



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
CURSO DE AGRONOMIA

MÁRIO NETO DE FRANÇA FERNANDES

DISPONIBILIDADE DE MICRONUTRIENTES EM SOLOS SUBMETIDOS A
DIFERENTES MANEJOS NO SEMIÁRIDO

FORTALEZA

2025

MÁRIO NETO DE FRANÇA FERNANDES

DISPONIBILIDADE DE MICRONUTRIENTES EM SOLOS SUBMETIDOS A
DIFERENTES MANEJOS NO SEMIÁRIDO

Trabalho de Conclusão de Curso de Agronomia
do Centro de Ciências Agrárias, Departamento
de Ciências do Solo da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial à obtenção do
título de Bacharel em Agronomia.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Mirian Cristina Gomes
Costa

FORTALEZA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- F41d Fernandes, Mário Neto de França.
Disponibilidade de micronutrientes em solos submetidos a diferentes manejos no semiárido / Mário Neto de França Fernandes. – 2025.
79 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Curso de Agronomia, Fortaleza, 2025.
Orientação: Profa. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa.
1. Fertilidade do solo. 2. Matéria orgânica. 3. Solos arenosos. 4. Manejo florestal. I. Título.
CDD 630
-

MÁRIO NETO DE FRANÇA FERNANDES

DISPONIBILIDADE DE MICRONUTRIENTES EM SOLOS SUBMETIDOS A
DIFERENTES MANEJOS NO SEMIÁRIDO

Trabalho de Conclusão de Curso de Agronomia
do Centro de Ciências Agrárias, Departamento
de Ciências do Solo da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial à obtenção do
título de Bacharel em Agronomia.

Aprovada em: 28/07/2025.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Rafaela Batista Magalhães
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Msc. Renata Leite da Silva Freire
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Msc. José Lucas Martins Melo
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

Aos meus pais, Nailson e Helena.

A minha noiva, Ana Brenna.

AGRADECIMENTOS

A Deus e à Nossa Senhora, por me concederem saúde, força e discernimento ao longo desta caminhada, especialmente nos momentos em que as decisões foram difíceis e exigiram coragem para seguir em busca dos meus sonhos.

Aos meus pais, Nailson e Helena, por todo amor, paciência e apoio incondicional durante os anos de graduação. Foram base e abrigo em todas as fases deste processo.

À minha companheira de vida, Ana Brenna, por estar ao meu lado diariamente, oferecendo apoio, incentivo e serenidade mesmo diante das minhas angústias e incertezas.

À minha orientadora, Mirian Cristina Gomes Costa, pela orientação firme, paciência, disponibilidade e ensinamentos transmitidos com generosidade ao longo deste trabalho.

Aos técnicos e colaboradores dos laboratórios envolvidos, em especial Deyse de Sousa Maia e Crisanto Dias Teixeira Filho, pela dedicação e auxílio nas análises.

Aos colegas do laboratório Rafaela Batista, Lucas Melo, John Lenon, Iris Peixoto, Teresa e Ana Maria pela parceria, paciência e companheirismo em todas as etapas da pesquisa, do planejamento às coletas, das análises às discussões. A convivência com vocês foi essencial para tornar essa etapa mais leve.

Aos amigos que fiz ao longo da graduação — Gabriel Ribeiro, Emanuele Gomes, George Alves, Rodrigo, Gustavo Liberato, Felipe Ferrero, Renan Gomes, — e tantos outros que cruzaram meu caminho e tornaram essa jornada mais rica e cheia de sentido. Compartilhamos momentos de conquistas e dificuldades que ficarão para sempre na memória.

À equipe do Laboratório de Solos, Águas, Tecidos e Adubos, em parceria com a FUNCEME, pela oportunidade de atuar diretamente com análises físico-químicas, ampliando meu aprendizado prático e técnico. Em especial, agradeço a Amilson Florêncio, Ismael, Antônio José, Nicole Pereira e Helon Hebano, por toda a paciência, orientação e acolhimento durante minha atuação no laboratório. A experiência adquirida nesse ambiente tem contribuído de forma significativa para minha formação acadêmica, aprimoramento técnico e compreensão da rotina analítica em contextos aplicados à pesquisa agronômica.

Por fim, agradeço a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para minha formação acadêmica e pessoal. Cada gesto, palavra ou incentivo teve um papel importante na concretização desta etapa da minha vida.

“Caminhante não há caminho, se faz o caminho
ao caminhar” (MACHADO, 1912).

RESUMO

A disponibilidade de micronutrientes no solo é um fator essencial para a produtividade vegetal, especialmente em regiões de clima semiárido, onde os solos frequentemente apresentam limitações químicas associadas ao uso intensivo e à degradação. O uso da terra para reflorestamento, pode favorecer a disponibilidade de micronutrientes no solo, aproximando-a das condições observadas em áreas de mata nativa, dependendo do tempo e manejo adotados. Foram avaliados os teores de cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn) e boro (B) em solos sob diferentes usos da terra (plantio de eucalipto, mata nativa e área degradada), no perfil dos solos (Argissolo Vermelho-Amarelo e Neossolo Quartzarênico). As áreas de estudo foram localizadas em Acaraú-CE. Adotou-se o delineamento fatorial 3×5 (três tratamentos $\times$ cinco profundidades: 0–5, 5–10, 10–30, 30–50 e 50–70 cm), com quatro repetições. As avaliações foram realizadas nos anos de 2022 e 2023. As análises químicas dos micronutrientes foram conduzidas por espectrometria de absorção atômica, após extração com Mehlich-1 (exceto para boro, analisado separadamente com KCl). Os dados foram submetidos a testes de normalidade, homogeneidade, transformações matemáticas e ANOVA. Os resultados indicaram que o uso com eucalipto promoveu maior disponibilidade de Cu, Mn e B, em comparação à área degradada, enquanto os teores de Zn foram superiores sob mata nativa. A disponibilidade de micronutrientes foi maior nas camadas superficiais, especialmente para Zn e Mn, com tendência de redução entre os anos avaliados. Conclui-se que o uso do solo com eucalipto contribui para a recuperação parcial da fertilidade em ambientes degradados, aproximando-se das condições de mata nativa em alguns micronutrientes.

Palavras-chave: fertilidade do solo; matéria orgânica; solos arenosos; manejo florestal.

ABSTRACT

Soil micronutrient availability is a key factor for plant productivity, particularly in semi-arid regions where soils often exhibit chemical limitations due to degradation and intensive land use. Land use for reforestation may favor the availability of micronutrients, bringing it closer to that observed in native forest areas, depending on management practices and time. This study evaluated the contents of copper (Cu), zinc (Zn), iron (Fe), manganese (Mn), and boron (B) in soils under different land uses (eucalyptus plantation, native forest, and degraded area), within two soil classes: Argissolo Vermelho-Amarelo and Neossolo Quartzarênico, in Acaraú, Ceará, Brazil. A 3×5 factorial design was adopted (three land uses $\times$ five depths: 0–5, 5–10, 10–30, 30–50, and 50–70 cm), with four replicates. Evaluations were carried out in 2022 and 2023. Micronutrient analyses were performed by atomic absorption spectrometry after Mehlich-1 extraction, except for boron, which was extracted with KCl. Data were subjected to tests for normality and homogeneity, followed by mathematical transformations and ANOVA. Results showed that eucalyptus cultivation promoted greater availability of Cu, Mn, and B compared to the degraded area, while Zn contents were higher in the native forest. Micronutrient availability was greater in surface layers, especially for Zn and Mn, with a decreasing trend between the evaluated years. It is concluded that eucalyptus land use contributes to the partial recovery of soil fertility in degraded environments, approaching the condition of native vegetation for some micronutrients.

Keywords: soil fertility; organic matter; sandy soils; forest management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das áreas de estudo e classe de solos: (E) Área com Eucalipto – Argissolo Vermelho-Amarelo, (MN) Mata Nativa, (AD) Área Degradada – Neossolo Quartzarênico.....	26
Figura 2 - Precipitação mensal registradas na Bacia do Baixo Acaraú, Estado do Ceará (Brasil), durante o período de avaliação do solo florestal.....	27
Figura 3 - Áreas experimentais sob diferentes usos da terra: (A) EUC – eucalipto, (B) MN – mata nativa e (C) AD – área degradada	28
Figura 4 - Procedimento de amostragem de solo com trado nas áreas de estudo sob diferentes usos da terra: (A) área degradada (AD), (B) mata nativa (MN) e (C) eucalipto (EUC).....	30
Figura 5 - Esquema de coleta de amostras no perfil do solo em áreas com diferentes manejos	31
Figura 6 - Esquema de coleta de amostras de solo em áreas com plantio de eucalipto, realizado a uma distância correspondente a $\frac{1}{4}$ da largura das entrelinhas de plantio.	31
Figura 7 - Esquema da coleta aleatória de amostras de solo realizada nas áreas de Mata Nativa e Área Degradada.....	32
Figura 8 - Teores de cobre (Cu) no função de usos da terra (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa) nos anos de 2022 (A) e 2023 (B)	35
Figura 9 - Teores de ferro (Fe) no solo em função de usos da terra (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa) no ano de 2022.	38
Figura 10 - Teores de ferro (Fe) no solo em diferentes profundidades nos anos de 2022 e 2023	40
Figura 11 - Teores de manganês (Mn) no solo em função de usos da terra (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa) nos anos de 2022 (A) e 2023 (B)...	41
Figura 12 - Teores de manganês (Mn) no solo em diferentes profundidades nos anos de 2022 e 2023.....	44
Figura 13 - Teores de zinco (Zn) no solo em função de usos da terra (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa) no ano de 2022	46
Figura 14 - Teores de zinco (Zn) no solo em diferentes profundidades nos anos de 2022 e 2023	48

Figura 15 - Teores de boro (B) no solo em função dos tratamentos (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa), avaliados nas profundidades (0-5; 5-10; 10-30; 30-50; 50-70), no ano de 2022	50
Figura 16 - Teores de boro (B) no solo em função dos tratamentos (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa), avaliados nas profundidades (0-5; 5-10; 10-30; 30-50; 50-70), no ano de 2023	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise da variância (ANOVA) dos teores de Cu, Fe, Zn, Mn e B em amostras de solo coletadas nos anos de 2022 e 2023, em resposta a tratamentos com distintos usos da terra (EUC, MN e AD) e profundidades (0–5, 5–10, 10–30, 30–50 e 50–70 cm)	34
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AD	Área Degradada
ANOVA	Análise de Variância
B	Boro
CO	Carbono Orgânico
Cu	Cobre
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
EUC	Eucalipto
Fe	Ferro
HCl	Ácido Clorídrico
H₂SO₄	Ácido Sulfúrico
KCl	Cloreto de Potássio
Kg	Quilograma
Mg ha⁻¹	Megagrama por hectare
mm	Milímetro
Mn	Manganês
MN	Mata Nativa
NPK	Nitrogênio, Fósforo e Potássio

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1 Micronutrientes	16
2.2 Micronutrientes em solos degradados	19
2.3 Espécies arbóreas e micronutrientes no manejo sustentável do solo.....	21
2.4 A influência de espécies arbóreas na disponibilidade de micronutrientes no solo	22
3 MATERIAIS E MÉTODOS	26
3.1 Localização e tipos de solo da área experimental	26
3.2 Histórico de uso da terra.....	27
3.3 Modelagem, delineamento experimental e tratamentos	29
3.4 Procedimento de amostragem de solo nas áreas de estudo.....	29
3.6 Análises químicas para determinação dos micronutrientes no solo	32
3.7 Análise estatística.....	33
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1 Cobre (Cu).....	35
4.2 Ferro (Fe).....	37
4.3 Manganês (Mn).....	41
4.4 Zinco (Zn).....	45
4.5 Boro (B)	49
5. CONCLUSÃO.....	56
REFERÊNCIAS	57
ANEXO A - DESCRIÇÃO GERAL E CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DO PERFIL 1	75
ANEXO B - DESCRIÇÃO GERAL E CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DO PERFIL 2	76
ANEXO C – ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DO PERFIL 1 (PVA).....	77

ANEXO D – ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DO PERFIL 2 (RQ).....	78
ANEXO E – DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA E TEXTURA DO SOLO POR PROFUNDIDADE E SISTEMA DE USO.....	79

1 INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com a degradação dos solos e seus impactos sobre a produtividade agrícola e a sustentabilidade dos ecossistemas tem incentivado o desenvolvimento de práticas de manejo mais eficientes e integradas. Dentre essas práticas, no que tangem os aspectos fundamentais para a manutenção da fertilidade do solo, destaca-se a adubação com micronutrientes, elementos essenciais ao metabolismo vegetal, ainda que requeridos em menores quantidades, visto que a deficiência desses elementos compromete seriamente o crescimento, a produtividade e a resiliência das culturas, especialmente em solos de regiões de clima tropical e em regiões de clima semiárido, onde os fatores edafoclimáticos intensificam os processos de perdas de nutrientes.

A degradação dos solos no semiárido brasileiro constitui um dos principais entraves ao desenvolvimento sustentável da agricultura regional. Caracterizado por chuvas irregulares, alta evaporação e solos frequentemente rasos e com limitações de fertilidade, esse bioma é vulnerável à intensificação das perdas de nutrientes. No Ceará, essa realidade se agrava em áreas submetidas à pressão antrópica, como desmatamento, sobrepastoreio e práticas agrícolas inadequadas, resultando em degradação física, química e biológica do solo. Diante desse cenário, torna-se fundamental o uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola, o que coloca pastagens e silvicultura como usos menos intensivos e com menores riscos de degradação para solos mais vulneráveis.

