entre comunidades locais, empresas e estado (Keesstra et al., 2016). Nesse contexto, tecnologias convencionais da agricultura industrial, praticadas em grandes extensões de terras, podem ser ineficazes em sustentar a produtividade do solo e a oferta de alimentos diversos e nutritivos. Assim, restaurar a produtividade do solo e as funções do ecossistema requer novas maneiras de gerenciar a saúde do solo: (1) inovações pautadas pela agricultura de “precisão” que considerem a diversidade, heterogeneidade e dinâmica dos sistemas da agricultura, especialmente para pequenos produtores; (2)

abordagem sistêmica para aquisição e manejo de nutrientes (reciclagem); (3) estratégias agroecológicas para a restauração de solos degradados e a manutenção da saúde do solo; (4) intensificação sustentável, com aumento da eficiência do uso de nutrientes, água e associação entre aquisição e retenção de nutrientes no solo, com impactos reduzidos ao meio ambiente (Keesstra et al., 2016).

A saúde do solo também está ligada à saúde humana. Todos os macro e micronutrientes essenciais à saúde humana são fornecidos pelo solo (Kopittke et al., 2024). O solo degradado ou contaminado pode prejudicar a saúde humana por meio de deficiências de nutrientes ou exposição a toxinas e patógenos (Brevik et al., 2020). Por exemplo, regiões no mundo onde a deficiência de Zn em humanos é preocupante, como Sul da Ásia e África, apresentam solos também com baixas concentrações de Zn disponível para plantas. Cerca de 50% dos solos agrícolas mais importantes do mundo têm níveis inadequados de Zn e, como resultado, estima-se que 1,1 bilhão de pessoas sofrem de deficiência alimentar de Zn (Kopittke et al., 2024). Isso fortalece a premissa de que a saúde do solo, das plantas, dos animais e das pessoas, compõe a saúde única (one health), um conceito estabelecido pela ONU sob uma perspectiva, colaborativa, multissetorial e transdisciplinar (FAO, 2022).

A Saúde Única é uma abordagem integrada e unificadora que visa equilibrar e otimizar de forma sustentável a saúde de pessoas, animais e ecossistemas. É reconhecido que a saúde de humanos, animais domésticos e selvagens, plantas e o ambiente, considerado de maneira mais ampla (incluindo ecossistemas) estão intimamente ligados e são interdependentes (OHHLEP, 2022). Para operacionalização das premissas da Saúde Única, é necessária a mobilização de vários setores e comunidades, em diferentes níveis da sociedade, para trabalharem juntos, promovendo o bem-estar e o enfrentamento às ameaças à saúde e aos ecossistemas e contribuindo para o desenvolvimento sustentável.

Bases para políticas públicas em saúde do solo

A importância global do solo foi reconhecida pelos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas, adotados em 2015. O ODS 15.3 visa explicitamente interromper e reverter a degradação do solo até 2030, por meio essencialmente da saúde do solo (Lehmann et al., 2020). Para alcançar o manejo sustentável do solo e garantir a segurança alimentar, a Aliança Global pelo Solo (Global Soil Partnership, GSP), concebida pela FAO, estabeleceu cinco pilares de ação: (1) adoção de estratégias de proteção e conservação do solo para a produção sustentável de alimentos; (2) incentivo

a investimentos, cooperação técnica, política, conscientização educacional e extensão em solo; (3) promoção de pesquisa e desenvolvimento da ciência do solo em lacunas e prioridades identificadas; (4) aprimoramento da quantidade e qualidade de dados e informações do solo; e (5) harmonização de métodos, medições e indicadores para o manejo sustentável do solo (Montanarella & Vargas 2012). A partir de então, a saúde do solo passou a ser considerada tema central para definição de políticas públicas, aliado ao aumento das pressões exercidas pelas mudanças climáticas e a necessidade de se desenvolver modelos de agricultura sustentável (Hou, 2023). Estas políticas públicas, comprometidas com o cumprimento dos ODS e com os pilares de ação estabelecidos pela GSP, também são fundamentais para orientação e promoção do manejo conservacionista, estabelecendo bases para a criação de mecanismos de governança que integrem produtores rurais, pesquisadores, técnicos e gestores públicos.

A formulação de políticas públicas em saúde do solo deve ser pautada em cinco princípios que garantam sua eficácia, equidade e sustentabilidade:

1. Sustentabilidade ambiental: a conservação do solo deve ser vista como um compromisso intergeracional. Políticas públicas precisam garantir que o uso atual do solo não comprometa sua capacidade de atender às necessidades futuras. Isso implica promover práticas como a rotação de culturas, o plantio direto, o uso de adubos orgânicos, prevenção da erosão e a cobertura vegetal permanente.

2. Base científica e tecnológica: a tomada de decisões em políticas públicas deve ser guiada por dados técnicos e pesquisas atualizadas. O mapeamento dos tipos de solo, a avaliação dos níveis de degradação e o monitoramento de indicadores de saúde do solo são essenciais para o planejamento de ações estratégicas. A integração entre universidades, centros de pesquisa e órgãos governamentais é vital para gerar conhecimento aplicado ao manejo sustentável.

3. Participação social e inclusão: políticas eficazes são aquelas construídas com a participação dos diversos atores sociais. Agricultores familiares, grandes produtores, povos tradicionais, técnicos agrícolas e comunidades locais devem ser ouvidos e envolvidos no processo de formulação e execução das políticas. A inclusão social é fundamental para que as práticas recomendadas sejam adaptadas às realidades locais e tenham maior aceitação.

4. Educação e capacitação contínua: a transformação das práticas agrícolas passa necessariamente pela educação. Programas de capacitação técnica,

extensão rural e educação ambiental devem ser pilares das políticas públicas. É essencial que produtores rurais tenham acesso a informações sobre boas práticas de manejo, conservação do solo e uso racional de insumos.

5. Incentivos econômicos e instrumentos legais: a adoção de práticas sustentáveis muitas vezes demanda investimentos por parte dos produtores. Portanto, políticas públicas devem oferecer incentivos econômicos, como linhas de crédito específicas, isenção fiscal e pagamentos por serviços ambientais. Paralelamente, instrumentos legais claros e eficientes devem garantir o cumprimento das normas e combater práticas degradantes.

Os principais pilares que devem orientar as políticas públicas em saúde do solo podem ser assim sintetizados (Figura 28.1):

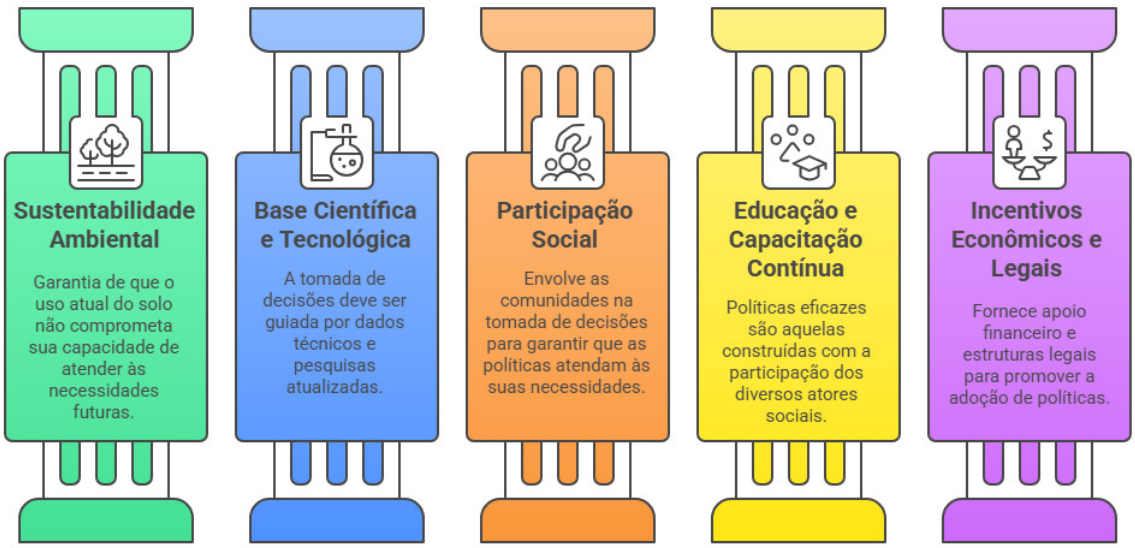


Figura 28.1. Pilares essenciais para políticas públicas em saúde do solo. Fonte: Elaborado pelo autor.

Além dos princípios, uma política pública bem estruturada demanda um modelo de governança eficiente, que assegure a articulação entre diferentes setores e níveis de governo, bem como o engajamento da sociedade civil. A seguir, exploram-se alguns elementos essenciais para um sistema de governança eficaz em saúde do solo:

1. Integração interinstitucional: A saúde do solo está diretamente relacionada a diversas áreas, como agricultura, meio ambiente, recursos hídricos e desenvolvimento econômico. Por isso, políticas públicas devem ser elaboradas de forma integrada, envolvendo ministérios, secretarias estaduais e municipais, instituições de pesquisa e órgãos ambientais. Essa integração evita sobreposição de esforços e promove uma gestão mais coesa.

2. Governança descentralizada e regionalizada: A realidade dos solos brasileiros é diversa, exigindo soluções adaptadas às especificidades regionais. Um modelo de governança descentralizado permite que estados e municípios tenham maior autonomia para implementar ações que considerem as particularidades locais. Conselhos municipais e comitês regionais de conservação do solo podem ser espaços de diálogo entre gestores, técnicos e produtores.
3. Sistemas de monitoramento e avaliação: A eficácia de uma política pública depende do acompanhamento constante dos resultados obtidos. É fundamental estabelecer indicadores de saúde do solo — como níveis de matéria orgânica, taxas de erosão e capacidade de retenção de água — e sistemas de monitoramento que permitam a avaliação periódica do impacto das políticas implementadas. O uso de tecnologias como sensoriamento remoto, geoprocessamento e análise de dados facilita esse acompanhamento.
4. Redes de conhecimento e boas práticas: A criação de redes colaborativas para troca de experiências e divulgação de boas práticas é uma ferramenta poderosa para fortalecer a governança. Feiras agroecológicas, seminários técnicos, plataformas digitais e grupos de produtores podem atuar como canais de disseminação de conhecimento, estimulando a adoção de práticas sustentáveis.
5. Participação comunitária e controle social: A efetividade das políticas públicas em saúde do solo depende do engajamento das comunidades locais. A criação de espaços de participação social, como conselhos municipais e fóruns comunitários, fortalece o controle social e garante que as políticas estejam alinhadas às demandas reais da população. O protagonismo das comunidades no cuidado com o solo amplia o alcance e a durabilidade das ações propostas.

O solo é um patrimônio coletivo e, como tal, sua conservação exige políticas públicas bem estruturadas, capazes de integrar conhecimento técnico, participação social e estratégias de longo prazo. Um manejo sustentável não apenas assegura a produção de alimentos e a geração de renda, mas também contribui para a preservação dos ecossistemas e à mitigação das mudanças climáticas.

As bases para políticas públicas eficazes em saúde do solo passam também pelo fortalecimento da educação rural, pela oferta de incentivos econômicos, pela criação de modelos de governança inclusivos e pela adoção de instrumentos de monitoramento contínuo. Somente com uma gestão integrada e participativa será possível garantir solos saudáveis para as gerações futuras.

A Figura 28.2 apresenta essas estratégias para uma governança do solo eficaz.



Figura 28.2. Estratégias para uma governança eficaz de políticas públicas em saúde do solo.
Fonte: Elaborado pelo autor.

Exemplos de políticas de promoção da saúde do solo

A saúde do solo é um tema central para a segurança alimentar, o combate às mudanças climáticas e a preservação dos recursos naturais. Políticas públicas voltadas ao manejo sustentável do solo têm se mostrado ferramentas essenciais para conciliar produção agrícola e conservação ambiental. Ao redor do mundo, diversas iniciativas têm apontado caminhos para promoção de práticas conservacionistas, com mobilização de produtores e geração de benefícios econômicos e ambientais. Apesar dos avanços, a maioria das políticas tem se concentrado no sequestro de carbono e qualidade da água sobrepondo-se à abordagem de se considerar as dimensões mais amplas e multifacetadas da saúde do solo.

Neste tópico, serão apresentados exemplos de políticas bem-sucedidas que podem ser amplificadas por gestores públicos, produtores rurais e formuladores de políticas. Serão destacados programas nacionais focados no manejo sustentável do solo, iniciativas internacionais que fortalecem a governança global e mecanismos de incentivos econômicos que estimulam a adoção de boas práticas agrícolas.

Iniciativas Internacionais em Saúde do Solo

a) Aliança Global sobre Solos (GSP) – FAO

A Aliança Global sobre Solos (GSP), criada em 2012 pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), é uma iniciativa internacional que busca coordenar esforços globais para a proteção e uso sustentável dos solos. Os objetivos principais são promover a governança integrada dos solos em nível global, nacional e local; desenvolver diretrizes para práticas sustentáveis de manejo do solo; e apoiar políticas públicas baseadas em evidências científicas.

Uma das principais ações da GSP foi a criação do Relatório Mundial sobre o Estado dos Solos e a promoção do Dia Mundial do Solo, celebrado em 5 de dezembro. Essas iniciativas ajudam a sensibilizar governos e sociedade civil sobre a importância dos solos saudáveis para a segurança alimentar e o combate às mudanças climáticas. Em 2019, estabeleceu-se um novo quadro para 2022-2030, centrado no seguinte tema: “Solos saudáveis para uma vida saudável: da promoção à consolidação do manejo sustentável do solo” (FAO, 2022). Em 2023, a GSP lançou o RECSOIL (Recarbonização de Solos Globais), um mecanismo para aumentar a escala do manejo sustentável do solo com foco no sequestro e manutenção do carbono orgânico do solo. O RECSOIL apoia iniciativas agrícolas nacionais e regionais que restauram solos degradados enquanto previnem a liberação de gases de efeito estufa na atmosfera e contribuem para os esforços de sequestro de carbono (FAO, 2022).

b) Agenda 2030 e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)

A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável foi adotada na Assembleia Geral das Nações Unidas, em 2015 e estabelece um conjunto de 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) visando “acabar com a fome e a pobreza, proteger o planeta e garantir paz e prosperidade para todos”. Cada ODS inclui metas específicas a serem alcançadas entre 2015 e 2030 e a serem implementadas em escala nacional.

Os ODS colocam a saúde do solo no centro das estratégias globais para um futuro sustentável. Especificamente, o ODS 15 – Vida Terrestre destaca a importância de restaurar ecossistemas degradados e combater a desertificação, visando um mundo neutro em degradação do solo até 2030. Outros ODS também se relacionam diretamente com a conservação do solo, como: a) ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), que promove sistemas agrícolas resilientes; b) ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), que inclui medidas para reduzir as emissões no setor agropecuário; e c)

ODS 6 (Água Potável e Saneamento), que destaca a relação entre solos saudáveis e qualidade da água.

O estoque de COS tem fortes interações com todos os compartimentos ambientais (por exemplo, água e ar) e suporta muitos serviços ecossistêmicos derivados do solo. Assim, o aumento dos estoques de COS está relacionado a muitos ODS e Metas, como a Meta 2.4 (melhorar a qualidade da terra e do solo), a Meta 15.3 (alcançar um mundo neutro em degradação da terra) e a Meta 13 sobre ação climática, que avalia as mudanças climáticas e seus impactos, visando regular o armazenamento de C e os GEE e usar o solo como reservatório de C (Li et al., 2023).

A Agenda 2030 oferece um marco de ação integrado, incentivando governos a incorporar a saúde do solo em suas estratégias de desenvolvimento sustentável. Além disso, adotou metas específicas visando restaurar solos degradados, atingir a neutralidade da degradação da terra em todo o mundo e implementar práticas agrícolas para melhorar a qualidade do solo e reduzir a contaminação do solo.

c) Iniciativa 4 por 1000

Na Europa, políticas que visam promover a saúde do solo, seja direta ou indiretamente estão sendo estabelecidas desde 2006, com a elaboração das Estratégias Temáticas para a proteção do solo e preservação da sua capacidade de desempenhar suas funções em termos ambientais, econômicos, sociais e culturais (Francaviglia et al., 2023). Em 2015 foi lançada a Iniciativa 4 por 1000 – Solos para Segurança Alimentar e Clima, lançada pelo Governo Francês em 2015, durante a 21ª Sessão da Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas em Paris. Em síntese, é um plano de ação voluntário que visa o aprimoramento do manejo do carbono orgânico (COS) em solos agrícolas.

O objetivo é atingir uma taxa de crescimento anual de 4% para estoques de COS nos 40 cm superiores do solo (ou seja, 0,4% ao ano) como compensação pelas emissões globais de gases de efeito estufa de fontes antropogênicas, limitando assim o aquecimento global a 2 °C. As taxas de sequestro diferem entre países, mas há uma tendência geral entre as práticas de manejo e as taxas de acumulação de carbono orgânico do solo. No entanto, maior potencial de sequestro de C (10–30 por 1000) tem sido observado em terras agrícolas com baixo estoque inicial de COS (≤ 30 t C ha^{-1}) (ou seja, alto déficit de saturação de C). Além disso, as taxas de sequestro podem atingir até 20 por 1000 nos primeiros 5 anos após a adoção de práticas de manejo sustentáveis e até 10 por 1000 após 20 anos, ficando então limitadas a 4 por 1000 após

40 anos. Alguns aspectos, entretanto, precisam ser considerados para a exploração de todo potencial desse iniciativa: (1) a capacidade de sequestro de COS em terras agrícolas globais é finito (0,4 a 1,2 Gt), assim, o sequestro de COS por si só não pode compensar todas as emissões, mas deve fazer parte de um conjunto mais amplo de ações, incluindo a adoção de práticas que reduzam as emissões de C e aumentem os estoque de carbono; (2) agricultores com poucos recursos e pequenos proprietários de terras que não conseguem adotar práticas consideradas sustentáveis devido ao fraco apoio institucional e ao acesso precário a insumos essenciais; (3) os solos degradados e esgotados precisam de restauração urgente por meio do sequestro de COS e da adoção de práticas de manejo sustentáveis; (4) a adoção das práticas de manejo recomendadas exigiria recursos econômicos; (5) o incentivo ao uso contínuo dessas práticas e usos restaurativos da terra (Francaviglia et al., 2023).

d) Solos Vivos das Américas

O programa Solos Vivos das Américas, lançado pelo Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA) e pelo Centro de Manejo e Sequestro de Carbono (CMASC) da Universidade Estadual de Ohio (EUA). É uma iniciativa internacional de articulação e integração entre os setores público e privado, orientada para identificar e propor soluções concretas para fortalecer a agenda de saúde do solo e a transformação dos sistemas agroalimentares no continente americano. A iniciativa facilitará a colaboração entre atores agrícolas, cientistas e patrocinadores no enfrentamento do desafio de se demonstrar que o sequestro de COS em terras agrícolas é uma estratégia que pode ser aplicada em larga escala e, potencialmente, a baixo custo em benefício dos agricultores e da saúde do solo (Figura 28.3).

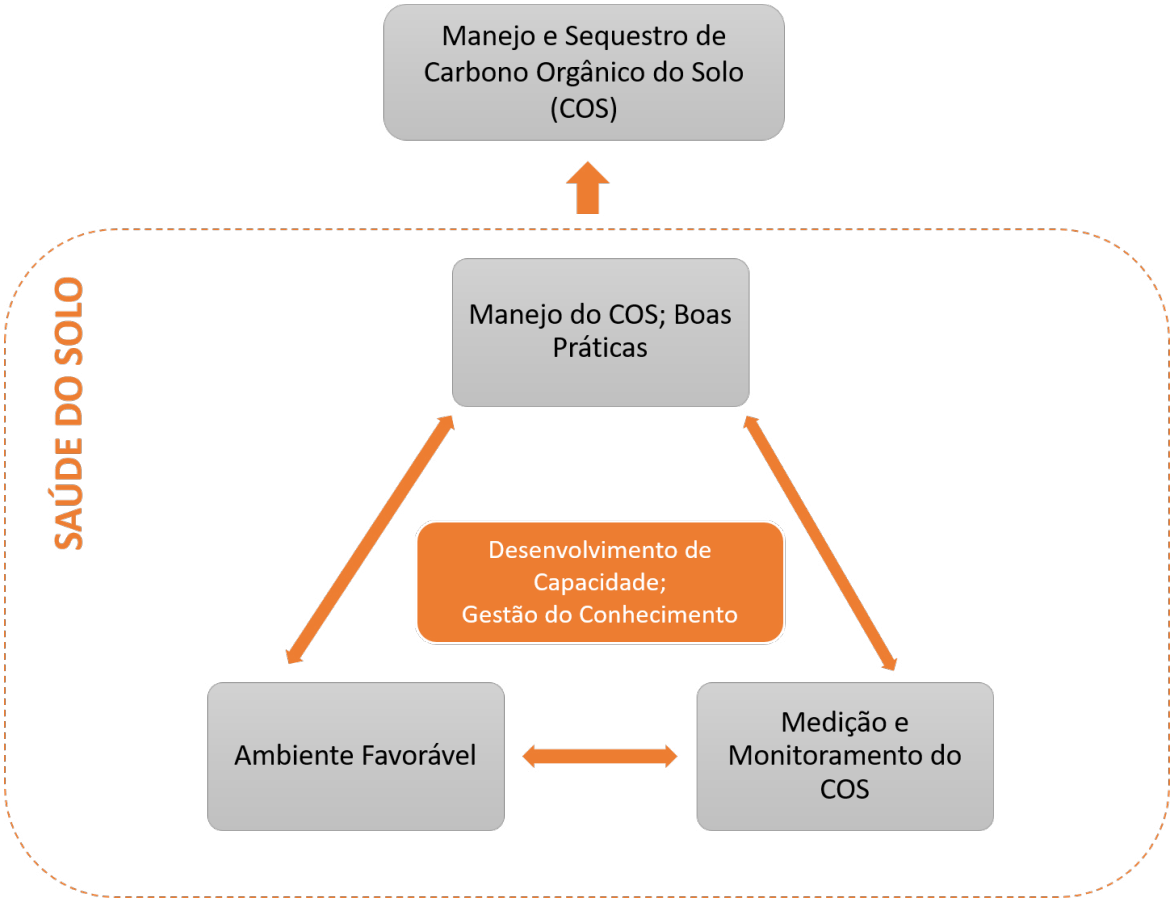


Figura 28.3. Quadro conceitual da iniciativa Solos Vivos das Américas.
Fonte: IICA (2019).

Iniciativas do Brasil em Manejo Sustentável do Solo

a) Plano ABC e ABC+ (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono)

O Plano ABC, criado pelo governo brasileiro em 2010, é um dos principais exemplos de políticas públicas direcionadas para o manejo sustentável do solo aliado à mitigação das mudanças climáticas. A iniciativa visa incentivar práticas agrícolas que aumentem a produtividade sem ampliar a área cultivada, reduzindo as emissões de gases de efeito estufa. As práticas promovidas pelo programa são: a) Sistema de Plantio Direto (SPD); b) Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF); c) recuperação de pastagens degradadas; d) fixação biológica de nitrogênio; e d) plantio de florestas comerciais e agroflorestas. Desde sua criação, o Programa ABC já recuperou milhões de hectares de áreas degradadas e promoveu a expansão de sistemas integrados de produção, contribuindo para a redução das emissões de gases de efeito estufa provenientes da

agricultura e a melhoria da qualidade do solo. O programa ainda oferece linhas de crédito com taxas de juros reduzidas para produtores que adotam práticas conservacionistas.

Após uma década de execução do Plano ABC (2010-2020), o governo brasileiro lançou o “Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária, com vistas ao Desenvolvimento Sustentável (2020-2030) ”, ou em sua forma curta “Plano de Adaptação e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária – ABC+”. É uma agenda estratégica nacional do governo brasileiro que dá continuidade à política setorial para enfrentamento às mudanças do clima no setor agropecuário com claros reflexos sobre a saúde dos solos. O Plano ABC+ tem sido executado com o intuito de consolidar a agropecuária nacional alicerçada em sistemas sustentáveis, resilientes e produtivos, como soluções de adaptação e mitigação embasadas em ciência (Brasil, 2023).

Entre suas atualizações, estão bases conceituais pautadas na abordagem integrada da paisagem e na promoção da adaptação, além de tecnologias e sistemas de baixo carbono. Os sistemas do tipo Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e sistemas agroflorestais (SAFs) são soluções tecnológicas consideradas para aumentar a produtividade agrícola, além de mitigar a emissão de gases de efeito estufa (GEE). Notadamente reconhecidos como mitigadores dos efeitos das mudanças climáticas na produção de alimentos, fibras, grãos e madeira, também reduzem sua vulnerabilidade, diminuindo o risco e aumentando a renda dos produtores rurais.

Considerada uma estratégia de intensificação sustentável, o ILPF integra as atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área física, mas não necessariamente ao longo do tempo. Várias combinações, como agricultura com pecuária, floresta com agricultura ou floresta com agricultura e pecuária, em cultivo consorciado e na forma de sucessão ou rotação, proporcionam efeitos sinérgicos entre os componentes do sistema (Balbino et al., 2011).

Presente com diferentes cultivos, escopos e condições edafoclimáticas, o ILPF visa promover uma mudança no uso do solo, a partir da integração dos componentes presentes, visando atingir maiores níveis de produção e produtividade, com a recuperação da qualidade física e química da terra. Para o solo, com o aumento da qualidade do produto agrícola gerado, e melhoria da qualidade ambiental em termos de conservação dos recursos naturais e recuperação da biodiversidade, resultará na geração de renda e qualidade de vida no campo. Assim, tornam-se um exemplo clássico e viável de sistemas de produção mitigadores e resilientes e que podem melhorar a saúde do solo (Santos et al., 2021).

O Plano ABC+ é implementado por meio de Sistemas, Práticas, Produtos e Processos de Produção Sustentáveis (SPS_{ABC}) e é constituído por 9 temáticas centrais a serem trabalhadas até 2030 (Figura 28.4). Está dividido em Programas e Estratégias que são interconectados entre si e facilitarão o entendimento das inter-relações entre diferentes atores e a integração das ações necessárias para o atingimento das metas do ABC+. Definidos com base no envolvimento dos atores públicos, "Programa" é o conjunto de ações sob coordenação direta da Secretaria de Inovação, Desenvolvimento Rural e Irrigação (SDI), do MAPA, e "Estratégia" aquelas de gestão compartilhada. Tem-se, assim, quatro programas: (1) Programa de Acesso ao Crédito e Financiamentos; (2) Programa de Estímulo à Adoção e Manutenção do SPS_{ABC}; (3) Programa de Cooperação Estratégica; (4) Programa de Valoração e Reconhecimento. Também, cinco estratégias: (1) Estratégia de Assistência Técnica e Extensão Rural (ATER), Capacitação e Transferência de Tecnologia; (2) Estratégia de Comunicação e Sensibilização; (3) Estratégia de Governança, Monitoramento e Avaliação; (4) Estratégia de Inteligência em Gestão de Risco Climático e Mitigação; e (5) Estratégia de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação (Brasil, 2021).



Figura 28.4. Programas e estratégias do Plano Operativo do ABC+.
Fonte: Brasil (2021).

b) PronaSolos

Em 2015, em função da carência de informações detalhadas sobre os solos brasileiros o Tribunal de Contas da União determinou que fosse elaborado um plano de providências para a criação de um programa nacional de solos (PronaSolos), que deverá fornecer, no prazo de 30 anos, informações adequadas para orientação do uso da terra em todo o Brasil. O PronaSolos foi ajustado pelo decreto presidencial nº 10.269, de 6 de março de 2020, que aprovou a estrutura de governança do programa.

O objetivo geral do PronaSolos é suprir a carência de informações sobre solos no Brasil, por meio de levantamentos de solos e interpretações de uso em escalas iguais ou mais detalhadas que 1:100.000, compatíveis com o planejamento estadual, municipal e rural. Atualmente, aproximadamente 9% do território brasileiro é coberto por mapas de solos publicados entre as escalas 1:100.000 e 1:250.000, e apenas 1% do seu território é mapeado em escalas mais detalhadas que 1:100.000. Com o aumento do conhecimento dos solos brasileiros e, com o aumento da governança pelo poder público, ampliam-se as possibilidades de valorização dos recursos naturais, com ênfase no solo, possibilitando ao país um desenvolvimento agrícola organizado e de longo prazo.

As ações do PronaSolos de longo prazo referem-se à ampliação do levantamento de solos e suas interpretações na escala 1:100.000, bem como mapeamentos mais detalhados (escalas 1:50.000 e 1:25.000). Nesta fase, a estrutura do PronaSolos será consolidada, permitindo sua continuidade para aprimorar e detalhar o mapeamento e o conhecimento dos solos do Brasil, essenciais para garantir o desenvolvimento sustentável do país.

Os principais resultados esperados do PronaSolos referem-se à constituição de um banco de dados integrado de levantamentos de solos (mapas, relatórios, perfis) e interpretações de potencialidades e limitações ao uso agrícola (aptidão agrícola, zoneamento diverso etc.), no nível de detalhamento e escalas compatíveis com as necessidades do planejamento do uso do solo em áreas rurais, bem como para orientação e definição de políticas públicas em todo o território nacional.

Em dezembro de 2020, foi entregue a Plataforma PronaSolos, que organiza todos os dados e informações já existentes no Brasil em uma moderna plataforma tecnológica, onde qualquer cidadão brasileiro terá acesso e poderá aplicá-los em seu cotidiano. Especificamente para a agricultura, os resultados do programa poderão possibilitar saber onde estão as áreas mais adequadas para o crescimento sustentável da produção agrícola e pecuária no território nacional.

O principal impacto do PronaSolos será contribuir para o aumento da competitividade, lucratividade e sustentabilidade do Agronegócio Brasileiro por meio do melhor uso e conservação dos solos, maior eficiência de fertilizantes importados, aumento da produtividade e fortalecimento da agricultura de baixa emissão de carbono no Brasil. As ações relacionadas ao PronaSolos apoiarão a adoção e expansão de sistemas de produção integrados, como o ILPF. Isso possibilitará mensurar a dinâmica da mudança de estoques e frações de carbono e nitrogênio no solo, que estão relacionadas com o uso atual e a aptidão da terra e, em última análise, com a saúde do solo (Santos et al., 2021).

Apesar de todos os avanços e esforços, desafios significativos para o estabelecimento de políticas públicas voltadas à saúde do solo permanecem, principalmente na definição, mensuração e implementação de avaliações da saúde do solo. As políticas frequentemente têm priorizado as práticas ou sistemas de manejo sem considerar serviços ecossistêmicos mais amplos. Os debates em torno da saúde do solo frequentemente enfatizam perspectivas agrícolas, negligenciando as necessidades ecológicas dos próprios ecossistemas. Valores sociais e culturais, embora vitais, complicam as definições e dificultam medições objetivas e quantitativas. Um foco em serviços ecossistêmicos ambientais pode simplificar avaliações, mantendo a relevância. Os próprios ecossistemas têm necessidades intrínsecas que devem orientar a pesquisa, conforme destacado no ODS 15, “Vida na Terra” (Hu et al., 2025).