Na silvicultura, o cultivo de eucalipto (*Eucalyptus spp.*), apesar de sua relevância econômica e adaptabilidade ecológica, levanta discussões quanto ao seu impacto nos atributos químicos do solo, principalmente em relação à ciclagem de nutrientes e à conservação dos micronutrientes. Porém, em áreas degradadas do semiárido o manejo de florestas plantadas com eucalipto pode ser vantajoso em termos da manutenção da fertilidade no perfil do solo no que diz respeito aos micronutrientes e quando comparado a áreas de pastagens degradadas. Por outro lado, a preservação das áreas de vegetação nativa da Caatinga é fundamental para manter a disponibilidade de micronutrientes ao longo do perfil do solo, desde as camadas superficiais até as mais profundas.

Parte-se da hipótese de que o uso da terra com eucalipto melhora a disponibilidade de micronutrientes na camada superficial do solo em região semiárida, quando comparado à área agrícola degradada, aproximando-se da condição encontrada em área de mata nativa.

Diante disso, este trabalho teve como objetivo geral avaliar os efeitos de diferentes usos da terra (plantio de eucalipto, vegetação nativa e área degradada) e da profundidade do

solo sobre os teores de Cu, Fe, Mn, Zn e B em solos do semiárido cearense. Para isso, foram quantificados os teores desses micronutrientes nas camadas de 0–5, 5–10, 10–30, 30–50 e 50–70 cm, com o intuito de comparar sua distribuição vertical no perfil do solo entre os diferentes sistemas de uso da terra, e verificar a existência de interação significativa entre tipo de cobertura e profundidade quanto à disponibilidade dos micronutrientes.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Micronutrientes

Os micronutrientes desempenham papel fundamental na produção vegetal, contribuindo para diversos processos fisiológicos e metabólicos essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas (AFZAL *et al.*, 2020). Entre os micronutrientes mais estudados e reconhecidos estão o ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), molibdênio (Mo), boro (B), e cloro (Cl) (ZEWIDE; SHEREFU, 2021; MONIB; NIAZI; SEDIQI, 2023; PANCHAL; MAITREYA, 2023).

O ferro é essencial na síntese de clorofila e na respiração celular, afetando diretamente a fotossíntese e, conseqüentemente, o rendimento das culturas (ZEWIDE; SHEREFU, 2021). O zinco atua como cofator de diversas enzimas envolvidas na regulação hormonal, metabolismo de carboidratos e formação de proteínas (MONIB; NIAZI; SEDIQI, 2023). Já o cobre é crucial na formação de lignina, essencial para a estruturação da parede celular e resistência das plantas a estresses bióticos e abióticos (ADAMCZYK-SZABELA; WOLF, 2024).

Além disso, alguns micronutrientes atuam diretamente no processo fotossintético. O manganês (Mn), por exemplo, é essencial na fotossíntese, participando da oxidação da água no fotossistema II, processo fundamental para a liberação de oxigênio e o transporte de elétrons (WEGE, 2022). Ferro, cobre e zinco também são importantes na fotossíntese e na respiração celular, pois atuam como cofatores de enzimas envolvidas na cadeia transportadora de elétrons e no metabolismo energético (AFZAL *et al.*, 2020).

O boro participa da formação e estabilidade da parede celular, regulação do transporte de íons e metabolismo de carboidratos (LONG; PENG, 2023). Por fim, o cloro é essencial para a abertura e fechamento dos estômatos, regulando a entrada de dióxido de carbono e a transpiração das plantas (FRANCO-NAVARRO *et al.*, 2019).

Além dos micronutrientes essenciais, determinados elementos têm sido reconhecidos por seus efeitos benéficos no crescimento e desenvolvimento das plantas, ainda que não sejam classificados como essenciais para todas as espécies vegetais ou em todas as condições ambientais (GÓMEZ-MERINO; TREJO-TÉLLEZ, 2018). Esses elementos, embora não indispensáveis ao ciclo completo de vida da planta, podem estimular seu metabolismo, melhorar a tolerância a estresses e favorecer o desempenho produtivo em determinadas

situações (DA SILVA *et al.*, 2022).

Dentre os elementos benéficos, destacam-se o sódio, silício, selênio e cobalto, cujos efeitos positivos sobre as plantas têm sido objeto de estudos crescentes (DA SILVA *et al.*, 2023). Estudos indicam que esses elementos benéficos fortalecem a resistência contra estresses bióticos, como ataques de patógenos e herbivoria, e contra estresses abióticos, como seca, salinidade, toxicidade ou carência de nutrientes (DA SILVA *et al.*, 2022; SARRAF *et al.*, 2023). Contudo, os efeitos positivos em doses reduzidas de cobalto (Co), sódio (Na) e selênio (Se) têm sido negligenciados em comparação com os efeitos nocivos que geralmente se manifestam em concentrações mais elevadas (SARRAF *et al.*, 2023).

O cobalto é essencial para a fixação biológica de nitrogênio em leguminosas, sendo componente da coenzima cobalamina, necessária para a atividade da enzima nitrogenase (HU *et al.*, 2021). Assim, o cobalto é crucial na simbiose planta-bactéria que ocorre nos nódulos radiculares das leguminosas, contribuindo para a assimilação de nitrogênio e o crescimento das plantas (TOMIĆ *et al.*, 2024).

O sódio, embora seja geralmente associado a efeitos negativos em plantas terrestres devido à sua toxicidade em altas concentrações, pode desempenhar funções benéficas em algumas espécies vegetais, especialmente em ambientes salinos, onde pode agir como osmoprotetor, auxiliando na regulação do balanço osmótico e na manutenção da pressão turgor (CUI *et al.*, 2019).

O silício é amplamente reconhecido por sua capacidade de melhorar a resistência das plantas a estresses bióticos e abióticos, como patógenos, herbívoros, estresses hídricos e salinos (AHIRE *et al.*, 2021). Além disso, o silício tem sido associado ao aumento da resistência das plantas a doenças fúngicas e bacterianas, bem como à melhoria da eficiência na absorção de nutrientes, principalmente em solos de baixa fertilidade (REA *et al.*, 2022).

O selênio é um elemento traço que, embora não seja considerado essencial para todas as plantas, pode beneficiar significativamente o desenvolvimento vegetal em concentrações adequadas, atuando como antioxidante e auxiliando na proteção contra danos oxidativos induzidos por estresses ambientais, como alta luminosidade, temperatura e salinidade (LANZA; REIS, 2021).

A deficiência de micronutrientes nas plantas manifesta-se por diversos sintomas fisiológicos e morfológicos, como clorose, necrose nas folhas, encurtamento dos entrenós, crescimento limitado e queda na produtividade das culturas (COELHO *et al.*, 2012; MUDASSIR; AHMAD; ANJUM, 2021). No entanto, mesmo na ausência de sintomas visuais evidentes, pode ocorrer a chamada fome oculta, situação em que os teores de micronutrientes

nos tecidos vegetais são insuficientes para garantir o desempenho metabólico ideal, comprometendo o crescimento e o rendimento das culturas de forma silenciosa (ASSUNÇÃO *et al.*, 2022).

Em culturas comerciais como o feijão (*Phaseolus vulgaris*), a deficiência de zinco (Zn) pode provocar clorose internerval nas folhas novas e encurtamento dos entrenós, comprometendo o desenvolvimento da planta (DE ALMEIDA *et al.*, 2020). Já em citros, a carência de ferro (Fe) é frequentemente associada à clorose internerval das folhas mais jovens, enquanto a deficiência de boro (B) pode causar engrossamento e rachaduras nos ramos (SRIVASTAVA, 2012). Em milho (*Zea mays*), a ausência de cobre (Cu) pode levar à enrolamento das folhas e morte do ponto de crescimento (ABBASZADEH-DAHAIJI *et al.*, 2021). Em estudos com mudas de *Eugenia dysenterica* (cagaita), a deficiência de micronutrientes como cobre, ferro e zinco provoca sintomas visuais como clorose, necrose e deficiência no desenvolvimento das raízes, afetando diretamente o crescimento das plantas (BESSA; VITORINO; SILVA, 2020).

A vegetação nativa do semiárido, adaptada às condições edafoclimáticas locais, desempenha um papel crucial na ciclagem de micronutrientes e na manutenção da saúde do solo. Espécies como o juazeiro (*Ziziphus joazeiro*), a jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*) e o umbuzeiro (*Spondias tuberosa*) têm sido amplamente reconhecidas na literatura por sua capacidade de absorver e redistribuir elementos como zinco, cobre, manganês, ferro e boro.

Essa capacidade está associada tanto à produção de serapilheira rica em matéria orgânica, que ao se decompor libera esses micronutrientes na camada superficial do solo, quanto ao sistema radicular profundo, eficiente na captação de elementos das camadas subsuperficiais. Com isso, essas espécies contribuem para a deposição e renovação dos estoques de micronutrientes no solo, favorecendo a fertilidade e o equilíbrio nutricional em ambientes de Caatinga (DE OLIVEIRA *et al.*, 2017; BARBOSA *et al.*, 2019; MEZZAROBBA *et al.*, 2019). No entanto, a remoção dessa vegetação para atividades agrícolas ou pecuárias, sem a devida reposição dos nutrientes extraídos e, principalmente, exportados pode levar a uma redução significativa na disponibilidade de micronutrientes no solo (DE SOUZA MEDEIROS *et al.*, 2023; TARIQ *et al.*, 2022).

Estudos no domínio da Caatinga também mostram que a degradação antropogênica provoca a exposição de horizontes superficiais pobres em matéria orgânica e nutrientes, com alta sodicidade, dificultando a regeneração natural da vegetação e reduzindo os serviços ecossistêmicos, como o ciclo de nutrientes, representando um impacto da degradação na disponibilidade de macro e micronutrientes (MACEDO *et al.*, 2023).

2.2 Micronutrientes em solos degradados

A degradação do solo refere-se ao processo de deterioração de sua qualidade, resultando na perda de sua produtividade e funcionalidade (RATHI *et al.*, 2024). Esse fenômeno pode ser causado por fatores naturais e antrópicos como a erosão, compactação, salinização, acidificação, deficiência de nutrientes, entre outros (PRĂVĂLIE, 2021), levando à diminuição da capacidade do solo de sustentar plantas, animais e outras formas de vida (LAL, 2024; PRĂVĂLIE, 2021; SPRUNGER, 2023).

O relatório da Plataforma Intergovernamental Científico-Política sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) de 2019 estima que a degradação do solo afeta diretamente cerca de 3,2 bilhões de pessoas no mundo, comprometendo a segurança alimentar, o acesso à água potável e a biodiversidade global (KUMAR *et al.*, 2024). Por isso, a degradação do solo é uma preocupação global crescente, ameaçando a segurança alimentar e a sustentabilidade dos ecossistemas (JOHNSON *et al.*, 2023).

A degradação do solo no semiárido brasileiro resulta de uma combinação de fatores naturais e antrópicos (DE SOUZA MEDEIROS *et al.*, 2023). Entre as principais causas, destaca-se a erosão hídrica e eólica. A precipitação irregular e intensa pode levar à erosão hídrica, onde a chuva forte remove a camada superficial do solo, rica em nutrientes e matéria orgânica (MAJEWSKI; CZUCHAJ; MARCINIAK, 2023). A falta de cobertura vegetal agrava esse problema, pois o solo exposto é mais suscetível à ação das águas pluviais (PISCOYA *et al.*, 2020; MARIA TEIXEIRA LINS *et al.*, 2023).

A erosão é uma das formas mais comuns de degradação do solo, caracterizada pela remoção das camadas superficiais do solo pela ação da água e do vento, sendo agravado pela falta de cobertura vegetal, práticas agrícolas inadequadas, desmatamento e manejo inadequado da terra (MALIK; SOMYA, 2024). A erosão reduz significativamente a espessura do solo arável, resultando na perda de matéria orgânica e nutrientes, incluindo os micronutrientes, que são mais concentrados nas camadas superiores do solo (HOLZ; AUGUSTIN, 2020).

A distribuição superficial de micronutrientes está relacionada ao acúmulo de resíduos vegetais, à ciclagem de nutrientes promovida pela deposição de serapilheira e à maior atividade microbiana nessa faixa do perfil. Além disso, muitos micronutrientes apresentam baixa mobilidade no solo, o que limita sua redistribuição para camadas mais profundas (TIWARI *et al.*, 2024). Dessa forma, processos como a erosão e o manejo inadequado do solo, ao removerem essa camada mais fértil, comprometem a disponibilidade de elementos essenciais

ao metabolismo vegetal.

Estimativas indicam que cerca de 33% dos solos do mundo estão degradados, e aproximadamente 24 bilhões de toneladas de solo fértil são perdidas a cada ano devido à erosão (PLAZA *et al.*, 2018). A salinização ocorre quando há um acúmulo excessivo de sais solúveis no solo, devido a elevada evapotranspiração ou uso inadequado de sistemas de irrigação em áreas semiáridas e áridas (CASTRO; SANTOS, 2020).