Incentivos econômicos e fiscais para boas práticas agrícolas

A adoção de práticas conservacionistas nem sempre ocorre de forma espontânea, especialmente quando os produtores enfrentam custos iniciais elevados ou incertezas econômicas.

É certo que os agricultores devem ser compensados de forma justa por implementar práticas que promovam a saúde do solo, como por exemplo, o aumento do sequestro de carbono. As políticas agrícolas devem ser elaboradas de forma a levar em conta o valor social do solo, que se refere ao equivalente monetário dos serviços ecossistêmicos que uma quantidade unitária de solo pode fornecer. Exemplos desses serviços ecossistêmicos, além da captura de carbono, incluem a redução do escoamento de água e da erosão do solo, a compensação de emissões de gases de efeito estufa e a ajuda às comunidades para se adaptarem aos impactos das mudanças climáticas. Sem atribuir o valor correto aos solos, muito provavelmente não haverá incentivo suficiente para proteger a saúde do solo (Calvo, 2022).

Nesse contexto, políticas de incentivo econômico e fiscal desempenham papel crucial para promover o manejo sustentável do solo:

a) Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA)

Em 2021, foi instituída no Brasil a Lei nº 14.119, sobre a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), criando um marco legal que amplia as possibilidades de implementação de programas no âmbito municipal, estadual e federal. A Lei estabelece também o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA) e o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA) e dispõe sobre os Contratos de Pagamento por Serviços Ambientais. A política de PSA reconhece e valoriza as atividades humanas que estimulam a conservação e a recuperação dos recursos naturais e que geram um benefício – o serviço ambiental - sendo uma forma de impulsionar o ganho de escala da restauração florestal no país, já que há diversas iniciativas locais em andamento que promovem a proteção e restauração de florestas por meio de PSA.

Mais especificamente para a agricultura, o PSA torna-se um importante mecanismo para remuneração de produtores rurais por práticas que geram serviços ambientais, como a conservação do solo, da água e da biodiversidade, como a manutenção de áreas de vegetação nativa, a implantação de sistemas agroflorestais, a recuperação de áreas degradadas e controle de erosão e conservação de nascentes.

Um exemplo bem-sucedido do PSA no Brasil é o Plano Conservador da Mantiqueira que é uma iniciativa coletiva, que une agentes na esfera pública, no terceiro setor, em instituições de ensino e no setor privado em prol do mesmo objetivo: promover a restauração de paisagens na região de influência da Serra da Mantiqueira. Abrange mais de 280 municípios dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro e tem por objetivo promover a restauração florestal de espécies nativas, em cerca de 1,2 milhão de hectares, utilizando o mecanismo de PSA, bem como o apoio para a implantação do Plano Municipal da Mata Atlântica – PMMA. O produtor rural recebe, durante cinco anos, o PSA pelas áreas restauradas em sua propriedade e, depois desse período, a remuneração pode vir pela comercialização de créditos de carbono gerados por essas áreas (Azevedo, 2022).

b) Benefícios fiscais e linhas de crédito verdes

Vários países utilizam incentivos fiscais para estimular a adoção de práticas agrícolas sustentáveis. Iniciativas comuns de incentivo econômico são: Redução de

impostos sobre insumos sustentáveis (como adubos orgânicos e biofertilizantes); linhas de crédito com juros reduzidos para recuperação de áreas degradadas; subsídios para aquisição de equipamentos destinados ao manejo conservacionista.

Esses mecanismos ajudam a mitigar os custos iniciais enfrentados pelos produtores e criam um ambiente econômico mais favorável à conservação do solo. As políticas públicas em manejo sustentável do solo, quando bem estruturadas e adaptadas às realidades locais, têm potencial para gerar benefícios econômicos, sociais e ambientais significativos. Os exemplos apresentados mostram que, por meio da combinação de educação técnica, incentivos econômicos e marcos regulatórios sólidos, é possível transformar práticas agrícolas tradicionais em sistemas produtivos mais eficientes e sustentáveis.

Seja nas instâncias locais, nacional ou internacionais, o fortalecimento de políticas que valorizem a saúde do solo é um caminho essencial para garantir segurança alimentar, conservação dos recursos naturais e qualidade de vida para as gerações futuras. O desafio é expandir essas iniciativas e adaptá-las a diferentes contextos, assegurando que o solo – fonte de vida e riqueza – seja tratado como um patrimônio coletivo a ser preservado.

Desafios e oportunidades para implementação de políticas em saúde do solo

A construção de políticas públicas eficazes para o manejo sustentável do solo enfrenta uma série de obstáculos, especialmente em países em desenvolvimento, onde limitações financeiras, institucionais e culturais dificultam a adoção de práticas conservacionistas. A escassez de recursos para investimentos em tecnologias agrícolas, a fragmentação das políticas públicas, além da resistência socioeconômica e cultural por parte de produtores rurais, estão entre os principais desafios.

No entanto, esses obstáculos também abrem espaço para a criação de soluções criativas e estratégias inovadoras que podem transformar o cenário atual. Este tópico analisa os principais desafios para a implementação de políticas de saúde do solo e aponta oportunidades para superá-los, promovendo uma agricultura mais sustentável e resiliente.

Limitações financeiras e institucionais nos países em desenvolvimento

a) Escassez de recursos financeiros

Nos países em desenvolvimento, a limitação de recursos financeiros é um dos maiores entraves para a implementação de políticas públicas de manejo sustentável do solo. Governos locais frequentemente enfrentam orçamentos restritos, que dificultam o financiamento de programas de extensão rural, projetos de recuperação de áreas degradadas e investimentos em infraestrutura agrícola. As consequências dessa limitação são:

- Baixo acesso a tecnologias sustentáveis: muitos produtores rurais não têm recursos para investir em equipamentos modernos, sistemas de irrigação eficiente ou técnicas de conservação do solo, como o plantio direto e a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).
- Falta de assistência técnica: sem financiamento adequado, programas de extensão rural perdem força, limitando o acesso dos agricultores às informações e práticas atualizadas sobre manejo do solo.
- Desigualdade regional: regiões mais remotas ou economicamente frágeis acabam sendo negligenciadas, ampliando as desigualdades sociais e ambientais.

b) Fragilidade institucional e falta de integração entre políticas

A falta de integração entre diferentes políticas públicas representa outro desafio significativo. Em muitos casos, as iniciativas de conservação do solo não dialogam com outras políticas ambientais, agrícolas ou econômicas, resultando em esforços isolados e pouco eficazes. Como exemplos de fragilidades institucionais, podemos citar:

- A falta de coordenação entre órgãos governamentais: secretarias de meio ambiente, agricultura e recursos hídricos muitas vezes operam de forma desarticulada, dificultando uma abordagem integrada da saúde do solo.
- Ausência de marcos legais específicos: em alguns contextos, a legislação sobre conservação do solo é vaga ou desatualizada, criando lacunas que enfraquecem a governança ambiental.

- Baixa participação comunitária: a ausência de mecanismos que promovam a participação dos produtores rurais e comunidades locais nas decisões políticas limita a eficácia das ações implementadas.

Resistência cultural e socioeconômica às mudanças no manejo do solo

a) A importância dos aspectos culturais

A adoção de práticas de manejo sustentável do solo não depende apenas de questões técnicas ou financeiras. Em muitas regiões rurais, os modos tradicionais de cultivo estão enraizados em aspectos culturais e históricos, criando resistência a novas técnicas agrícolas. Vários são os fatores que influenciam a resistência cultural, tais como:

- Costumes herdados: práticas como o uso excessivo de arados ou o desmatamento para ampliação de áreas agrícolas fazem parte da rotina de muitos agricultores e são vistas como estratégias naturais de cultivo.
- Desconfiança em novas tecnologias: produtores que enfrentam insegurança econômica podem ter receio de adotar técnicas desconhecidas por medo de reduzir a produtividade ou perder renda.
- Falta de acesso à informação: a ausência de programas educacionais sobre os benefícios do manejo sustentável do solo dificulta a mudança de mentalidade.

b) Barreiras socioeconômicas

As condições socioeconômicas dos produtores também influenciam diretamente sua disposição em adotar práticas conservacionistas. Pequenos agricultores, em especial, podem enfrentar barreiras estruturais que limitam suas opções de manejo. Desafios enfrentados por produtores rurais são:

- Baixa renda: agricultores familiares muitas vezes priorizam a produção imediata em detrimento da conservação a longo prazo, já que dependem da safra para sua subsistência.
- Falta de acesso ao crédito rural: sem linhas de crédito específicas ou condições facilitadas, muitos produtores não conseguem financiar a transição para sistemas mais sustentáveis.

- Mercados desvalorizados: em regiões onde produtos orgânicos ou agroecológicos não têm mercado consolidado, os agricultores têm pouca motivação para adotar práticas diferenciadas.

c) Estratégias para promover mudanças culturais e socioeconômicas

Superar a resistência às mudanças no manejo do solo exige estratégias que combinem educação, apoio econômico e reconhecimento social, tais como:

- Programas de extensão rural e educação ambiental: Campanhas educativas, oficinas práticas e capacitações podem demonstrar os benefícios econômicos e ambientais das práticas conservacionistas.
- Incentivos econômicos e fiscais: linhas de crédito com juros baixos, pagamentos por serviços ambientais e certificações podem motivar produtores a adotar técnicas sustentáveis;
- Valorização da agricultura sustentável nos mercados: o fortalecimento de cadeias de comercialização para produtos sustentáveis cria incentivos econômicos que impulsionam a adoção de boas práticas.
- Participação comunitária: envolver agricultores no planejamento e execução das políticas públicas fortalece o sentimento de pertencimento e aumenta as chances de sucesso das iniciativas.

Oportunidades para superação

Apesar dos desafios, existem estratégias que podem ser adotadas para fortalecer a gestão pública em saúde do solo, como:

1. Em países como o Brasil, a comunidade científica tem construído progressivamente uma base sólida de conhecimentos e tecnologias que subsidiem a implementação de ações para a promoção da saúde do solo. Nesse sentido, há uma comunidade científica comprometida na geração de conhecimentos e implementação de técnicas relacionadas à conservação do solo e produção sustentável de alimentos.
2. Parcerias público-privadas: a cooperação entre o setor público e a iniciativa privada pode ampliar investimentos em tecnologias agrícolas sustentáveis e capacitação técnica.

3. Acesso a financiamentos internacionais: programas globais, como o Fundo Verde para o Clima e iniciativas da FAO, oferecem oportunidades de captação de recursos para projetos voltados à conservação do solo e mitigação das mudanças climáticas.
4. Adoção de políticas locais adaptadas: municípios podem desenvolver projetos específicos baseados nas características regionais do solo e nas demandas locais, garantindo maior eficiência das ações.

A implementação de políticas públicas eficazes em saúde do solo enfrenta obstáculos complexos, que vão desde limitações financeiras e institucionais até questões culturais e socioeconômicas profundamente enraizadas. No entanto, esses desafios não são intransponíveis. A chave para o sucesso está na adoção de estratégias integradas, que considerem as realidades locais, incentivem a participação comunitária e promovam parcerias entre governos, produtores e instituições privadas. A educação rural, o fortalecimento das redes de comercialização e a criação de mecanismos de apoio econômico são ferramentas essenciais para transformar a relação dos agricultores com o solo. A conservação do solo não deve ser vista apenas como uma obrigação ambiental, mas como uma oportunidade de fortalecer a economia rural, garantir a segurança alimentar e construir um futuro mais sustentável. O caminho é longo, mas os resultados podem beneficiar não apenas as gerações atuais, mas também aquelas que ainda virão.

Recomendações para uma agenda global de saúde do solo

A saúde do solo é fundamental para a sustentabilidade ambiental, segurança alimentar e resiliência climática. No entanto, a degradação dos solos tem avançado globalmente, ameaçando ecossistemas e comunidades. Para enfrentar esse desafio, é imperativo desenvolver uma agenda global que integre a saúde do solo nas políticas públicas, estabeleça metas claras e mensuráveis e promova o engajamento ativo de comunidades locais e do setor privado (Figura 28.5).

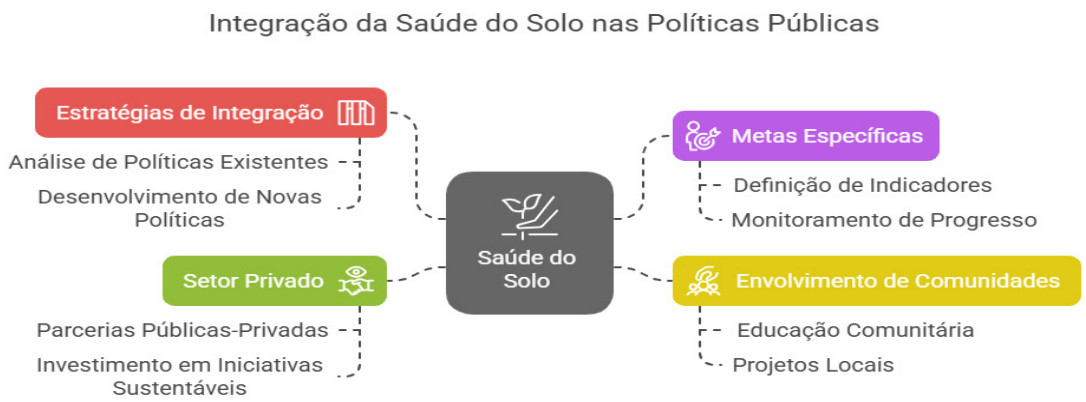


Figura 28.5. Estratégias para integração da saúde do solo às políticas públicas. Fonte: Elaborado pelo autor.

Estratégias para integrar a saúde do solo nas políticas públicas

a) Incorporação em políticas nacionais e internacionais

A integração da saúde do solo nas políticas públicas requer ações coordenadas em múltiplos níveis:

- Políticas nacionais: países devem desenvolver programas específicos voltados para o manejo sustentável do solo. No Brasil, por exemplo, o Programa Nacional de Levantamento e Interpretação de Solos do Brasil (PronaSolos) visa mapear os solos brasileiros, fornecendo dados essenciais para práticas agrícolas sustentáveis.
- Cooperação internacional: iniciativas como o “Solos Vivos das Américas”, promovida pelo Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA), buscam restaurar a saúde do solo na América Latina e Caribe, demonstrando a importância de esforços colaborativos entre nações.

b) Alinhamento com objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS)

A saúde do solo está intrinsecamente ligada a vários ODS da Agenda 2030 da ONU, incluindo: o ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), solos saudáveis são essenciais para a produção de alimentos nutritivos e suficientes; o ODS 15 (Vida Terrestre),

a conservação e restauração dos ecossistemas terrestres dependem diretamente da manutenção da integridade do solo. Integrar a saúde do solo nas estratégias para alcançar esses ODS reforça a necessidade de políticas públicas focadas na sustentabilidade dos recursos naturais.

c) Desenvolvimento de marcos legais e regulamentares

Estabelecer marcos legais claros é crucial para a implementação eficaz de políticas de saúde do solo, como legislação específica, em que os países devem promulgar leis que protejam os solos de práticas degradantes e incentivem o manejo sustentável. Assim como, Regulamentações e Normas Técnicas, para definição de padrões para o uso do solo, incluindo práticas recomendadas de cultivo, uso de insumos e técnicas de conservação.

Propostas de metas específicas e mensuráveis para a promoção da saúde do solo

Definir metas claras e mensuráveis é fundamental para monitorar o progresso e orientar ações concretas:

a) Indicadores de qualidade do solo

- Teor de matéria orgânica: estabelecer aumentos percentuais específicos no teor de matéria orgânica dos solos agrícolas ao longo de períodos definidos.
- Índices de erosão: reduzir as taxas de erosão do solo em áreas vulneráveis, com metas quantitativas claras.
- Biodiversidade do solo: monitorar e aumentar a diversidade de microrganismos benéficos no solo, refletindo sua saúde biológica.

b) Metas temporais

- Curto prazo (até 2025): implementar programas piloto de manejo sustentável do solo em regiões críticas, avaliando sua eficácia e escalabilidade.
- Médio prazo (até 2030): expandir práticas sustentáveis para 50% das terras agrícolas, alinhando-se aos objetivos da Agenda 2030.

- Longo prazo (até 2050): alcançar a plena sustentabilidade no uso do solo, garantindo a regeneração contínua dos recursos edáficos.

c) Monitoramento e avaliação

- Sistemas de informação: desenvolver plataformas digitais para coletar e analisar dados sobre a saúde do solo, facilitando o acesso a informações por agricultores, pesquisadores e formuladores de políticas.
- Relatórios periódicos: publicar relatórios anuais detalhando o progresso em relação às metas estabelecidas, identificando desafios e ajustando estratégias conforme necessário.

Envolvimento de comunidades locais e do setor privado

O sucesso de uma agenda global de saúde do solo depende do engajamento ativo de todos os interessados:

a) Capacitação e educação das comunidades locais

- Programas de extensão rural: Oferecer treinamentos para agricultores sobre práticas de manejo sustentável do solo, adaptadas às realidades locais.
- Educação Ambiental: Incorporar temas relacionados à saúde do solo nos currículos escolares, fomentando uma cultura de conservação desde cedo.

b) Incentivos para o setor privado

- Benefícios fiscais: Implementar isenções ou reduções fiscais para empresas que adotem práticas agrícolas sustentáveis ou invistam em tecnologias de conservação do solo.
- Certificações verdes: Desenvolver selos de certificação para produtos originados de práticas que promovam a saúde do solo, agregando valor e incentivando mercados conscientes.

c) Parcerias público-privadas

- Projetos colaborativos: Estimular a cooperação entre governos, empresas e organizações não governamentais em projetos de pesquisa e desenvolvimento

focados na recuperação e manutenção da saúde do solo.

- Financiamento conjunto: Criar fundos de investimento que reúnam recursos públicos e privados para financiar iniciativas de conservação do solo em larga escala.

A promoção da saúde do solo é uma responsabilidade coletiva que exige ações coordenadas em níveis local, nacional e global. Integrar a saúde do solo nas políticas públicas, estabelecer metas claras e mensuráveis e engajar ativamente comunidades e o setor privado são passos essenciais para garantir a sustentabilidade dos nossos ecossistemas e a segurança alimentar das futuras gerações. A implementação dessas recomendações fortalecerá a resiliência ambiental e promoverá um desenvolvimento verdadeiramente sustentável.

Considerações finais

Diante de desafios globais como segurança alimentar, mudanças climáticas e conservação da biodiversidade, solos saudáveis desempenham um papel essencial por sua conexão com todas as esferas da Terra (litosfera, biosfera, hidrosfera e atmosfera) e contribuição para a provisão de serviços ambientais fundamentais à vida. No entanto, cerca de 33% dos solos no mundo estão degradados, comprometendo sua capacidade produtiva. Assim, promover a saúde do solo deve ser prioridade em políticas públicas e programas educacionais voltados para sua recuperação e uso sustentável.

Pesquisadores e instituições nacionais e internacionais têm atuado conjuntamente para divulgar informações e implementar estratégias que inserem o solo na agenda global, como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU e as ações da Aliança Global pelo Solo (GSP). No Brasil, o “Plano ABC+” busca impulsionar a agricultura sustentável, com redução de emissões de carbono. Para avançar na saúde do solo, é crucial compreender suas interações com ecossistemas e a produção de alimentos. Incentivos e suporte adequados aos agricultores são essenciais para demonstrar os benefícios práticos dessas práticas no dia a dia. A pesquisa e o desenvolvimento devem gerar soluções viáveis que incentivem a adoção de manejos sustentáveis.

Além disso, a educação e o treinamento devem ser pilares na disseminação dessas práticas. Programas educacionais adaptados às realidades locais, conduzidos por especialistas, capacitam agricultores a implementar técnicas adequadas às suas terras.

A conscientização sobre os benefícios da saúde do solo pode transformar mentalidades e ampliar a adoção dessas iniciativas.

Em síntese, enfrentar desafios globais exige uma abordagem integrada que reconheça a saúde do solo como base para a agricultura sustentável. Com políticas públicas eficazes, pesquisa aplicada e educação de qualidade, é possível capacitar agricultores e fortalecer práticas sustentáveis, garantindo a segurança alimentar e a preservação ambiental.

Referências

AbdelRahman, M. A. E. (2023). An overview of land degradation, desertification and sustainable land management using GIS and remote sensing applications. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali, 34,* 767–808. https://doi.org/10.1007/s12210-023-01155-3

Ahakwa, I., & Tackie, E. A. (2024). Natural resources as a double-edged sword towards ecological quality: Can environmental regulations and green human capital rectify the adverse impacts? *Journal of Cleaner Production, 457,* 142436. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142436

Azevedo, L. A. (2022). Regulamentação do Pagamento por Serviços Ambientais. https://www.tnc.org.br/conecte-se/comunicacao/artigos-e-estudos/lei-psa-1ano/

Bagnall, D. K., Shanahan, J. F., Flanders, A., Morgan, C. L. S., & Honeycutt, C. W. (2021). Soil health considerations for global food security. *Agronomy Journal, 113,* 4581–4589. https://doi.org/10.1002/agj2.20783

Banerjee, S., & van der Heijden, M. G. A. (2023). Soil microbiomes and one health. *Nature Reviews Microbiology, 21,* 6–20. https://doi.org/10.1038/s41579-022-00779-w

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). (2021). *Plano setorial para adaptação à mudança do clima e baixa emissão de carbono na agropecuária 2020–2030: Plano operacional.* Brasília: MAPA/DEPROS. ISBN: 978-65-86803-63-1.

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). *Plano ABC+ (2020–2030).* https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/planoabc-abcmais/abc/programas-e-estrategias

Brevik, E. C., Slaughter, L., Singh, B. R., Steffan, J. J., Collier, D., Barnhart, P., & Pereira, P. (2020). Soil and human health: Current status and future needs. *Air, Soil and Water Research, 13,* 1–23. https://doi.org/10.1177/1178622120934441

Calvo, F. (2022). How farm policies can help protect our soils. https://www.iisd.org/articles/analysis/farm-policies-protect-soils

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). *PronaSolos.* https://www.embrapa.br/pronasolos/sobre-o-programa

FAO. (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW)—Managing systems at risk.* Rome/London: Food and Agriculture Organization of the United Nations & Earthscan.

FAO. (2018). *Food security and conflict: Empirical challenges and future opportunities for research and policy making on food security and conflict.* Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO. (2022). *Global Soil Partnership Action Framework 2022–2030: Healthy soils for a healthy life and environment—From promotion to consolidation of sustainable soil management.* Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO. (2022). *Global Soil Partnership 2012–2022 – Sustainable soil management in action.* Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://doi.org/10.4060/cc0921en

Fausak, L. K., Bridson, N., Diaz-Osorio, F., Jassal, R. S., & Lavkulich, L. M. (2024). Soil health – A perspective. *Frontiers in Soil Science, 4,* 1462428. https://doi.org/10.3389/fsoil.2024.1462428

Francaviglia, R., Almagro, M., & Vicente-Vicente, J. L. (2023). Conservation agriculture and soil organic carbon: Principles, processes, practices and policy options. *Soil Systems, 7,* 17. https://doi.org/10.3390/soilsystems7010017

Global Soil Partnership (GSP). (2014). *Revised World Soil Charter—Mandate from the GSP Plenary Assembly.* http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/GSP/docs/ITPS_Pillars/annexVII_WSC.pdf

Hannam, I. (2022). Soil governance and land degradation neutrality. *Soil Security, 6,* 100030. https://doi.org/10.1016/j.soisec.2021.100030

Hou, D. (2023). Soil health and ecosystem services. *Soil Use and Management, 39,* 1259–1266. https://doi.org/10.1111/sum.12945

Hu, Y., Cross, A., Shen, Z., Bouma, J., & Viscarra Rossel, R. A. (2025). On soil health and the pivotal role of proximal sensing. *EGUsphere.* https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-3939

Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA); The Ohio State University. (2019). *Suelos vivos de las Américas (Living Soils in the Americas – LiSAm).* https://repositorio.iica.int/handle/11324/19987

Keesstra, S. D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J. N., Pachepsky, Y., van der Putten, W. H., Bardgett, R. D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., & Fresco, L. O. (2016). The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil, 2,* 111–128. https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016

Kopittke, P. M., Minasny, B., Pendall, E., Rumpel, C., & McKenna, B. (2024). Healthy soil

for healthy humans and a healthy planet. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 54,* 210–221. https://doi.org/10.1080/10643389.2023.2228651

Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment, 1,* 544–553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Li, L., Song, X., Liu, Y., & Chai, L. (2023). Emerging new global soil governance structure in agrifood systems: Taking the "4 per 1,000" initiative as an example. *Frontiers in Sustainable Food Systems, 7,* 1104252. https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1104252

Montanarella, L., & Lobos Alva, I. (2015). Putting soils on the agenda: The Three Rio Conventions and the post-2015 Development Agenda. *Current Opinion in Environmental Sustainability, 15,* 41–48. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.07.008

Montanarella, L., & Vargas, R. (2012). Global governance of soil resources as a necessary condition for sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability, 4,* 559–564. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.007

One Health High-Level Expert Panel (OHHLEP). (2022). One Health: A new definition for a sustainable and healthy future. *PLOS Pathogens, 18,* e1010537. https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1010537

Organização das Nações Unidas no Brasil (ONU). (2024). *Relatório anual das Nações Unidas no Brasil 2023.* https://brasil.un.org/pt-br/271918-relatório-anual-das-nações-unidas-no-brasil-2023

Rojas, R. V., Achouri, M., & Maroulis, J. (2016). Healthy soils: A prerequisite for sustainable food security. *Environmental Earth Sciences, 75,* 180. https://doi.org/10.1007/s12665-015-5099-7

Santos, M. C., Goretti, G. S., Alves, F. V., Belém, F. C., Araújo, S. C. B., Ramos, E. N., Leite, L. F. C., Cabral, L. S., & Fager, L. (2021). Public policies to promote the adoption of ICLF systems in Brazil. In: *II World Congress on Integrated Crop-Livestock-Forestry Systems,* electronic proceedings. https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1134633/wcclf-2021-proceedings

♦ Capítulo 29 ♦

Mecanismos financeiros para fomento a saúde do solo no brasil

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri[1,2], Eduardo Brito Bastos[2,3], Francisco Fujita de Castro Mello[2,4], Natália Braga da Graça Renteria[5], Maurício Roberto Cherubin[1,2]

Introdução

Muitos agricultores estão conscientes dos benefícios de práticas como distúrbio físico reduzido (preparo mínimo), plantas de cobertura, culturas perenes e raízes vivas, diversificação e rotação de culturas, e consórcios. Ainda há um longo caminho até que surjam administradores apaixonados por solos, munidos de conhecimento revisado por pares sobre avaliações da saúde do solo que se traduzam em funções desejáveis. Muitas gerações de agricultores são administradores da terra e têm interesse em manter a saúde de suas terras; entretanto, a falta de conhecimento ou o difícil acesso aos recursos pode dificultar a implementação de estratégias para melhorar a saúde do solo.

No entanto, os agricultores não são os únicos atores no esforço da sociedade para compreender e avaliar a saúde do solo. Nos últimos anos, o setor público, o governo e as organizações não governamentais (ONGs) têm se concentrado na saúde do solo como uma ferramenta para, por exemplo, apoiar o sequestro de carbono para a mitigação climática (Figura 29.1).

[1]Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[2]Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical Tropical - Universidade de São Paulo (CCARBON/USP). Piracicaba - SP, Brasil.
[3]Associação Brasileira do Agronegócio (ABAG). São Paulo, SP, Brasil
4Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA). San José, Costa Rica.
[5]Advogada especialista em mercados de carbono. São Paulo, SP, Brasil

DOI: https://doi.org/10.37856/9786589722908.fealq.2025.29

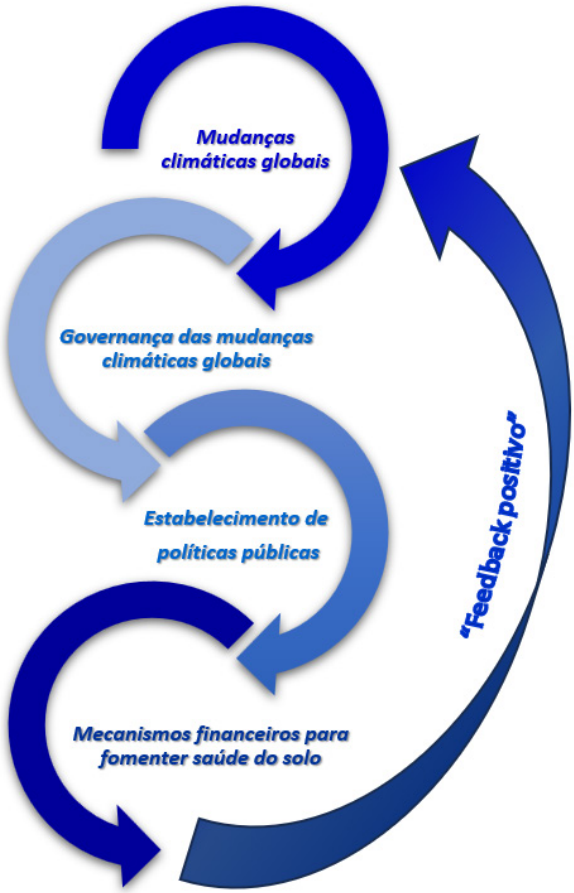


Figura 29.1. Inter-relação entre políticas públicas e mecanismos financeiros para alavancar iniciativas que promovam a saúde do solo no Brasil.

Nesse contexto, o Brasil tem um dos maiores potenciais de sequestro de carbono (C) no solo, no mundo, provavelmente equivalente apenas ao da Indonésia e muito acima de outros países, como os Estados Unidos e a China. Esta solução baseada em C, além de ser menos dispendiosa e ter maior potencial de crescimento no curto prazo do que soluções puramente tecnológicas, traz benefícios potenciais adicionais, como a possibilidade de recuperação e aumento da saúde do solo, biodiversidade, segurança hídrica e desenvolvimento socioeconômico.

O compromisso voluntário do Brasil de diminuir as emissões agrícolas de gases de efeito estufa (GEE), estabelecido por meio de políticas multisetoriais, reflete os interesses e capacidades do país orientados por evidências científicas (Brasil, 2009; 2010). A nova Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) brasileira (Brasil, 2025) limita as emissões nacionais ao volume de aproximadamente 1 bilhão de toneladas de CO_2-eq, o que deve aumentar a necessidade de estratégias de redução de emissões

de GEE e de mitigação, para cumprir as metas climáticas estabelecidas pelo Acordo de Paris e o limite máximo de incremento de temperatura de 2 °C.

Portanto, a agricultura terá de se adaptar às mudanças climáticas, mas também pode mitigar as mudanças climáticas, compensando as emissões antropogênicas por meio do sequestro de carbono nos solos e na biota. Neste contexto, existem caminhos viáveis para melhorar a saúde do solo não só mediante a intensificação ecológica e da diversificação dos sistemas agrícolas, mas também a partir da restauração dos ecossistemas nativos.

É claro que existem vários desafios na implementação desses sistemas agrícolas integrados porque o nível de complexidade é superior ao dos sistemas de produção convencionais. Assim, são necessárias políticas públicas e cooperação internacional para incentivar a adoção de práticas de manejo sustentáveis, incluindo a intensificação e a diversificação dos sistemas agrícolas, além de trazer importantes benefícios sociais e econômicos.