Esse fenômeno reduz a disponibilidade de água para as plantas, eleva a condutividade elétrica (CE) e causa o desequilíbrio nutricional proporcionado pelo aumento do potencial osmótico no solo, afetando a absorção de micronutrientes que ocorre via fluxo de massa, como é o caso do zinco, ferro e manganês (ETESAMI; ALIKHANI, 2019). Além disso, altos níveis de sais no solo podem precipitar micronutrientes, tornando-os indisponíveis para as plantas (HANIF *et al.*, 2024). Estudos também mostram que a CE elevada e a presença de carbonatos afetam negativamente a disponibilidade de Fe, Zn e Mn em solos salinizados, agravando deficiências nutricionais em plantas cultivadas nessas condições (SHEIKH-ABDULLAH, 2019).

No que diz respeito a degradação física do solo, a compactação é o resultado da pressão exercida sobre o solo por maquinário pesado, pisoteio do gado ou mesmo tráfego humano excessivo sem respeitar as condições necessárias para o manejo do solo (BHATT; GIRI; NAPARI, 2024). Esse processo reduz a porosidade total do solo, limitando a infiltração de água e a circulação de ar (DA SILVA *et al.*, 2022). Consequentemente, o crescimento radicular é prejudicado, assim como a absorção de água e nutrientes, incluindo os micronutrientes, levando a um crescimento vegetal comprometido (OLUBANJO; YESSOUFOU, 2019).

Quanto a degradação química, a acidificação do solo pode ser causada pela lixiviação de bases (cálcio, magnésio, potássio e sódio), uso de fertilizantes acidificantes e deposição de poluentes ácidos (DONG *et al.*, 2022). No caso dos solos ácidos, esses têm uma menor capacidade de reter nutrientes e podem precipitar micronutrientes, como ferro e manganês, tornando-os menos disponíveis para as plantas (JOHNSON *et al.*, 2023). Além disso, a acidificação pode aumentar a solubilidade de elementos tóxicos, como o alumínio, prejudicando o crescimento das plantas (ZHAO *et al.*, 2020; CHANDRA; KESHAVKANT, 2021).

A degradação do solo no semiárido afeta diretamente a disponibilidade de micronutrientes essenciais para o crescimento das plantas (SILVA *et al.*, 2024). Para mitigar esses efeitos e promover a sustentabilidade agrícola, a adoção de práticas de uso e manejo

sustentável do solo é fundamental (DE LUCENA; DE LIMA; BAKKE, 2023). Nesse contexto, o uso de espécies arbóreas em ações de reflorestamento se destaca como uma estratégia eficaz para melhorar a disponibilidade de micronutrientes no solo (TONUCCI *et al.*, 2023).

2.3 Espécies arbóreas e micronutrientes no manejo sustentável do solo

O manejo com espécies arbóreas, como a implantação de sistemas agroflorestais, tem se mostrado promissor para a recuperação de solos degradados (STEINFELD *et al.*, 2024). Essas práticas não apenas aumentam a cobertura vegetal, protegendo o solo da erosão, mas também contribuem para a ciclagem de nutrientes e a melhoria da estrutura do solo (SEKHAR *et al.*, 2024).

Espécies arbóreas nativas e leguminosas introduzidas desempenham papel fundamental na melhoria da disponibilidade de micronutrientes no solo, por meio da deposição de serapilheira, do incremento do carbono orgânico e do estímulo à atividade biológica. Estudos apontam que espécies como *Leucaena leucocephala* — leguminosa exótica de rápido crescimento e considerada invasora em diversos ecossistemas — e *Gliricidia sepium* contribuem para o aumento da disponibilidade de elementos como ferro, manganês, zinco e cobre em solos tropicais, especialmente devido à rápida decomposição de sua biomassa foliar, que libera esses nutrientes em formas assimiláveis pelas plantas (BANEGAS *et al.*, 2019; ALABI *et al.*, 2022).

Além disso, a maior presença de microrganismos na rizosfera dessas espécies, como bactérias e fungos micorrízicos, favorece a solubilização e a mobilização de micronutrientes pouco disponíveis, principalmente o zinco e o ferro, que frequentemente se encontram em formas insolúveis em solos intemperizados (FAHAD *et al.*, 2022; ROY *et al.*, 2025).

A incorporação de resíduos vegetais dessas leguminosas também tem sido associada ao aumento do teor de boro em ambientes tropicais, graças à elevação do conteúdo de matéria orgânica e à melhoria da retenção de água no solo — condições que reduzem a lixiviação e promovem maior disponibilidade desse elemento (FERDUSH *et al.*, 2019).

O plantio direto com cobertura arbórea envolve o cultivo de culturas agrícolas diretamente no solo coberto por restos vegetais de árvores (REPULLO-RUIBÉRRIZ DE TORRES *et al.*, 2019). Esta prática mantém uma camada de proteção sobre o solo, reduzindo a erosão e aumentando a infiltração de água (CHALISE *et al.*, 2019). A decomposição de restos vegetais das composições arbóreas aumenta a matéria orgânica do solo, o que melhora a capacidade do solo de reter e disponibilizar micronutrientes para as plantas (KAMAU;

KINYANJUI; KAMIRI, 2024).

Componentes arbóreos com raízes profundas desempenham papel estratégico na ciclagem de micronutrientes no solo. Essas raízes exploram camadas subsuperficiais, onde elementos permanecem menos disponíveis para culturas rasas. Após serem absorvidos, esses nutrientes são transportados para a superfície por meio da queda de folhas, galhos e outros resíduos vegetais (serrapilheira), enriquecendo a camada arável — justamente onde se desenvolve o sistema radicular da maioria das culturas agrícolas — e elevando a disponibilidade desses micronutrientes essenciais (MENNA, 2022).

Além disso, as vegetações arbóreas criam um microclima mais favorável para o crescimento das culturas, ajudando a reduzir a temperatura do solo e do ar, manter a umidade e aumentar a infiltração de água, o que favorece a disponibilidade de nutrientes — incluindo micronutrientes — por meio da melhoria nas condições físicas e químicas do solo (DE CARVALHO *et al.*, 2021; SITO HANG; PUTRA; WULANDARI, 2022).

2.4 A influência de espécies arbóreas na disponibilidade de micronutrientes no solo

As espécies arbóreas influenciam significativamente a disponibilidade de micronutrientes no solo por meio de processos como a deposição de serrapilheira, a atividade radicular profunda e a associação com microrganismos do solo, especialmente em ecossistemas naturais bem conservados (APONTE; GARCÍA; MARAÑÓN, 2012). Em áreas florestais e de vegetação nativa, a ciclagem de nutrientes promovida por essas espécies resulta em maior acúmulo de matéria orgânica na superfície, o que favorece a retenção e a disponibilização de micronutrientes (NAIR; KUMAR; NAIR, 2021). Além disso, a manutenção da cobertura vegetal contribui para a estabilidade da estrutura do solo e da microbiota associada, o que reforça a disponibilidade desses elementos em formas assimiláveis pelas plantas (SUSHKO *et al.*, 2023).

A presença das áreas com espécies arbóreas afeta diretamente o ciclo biogeoquímico dos micronutrientes através de vários mecanismos (KAMAU; KINYANJUI; KAMIRI, 2024). A decomposição da serrapilheira, por exemplo, libera micronutrientes essenciais como ferro, manganês, zinco e cobre, que são gradualmente incorporados ao solo (YANG *et al.*, 2022). Estudos contemporâneos apontam que a qualidade e a quantidade da serrapilheira produzida por diferentes espécies arbóreas podem influenciar significativamente a disponibilidade de micronutrientes no solo (BHARDWAJ *et al.*, 2022).

Com sistemas radiculares profundos as espécies arbóreas podem acessar nutrientes

das camadas mais profundas do solo e trazer esses nutrientes para a superfície através da queda de folhas e outros resíduos vegetais (ZHOU; BOUTTON; WU, 2018). Essa ciclagem de nutrientes é particularmente importante em solos pobres, onde os nutrientes superficiais podem ser rapidamente esgotados (GERMON *et al.*, 2020). As raízes também promovem a agregação do solo, melhorando a estrutura e a porosidade do solo, o que facilita a infiltração de água e a absorção de nutrientes pelas plantas (YU *et al.*, 2018).

Em áreas de relevância ecológica, área de preservação permanente e reserva legal, os indivíduos arbóreos não apenas contribuem para a disponibilidade de micronutrientes, mas também desempenham um papel crucial na proteção e conservação do solo (ZHOU; BOUTTON; WU, 2018). Isso é particularmente relevante em Áreas de Preservação Permanente (APPs), que compreendem faixas de vegetação protegida, especialmente nas margens de corpos hídricos, destinadas a conservar os recursos naturais e evitar processos erosivos. A vegetação ripária presente nessas áreas, que cresce nas margens de rios e corpos d'água, forma um ecótono entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (DUFOUR; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ; LASLIER, 2019). Ela desempenha múltiplas funções ecológicas, como a regulação do fluxo hídrico, retenção de sedimentos, ciclagem de nutrientes e suporte à biodiversidade. Além disso, atua como uma barreira natural, protegendo os cursos d'água e preservando a qualidade do solo e da água (FACHINELLI; PEREIRA, 2023).

A diversidade de espécies vegetais é um fator-chave para a conservação ecológica, especialmente em regiões semiáridas. Nesse contexto, espécies nativas como a jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), amplamente empregada na recuperação de áreas degradadas (FERREIRA *et al.*, 2023), e o juazeiro (*Ziziphus joazeiro*), e o juazeiro (*Ziziphus joazeiro*), cuja copa favorece a maior riqueza e abundância de plântulas nativas, exercem um papel facilitador na regeneração natural (ARAÚJO *et al.*, 2024). Considerando o papel dessas espécies no estrato arbóreo, sua introdução em regiões de menor aptidão agrícola configura-se como uma estratégia promissora tanto para a restauração da qualidade edáfica quanto para a geração de renda (CUKOR *et al.*, 2022).

Porém, a introdução de espécies arbóreas pode se dar de modo a proporcionar o uso da terra visando retorno econômico. Estudos recentes evidenciam que o estabelecimento de povoamentos florestais mistos em áreas previamente destinadas à agricultura promove a melhoria das propriedades do solo e potencializa o crescimento arbóreo, sendo a presença de espécies fixadoras de nitrogênio um fator determinante nesse processo (DANISE *et al.*, 2021). Porém, dentre as espécies florestais de interesse econômico, destaque é dado ao eucalipto (*Eucalyptus* spp.), amplamente cultivado no Brasil, com elevado desempenho mesmo sob

diferentes condições climáticas e reconhecida capacidade de adaptação regional (ELLI; SENTELHAS; BENDER, 2020).

O eucalipto é uma das espécies florestais mais amplamente cultivadas no mundo, devido à sua adaptabilidade a diferentes condições ambientais e ao seu rápido crescimento (EKOMONO *et al.*, 2021). Originário da Austrália, o eucalipto foi introduzido em mais de 90 países e atualmente cobre uma área superior a 22,5 milhões de hectares em plantações comerciais. Ele se destaca como principal matéria-prima para a produção de celulose, papel, madeira serrada, carvão vegetal e produtos engenheirados, graças à sua rigidez e densidade favoráveis para uso industrial (SENG HUA *et al.*, 2022).

As exigências nutricionais do eucalipto, particularmente em relação aos micronutrientes, têm sido investigadas por diversos pesquisadores (SCHWAMBACH; FADANELLI; FETT-NETO, 2005; DA SILVA *et al.*, 2023; DE MEDEIROS *et al.*, 2021). Os micronutrientes desempenham um papel crucial no crescimento e desenvolvimento do eucalipto, sendo essenciais para diversos processos fisiológicos da planta (MASULLO *et al.*, 2020). Entre os micronutrientes mais relevantes estão ferro, manganês, zinco, boro e cobre, que se distribuem em diferentes tecidos da planta e se correlacionam com indicadores de crescimento, como altura e volume do caule (DA SILVA *et al.*, 2023).

Estudos recentes demonstram que o boro é um dos micronutrientes mais limitantes para o crescimento do eucalipto em solos de região de clima tropical. A deficiência de B pode provocar sintomas visuais como deformações foliares, morte de ponteiros e crescimento atrofiado, afetando significativamente a produtividade das plantações (MAGESTE; MILAGRES; DURÃES, 2022).

No Cerrado brasileiro, por exemplo, observou-se que os níveis deficientes de B interferem diretamente no desenvolvimento das árvores, sendo possível detectar essas deficiências com precisão por meio de sensores orbitais e índices de vegetação, como o NDVI, que se correlacionam com os níveis adequados de B nas plantas (DAMASCENO *et al.*, 2023).

De forma semelhante, na região Nordeste — especialmente em áreas do semiárido — a deficiência de micronutrientes como B, Zn e Cu tem sido relatada com frequência, em decorrência da baixa fertilidade natural dos solos e da intensa degradação edáfica. A escassez desses elementos limita o crescimento de culturas agrícolas e espécies nativas, evidenciando a necessidade de estratégias de manejo que favoreçam sua reposição e disponibilidade no solo (MACEDO *et al.*, 2024; SOUZA *et al.*, 2024). Em relação ao zinco (Zn), a deficiência pode afetar negativamente o metabolismo do eucalipto, resultando em mudas de entrenós curtos e pequenas folhas necróticas, peso seco reduzido de brotos, raízes e a síntese de proteínas em

eucalipto, resultando em redução do crescimento e da produção de biomassa (KAUR; SINGH, 2024).