Uma agenda positiva para a temática de saúde do solo e sequestro de C depende do aumento da conscientização dos decisores políticos e da sociedade em geral sobre a fragilidade dos solos e dos sistemas alimentares. Contudo, a maior sensibilização deve ser traduzida mais intensamente em vontade política em um plano de ação eficaz. Mais investimentos financeiros em práticas de manejo sustentáveis poderiam, assim, acelerar ainda mais o desenvolvimento agrícola sustentável. Devem ser envidados esforços especiais para garantir que as novas tecnologias sejam relevantes, econômicas e acessíveis a muitos agricultores.

Há uma série de iniciativas internacionais associadas à saúde do solo. Em um nível político mais amplo, a Comissão Europeia adotou uma “Estratégia Temática para a Proteção do Solo” (Comissão das Comunidades Europeias, 2006), que levou ao desenvolvimento de declarações políticas nacionais como a recente estratégia da Inglaterra, “Safeguarding Our Soils” (Defra, 2009). Um exemplo duradouro é o “Programa de Reserva de Conservação dos Estados Unidos” (Conservation Reserve Program – CRP), que paga proprietários privados para retirar solos propensos à erosão da produção agrícola, com o objetivo demonstrado de conciliar conservação do solo, renda agrícola e qualidade da água em paisagens agrícolas (Lant et al., 2005). No plano hemisférico, destaca-se a Iniciativa Solos Vivos das Américas (LISAM/IICA), impulsionada pelo Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA) em conjunto com a Ohio State University.

O Brasil tem se destacado por liderar experiências inovadoras na interface entre

ciência e políticas públicas, como o Programa ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono), responsável por recuperar milhões de hectares de pastagens degradadas e mitigar emissões relevantes no setor agropecuário. Ainda no plano nacional, o Centro de Estudos de Carbono em Agricultura Tropical da Universidade de São Paulo (CCARBON/USP) tem promovido a geração de evidências técnicas sobre os impactos das boas práticas de manejo na saúde do solo e na mitigação de emissões em escala continental.

Como parte do CCARBON/USP, o *Brazilian Soil Health Partnership* (Figura 29.2) tem como principais objetivos: i) estabelecer uma rede nacional de colaboração científica para difundir o conhecimento de saúde do solo gerado no país; ii) criar uma plataforma web da aliança para divulgação científica de saúde do solo (tradução da ciência em linguagem que dialogue com o setor produtivo); iii) padronizar protocolos de amostragem e análises de indicadores físicos, químicos e biológicos da saúde do solo; iv) fomentar a realização de pesquisas em rede na área de saúde do solo; v) realizar uma avaliação robusta com um grande número de indicadores de saúde do solo para obter um conjunto mínimo de dados adaptado às condições brasileiras buscando facilitar a escalabilidade de amostragem e análises; vi) gerar um banco de dados para que no médio/longo prazo se possa criar um Índice de Saúde do Solo para o Brasil; vii) criar uma linha dentro da iniciativa para aprofundar o conhecimento do impacto do uso de plantas de cobertura (uma das práticas mais responsivas a saúde do solo) em experimentos de curta, média e longa duração; viii) desenvolver e aprimorar ferramentas *on-farm* e digitais para avaliações da saúde do solo e para subsidiar tomadas de decisão; ix) elaborar material técnico/científico voltado para o ensino de saúde do solo, e para aplicação dos princípios de saúde do solo no campo; x) conectar a Brazilian Soil Health Partnership com outras grandes iniciativas de promoção da saúde do solo, tais como o Soil Health Institute, Global Soil Health Programme, Coalition of Action for Soil Health; xi) promover eventos (simpósios, workshops e palestras presenciais e/ou online) para divulgação das atividades e resultados da parceira e principais envolvidos na iniciativa; xii) tornar-se uma referência de conhecimento científico, que possa servir fonte para a elaboração de políticas públicas sobre saúde do solo que possam apoiar o Brasil nos compromissos internacionais, nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, e outras agendas prioritárias (Figura 29.2).

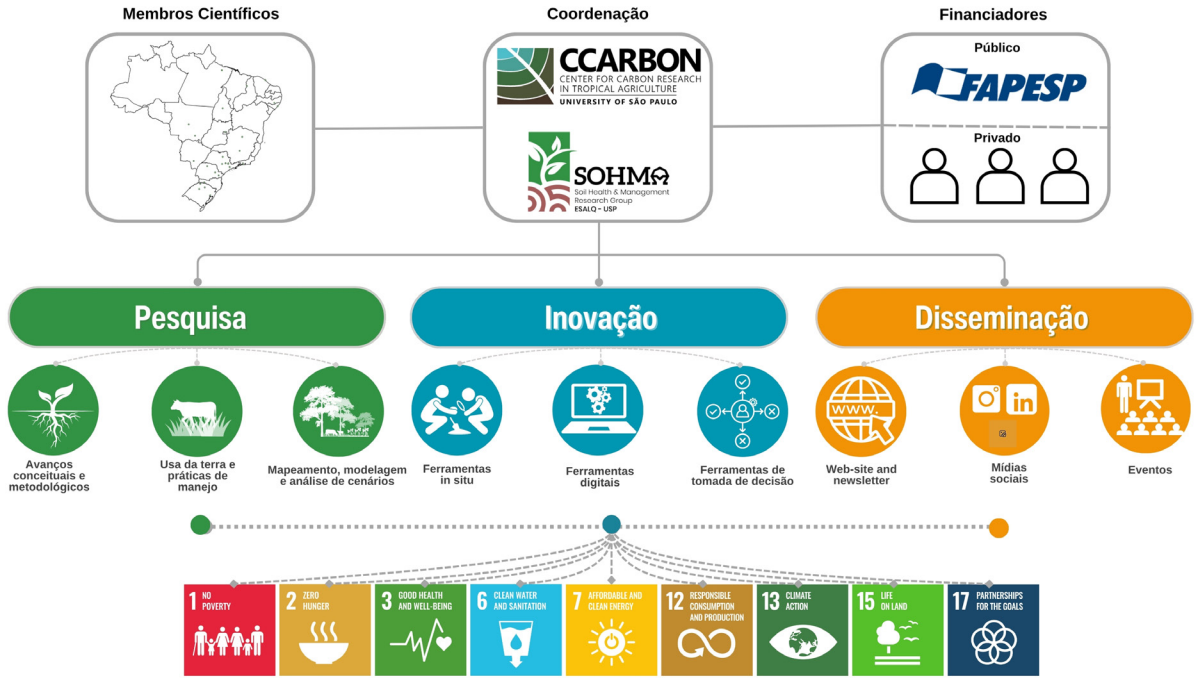


Figura 29.2. Estrutura e principais atividades da Brazilian Soil Health Partnership.

Nesse contexto, fortalecer o elo entre conhecimento científico, formulação de políticas e acesso a mecanismos financeiros é essencial para escalar soluções regenerativas nos sistemas produtivos. Este capítulo examina essas dimensões técnicas, políticas e econômicas, destacando evidências, experiências e instrumentos capazes de acelerar a transição rumo a uma agricultura mais sustentável, resiliente e inclusiva.

Evidências e iniciativas para a transformação da saúde do solo no brasil e nas américas

Nos sistemas terrestres, os solos representam o maior reservatório de carbono, armazenando entre 1.500 e 2.400 PgC, ou seja, cerca de três vezes o estoque encontrado na vegetação e na atmosfera (Ciais et al., 2013). Processos que expõem esse material orgânico, geralmente associado às frações orgânicas ou minerais do solo, aos agentes decompositores resultam na emissão de CO_2 para a atmosfera.

Por outro lado, o acúmulo de carbono na subsuperfície do solo, também mediado por agentes decompositores (macrofauna, microfauna, fungos, bactérias), caracteriza o que se denomina sequestro de carbono. Esse processo ocorre por meio de mecanismos naturais que se iniciam com a absorção de energia solar pelas plantas. Estas capturam o CO_2 atmosférico e o transformam em biomassa vegetal. Ao entrarem em senescência,

os resíduos vegetais são decompostos por organismos do solo e transformados em moléculas que podem se associar às frações minerais, promovendo o sequestro de carbono (Cerri et al., 2021).

A agricultura e a pecuária são essenciais para a oferta de alimentos e à manutenção da segurança alimentar global. No entanto, são muito suscetíveis ao clima e aos processos de degradação, que podem afetar a produtividade e comprometer a estabilidade dos estoques de carbono dos solos. Diversas variáveis influenciam o acúmulo ou a perda de carbono nos solos, como o aporte de biomassa, a temperatura, a umidade e os sistemas de proteção da cobertura do solo. De modo geral, práticas que envolvem o revolvimento do solo, como gradagem e subsolagem, tendem a expor a matéria orgânica à decomposição acelerada, promovendo a liberação de carbono.

Por outro lado, práticas agrícolas conservacionistas podem incrementar os estoques de carbono ao longo do tempo. O Sistema de Plantio Direto na Palha (SPD), amplamente adotado em países como Argentina e Brasil, baseia-se na rotação de culturas, no aporte contínuo de biomassa vegetal, na manutenção de resíduos orgânicos e, principalmente, na ausência de revolvimento do solo. Essa combinação favorece o acúmulo de matéria orgânica e o sequestro de carbono ao longo dos anos (Carvalho et al., 2007).

Existem diferentes práticas com essa capacidade, que contribuem para o aporte de matéria orgânica nos sistemas produtivos e, consequentemente, promovem o aumento dos estoques de carbono nos solos, como as práticas de manejo sustentável na pecuária, que permitem a recuperação de pastagens; o manejo de florestas plantadas; a implantação de cultivos consorciados; a integração entre lavoura, pecuária e floresta; e o sistema de plantio direto na palha, entre outras (Cerri et al., 2007; 2010; Tenelli et al., 2024).

Além do carbono, solos manejados de forma sustentável oferecem diversos benefícios adicionais, como maior capacidade de reciclagem de nutrientes, melhor retenção e infiltração de água, conservação da umidade e melhoria das condições químicas e físicas do solo. Esses benefícios compõem o conceito mais amplo de “saúde do solo” (Poppiel et al., 2025).

Em todo o continente americano, estima-se a existência de mais de 1 bilhão de hectares dedicados à produção agrícola e pecuária. Desse total, cerca de 30% apresentam algum estágio de degradação (Comissão Europeia, 2013), o que representa um enorme desafio, mas também uma grande oportunidade para a recuperação ambiental e o aumento da produtividade.

Estudos recentes liderados pela iniciativa LISAM/IICA destacam o papel estratégico da saúde do solo na reversão desses processos. Um esforço colaborativo com o CCARBON/USP resultou na análise de mais de 13 mil artigos científicos, selecionando aqueles com base metodológica e analítica comparável para estimar a variação dos estoques de carbono do solo em diferentes sub-regiões do continente (Tabela 29.1).

Tabela 29.1. Taxa média de acúmulo de carbono orgânico no solo (SOC) por prática de manejo e região. Fonte: Adaptado de Cerri et al., 2024.

Práticas de Manejo	**Região**	**Taxa Média de Acúmulo de SOC** *(Mg C ha⁻¹ ano⁻¹)*
Pastagens Melhoradas	Norte	0,25
	Central	0,25
	Caribe	0,25*
	Sul	0,48
	Andes	1,03
Agricultura Conservacionista	Norte	0,42
	Central	0,35
	Caribe	0,35*
	Sul	0,67
	Andes	0,42
Sistemas Agrícolas Integrados	Norte	0,87
	Central	1,16
	Caribe	1,16*
	Sul	0,79
	Andes	1,08

Notas: Para a região do Caribe, os valores adotados foram os mesmos da América Central devido à escassez de dados regionais específicos. A tabela baseia-se em estudos publicados por pares (meta-análises e estudos individuais) e os valores devem ser interpretados com cautela, especialmente nas regiões com maior incerteza. OBS: para converter valores de C em CO_2-eq, basta multiplicar por 3,67.

Esses resultados evidenciam o impacto positivo da adoção de boas práticas de manejo na América Latina sobre os estoques de carbono orgânico no solo (SOC). As taxas de acúmulo variam conforme a prática e a região:

- Pastagens melhoradas apresentaram taxas médias de acúmulo de SOC variando de 0,25 a 1,03 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, equivalentes a aproximadamente 0,91 a 3,78 Mg CO_2-eq ha^{-1} ano^{-1}.
- Agricultura conservacionista registrou taxas médias entre 0,35 e 0,67 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, correspondendo a cerca de 1,28 a 2,46 Mg CO_2-eq ha^{-1} ano^{-1}.
- Sistemas agrícolas integrados apresentaram as maiores taxas médias, variando de 0,79 a 1,16 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, o que equivale a aproximadamente 2,90 a 4,25 Mg CO_2-eq ha^{-1} ano^{-1}.

Esses valores são significativos, pois fornecem uma base científica sólida que pode subsidiar a formulação de políticas públicas nacionais, inspiradas em modelos como o Plano ABC do Brasil (Brasil, 2009; 2010).

Ao extrapolar essas taxas para áreas degradadas em toda a região, estima-se um potencial de mitigação superior a 13 bilhões de toneladas de CO_2-eq ao longo de 20 anos. Esse potencial destaca o setor agropecuário como protagonista global em ações de mitigação e adaptação às mudanças climáticas, combate à desertificação, recuperação de áreas degradadas e promoção da segurança alimentar segundo os critérios estabelecidos pelo IPCC para definição de prioridades globais em políticas climáticas, conforme detalhado no *Special Report on Climate Change and Land* (Tabela 29.2).

Tabela 29.2. Indicadores utilizados pelo IPCC para definir critérios e prioridades em nível global. Adaptado de IPCC (2019).

Impacto	**Mitigação** (Gt CO_2-eq ano^{-1})	**Adaptação** (milhões de pessoas)	**Desertificação** (milhões de km²)	**Degradação da terra** (milhões de km²)	**Segurança alimentar** (milhões de pessoas)
Alto (positivo)	Mais de 3	Positivo para mais de 25	Mais de 3	Mais de 3	Positivo para mais de 100
Moderado (positivo)	0,3 a 3	1 a 25	0,5 a 3	0,5 a 3	1 a 100
Baixo (positivo)	Menos de 0,3	Menos de 1	Menos de 0,5	Menos de 0,5	Menos de 1
Negligenciável	Sem efeito	Sem efeito	Sem efeito	Sem efeito	Sem efeito
Baixo (negativo)	Menos de -0,3	Menos de 1	Menos de 0,5	Menos de 0,5	Menos de 1
Moderado (negativo)	-0,3 a -3	1 a 25 (negativo)	0,5 a 3 (negativo)	0,5 a 3 (negativo)	1 a 100 (negativo)
Alto (negativo)	Menos de -3	Negativo para mais de 25	Negativo para mais de 3	Negativo para mais de 3	Negativo para mais de 100

As iniciativas como LISAM/IICA e CCARBON/USP propõem ampliar a adoção de boas práticas agrícolas na região, promovendo o uso de tecnologias sustentáveis que aumentem a resiliência dos sistemas produtivos, restaurem a saúde dos solos e elevem a produtividade com menor impacto ambiental. Entre suas ações destacam-se o desenvolvimento de evidências científicas, a articulação de atores públicos e privados, e a construção de uma agenda de cooperação técnica entre os países das Américas.

Um dos exemplos mais robustos de políticas públicas com base em evidências científicas é o Programa ABC, Agricultura de Baixa Emissão de Carbono, lançado pelo governo brasileiro em 2010 (Brasil, 2010). Entre 2010 e 2020, o programa promoveu a transformação de mais de 30 milhões de hectares e contribuiu para a mitigação de cerca

de 190 Mt CO_2-eq, por meio da adoção de um conjunto de tecnologias sustentáveis. Para a fase 2020–2030, as projeções apontam um potencial de mitigação de até 1 bilhão de toneladas de GEE, conforme indicado pela atualização da NDC brasileira (Brasil, 2021; Brasil, 2024).