Quanto aos teores de micronutrientes em solos cultivados com eucalipto, estudos recentes demonstram que há variações significativas nos níveis desses elementos conforme o tipo de solo, manejo florestal e práticas de adubação. Em plantações de *Eucalyptus grandis* em Latossolos no Brasil, foi identificado que as frações de Cu e Zn presentes no solo estão majoritariamente em formas de baixa disponibilidade (>60%), o que limita sua absorção pelas plantas. Mesmo com a presença de resíduos florestais, os teores foliares de Cu e Zn mantêm correlação com frações trocáveis e ligadas à matéria orgânica, indicando a necessidade de manejo nutricional adequado (MASULLO *et al.*, 2022).

Adicionalmente, em clones de *Eucalyptus grandis* × *urophylla* foi observada alta exigência por B e Cu, com maior eficiência de uso desses micronutrientes sob determinadas densidades de plantio. A menor concentração de Cu nas partes lenhosas e a exportação significativa de Zn reforçam a importância de estratégias de reposição para sustentar o crescimento florestal (DE MEDEIROS *et al.*, 2021).

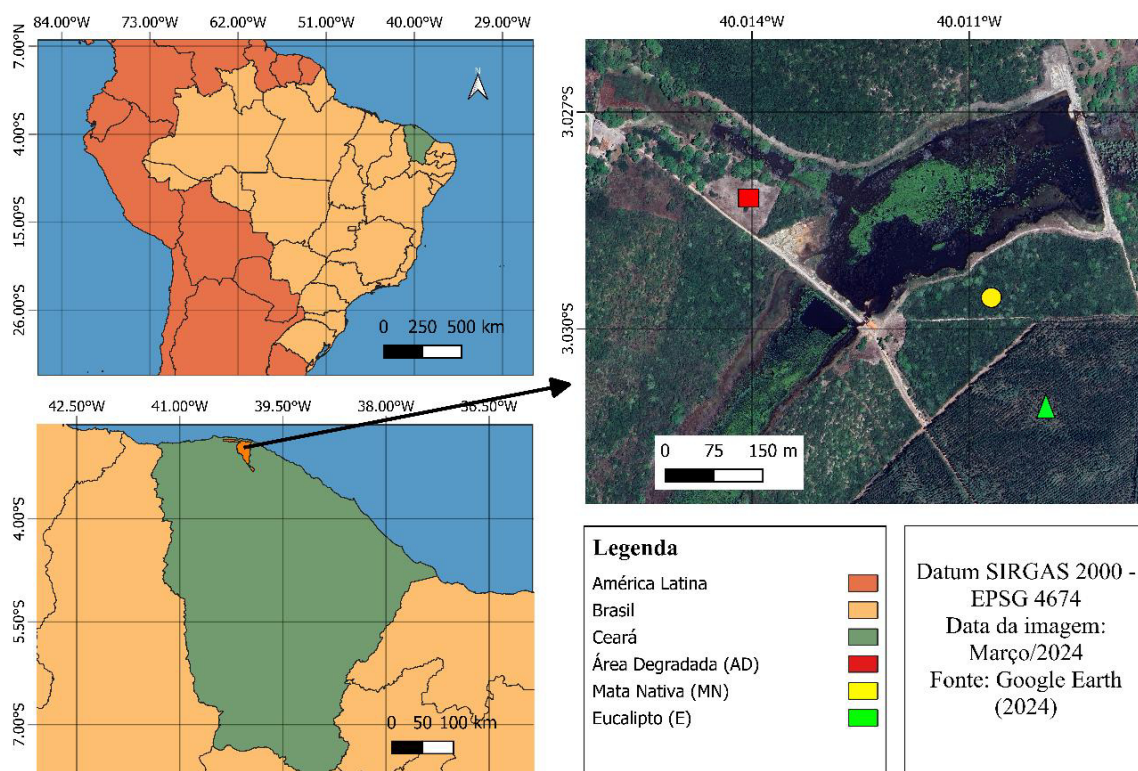
Estudos contemporâneos mostraram que a decomposição dos resíduos florestais libera gradualmente nutrientes essenciais, contribuindo para a sustentabilidade do sistema produtivo, especialmente em solos de baixa fertilidade (CHEN *et al.*, 2023). A manutenção dos resíduos da colheita no solo, como folhas, cascas e galhos, contribui significativamente para a reciclagem de nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, além de melhorar as propriedades químicas e biológicas do solo (GONZÁLEZ *et al.*, 2023).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Localização e tipos de solo da área experimental

O experimento foi conduzido entre novembro de 2022 e novembro de 2023, nas Fazendas Aroeira I e II, pertencentes à empresa Troncus Wood Transportes e Reflorestamentos Ltda., localizadas no município de Acaraú, estado do Ceará. As fazendas situam-se nas coordenadas geográficas aproximadas de 3,0296° S e 40,0125° W (Figura 1), correspondentes à coordenada UTM 387.662,77 mE e 9.664.764,05 mS, Datum WGS 84, zona 24S.

Figura 1 - Localização das áreas de estudo e classe de solos: (E) Área com Eucalipto – Argissolo Vermelho-Amarelo, (MN) Mata Nativa, (AD) Área Degradada – Neossolo Quartzarênico

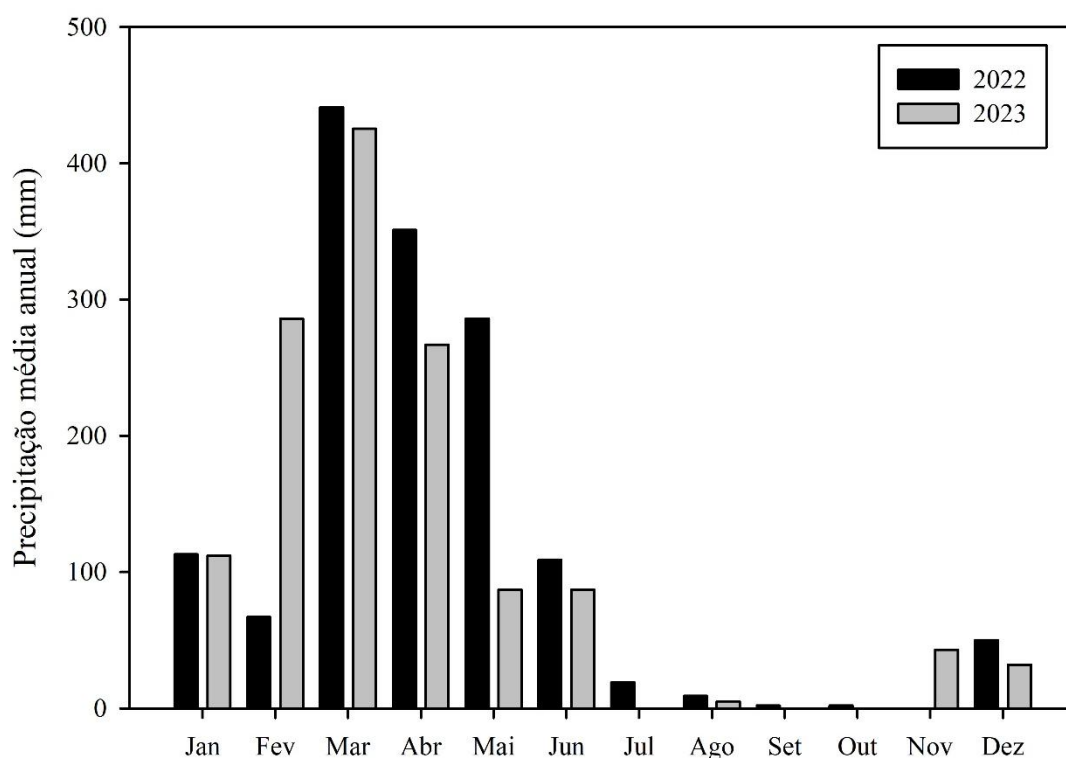


Fonte: Elaborado pelo autor (2025)

O solo da área cultivada com eucalipto foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo - PVA, enquanto o solo das áreas degradada e com mata nativa foi classificado como Neossolo quartzarênico - RQ (Anexos A, B, C e D), conforme a Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SiBCS (SANTOS *et al.*, 2018).

A análise granulométrica dos solos indica textura arenosa até a camada de 30 cm, representando similaridade que viabiliza a comparação dos usos estabelecidos nos diferentes solos (Anexo E). Segundo a classificação climática de Köppen, a região apresenta clima Aw - (Tropical Quente Semiárido Brando), caracterizado por ser uma área de transição da costa para a região semiárida brasileira (WEBER *et al.*, 2020). As temperaturas médias variam entre 26°C e 28°C, com precipitação anual média de aproximadamente 1.100 mm (Figura 2). A evapotranspiração pode ultrapassar 1.500 mm ao ano (FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 2025).

Figura 2 - Precipitação mensal registradas na Bacia do Baixo Acaraú, Estado do Ceará (Brasil), durante o período de avaliação do solo florestal



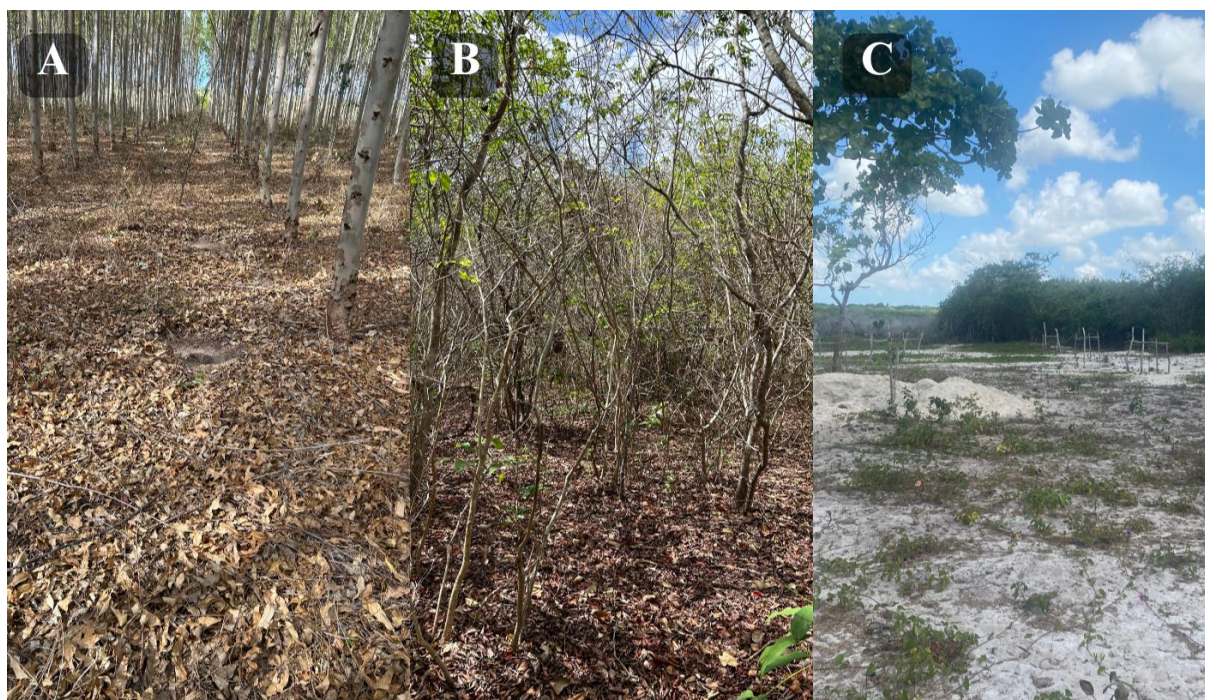
Fonte: Elaborado pelo autor (2025), dados adaptados de FUNCEME.

3.2 Histórico de uso da terra

As áreas experimentais foram selecionadas com base em diferentes históricos de uso e manejo do solo, representando estágios contrastantes de ocupação e conservação. A primeira área corresponde a um plantio comercial de eucalipto (*Eucalyptus tereticornis*), estabelecido em 2019 para fins de exploração florestal (Figura 3A). O preparo da área incluiu

o desmatamento em 2017, com posterior incorporação dos resíduos vegetais ao solo. O cultivo foi implantado com espaçamento de 4×3 metros entre linhas e plantas, respectivamente, adotando-se práticas como subsolagem até 50 cm de profundidade, aplicação de 2 t ha^{-1} de calcário, 330 g de NPK (30-20-30) por cova e adição de hidrogel.

Figura 3 - Áreas experimentais sob diferentes usos da terra: (A) EUC – eucalipto, (B) MN – mata nativa e (C) AD – área degradada



Fonte: Maia (2023).

A segunda área corresponde a um fragmento florestal classificado como remanescente secundário do Complexo Vegetacional Costeiro (MORO *et al.*, 2015). Essa área, identificada como MN (Mata Nativa), encontra-se há mais de dez anos sem intervenção antrópica significativa, configurando-se como um importante referencial ecológico (Figura 3B). A vegetação predominante é composta por espécies características da flora costeira e da Caatinga, como marmeleiro-do-mato (*Croton sonderianus*), pau-de-ferro (*Caesalpinia leiostachya*), catingueira (*Caesalpinia pyramidalis*), angélica (*Guettarda platypoda*) e mofumbo (*Combretum leprosum*). Não foram registrados manejos recentes do solo ou aplicação de adubos na área.