Tabela 29.3. Potencial de mitigação do Plano ABC+ para o período 2021-2030 (Brasil, 2021).

Tecnologia / Prática	**Meta (milhões de ha ou m³; ou nº de animais)**	**Mitigação estimada (milhões Mg CO_2-eq)**
Recuperação de Pastagens Degradadas (PRPD)	30,0 M ha	113,70
Sistema de Plantio Direto de Grãos (SPDG)	12,5 M ha	12,10
Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH)	0,08 M ha	0,88
Integração Lavoura-Pecuária--Floresta (ILPF)	10,0 M ha	34,10
Sistemas Agroflorestais (SAF)	0,1 M ha	37,90
Florestas Plantadas (FP)	4,0 M ha	510,00
Bioinsumos (BI)	13,0 M ha	23,40
Sistemas Irrigados (SI)	3,0 M ha	50,00
Manejo de Resíduos da Produção Animal (MRPA)	208,4 M m³	277,80
Terminação Intensiva (TI)	5,0 M animais	16,24
Total	**72,68 Mha + 208,4 milhões de m³ + 5 milhões de animais**	**1.076,12**

Além das políticas nacionais, os mecanismos de financiamento internacional têm desempenhado papel essencial na viabilização de projetos sustentáveis em larga escala. O Fundo Verde para o Clima (GCF), por exemplo, já comprometeu mais de US$ 16 bilhões em aproximadamente 300 projetos, sendo que o volume total de recursos mobilizados — incluindo contrapartidas — supera US$ 63 bilhões. Esses recursos têm sido fundamentais, especialmente para países em desenvolvimento, permitindo avanços na transição para sistemas produtivos regenerativos e na construção de resiliência climática no setor agropecuário.

Embora existam exemplos de sucesso e um volume significativo de recursos mobilizados, a ampla adoção de práticas agrícolas sustentáveis por produtores rurais ainda enfrenta diversas barreiras. Entre elas estão a limitação no acesso à tecnologia, assistência técnica de qualidade, mão de obra qualificada, crédito rural e políticas públicas mais inclusivas.

Em nível global, estima-se que o custo para a recuperação de solos degradados possa ultrapassar US$ 2 trilhões, sendo aproximadamente US$ 400 bilhões apenas para a região das Américas. O acesso a financiamento adequado é, portanto, um elemento central para garantir a recuperação dos solos, o aumento da produtividade agrícola e a segurança alimentar em escala regional e global.

Muitas vezes, o principal motor da viabilidade econômica é o rendimento e as práticas agrícolas que aumentam tais rendimentos (Tabela 29.4). A margem de lucro do rendimento é impactada pelas condições do mercado externo que podem ser locais ou globais, os custos fixos associados aos equipamentos e os custos variáveis associados aos insumos. Fatores externos como preços globais e clima estão muitas vezes fora de controle dos agricultores e devem ser considerado um risco a ser gerido de forma eficaz.

Práticas que oferecem um aumento imediato no rendimento são, portanto, selecionadas para aumentar os lucros de uma fazenda. Práticas que promovam a saúde do solo que podem levar anos para mostrar melhorias no rendimento por meio do aumento da produção, redução de custos ou gerenciamento de riscos muitas vezes são consideradas com mais cuidado antes de serem adotadas. Essas considerações são mais relevantes quando uma prática agrícola opera com margem de lucro mínima.

Com base no exposto, algumas das oportunidades de monetização, via mecanismos financeiros para fomentar iniciativas que melhorem a saúde do solo no Brasil são brevemente apresentadas a seguir, incluindo: Mercado de Créditos de Carbono Regulado, Mercado de Créditos de Carbono Voluntário, Mercado de Créditos de Carbono Jurisdicional, Pegada de carbono (*Premium Price Products*), Pagamento de Serviços Ambientais relacionados a carbono e Agenda ESG e Incentivos Econômicos.

Tabela 29.4. Dimensões econômicas das decisões sobre práticas de manejo da saúde do solo.

Tipo	Benefícios potenciais (aumento de receita ou redução de custo)	Custos potenciais (redução de receita ou aumento de custo)
PRIVADO (ex.: indivíduo)	**AGRONÔMICOS:** • Aumento da produtividade (e da receita) • Redução dos gastos com fertilizantes • Redução do custo com combustível (em plantio direto) • Maior resiliência a eventos climáticos extremos • Estabilidade da produtividade ao longo do tempo • Oportunidades de pastejo (com plantas de cobertura)	**AGRONÔMICOS:** • Aumento do custo com sementes de plantas de cobertura • Aumento do custo com mão de obra e máquinas (ex.: para plantio das coberturas) • Aumento do uso de herbicidas (ex.: para dessecação das coberturas e controle de plantas daninhas em sistemas de plantio direto) • Possível redução da produtividade (ex.: se houver atraso no plantio da cultura principal por conta da dessecação tardia da cobertura) • Custo de oportunidade da mão de obra no inverno (plantio das coberturas) • Menor disponibilidade de umidade para a cultura principal (após cobertura) • Risco de atrair animais indesejados (associados à cobertura)
	AMBIENTAIS: • Redução da erosão do solo nas áreas de cultivo • Diminuição da compactação do solo • Redução das perdas de nitrogênio e fósforo, com maior eficiência no uso de nutrientes • Melhor retenção de umidade durante a estação	**AMBIENTAIS:** • Nenhum identificado
EXTERNO (ex.: sociedade)	**AGRONÔMICOS:** • Redução de surtos de pragas e doenças (ex.: devido à presença de insetos benéficos)	**AGRONÔMICOS:** • Possível aumento da incidência de pragas
	AMBIENTAIS: • Redução da erosão do solo em nível de paisagem • Sequestro de carbono (ex.: culturas de cobertura ou plantio direto removem CO_2 do ar e o armazenam na planta e/ou no solo) • Melhoria da qualidade da água (ex.: por menor lixiviação de nitrato) • Aumento da biodiversidade (ex.: ambiente mais favorável para insetos e polinizadores benéficos)	**AMBIENTAIS:** • Nenhum identificado

Mercados de créditos de carbono (regulado, voluntário e jurisdicional)

Os mercados de carbono têm um lugar central dentre os instrumentos econômicos desenvolvidos para lidarmos com as mudanças climáticas. Nascidos para precificar a emissão do carbono e corrigir os danos que o excesso de emissões causa na sociedade, os mercados de carbono se desenvolveram de maneiras múltiplas. O seu caráter inovador e em constante evolução levantam questões contínuas sobre a legitimidade e efetividade desses mercados. Assim, a compreensão das diferentes formas atuais desses instrumentos no país e suas tendências se faz necessária.

O Brasil adotou em dezembro de 2024 o seu marco legal de carbono. A Lei nº 15.042/2024 é a responsável por introduzir no país um sistema de mercado regulado do tipo *cap-and-trade* ou 'sistema de comércio de emissões'. Ela ainda traz regras sobre a comercialização de créditos de carbono no mercado voluntário e reconhece a existência no país dos programas jurisdicionais de carbono.

Legislação de estrutura robusta e moderna, a lei traz para o Brasil três sistemas de mercado de carbono, que se complementam e se estimulam: i) mercado regulado, ii) mercado voluntário e iii) programa jurisdicional, com a possibilidade de uma interoperabilidade entre os mercados. Importante destacar que um sistema não é melhor que o outro, e sim, cada um desses sistemas tem seus atores, instrumentos e objetivos diferentes, cobrindo diferentes necessidades e trazendo diferentes soluções.

O mercado regulado tem por característica primordial regular emissões provenientes da indústria. Já o mercado voluntário valoriza as chamadas soluções baseadas na natureza, ou seja, projetos de carbono que envolvem principalmente os setores agroflorestais. Por fim, os programas jurisdicionais servem para fortalecer políticas públicas que serão desenvolvidas para diferentes atores sociais, por meio da redução do desmatamento dentro de uma jurisdição, sendo a forma subnacional a utilizada no Brasil.

Especial atenção foi dispensada às discussões sobre a participação do setor agropecuário dentro dessa lei. Como veremos a seguir, o setor agropecuário primário foi excluído da incidência do sistema regulado, sendo certo que esse setor se mantém ativo nos mercados voluntários e jurisdicional.

Mercado de crédito de carbono regulado

O mercado regulado é uma política pública impositiva que tem o objetivo de estimular os setores econômicos alvos a reduzirem suas emissões a um melhor custo. O sistema de comércio de emissões triplicou de cobertura desde o seu nascimento em 2005 até hoje e atualmente cobre 18% das emissões globais de carbono.

Trata-se de um sistema de alocação de permissões de emissão de carbono que se tornam ativos negociáveis entre os atores do sistema. Assim, todo ator regulado que decide não utilizar sua permissão de emitir carbono dentro do limite imposto, tem o direito de vender a outro ator do sistema, a quem as permissões não foram suficientes.

O mercado regulado tem por característica primordial regular emissões estacionárias, ou seja, aquelas típicas dos setores industriais. Isso se deve pela necessidade de medições exatas das quantidades de gases emitidas, uma vez que esse mercado acorda direitos de emissão, que serão atribuídos à cada participante. Uma medição inexata ou sujeita à grandes variações poderia colocar em risco a confiabilidade do sistema.

O setor agropecuário primário foi excluído do sistema do mercado regulado, ou seja, esse setor não é elegível para receber limites de emissão de carbono. No entanto, a agroindústria associada é elegível, bem como, a indústria de insumos e fertilizantes. A exclusão do agro primário se justifica por questões técnicas e regulatórias.

Ponto de ancoragem da exclusão, o agro primário apresenta emissões de características difusas – o que por si só poderia afastar um perfil regulatório do tipo *cap-and-trade*, que exige emissões estacionárias. No entanto, a peculiaridade do setor se estende a outros fatores como, tamanho do mercado, variedade dos gases, sensibilidades econômico-sociais e falta de ferramentas de mensuração e controle – que justificam largamente o afastamento do modelo regulado tradicional.

A agricultura é um setor de tamanho superior a outros já regulados e apresenta maior número de atores envolvidos. No Brasil temos 5 milhões de estabelecimentos rurais, sendo mais de 50 mil com tamanho superior a 1.000 hectares, tornando todo o trabalho de engajamento e controle extremamente difícil.

Ainda, observa-se grande volume de gases diferentes de CO_2 envolvidos nas emissões, cuja precificação é diferente do carbono de referência e para os quais não há grande experiência internacional. Nesse sentido, 50% dos gases de efeito estufa agrícolas provêm da pecuária, principalmente metano (CH_4); 36% dos gases provêm

de nutrientes em solos, principalmente óxido nitroso (N_2O) utilizado em aplicações de fertilizantes químicos e, apenas 14% dos gases são provenientes de mudanças no uso da terra, principalmente carbono (CO_2) de sequestro em terras agrícolas e pastagens.

Trata-se de setor estratégico para as economias nacionais, com muitas interações na cadeia de valor e com impacto importante nos consumidores finais. O que o submete a sensibilidades políticas especiais: como a demanda global por alimentos e o risco de vazamento (*leakage*) para outros países. Por fim, a falta de escala e consistência no uso de ferramentas de Monitoramento, Relato e Verificação (MRV) de emissões, faz com que o setor não apresente as condições técnicas ideais para submetê-lo à regulação típica de um mercado regulado do tipo *cap-and-trade*, que exige rígido controle das emissões.

Mas o fato de o setor agropecuário não reunir as condições típicas de um modelo regulatório de mercado obrigatório de comércio de emissões, não significa que esse setor não possa se submeter a outros modelos que lhe tragam estímulos à descarbonização. Muito pelo contrário. O setor deve receber os investimentos necessários para que suas reduções de emissões possam ocorrer ao menor custo e respeitando as suas características próprias.

Se o desenho de um mercado regulado próprio ao setor agropecuário parece uma realidade distante, a verdade é que essa opção é já está sendo estudada por alguns atores. Nesse caso, o sistema regulado teria características únicas, respeitando as particularidades desse setor, como estímulos às cadeias de produção, e não se confundiria com um sistema *cap-and-trade* do tipo industrial.

Mas o fato é que, atualmente, não há nenhuma previsão de se estabelecer mercados do tipo *cap-and-trade* para o setor agropecuário primário e, desde já, o setor pode se beneficiar de outros estímulos financeiros, dentro de uma agenda de financiamentos verdes e outros braços do mercado de carbono, como o voluntário e o jurisdicional.

Mercado de crédito de carbono voluntário

O chamado mercado voluntário é aquele baseado em projetos de carbono certificados e auditáveis por padrões específicos. Os compradores de créditos de carbono no mercado voluntário o fazem baseados em planos de descarbonização independentes de obrigações legais, são os chamados compromissos *net-zero*. Tais compromissos cresceram no período pós-Acordo de Paris e simbolizam a entrada de atores não Estatais nos objetivos de redução da emissão de carbono.

Atualmente, a demanda desse mercado é baseada nos compromissos corporativos de grandes empresas internacionais que se posicionaram como referência, principalmente as empresas de tecnologia. A oferta é assegurada por projetos que se organizam em torno de diferentes metodologias, com atividades de remoção ou emissões evitadas na atmosfera.

Na ausência de lei direcionadora para a composição dos projetos, a integridade do processo é feita por iniciativas internacionais que indicam as melhores práticas, como o Conselho de Integridade para o Mercado Voluntário (ICVM, *Integrity Council for the Voluntary Carbon Market*, em inglês) e a Iniciativa pela Integridade dos Mercados Voluntário (VCMI em inglês). Aqui, cabe o destaque para os princípios fundamentais do carbono (CCPs), lançados recentemente pelo ICVCM (ICVCM, 2025) e que se tornaram referência para a verificação da alta qualidade dos créditos nesse mercado.

Cabe destacar que o mercado voluntário é o sistema que permite a atração de capital para os chamados ativos naturais, ou seja, aqueles vindos de projetos que têm a natureza como base. Tais projetos podem estar ligados à produção agropecuária ou à atividades florestais de restauro e preservação, o que coloca esse mercado em destaque para um país como o Brasil.

Uma propriedade rural hoje no país pode gerar créditos de carbono sobre sua produção agrícola, sua área florestal ou até mesmo sobre a sua área de pastagem, desde que os requisitos da certificação estejam presentes. Verdade é que o processo de identificação da melhor oportunidade no mercado de carbono não é tarefa trivial e exige avaliações técnicas rigorosas. Até porque, certo é, que nem toda área atende aos critérios de elegibilidade para a certificação de carbono.

Ao lado das oportunidades de certificação de carbono para venda do crédito no mercado voluntário, uma outra vertente que merece destaque é a possibilidade de valoração das commodities agrícolas em determinadas cadeias de valor, é o chamado *insetting*. Nesse caso, não há necessidade da geração de créditos e a mensuração da redução de carbono por melhorias nas técnicas de produção é feita pelo valor agregado ao produto, podendo constituir uma oportunidade vantajosa ao produtor rural.

Certo é que o mercado voluntário de carbono tem tendência clara de crescimento (Figura 29.3). Se no ano de 2023, esse mercado movimentou apenas USD 1,1 bilhão, enquanto o mercado de carbono regulado chegou até USD 74 bilhões (MSCI Carbon Markets, 2024), a previsão para 2050 é de chegarmos a uma demanda de 8,2 bilhões de toneladas de créditos. Isso levando-se em consideração os compromissos atuais já firmados em iniciativas internacionais (SBTi, 2025) e em mercados específicos como o

da aviação (CORSIA, 2025), o que representa um crescimento de aproximadamente 8 vezes o mercado atual, no cenário de alta demanda (MSCI Carbon Markets, 2024).