A terceira área, classificada como AD (Área Degradada), apresenta histórico de uso intensivo e degradação (Figura 3C). Após o desmatamento e a queima da vegetação remanescente, o solo foi preparado com aração, aplicação de 2 t ha^{-1} de calcário e adubação

com 330 g de NPK 20-10-20 por cova. Em seguida, a área foi utilizada até o ano de 2019 para o cultivo de milho (*Zea mays*) e feijão (*Phaseolus vulgaris*). Desde então, encontra-se em processo de regeneração natural, com predominância de espécies herbáceas.

3.3 Modelagem, delineamento experimental e tratamentos

O uso da terra foi determinado de forma sistemática, por meio de modelagem, com o objetivo de se aproximar de um delineamento experimental inteiramente ao acaso (DIA), em esquema fatorial 3 x 5, com quatro repetições, totalizando 60 unidades experimentais.

O primeiro fator corresponde ao tipo de uso da terra, com três categorias: Eucalipto (E), Mata Nativa (MN) e Área Degradada (AD). O segundo fator corresponde às camadas de solo, divididas em cinco profundidades: 0 – 5 cm, 5 – 10 cm, 10 – 30 cm, 30 – 50 cm e 50 – 70 cm.

O esquema do modelo fatorial utilizado foi:

$$Y_{ij} = u + U_{soi} + Camada_j + (U_{so} \times Camada)_{ij} + \varepsilon_{ij}$$

em que:

Y_{ij} : valor da variável resposta, medido no i-ésimo uso da terra e na j-ésima camada do solo;

U : constante, referente à média geral;

U_{soi} : efeito do i-ésimo uso da terra;

$Camada_j$: efeito da j-ésima camada do solo;

$(U_{so} \times Camada)_{ij}$: efeito da interação entre o i-ésimo uso da terra e a j-ésima camada do solo;

ε_{ij} : erro experimental associado à observação na combinação do i-ésimo uso com a j-ésima camada. (Verificar a padronização dos símbolos)

3.4 Procedimento de amostragem de solo nas áreas de estudo

As amostras foram coletadas no segundo semestre de 2022 e 2023, seguindo a metodologia recomendada por Zanatta, Pulronik e Viana (2015) para sistemas florestais. Para todos os tratamentos, foram estabelecidas quatro parcelas de 20 m x 30 m (600 m²) cada. O posicionamento das parcelas considerou o histórico de uso da área, especialmente em relação a plantios anteriores, e a homogeneidade do terreno.

No tratamento com eucalipto, aos 30 meses, foram coletadas três amostras simples deformadas, obtidas na posição correspondente a 1/4 (25%) da largura das entrelinhas de plantio, em cada profundidade: 0 – 5 cm, 5 – 10 cm, 10 – 30 cm, 30 – 50 cm e 50 – 70 cm. As

amostras simples de cada profundidade foram reunidas para compor uma amostra composta (Figura 4C e 5).

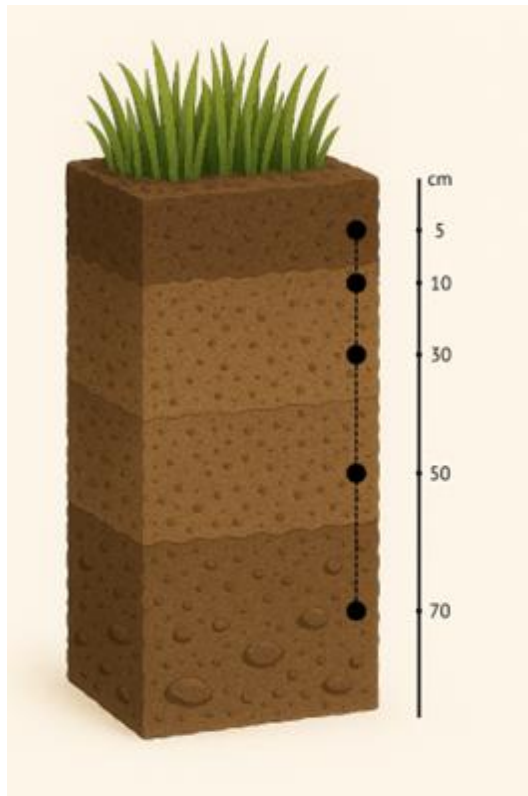
Figura 4 - Procedimento de amostragem de solo com trado nas áreas de estudo sob diferentes usos da terra: (A) área degradada (AD), (B) mata nativa (MN) e (C) eucalipto (EUC)



Fonte: Maia (2023).

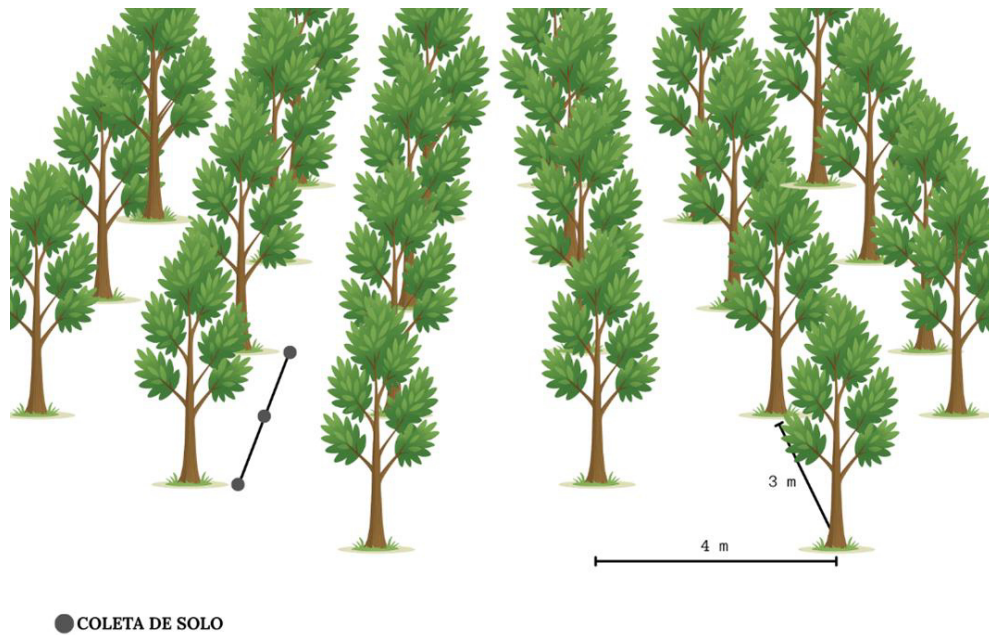
Nos tratamentos com Mata Nativa e Área Degradada, as amostras simples foram coletadas aleatoriamente dentro das parcelas (Figuras 4A, 4B, 6 e 7).

Figura 5 - Esquema de coleta de amostras no perfil do solo em áreas com diferentes manejos



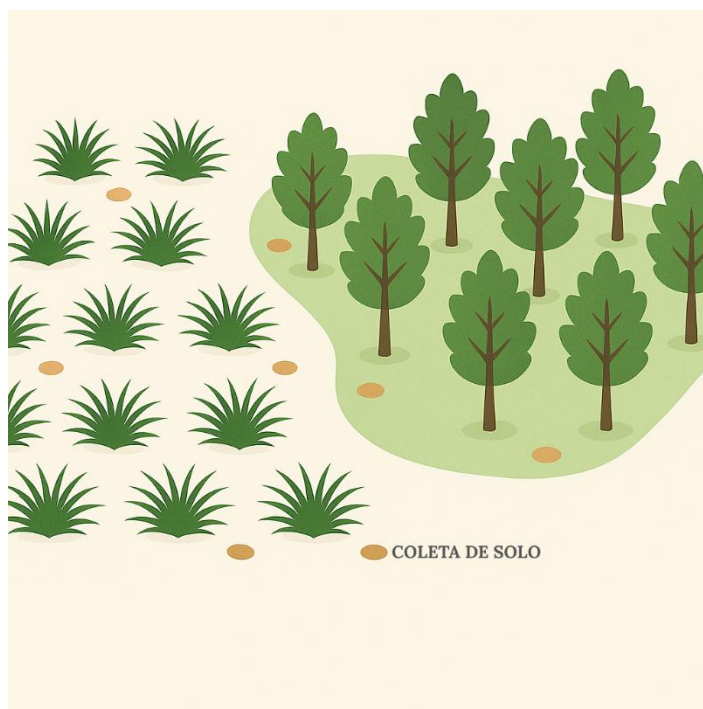
Fonte: adaptado de Zanatta, Pultronik e Viana (2015)

Figura 6 - Esquema de coleta de amostras de solo em áreas com plantio de eucalipto, realizado a uma distância correspondente a $\frac{1}{4}$ da largura das entrelinhas de plantio.



Fonte: adaptado de Zanatta, Pultronik e Viana (2015)

Figura 7 - Esquema da coleta aleatória de amostras de solo realizada nas áreas de Mata Nativa e Área Degradada



Fonte: Elaborado pelo autor (2025)

As amostras deformadas foram coletadas utilizando um trado tipo caneco, seguindo os cuidados necessários para evitar a contaminação durante o processo. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos com capacidade de 2 kg, devidamente lacradas e identificadas, garantindo a preservação das características para as análises laboratoriais posteriores.

3.6 Análises químicas para determinação dos micronutrientes no solo

As determinações realizadas seguiram os procedimentos descritos por Silva e Ferreyra H. (1998) e Teixeira *et al.* (2017). Foram analisadas as seguintes propriedades químicas dos micronutrientes: cobre, zinco, ferro, manganês e boro.

O cobre, zinco, ferro e manganês foram extraídos com Mehlich-1 ($\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$), sendo o boro extraído com $\text{HCl } (0,05 \text{ mol L}^{-1})$, em seguida foi feito a determinação por espectrometria de absorção atômica com chama.

Para os elementos Cu, Zn, Fe e Mn, foram pesados 10 g de solo seco ao ar, colocados em frascos Erlenmeyer de 125 mL, aos quais se adicionaram 50 mL da solução

extratora Mehlich-1. As amostras foram agitadas por 5 minutos em agitador mecânico ou orbital a 220 rpm, e deixadas em repouso durante a noite. Na manhã seguinte, foram filtradas, e o filtrado foi analisado por espectrometria de absorção atômica com chama, utilizando lâmpadas específicas para cada elemento.

A extração do boro foi realizada por um procedimento distinto. Foram pesadas aproximadamente 20 g de solo (com os valores exatos anotados para correções posteriores), aos quais foram adicionados 40 mL de solução de KCl 0,05 mol L⁻¹. Após agitação por 5 minutos, as amostras foram deixadas em repouso durante a noite. No dia seguinte, a suspensão foi filtrada e o extrato acondicionado em tubos Falcon, sendo posteriormente analisado por espectrometria de absorção atômica com chama.

3.7 Análise estatística

Os dados obtidos nas análises químicas dos micronutrientes do solo foram inicialmente submetidos à verificação dos pressupostos para a análise paramétrica, incluindo a normalidade da distribuição e a homogeneidade das variâncias. Quando esses pressupostos não foram atendidos, foram aplicadas transformações matemáticas específicas, como a transformação logarítmica (log), a transformação pela raiz quadrada ($\sqrt{x}$) ou a transformação Box-Cox, conforme a necessidade de cada variável.

Após a realização das transformações e a confirmação da normalidade e da homogeneidade, procedeu-se à análise de variância (ANOVA) para avaliar os efeitos dos tratamentos. Quando detectadas diferenças significativas, realizou-se a comparação de médias entre os tratamentos, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas utilizando os softwares R (R CORE TEAM, 2024), por meio da interface RStudio (POSIT TEAM, 2024) e SAS OnDemand for Academics (SAS INSTITUTE INC., 2025).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para as variáveis analisadas, foi constatado efeito significativo ($p < 0,001$) dos fatores de tratamento de forma isolada. Os teores de cobre (Cu) variaram em função do uso da terra nos dois anos de avaliação. O teor de manganês (Mn) variou em função tanto do uso da terra quanto das profundidades do solo, em 2022 e 2023. Já os teores de ferro (Fe) e zinco (Zn) apresentaram variação em resposta ao uso do solo e às profundidades em 2022, mas responderam apenas às profundidades do solo em 2023. Interação entre os fatores de tratamento foi observada somente para o teor de boro (B) no solo, em ambos os anos de avaliação (Tabela 1).