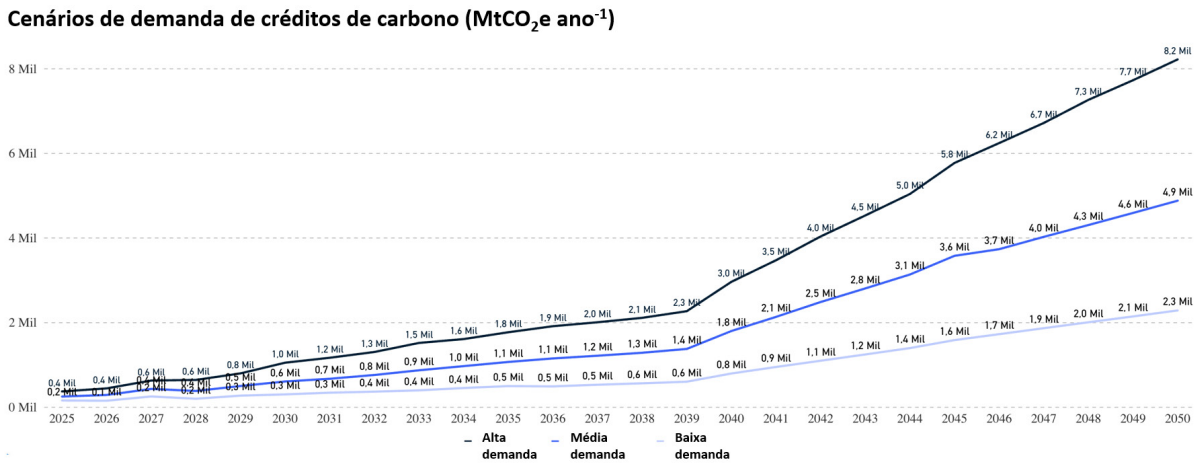


Figura 29.3. Cenários de demandas de créditos de carbono no mundo. Fonte: Adaptado de MSCI Carbon Markets (2024).

Em termos da relação custo-benefício para atividades de soluções baseadas na natureza (SBN) comparado a outros 40 países com florestas tropicais, o Brasil ocupa o segundo lugar, quase empatado com o primeiro colocado, a Indonésia, e distante do terceiro colocado, o Congo. Dentro das atividades, o país assume a liderança em oportunidades ligadas à preservação florestal, restauro e manejo da agricultura (Figura 29.4).

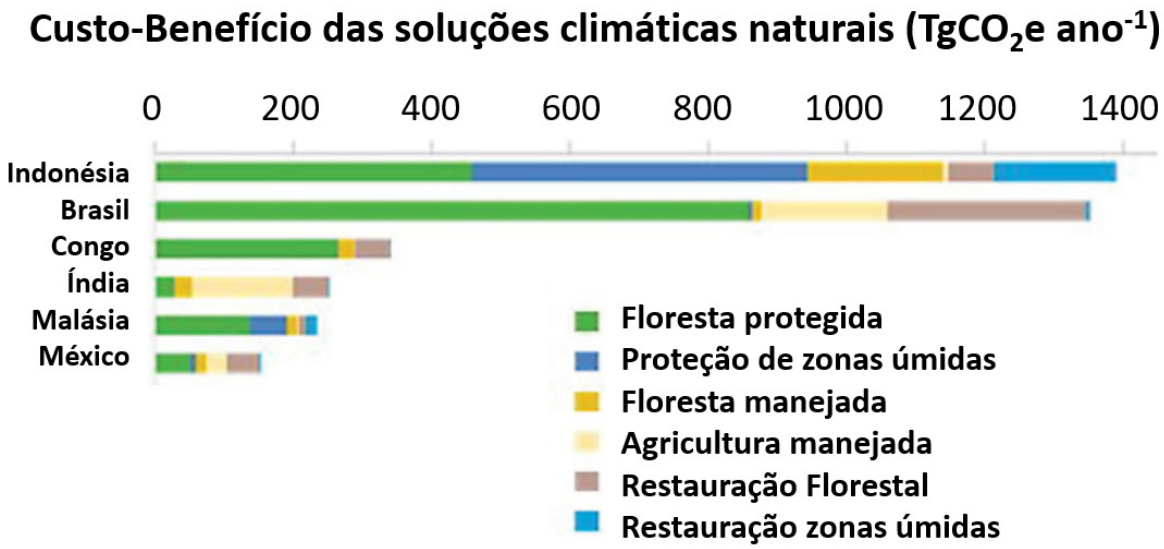


Figura 29.4. Custo-benefício das soluções climáticas naturais. Fonte: Adaptado de Griscom et al. (2020).

Quando se fala de mercado voluntário, vale lembrar que a escolha de parceiros e de empresas desenvolvedoras de projetos é tarefa de suma importância. Nesse ponto, a vida associativa pode oferecer um bom caminho para o acesso à informação e para o apoio à identificação de boas oportunidades para o desenvolvimento de projetos no mercado voluntário, que claramente vão crescer nos próximos anos.

Mercado de créditos de carbono jurisdicional

O mercado jurisdicional talvez seja o menos comentado até o momento, dada a sua novidade, mas certamente é um mercado que vale a compreensão, devido ao seu potencial de crescimento. Classificado dentro da esfera voluntária, trata-se de um sistema completamente diferente da lógica dos mercados regulados do tipo *cap-and-trade* e dos projetos de carbono privados.

Trata-se de programas que são geridos pelos governos nacionais ou subnacionais, sobre a totalidade das áreas florestais de uma dada jurisdição. A implementação é feita por meio da melhoria da aplicação das políticas públicas de governança florestal que geram redução do desmatamento e da degradação ambiental. Esse ganho de desempenho é então medido e certificado gerando créditos de carbono que serão negociados no mercado voluntário.

Importante componente dos programas jurisdicionais são os processos de escuta dos atores sociais e econômicos. As chamadas consultas públicas permitem entender os processos que levam aos tempos e movimentos de conservação e desmatamento em determinada região, o que dará origem à estratégia do programa. Essa estratégia, que deverá ocorrer em acordo com os atores locais, dará origem a um plano de repartição de benefícios.

Aqui cabe destacar que os atores sociais e econômicos beneficiados pela repartição, não o serão de forma individual, mas sim coletiva. Ou seja, para cada grupo identificado, os benefícios retornam por meio de programas que serão especialmente criados para favorecer ações de preservação e melhorias de práticas. Dentre os grupos destacam-se: comunidades tradicionais, indígenas, quilombolas e produtores rurais, principalmente os pequenos e médios.

Atenção para o fato de que tais programas não cobrem áreas de plantação agrícolas, mas apenas florestais. Portanto, é possível que a área florestal de uma propriedade entre na contabilidade do programa, e não entre a sua área produtiva. Ainda,

aquelas propriedades que prefiram desenvolver seus próprios projetos de carbono em áreas florestais, terão suas áreas subtraídas da contabilidade jurisdicional, o chamado "procedimento de aninhamento" do projeto privado, sem qualquer prejuízo.

No Brasil, atualmente, seis Estados já dispõem de instrumentos legais para o desenvolvimento dos seus programas – Acre, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Piauí e Tocantins. Dentre esses, o Estado do Tocantins é o Estado mais avançado, com previsão de emissão de créditos entre o fim de 2025 e início de 2026, que representará um marco para os programas jurisdicionais no mundo.

A grande vantagem dos programas jurisdicionais é apresentar maior integridade dos créditos gerados. Primeiro, porque a linha de base é unificada para toda a jurisdição. Segundo, existe uma certificação própria desse sistema, que foi criada com padrões elevados de exigência (Art, 2025). Terceiro, os programas apresentam alinhamento com os compromissos da NDC brasileira e com o Nível de Referência de Emissões Florestais Nacional (FREL nacional), o que traz grande confiança para o sistema.

Os programas jurisdicionais abrem uma nova frente de valorização da cobertura florestal, o que traz ganhos mais amplos. Com as melhorias geradas aos sistemas de controle de desmatamento, as regiões nas quais os programas estão instalados passam a se beneficiar de maior integridade às commodities ali produzidas, podendo mesmo trazer uma nova camada de integridade às cadeias de produção daquele Estado.

Portanto, vimos que os mercados de carbono apresentam oportunidades interessantes ao produtor rural e à valoração do carbono no solo, mas existem outros meios de financiamento que são igualmente importantes.

Pegada de carbono (*Premium Price Products*) e pagamento de serviços ambientais relacionados a carbono

Um dos maiores desafios do setor agro é a valorização dos produtos com uma chamada baixa pegada de carbono. O desafio começa pelas próprias definições, muitas vezes ainda não padronizadas globalmente. Produtos de baixo carbono, carbono neutro, carbono zero, carbono negativo – são apenas alguns exemplos de uma escala desejada pelo mercado e almejada por muitas empresas – mas que a grande maioria desconhece as diferenças e mesmo o impacto econômico de implementá-las. Sem conhecer os custos envolvidos, fica difícil imaginar como será precificado e no final do dia, se os

consumidores estarão dispostos a comprar com um preço prêmio.

Um produto de baixa emissão pressupõe a criação de uma linha de base (referência) e um projeto de redução destas emissões (sequestro ou redução).

Uma das definições de escopos vem do *Greenhouse Gas Protocol* (GHG Protocol, 2025), que categoriza as emissões de gases do efeito estufa em 3 escopos (Figura 29.5). Neutro pode significar um produto com emissões de escopo 1 (emissões diretas por fontes próprias) e 2 (emissões indiretas ligadas à energia) neutralizadas / compensadas e zero com emissões 1, 2 e 3 (emissões indiretas na cadeia de valor, exceto energia) zeradas, ou seja, com a inclusão da cadeia de valor, algo além da “porteira” e por isso, muito mais complexo, custoso e desafiador.

Independentemente do conceito, é importante lembrar que na maioria das empresas, por exemplo do World Business Council for Sustainable Development (WBCSD, 2025) mais de 80% das emissões estão no escopo 3, no agro, mais de 90%. Portanto, não existe produto zero sem a participação ativa dos produtores rurais.

Exemplos como a ADM (2025) têm suas emissões de escopo 3 (basicamente os produtos agrícolas que compram) na ordem de 88%, na Coca-Cola esse mesmo escopo está na ordem de 80% (Coca-Cola, 2025), apenas para citar duas empresas globais totalmente inseridas na cadeia de valor do agronegócio. O número não difere em outras empresas agroalimentares e fica claro que o maior desafio está na cadeia de valor, notadamente junto ao produtor rural.

Já no Fórum Econômico Mundial (WEF) se trabalha com o conceito de neutro quando as emissões são compensadas fora da cadeia de valor (*offsettings*), zero quando são realizadas as compensações dentro da própria cadeia (*insetting*) e negativo quando as remoções são maiores que as emissões. A priorização deve ser sempre de *insetting*, mas como nem sempre é possível essa redução, muitas empresas optam por completar sua demanda de carbono por créditos comprados no mercado (WEF, 2024).

Outra visão, em boa parte similar é do Science Based Targets Initiative (SBTi) que considera o net zero como mandatório aos signatários (mais de 1.200) e nele existe uma regra de no mínimo 90% das reduções dentro da cadeia e no máximo 10% de reduções chamadas de neutralizadas, ou seja, com remoções que precisam ser permanentes, como captura e armazenamento de carbono (SBTi, 2025).

Em geral a lógica do “pior ao melhor” começa com baixo carbono, evolui para carbono neutro, carbono zero e carbono negativo. No agro existem desafios adicionais pois muitas vezes essas metodologias de cálculo consideram sistemas temperados,

muito distintos dos nossos trópicos. Temas como uso indireto, desmatamento (legal e ilegal), comida versus biocombustível, entre outros são pontos de melhoria contínua e discussões que ainda levarão tempo para serem equacionadas.

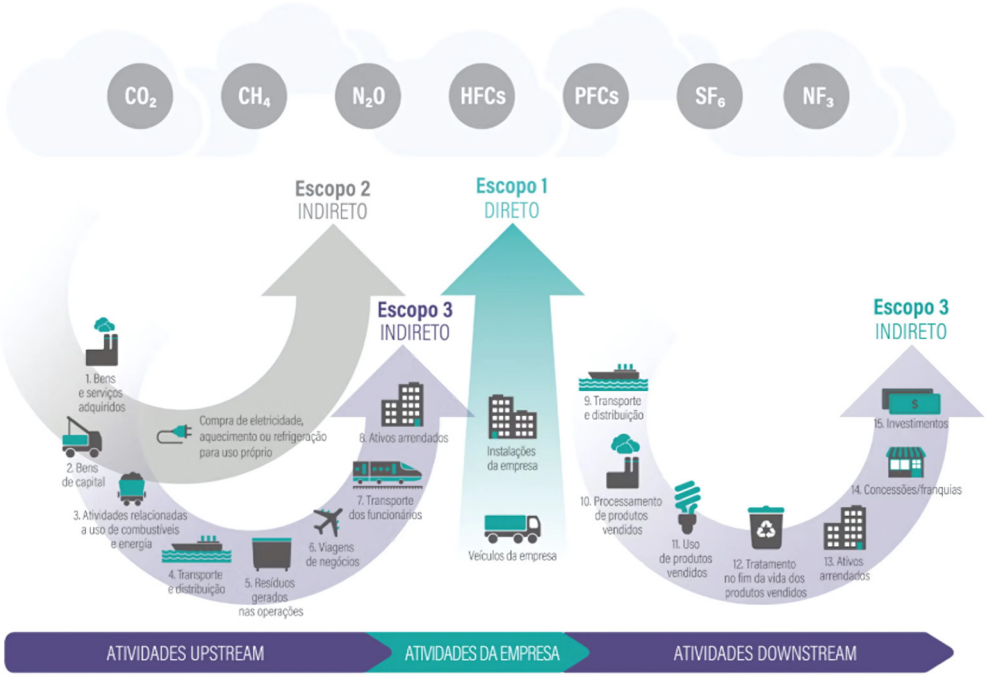


Figura 29.5. Escopos de emissões de gases do efeito estufa consideradas no GHG Protocol. Fonte: World Resource Institute (WRI).

Ainda assim, algumas cadeias de valor já começaram estes testes, como carne, soja, cana, café, algodão e cacau – e na grande maioria, o preço prêmio não existe – o consumidor dá preferência a produtos mais sustentáveis, desde que o preço seja semelhante. Claro que em cadeias com maior agregação de valor e para mercados mais exigentes, o aumento do preço parece algo realizável, mas para setores como grãos e carnes a estratégia parece muito mais voltada à preferência (dos consumidores, dos compradores ou dos países) do que preço.

Agenda ESG e incentivos econômicos

O acrônimo ESG (ou ASG em português) significa um olhar Ambiental, Social e de Governança, ele pode ser entendido como um avanço no tripé tradicional da sustentabilidade (ambiental, social e financeiro), mas também é uma estratégia de redução de risco e até por isso vai muito além de um mero compliance, apenas de cumprimento das legislações e outros aspectos regulatórios.

Com o avanço da agenda internacional (Protocolo de Quioto e, posteriormente, Acordo de Paris) houve um aumento de financiamentos verdes para apoiar o atingimento destas metas, alinhadas ao chamado “1,5 ºC”.

Apenas para a transição climática devemos lembrar que na última década falava-se em U$ 100 bilhões, reajustados para um compromisso de U$ 300 bilhões na COP29 realizada em Baku, Azerbaijão (UNFCCC, 2024) e de uma necessidade para os próximos anos de U$ 1,3 trilhões. Importante para um exercício comparativo entender que o mundo investiu em 2023 cerca de U$ 2,4 trilhões em armas (SIPRI, 2023) e incríveis U$ 7 trilhões em subsídios a combustíveis fósseis (IMF, 2023) o maior causador do aumento de gases de efeito estufa.