Tabela 1 - Análise da variância (ANOVA) dos teores de Cu, Fe, Zn, Mn e B em amostras de solo coletadas nos anos de 2022 e 2023, em resposta a tratamentos com distintos usos da terra (EUC, MN e AD) e profundidades (0–5, 5–10, 10–30, 30–50 e 50–70 cm)

FV	GL	Valor F				
		Cu	Fe	Mn	Zn	B
		2022				
Tratamento (T)	2	60,31**	10,11**	7,79**	5,92**	7,98**
Profundidade (P)	4	0,53 ^{ns}	5,02**	28,56**	48,13**	66,41**
Int. T x P	8	0,85 ^{ns}	1,99 ^{ns}	0,52 ^{ns}	1,82 ^{ns}	6,67**
Resíduo	45	-	-	-	-	-
Total	59	-	-	-	-	-
CV% ¹		28,56	28,61	35,56	29,79	20,59

FV	GL	Valor F				
		Cu	Fe	Mn	Zn	B
		2023				
Tratamento (T)	2	14,19**	0,18 ^{ns}	9,47**	0,02 ^{ns}	39,29**
Profundidade (P)	4	1,07 ^{ns}	4,81**	10,81**	19,74**	17,23**
Int. T x P	8	0,90 ^{ns}	1,21 ^{ns}	0,55 ^{ns}	1,75 ^{ns}	3,51**
Resíduo	45	-	-	-	-	-
Total	59	-	-	-	-	-
CV% ¹		10,70	30,34	35,37	28,75	28,20

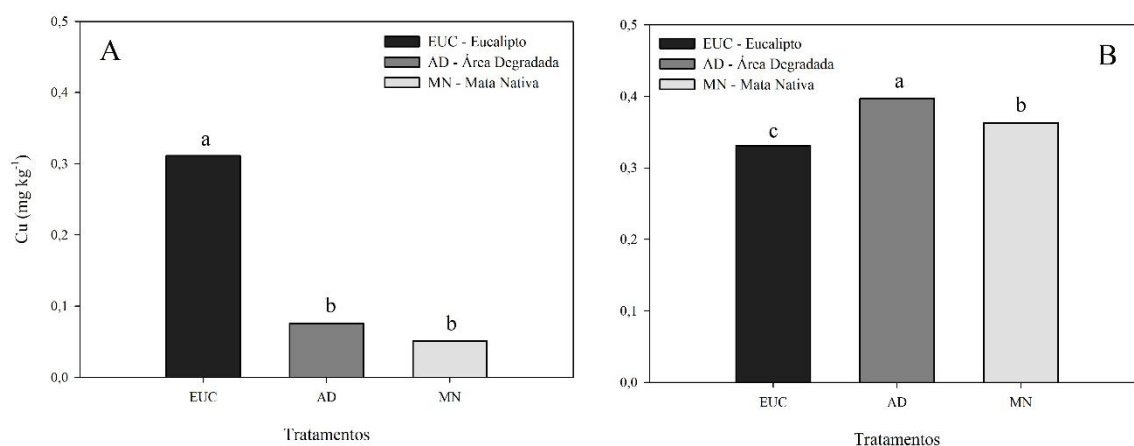
¹Coeficiente de variação; ^{ns} não significativo; ** significativo a 1% de probabilidade; * significativa a 5% de probabilidade.

4.1 Cobre (Cu)

Nos anos de 2022 e 2023, os teores de Cu no solo responderam significativamente aos usos da terra avaliados, evidenciando que a natureza do uso do solo influencia diretamente a disponibilidade desse micronutriente (LI *et al.*, 2018). Em 2022, o tratamento com eucalipto (EUC) resultou em maior teor médio de cobre ($0,31 \text{ mg kg}^{-1}$). A área degradada (AD) e a mata nativa (MN) apresentaram teores significativamente inferiores, com médias de $0,07 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (Figura 8A).

No sistema com eucalipto, os teores de cobre foram considerados adequados para o desenvolvimento da espécie, enquadrando-se na faixa média de disponibilidade segundo os critérios propostos por Galvão (2004). Por outro lado, nas áreas de vegetação nativa e, especialmente, na área degradada — onde anteriormente foram cultivadas culturas anuais como o milho — os teores de cobre foram classificados como baixos, de acordo com as faixas de interpretação estabelecidas por Lopes (1992). No entanto, em 2023, houve uma inversão nos valores, com a área degradada apresentando os maiores teores, seguida pela mata nativa e, por fim, o eucalipto. Os teores observados nesse ano foram suficientes para suprir a exigência das espécies presentes nas três áreas, indicando uma melhora na disponibilidade de cobre no solo ao longo do tempo.

Figura 8 - Teores de cobre (Cu) no função de usos da terra (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa) nos anos de 2022 (A) e 2023 (B)



Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

O maior teor de Cu na área com eucalipto pode ser atribuído ao manejo intensivo adotado nessa área, que incluiu subsolagem profunda, aplicação de calcário, fertilização com NPK e uso de hidrogel. A subsolagem favorece a estrutura física do solo, aumentando a aeração

e estimulando a atividade microbiana, fatores que contribuem para a ciclagem e liberação de nutrientes (LAURENT *et al.*, 2020). A aplicação de 2 t ha⁻¹ de calcário, embora não tenha sido feita com o propósito principal de elevação acentuada do pH, pode ter contribuído para atenuar a acidez do solo sem comprometer a solubilidade do cobre, já que teores excessivamente elevados de pH diminuem a disponibilidade de Cu (YANG *et al.*, 2025). Nesse contexto, a calagem provavelmente atuou reduzindo a complexação do Cu com alumínio e ferro em formas não disponíveis, favorecendo, portanto, a presença de Cu em formas mais acessíveis às plantas.

Embora o solo da área de eucalipto seja classificado como PVA, os dados de granulometria indicam que, até cerca de 40 cm de profundidade, ele apresenta características de solo arenoso, com baixos teores de argila e predomínio de areia. Essa condição reduz a capacidade de retenção de cátions e a formação de complexos estáveis com a matéria orgânica, limitando a adsorção de Cu. Ainda assim, os maiores teores de Cu observados nessa área podem estar mais relacionados ao acúmulo de matéria orgânica superficial, resultante da deposição de serapilheira do eucalipto e da menor perturbação do solo. A M.O. tem alta afinidade por micronutrientes como o cobre, formando complexos orgânicos estáveis que favorecem sua retenção mesmo em solos de textura arenosa e com baixa CTC (LAURENT *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2025).

Em 2023, no entanto, observou-se uma inversão nos teores de Cu (Figura 8B), com destaque para a área degradada (AD) que apresentou o maior teor de Cu (0,39 mg kg⁻¹), seguida pela mata nativa (MN) (0,36 mg kg⁻¹) e eucalipto (EUC) (0,33 mg kg⁻¹). Essa mudança pode refletir a liberação progressiva de Cu a partir do residual de adubação aplicada em 2019 na área degradada, associada à ausência de revolvimento do solo e à decomposição lenta da matéria orgânica remanescente (KRASKA *et al.*, 2021; HAKIM *et al.*, 2022). No caso da mata nativa, os teores de Cu podem estar relacionados ao acúmulo gradual de matéria orgânica superficial promovido por uma vegetação contínua, embora sem intervenção antrópica direta. De modo geral, os teores de cobre observados nas três áreas em 2023 situam-se dentro de níveis considerados suficientes para o suprimento nutricional, conforme critérios agronômicos estabelecidos na literatura (LOPES, 1992; GALRÃO, 2004).

Embora a área degradada esteja classificada como RQ, e a área com eucalipto como PVA, os dados de granulometria mostram que ambos os solos apresentam textura arenosa nas camadas superficiais até pelo menos 40 cm de profundidade, o que limita a capacidade de troca de cátions e a retenção de Cu. Nesse contexto, as diferenças observadas nos teores de cobre parecem estar mais relacionadas ao estado de cobertura vegetal e ao histórico de manejo de cada área do que propriamente à sua classe taxonômica (HU *et al.*, 2025). A ausência de

cobertura vegetal efetiva na área degradada pode ter contribuído para menor ciclagem de nutrientes e maior perda superficial, enquanto a cobertura ativa da mata nativa favorece maior acúmulo orgânico, embora em ritmo mais lento devido à ausência de adubação e ao menor aporte de resíduos (QIAN *et al.*, 2024).

A ausência de efeito significativo do fator Profundidade em ambos os anos sugere que o Cu tende a permanecer nas camadas superficiais, comportamento típico de micronutrientes com baixa mobilidade no solo (RATHI *et al.*, 2024). Esse padrão é reforçado pela afinidade do Cu por matéria orgânica e óxidos de Fe e Al, predominantes nos horizontes superficiais dos solos estudados (LAURENT *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2025).

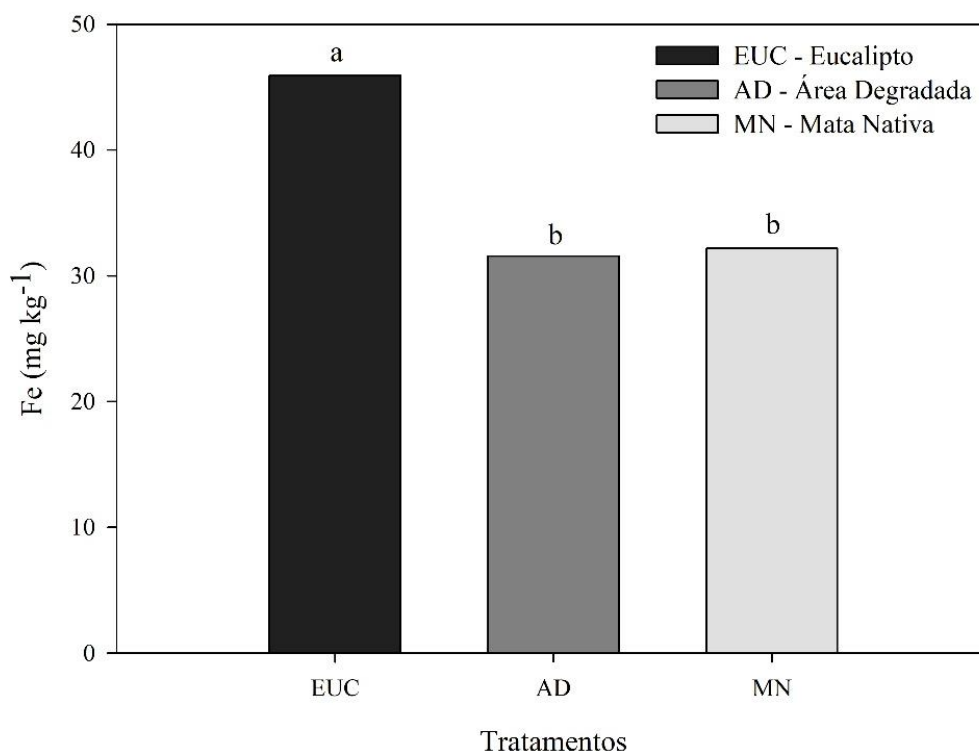
Embora não tenha sido realizada comparação estatística entre os anos, observa-se uma tendência de aumento nos teores de Cu em 2023 em relação aos valores registrados em 2022. Essa variação pode estar associada à decomposição contínua da serapilheira, à mineralização de material orgânico residual e à liberação tardia de insumos agrícolas aplicados anteriormente. Além disso, a ausência de perdas expressivas por erosão ou lixiviação pode ter contribuído para a manutenção ou elevação dos teores de Cu. De forma geral, os resultados reforçam que a dinâmica do cobre está mais relacionada ao tipo de cobertura vegetal, ao histórico de manejo e às características superficiais do solo do que necessariamente à profundidade avaliada.

4.2 Ferro (Fe)

Nos anos de 2022 e 2023, observaram-se diferenças nos teores de ferro (Fe) no solo em resposta aos fatores de tratamento (uso da terra) e profundidade, destacando a influência da cobertura vegetal e das características do perfil do solo na disponibilidade desse micronutriente (REN; WANG; ZHOU, 2024).

Em 2022, o uso da terra exerceu efeito significativo sobre os teores de ferro no solo (Figura 9). O tratamento com eucalipto (EUC) resultou no maior teor de Fe ($20,05 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto a área degradada (AD) e de mata nativa (MN) apresentaram médias de $15,68 \text{ mg kg}^{-1}$ e $13,49 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, sem diferença significativa entre si. De modo geral, os teores de ferro observados nas três áreas são considerados adequados para o desenvolvimento de culturas agrícolas e florestais observar que o uso dessas áreas deve ser de preservação, não havendo indícios de limitação nutricional quanto a esse micronutriente, conforme as faixas de interpretação disponíveis na literatura (LOPES, 1992; GALRÃO, 2004).

Figura 9 - Teores de ferro (Fe) no solo em função de usos da terra (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa) no ano de 2022.



Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Esse padrão pode ser melhor compreendido ao considerar as classes de solo distintas em que os tratamentos foram conduzidos. Embora o PVA seja classificado como um solo de textura média a argilosa nos horizontes subsuperficiais, os resultados de caracterização granulométrica indicam que sua camada superficial (até aproximadamente 40 cm) ainda apresenta textura arenosa, o que pode limitar parcialmente a capacidade de retenção de ferro nesta fração mais superficial do perfil.

No entanto, o horizonte Bt do PVA favorece o acúmulo de argila e óxidos de Fe e Al nas camadas subsuperficiais, contribuindo para a maior retenção de ferro nesses níveis do solo. Esse processo é típico de solos mais intemperizados, como os Argissolos, nos quais há maior desenvolvimento pedogenético, diferenciação de horizontes e acúmulo de colóides ativos que proporcionam maior CTC e maior capacidade tampão (CHIG *et al.*, 2016; ZONG *et al.*, 2021). Assim, mesmo que a superfície do PVA se assemelhe granulometricamente ao Neossolo, a presença do horizonte Bt influencia diretamente na distribuição vertical do Fe, especialmente a partir dos 30 cm de profundidade.