Como a transição para uma economia de baixa emissão de carbono é vital para a sobrevivência dos negócios (e claro, da humanidade), muitos bancos entraram na agenda, particularmente após a COP26 em Glasgow, com importantes assinaturas de compromissos globais como o Net-Zero Banking Alliance (UNEPFi, 2025) com mais de 120 bancos, focados em emissões líquidas zero e que, no último relatório de 2024 tinham 88% deles com exposição ao agro e Glasgow Financial Alliance for Net Zero (GFANZ, 2025), apenas para citar as duas de maior volume de recursos envolvidos.

Outros coletivos globais também operam com muitos atores e imensos recursos, maiores que o PIB Global, como United Nations Environment Programme Finance Initiative (UNEP FI, 2025), com cerca de 500 membros e U$ 170 trilhões em projetos, incluindo sistemas alimentares em seu foco e o Principles for Responsible Investment (PRI, 2025) com quase 4.000 signatários que fazem a gestão de cerca de US$ 120 trilhões. Apenas para comparação, em 2024 o PIB Global, de acordo com o Fundo Monetário Internacional, foi de US$ 110 trilhões.

A agenda ESG tem perdido a força de 2024 para cá, notadamente nos Estados Unidos da América, maior mercado do mundo, onde vários estados estão criando leis restringindo o uso destes fundos para gestão dos recursos estaduais – de acordo com a S&P Global, 18 estados até o momento enviaram propostas de leis neste sentido.

Ainda assim ao olhar para os dados da Climate Bonds Initiative (CBI, 2025) nos últimos 10 anos (2014 a 2023) foram US$ 4,4 trilhões em negócios, sendo US$ 2,8 trilhões nos chamados fundos verdes. Do total, apenas 6% foram investidos na América Latina.

No Brasil, o principal instrumento de apoio público ao Agro é o Plano Safra, que representa em torno de R$ 500 bilhões que, adicionados aos mais de R$ 800 bilhões do setor privado, compõe o R$ 1,3 trilhão que o setor demanda em uma safra como a de

2024/2025. Infelizmente, o recurso totalmente focado para ações chamadas sustentáveis, sob a rubrica do RenovAgro (antigo Programa ABC) gira em torno de R$ 7 bilhões, ou seja, menos de 1,5% do total público e cerca de 0,5% do total.

O mais importante plano no país é o Plano ABC, dividido em ABC (2010 a 2020) e neste decênio (2021 a 2030) o ABC+. No primeiro decênio foram investidos R$ 32,27 bilhões, aplicados em 52,03 milhões de hectares, gerando 193,67 milhões de toneladas de redução (Tabela 29.5). Para esta nova etapa do plano, chamada de ABC+ as metas são bem mais ambiciosas (Tabela 29.6).

Existem outros planos estruturantes para a agenda agroambiental, notadamente o Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas em Sistemas de Produção Agropecuários e Florestais Sustentáveis (PNCPD) criado pelo Decreto 11.815 de 05 de Dezembro de 2023 (PNCPD, 2025). A proposta é aumentar consideravelmente os recursos para a recuperação de áreas degradadas e conversão destas em sistemas mais produtivos, como Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, grãos, pastagens melhoradas e florestas. Para os 40 milhões de hectares são esperados ao menos R$ 250 bilhões em investimentos, com taxas de juros menores em contrapartida de exigências mais amplas que as existentes, como desmatamento zero.

Tabela 29.5. Metas do Plano ABC e resultados para o período de 2010 a 2020.
Fonte: Adaptado de Brasil (2021).

TECNOLOGIAS	EM ÁREA (milhões de ha)			MITIGAÇÃO (milhões Mg CO2 eq)		
	META	RESULTADO	ALCANCE (%)	META	RESULTADO	ALCANCE (%)
Recuperação de Pastagens Degradadas	15	26,8	179	104	36,01	35
Integração Lavoura-Pecuária-Floresta	4	10,76	269	18-22	40,78	185
Sistema Plantio Direto	8	14,59	182	16-20	26,70	133
Fixação Biológica Nitrogênio	5,5	11,78	214	10	21,56	216
Florestas Plantadas	3	1,88	63	-	8,82	-
Tratamento de Dejetos Animais	4,4 milhões de m^3	38,34 milhões m^3	871	6,9	59,81	867
TOTAL PLANO ABC	**35,50 milhões ha**	**54,03 milhões ha**	**152**	**133-163**	**193,67**	**119**

Tabela 29.6. Metas do Plano ABC+ e mitigação para o período de 2021 a 2030.
Fonte: Adaptado de Brasil (2021).

TECNOLOGIAS		**META** milhões (ha/m³/ animais)	**METAMITIGAÇÃO** (milhões Mg CO_2 eq)
Práticas para Recuperação de Pastagens Degradadas		30,0	113,70
Sistema Plantio Direto (SPD)	SPD de Grãos	12,5	12,10
	SPD de Hortaliças	0,08	0,88
Sistema de Integração (SIN)	SIN Lavoura-Pecuária-Floresta	10,0	34,10
	SIN Agroflorestais	0,1	37,90
Florestas Plantadas		4,0	510,0
Bioinsumos		13,00	23,4
Sistemas Irrigados		3,0	50,0
Manejo de Resíduos de Produção Animal		208,5	277,8
Terminação Intensiva		5,0	16,24
TOTAL ABC+	**72,68 milhões ha + 208,40 milhões m³ + 5 milhões de animais**		**1.076,14**

Considerações finais

O enorme interesse na saúde do solo oferece perspectivas importantes sobre a ligação da saúde do solo ao carbono do solo e às mudanças climáticas. Um esforço deliberado para garantir que a comunicação articule efetivamente as oportunidades reais e irreais que a saúde do solo tem para abordar necessidades da sociedade são necessárias. Sem medidas objetivas e confiáveis, políticas públicas e tendências de compra dos consumidores poderiam apoiar práticas agrícolas que não conseguem produzir os resultados desejados, como o sequestro de carbono, a produção local de alimentos, produção e reduções de nutrientes.

Embora algumas dessas avaliações sejam subjetivas, as ferramentas para categorizá-las devem ser baseadas em dados científicos verificáveis. O uso de tais métricas pelos formuladores de políticas que, com o poder público, apoia o desenvolvimento da partilha de custos e do mercado de capitais privados, depende de avaliações precisas da saúde do solo. Ser proativo com um mercado consumidor pode influenciar os tipos de escolhas alimentares e de fibras que promovam práticas agrícolas sustentáveis.

Para fornecer a política e a economia de apoio para alcançar metas agronômicas, ambientais e culturais para melhorar a saúde do solo, agricultores e pecuaristas precisam de índices objetivos de saúde do solo combinados com a capacidade de se comunicar sobre um sistema complexo em um momento de expansão da compreensão científica.

Finalmente, à medida que a ciência melhora e, portanto, altera os limites dos índices de saúde do solo, deve-se ter cuidado para evitar perder a confiança dos consumidores e dos tomadores de decisão. Uma ênfase em comunicação eficaz usando intermediários para promover resultados mensuráveis pode resultar no estabelecimento de ferramentas econômicas, como a partilha de custos, para implementar e comercializar práticas para sequestro de carbono ou reduções de nutrientes para melhorar os resultados ambientais e agronômicos.

Referências

ADM. (n.d.). *Climate.* https://www.adm.com/en-us/sustainability/climate/.

Architectural for REDD+ Transactions (ART). (n.d.). *TREES – ART.* https://www.artredd.org/trees/.

Brasil. (2009). Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009: Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, seção 1, Brasília, DF, ano 146(248), p. 1, 30 dez. 2009. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm.

Brasil. (2010). Decreto nº 7.390, de 9 de dezembro de 2010: Regulamenta os arts. 6º, 11 e 12 da Lei nº 12.187/2009 (PNMC). *Diário Oficial da União*, seção 1, Brasília, DF, 10 dez. 2010. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7390.htm.

Brasil. (2021). *Plano setorial para adaptação à mudança do clima e baixa emissão de carbono na agropecuária – ABC+ 2020–2030.* Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/planoabc-abcmais/publicacoes/final-isbn-plano-setorial-para-adaptacao-a-mudanca-do-clima-e-baixa-emissao-de-carbono-na-agropecuaria-compactado.pdf.

Brasil. (2024). *Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC): determinação nacional em contribuir e transformar.* Brasília: Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/noticias/brasil-entrega-a-onu-nova-ndc-alinhada-ao-acordo-de-paris/ndc-versao-em-portugues.pdf.

Carvalho, J. L. N., et al. (2007). Changes of chemical properties in an Oxisol after clearing of native Cerrado vegetation for agricultural use in Vilhena, Rondonia State, Brazil. *Soil and Tillage Research, 96*(1–2), 95–102. https://doi.org/10.1016/j.

still.2007.04.001

Cerri, C. C., Bernoux, M., Maia, S. M. F., Cerri, C. E. P., Costa Junior, C., Feigl, B. J., Frazão, L. A., Mello, F., Galdos, M. V., Moreira, C. S., & Carvalho, J. L. N. (2010). Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. *Scientia Agricola, 67,* 102–116.

Cerri, C. E. P., Cherubin, M. R., Damian, J. M., Mello, F. F. C., & Lal, R. (2021). *Soil carbon sequestration through adopting sustainable management practices: Potential and opportunity for the American countries* (1st ed., 60 p.). San José, CR: IICA.

Cerri, C. E. P., Cherubin, M. R., Villela, J. M., Locatelli, J. L., Carvalho, M. L., Villarreal, F., Mello, F. F. C., Ibrahim, M. A., & Lal, R. (2024). Carbon farming in the living soils of the Americas. *Frontiers in Sustainable Food Systems, 8,* 1481005.

Cerri, C. E. P., et al. (2007). Tropical agriculture and global warming: Impacts and mitigation options. *Scientia Agricola, 64,* 83–99.

Ciais, P., et al. (2013). Carbon and other biogeochemical cycles. In T. F. Stocker (Ed.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the IPCC.* Cambridge: Cambridge University Press.

Climate Bonds Initiative (CBI). (n.d.). *Climate Bonds Initiative.* https://www.climatebonds.net/.

Coca-Cola. (n.d.). *Carbon dioxide emissions worldwide.* https://www.statista.com/statistics/575829/coca-colas-carbon-dioxide-emissions-worldwide/.

Comisión Europea; Centro Común de Investigación; Dirección General de Cooperación Internacional y Desarrollo; FAO; Instituto de Medio Ambiente y Sostenibilidad. (2013). *Atlas de suelos de América Latina y el Caribe* (L. Montanarella, C. Cruz Gaistardo, S. Barceló, R. Vargas, B. R. Mendonça Santos, J. Comerma, M. Angelini, A. Jones, M. Ravina da Silva, A. Encina Rojas, C. Gardi, M. Vara Rodríguez, P. Schad, O. Muñiz Ugarte, & P. Krasilnikov, Eds.). Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. https://data.europa.eu/doi/10.2788/37334.

CORSIA. (n.d.). *Carbon Offsetting and Reduction Scheme for International Aviation.* https://www.icao.int/environmental-protection/CORSIA/pages/default.aspx.

GFANZ. (n.d.). *Glasgow Financial Alliance for Net Zero.* https://www.gfanzero.com/.

GHG Protocol. (n.d.). *Greenhouse Gas Protocol – FAQ.* https://ghgprotocol.org/sites/default/files/2022-12/FAQ.pdf.

Griscom, B. W. (2020). National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, 375,* 20190126. https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0126

Integrity Council for the Voluntary Carbon Market (ICVCM). (n.d.). *ICVCM.* https://icvcm.org/.

International Monetary Fund (IMF). (2023). *IMF fossil fuel subsidies data: 2023 update.* https://www.imf.org/en/Publications/WP/Issues/2023/08/22/IMF-Fossil-Fuel-Subsidies-Data-2023-Update-537281.

IPCC. (2019). Summary for Policymakers. In P. R. Shukla et al. (Eds.), *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.* https://doi.org/10.1017/9781009157988.001

MSCI Carbon Markets. (2024). *MSCI Carbon Markets – Research and insights.* https://www.msci.com/research-and-insights/contributor/msci-carbon-markets.

Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas em Sistemas de Produção Agropecuários e Florestais Sustentáveis (PNCPD). (2023). *Decreto nº 11.815, de 5 de dezembro de 2023.* https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-11.815-de-5-de-dezembro-de-2023-528496572.

Poppiel, R. R., Cherubin, M. R., Novais, J. J. M., et al. (2025). Soil health in Latin America and the Caribbean. *Communications Earth & Environment, 6,* 141. https://doi.org/10.1038/s43247-025-02021-w

Principles for Responsible Investment (PRI). (n.d.). *PRI.* https://www.unpri.org/.

Science Based Targets initiative (SBTi). (n.d.). *SBTi.* https://sciencebasedtargets.org/.

SIPRI. (2023). *SIPRI Military Expenditure Database.* https://milex.sipri.org/sipri.

Tenelli, S., Bordonal, R. O., Cherubin, M. R., Cerri, C. E. P., & Carvalho, J. L. N. (2025). Well-managed grass is a key strategy for carbon storage and stabilization in anthropized Amazon soils. *Journal of Environmental Management, 373,* 123742.

United Nations Environment Programme (UNEP). (n.d.). *Finance Initiative – Net-Zero Banking Alliance.* https://www.unepfi.org/net-zero-banking/.

United Nations Convention on Climate Change (UNFCCC). (n.d.). *COP29: UN Climate Conference agrees to triple finance to developing countries, protecting lives and livelihoods.* https://unfccc.int/news/cop29-un-climate-conference-agrees-to-triple-finance-to-developing-countries-protecting-lives-and.

World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). (n.d.). *Pathfinder Framework v2.0.* https://www.wbcsd.org/news/pathfinder-framework-version-2-0/.

World Economic Forum (WEF). (2024). *What's the difference between carbon negative and carbon neutral?* https://www.weforum.org/stories/2024/11/difference-between-carbon-negative-carbon-neutral/.

SAÚDE DO SOLO EM ECOSSISTEMAS TROPICAIS

A BASE PARA MITIGAÇÃO E ADAPTAÇÃO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

"This book, the result of a collective effort by leading researchers in the field, presents a comprehensive synthesis of knowledge on soil health, its biological, physical, and chemical dimensions, and the role of diverse production systems and management practices. More than compiling evidence, it builds bridges across science, agricultural practice, and public policy, offering tools and concrete examples that can guide action at local, national, and global levels".

Dr. Rattan Lal
Distinguished Professor of Soil Science, The Ohio State University
Ambassador of Goodwill and Chair in Soil Science, IICA

"Este livro nasce do propósito de reunir e analisar o estado da arte do conhecimento científico sobre saúde do solo, destacando suas implicações práticas e estratégicas para o enfrentamento das mudanças climáticas. Mais do que uma compilação técnica, trata-se de um marco para o Brasil no diálogo entre ciência, inovação e sociedade, reafirmando o papel do solo como alicerce essencial para a produção agropecuária, sustentabilidade e resiliência às mudanças climáticas".

Prof. Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Diretor do CCARBON/USP

"O livro *Saúde do solo em ecossistemas tropicais: a base para mitigação e adaptação às mudanças climáticas* é uma grande obra composta por 29 capítulos e reuniu 150 autores de 59 instituições do Brasil e exterior. Este livro é um marco à ciência e agricultura brasileira, pois oferece à sociedade uma base científica sólida sobre o papel dos solos saudáveis como aliado no enfrentamento das mudanças climáticas".

Prof. Dr. Maurício Roberto Cherubin
Coordenador da BSHP

APOIADORES

FAPESP

Nestlé