Já o Neossolo Quartzarênico, por sua vez, é um solo jovem, com baixa evolução

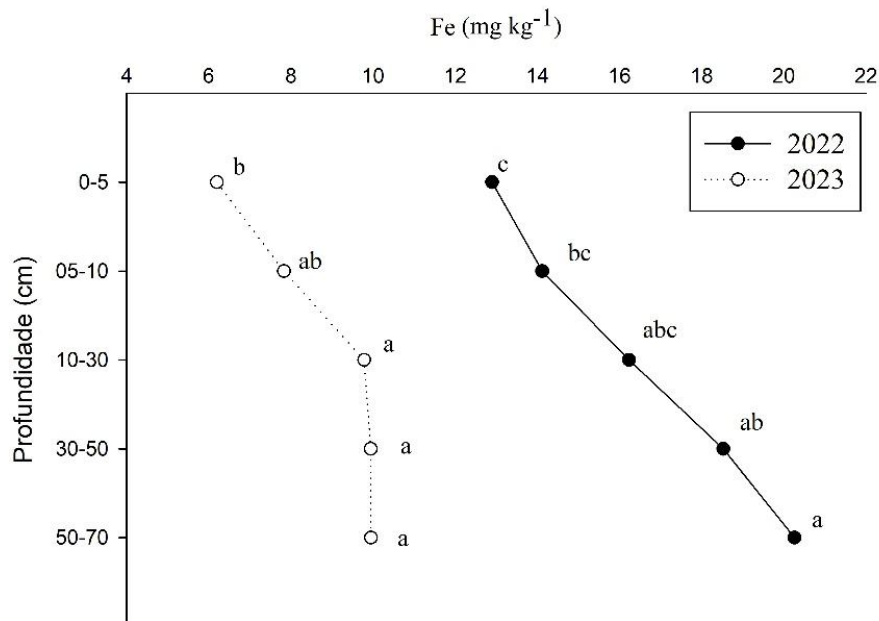
pedológica, ausência de horizonte B bem desenvolvido e altíssimo teor de areia em todo o perfil, o que resulta em baixa CTC, baixa retenção de nutrientes e reduzida capacidade de complexação com a matéria orgânica (FUSHIMI et al., 2020; SILVA et al., 2025). Nessas condições, o ferro permanece mais móvel e sujeito à lixiviação, ou encontra-se em formas menos estáveis, justificando os teores mais baixos de Fe observados nas áreas com RQ, sobretudo nas camadas superficiais (REICHERT et al., 2016; SILVA et al., 2025).

Por outro lado, tanto a mata nativa quanto a área degradada estão inseridas na RQ, solos arenosos, pouco desenvolvidos e com baixa capacidade de troca catiônica (CTC) (REICHERT et al., 2016; SILVA et al., 2025). Nessas condições, o ferro encontra-se menos protegido contra perdas e redistribuições verticais no perfil do solo, o que está relacionado ao baixo grau de intemperismo do RQ. Por se tratar de um solo jovem, com pouca diferenciação de horizontes e alto teor de areia ao longo do perfil, o RQ apresenta baixa capacidade de retenção de nutrientes, inclusive do ferro, que pode permanecer em formas mais solúveis ou ligadas fracamente à fração mineral. Diferentemente, o PVA, por ser mais intemperizado, apresenta horizonte Bt com maior acúmulo de argilas e óxidos de Fe e Al, favorecendo a adsorção e a estabilização do ferro em profundidades maiores do solo (CHIG *et al.*, 2016; ZONG *et al.*, 2021). Assim, a disponibilidade de Fe no RQ tende a ser mais instável e dependente do histórico de uso e das variações ambientais, enquanto no Argissolo sua retenção é mais eficiente nos horizontes subsuperficiais.

Em 2023, as diferenças entre os tratamentos não foram significativas, o que pode refletir uma homogeneização temporária nos teores de ferro devido à influência de fatores sazonais, como a umidade do solo e a predominância de processos de oxidação, uma vez que os solos avaliados apresentam alta porosidade e baixa tendência à redução (BARCELLOS *et al.*, 2018). Essa uniformização também pode estar relacionada à baixa estabilidade do ferro em solos arenosos, cuja dinâmica tende a ser mais sensível às condições ambientais que à cobertura vegetal em si (SUN *et al.*, 2024).

Em 2022, o fator Profundidade exerceu efeito significativo sobre os teores de Fe no solo, apresentando um padrão claro de estratificação vertical (Figura 10). Os teores aumentaram progressivamente com a profundidade, partindo de 12,89 mg kg⁻¹ na camada de 0–5 cm e alcançando cerca de 20,25 mg kg⁻¹ nas camadas entre 30–70 cm. Esse padrão foi mantido também em 2023, com diferenças estatísticas consistentes entre as profundidades, reforçando a tendência de redistribuição vertical do Fe no perfil do solo.

Figura 10 - Teores de ferro (Fe) no solo em diferentes profundidades nos anos de 2022 e 2023



Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Em 2023 o fator Profundidade também exerceu efeito significativo sobre os teores de Fe no solo, confirmando a tendência de distribuição vertical observada no ano anterior (Figura 8). Os maiores teores foram verificados a partir da camada de 10–30 cm (9,78 mg kg⁻¹), 30–50 cm (9,95 mg kg⁻¹) e 50–70 cm (9,95 mg kg⁻¹), enquanto os menores teores foram obtidos na camada 5–10 cm (7,83 mg kg⁻¹) e 0–5 cm (6,20 mg kg⁻¹), reforçando o padrão de menor teor de ferro na superfície e sua tendência a se associar a componentes mais estáveis em profundidade (DHANKHAR; GUPTA; GULATI, 2022).

Essa distribuição está diretamente relacionada às características dos solos avaliados. No PVA (área com eucalipto), a presença de horizonte B textural e maior atividade pedogenética favorecem o acúmulo de óxidos de ferro nas camadas subsuperficiais (CHIG *et al.*, 2016). Já nas RQ (mata nativa e área degradada), a baixa capacidade de retenção e o alto teor de areia dificultam a fixação do Fe nas camadas superficiais, favorecendo sua migração e posterior estabilização em profundidade (SILVA *et al.*, 2025).

Observando os dois anos, embora os teores médios de Fe tenham se mantido relativamente estáveis, nota-se que a variabilidade entre profundidades se manteve, reforçando a tendência de distribuição vertical do ferro no perfil do solo. Este comportamento pode estar relacionado à baixa solubilidade de compostos férricos e ao papel da matéria orgânica e dos

óxidos de ferro na sua fixação nas camadas mais profundas (ZHANG; HAN, 2023).

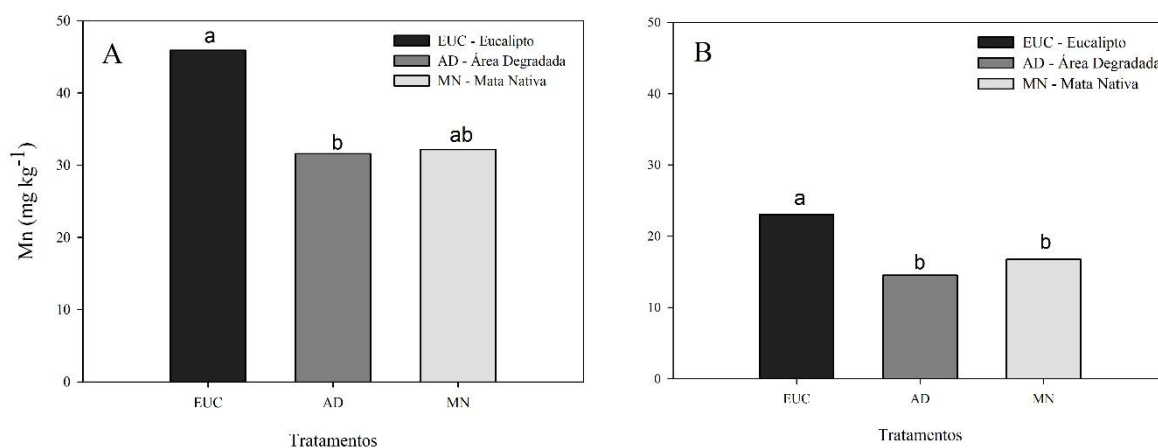
Assim, os resultados indicam que o ferro tende a se acumular em profundidade não necessariamente por percolação direta, mas por uma combinação de fatores edafoclimáticos, características do solo e processos de transformação mineral. A manutenção desse padrão ao longo dos dois anos de estudo válida a consistência dos dados e evidencia que o diagnóstico da fertilidade em sistemas florestais ou degradados deve considerar não apenas a camada superficial, mas toda a dinâmica vertical do perfil do solo.

4.3 Manganês (Mn)

Nos anos de 2022 e 2023, os resultados evidenciaram efeitos significativos dos fatores de tratamento, uso da terra e profundidade, sobre os teores de manganês (Mn) no solo, reforçando a influência tanto do tipo de cobertura vegetal quanto da posição no perfil do solo na disponibilidade desse micronutriente essencial (POSSINGER *et al.*, 2022).

Em 2022, o fator de tratamento relacionado ao uso da terra exerceu efeito significativo sobre os teores de Mn no solo (Figura 11A). O tratamento com eucalipto (EUC) apresentou o maior teor de Mn com 45,91 mg kg⁻¹, seguido pela mata nativa (MN), com 32,17 mg kg⁻¹, e pela área degradada (AD), com 31,57 mg kg⁻¹. De modo geral, os teores de manganês encontrados nas três áreas são considerados adequados para o desenvolvimento vegetal, não havendo indícios de limitação nutricional em relação a esse micronutriente, conforme as faixas de interpretação disponíveis na literatura (LOPES, 1992; GALRÃO, 2004).

Figura 11 - Teores de manganês (Mn) no solo em função de usos da terra (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa) nos anos de 2022 (A) e 2023 (B)



Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Apesar da textura arenosa predominante nas camadas superficiais do PVA, a presença de matéria orgânica derivada da serapilheira do eucalipto pode favorecer a retenção de Mn^{2+} , formando complexos estáveis e reduzindo perdas por lixiviação (DE OLIVEIRA; DE ANDRADE, 2021). Essa associação com a fração orgânica do solo é particularmente importante em ambientes de textura leve, onde a CTC da matéria orgânica contribui para manter o manganês em formas disponíveis às plantas (SILVA et al., 2025).

Em contraste, as áreas sob mata nativa e, principalmente, a área degradada, estão inseridas na RQ, solos arenosos e com baixa capacidade de troca catiônica (FUSHIMI *et al.*, 2020). Nessas condições, a retenção de Mn é limitada, e a ausência de manejo ou cobertura adequada na área degradada intensifica a perda de micronutrientes por lixiviação, o que justifica os menores teores encontrados (LLANDERL *et al.*, 2022).

Em 2023, apesar de uma redução significativa nos teores absolutos de Mn em todas as áreas avaliadas, a tendência de maior teor na área com plantio de eucalipto foi mantida, com valores médios de $23,01 \text{ mg kg}^{-1}$ para EUC, $16,75 \text{ mg kg}^{-1}$ para MN e $14,52 \text{ mg kg}^{-1}$ para AD (Figura 11B). Os teores de manganês encontrados continuam sendo considerados adequados para o desenvolvimento vegetal, conforme os critérios estabelecidos na literatura (LOPES, 1992; GALRÃO, 2004). Essa persistência reforça o papel do sistema florestal na promoção da ciclagem de nutrientes, mesmo diante de condições edafoclimáticas adversas, como ocorre no semiárido brasileiro (CHEN *et al.*, 2023).

A diminuição dos teores médios de Mn de um ano para o outro pode estar associada a diferentes fatores de ordem ambiental, química e biológica. Em regiões semiáridas, a sazonalidade climática exerce forte influência na dinâmica dos micronutrientes (MOREIRA *et al.*, 2006). A alternância entre estações secas e chuvosas intensifica os ciclos de umedecimento e secagem, favorecendo processos de oxirredução no solo, os quais regulam a forma química do manganês. Durante períodos úmidos, o ambiente mais redutor tende a transformar formas insolúveis de Mn (como óxidos de Mn^{4+}) em formas mais solúveis (Mn^{2+}) (CHIG *et al.*, 2016). No entanto, essas formas solúveis são também mais suscetíveis à lixiviação, especialmente em solos arenosos e com baixa capacidade de retenção, como os RQ (REICHERT *et al.*, 2016; SUN *et al.*, 2024).

Além disso, é possível que a aceleração da decomposição da serapilheira e do material orgânico superficial ao longo do tempo tenha reduzido o estoque de resíduos capazes de liberar Mn ao solo (SILVA et al., 2025). O primeiro ciclo de decomposição (nos anos iniciais após o manejo) tende a ser mais intenso, com maior liberação de nutrientes; nos anos

subsequentes, a taxa de mineralização diminuiu, o que também pode justificar a menor liberação de Mn em 2023 (GUPTA *et al.*, 2022).

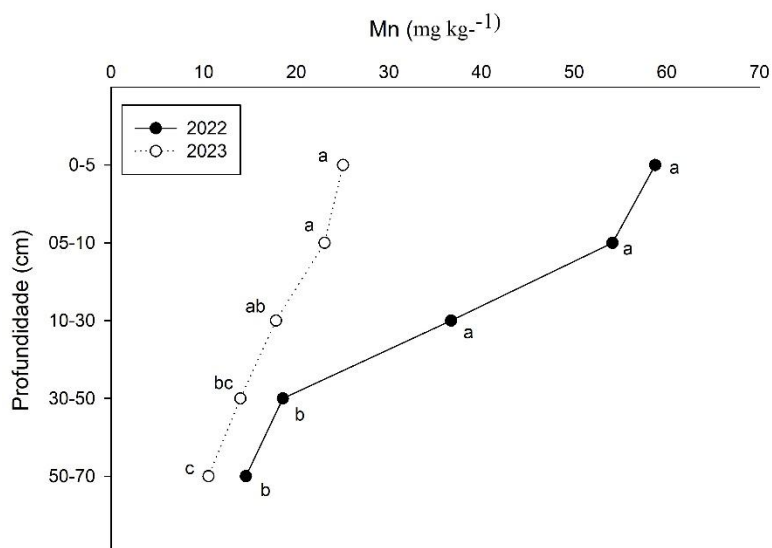
Outro ponto importante diz respeito à interação entre Mn e outros elementos do solo, como ferro (Fe) e cálcio (Ca). Em solos mais calcários, ou na presença de elevação do pH, como ocorre após a calagem, o Mn pode ser precipitado sob a forma de óxidos menos solúveis, reduzindo sua disponibilidade (BROADLEY *et al.*, 2012). Considerando que o solo sob eucalipto recebeu calagem e adubação em 2019, é possível que parte do Mn disponível em 2022 tenha sido imobilizado ao longo do tempo.

Por fim, a extração contínua de Mn pelas plantas ao longo dos anos também pode ter contribuído para essa redução. Plantios de eucalipto são altamente exigentes em micronutrientes, e a ausência de re-adubação ou de novos aportes de matéria orgânica pode ter levado à exaustão parcial do Mn disponível na solução do solo (POSSINGER *et al.*, 2022).

Portanto, a queda nos teores de Mn entre os dois anos reflete uma interação complexa entre clima, tipo de solo, cobertura vegetal e manejo anterior. No entanto, a manutenção de valores mais elevados sob eucalipto parecem estar mais relacionados às características do PVA, especialmente pela presença de horizonte Bt enriquecido em argila e óxidos de ferro e alumínio, que favorecem a retenção de Mn em formas menos lábeis. Além disso, esse solo apresenta maior acúmulo de matéria orgânica nas camadas superficiais em comparação ao RQ da área degradada e mata nativa, o que contribui para maior complexação e disponibilidade do Mn. Assim, a classe taxonômica do solo, aliada ao teor de matéria orgânica, exerce papel determinante na dinâmica do manganês no perfil do solo.

Em 2022, a Profundidade influenciou significativamente os teores de manganês no solo (Figura 12). As camadas mais superficiais apresentaram maiores teores, sendo de 0–5 cm ($58,75 \text{ mg kg}^{-1}$), 5–10 cm ($54,15 \text{ mg kg}^{-1}$) e 10–30 cm ($36,72 \text{ mg kg}^{-1}$). A partir de 30 cm de profundidade, houve redução significativa nos teores de Mn, com as camadas 30–50 cm ($18,56 \text{ mg kg}^{-1}$) e 50–70 cm ($14,57 \text{ mg kg}^{-1}$). Esse padrão confirma a tendência de estratificação vertical desse micronutriente, com maior acúmulo nas camadas superficiais, especialmente em solos tropicais com cobertura vegetal consolidada (OKUMURA *et al.*, 2020).

Figura 12 - Teores de manganês (Mn) no solo em diferentes profundidades nos anos de 2022 e 2023



Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Esse comportamento está associado à deposição contínua de serapilheira e à atividade biológica mais intensa na superfície do solo, especialmente sob o cultivo de eucalipto. Embora o PVA da área apresente textura arenosa nas camadas superficiais, o acúmulo de matéria orgânica oriunda da cobertura florestal densa contribui significativamente para a retenção de Mn^{2+} nessa camada. A matéria orgânica atua formando complexos estáveis com o manganês, o que favorece sua permanência em formas biodisponíveis e reduz a lixiviação, mesmo em solos com baixa CTC superficial (ZHANG; FURMAN, 2021; GOWTHAMCHAND *et al.*, 2024).

Entretanto, em 2023, observou-se redução expressiva nos teores de Mn nas três camadas superiores, com teores de $25,06 \text{ mg kg}^{-1}$ (0–5 cm), $23,06 \text{ mg kg}^{-1}$ (5–10 cm) e $17,81 \text{ mg kg}^{-1}$ (10–30 cm). Essa queda representa mais de 50% de redução nas concentrações superficiais em relação a 2022 e sugere uma diminuição na biodisponibilidade do Mn ao longo do tempo.

Essa redução pode estar relacionada a uma combinação de fatores: diminuição na deposição de serapilheira ativa, alterações nas condições redox devido a menor umidade superficial (menor formação de Mn^{2+}), e ausência de adubação recente ou reintervenção de manejo desde 2019 (CHIG *et al.*, 2016). Em áreas de RQ (mata nativa e área degradada), a baixa capacidade tampão e a textura arenosa favorecem perdas por lixiviação e reduzem a retenção de Mn nas formas disponíveis, contribuindo para o esgotamento do estoque superficial

(HU et al., 2025; SILVA et al., 2025).

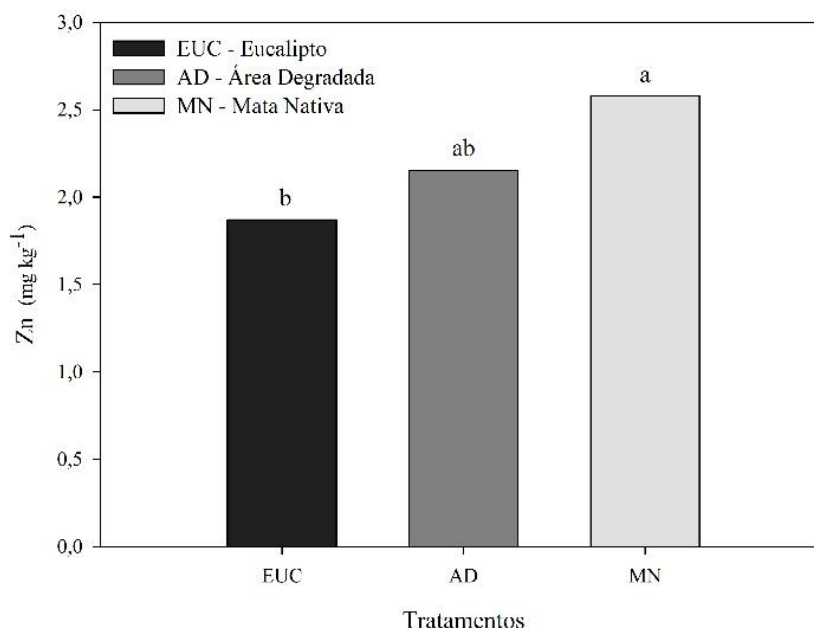
Já nas camadas mais profundas (30–50 cm e 50–70 cm), os teores mantiveram-se relativamente estáveis entre os anos (13,97 e 10,54 mg kg⁻¹ em 2023), indicando que o Mn se encontra predominantemente retido ou precipitado em formas menos disponíveis em profundidade, como óxidos e hidróxidos de manganês, que se acumulam sob condições mais oxidantes (KAUR; SINGH; DHALIWAL, 2020; VAN DOORN *et al.*, 2024).

4.4 Zinco (Zn)

Nos anos de 2022 e 2023, os teores de zinco (Zn) no solo apresentaram comportamentos distintos em relação aos fatores tratamento e profundidade, refletindo variações na dinâmica de disponibilidade desse micronutriente em diferentes usos da terra e camadas do solo.

Em 2022, o fator de tratamento relacionado ao uso da terra exerceu efeito significativo sobre os teores de Zn, com destaque para a mata nativa (MN), que apresentou o maior teor médio (2,58 mg kg⁻¹), seguida pela área degradada (AD) (2,15 mg kg⁻¹) e pela área de eucalipto (EUC) (1,87 mg kg⁻¹) (Figura 13). De modo geral, os teores de zinco observados nas três áreas são considerados adequados para o desenvolvimento vegetal, não havendo indícios de deficiência do micronutriente nos ambientes avaliados, conforme as faixas de interpretação disponíveis na literatura (LOPES, 1992; GALRÃO, 2004)

Figura 13 - Teores de zinco (Zn) no solo em função de usos da terra (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa) no ano de 2022



Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Esses dados também podem refletir a maior extração e exportação de zinco (Zn) nas áreas cultivadas, como o plantio de eucalipto e a área degradada (AD), anteriormente utilizada para a produção de culturas anuais. No sistema com eucalipto, a demanda por Zn é relevante, uma vez que esse micronutriente participa ativamente do metabolismo de crescimento e divisão celular, sendo essencial para o desenvolvimento de folhas e raízes (SOUZA REZENDE *et al.*, 2022). O eucalipto, apresentar elevada absorção de Zn em solos com disponibilidade superficial, especialmente em fases iniciais de crescimento (KAUR; SINGH, 2024).

Já na área degradada, o cultivo prévio de milho (*Zea mays*) e feijão (*Phaseolus vulgaris*) contribuiu para a extração do Zn do solo. O milho, em especial, possui alta exigência por Zn, com valores médios de exportação variando de 150 a 300 g ha⁻¹ (FAGERIA; KUMAR, 2009), o que, aliado ao histórico de cultivo sem reposição adequada, pode ter acentuado a depleção desse micronutriente.

Em contraste, os maiores teores de Zn observados na área de mata nativa (MN) sugerem maior retenção e reciclagem desse nutriente, promovidas pela deposição contínua de serapilheira diversificada e pela ausência de perturbações antrópicas. Estudos recentes indicam

que a qualidade da serapilheira influencia diretamente a taxa de liberação de Zn, sendo que ecossistemas com maior diversidade vegetal apresentam maior eficiência na ciclagem desse micronutriente (PÉREZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2023; SAYER *et al.*, 2024).

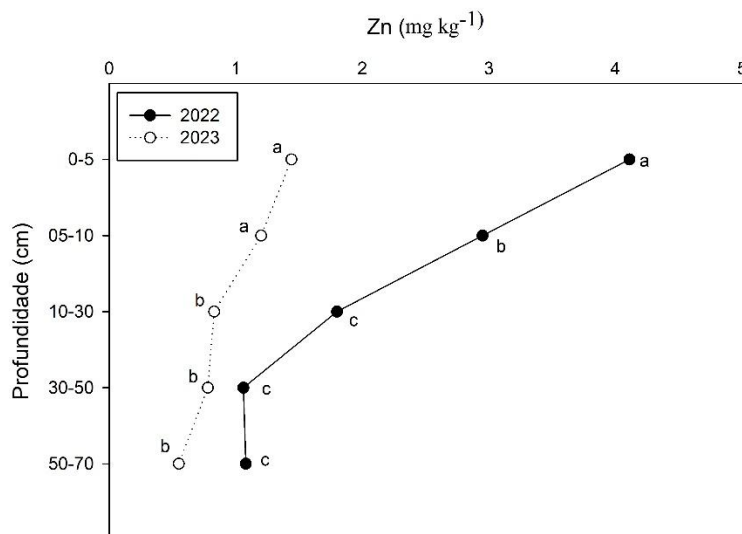
Outro fator importante é o aporte e a natureza da matéria orgânica disponível em cada sistema. A serapilheira do eucalipto é composta por resíduos mais recalcitrantes, ricos em lignina e taninos, cuja decomposição é lenta, retardando a liberação de Zn ao solo (BAIETTO *et al.*, 2021). Além disso, após o manejo realizado em 2019, não houve novos aportes de adubação mineral ou orgânica, o que pode ter contribuído para a depleção progressiva do micronutriente nas camadas superficiais (ASEI *et al.*, 2022).

Em contraste, a mata nativa apresenta um aporte contínuo e diversificado de resíduos vegetais, associado a uma elevada atividade biológica, o que favorece a retenção e a ciclagem eficiente de nutrientes, inclusive do Zn (ZHAO *et al.*, 2024). No entanto, é importante destacar que os menores teores observados nas áreas cultivadas podem estar associados não apenas à menor deposição de matéria orgânica, mas também à maior absorção de Zn pelas plantas. Da mesma forma, as culturas anuais anteriormente cultivadas na área degradada, como milho e feijão, também apresentam demanda significativa por Zn, o que pode ter contribuído para a redução dos teores residuais no solo.

Em 2022, o fator profundidade exerceu efeito significativo sobre os teores de zinco (Zn) no solo, evidenciando padrão claro de estratificação vertical (Figura 14). A camada superficial de 0–5 cm apresentou o maior valor médio (4,11 mg kg⁻¹), seguida pela camada de 5–10 cm (2,95 mg kg⁻¹), e já indicando queda expressiva. A partir da profundidade de 10–30 cm (1,80 mg kg⁻¹), os teores foram ainda mais reduzidos, mantendo-se baixos também nas camadas de 30–50 cm (1,06 mg kg⁻¹) e 50–70 cm (1,08 mg kg⁻¹).

Esse comportamento é típico de elementos de baixa mobilidade no perfil edáfico, como o Zn, cuja concentração é fortemente controlada por processos superficiais, incluindo a deposição de resíduos vegetais, a presença de matéria orgânica e a atividade microbiana. A acentuada redução dos teores com o aumento da profundidade reforça que, mais do que as diferenças entre os tipos de solo, a disponibilidade de Zn está sendo modulada principalmente pelo histórico de uso e pelo manejo das áreas. Isso é particularmente evidente nas áreas cultivadas, onde há maior extração do nutriente pelas culturas implantadas, e nas áreas com vegetação preservada, onde a ciclagem de Zn é favorecida pela manutenção da cobertura florestal (NATASHA *et al.*, 2022).

Figura 14 - Teores de zinco (Zn) no solo em diferentes profundidades nos anos de 2022 e 2023



Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

A maior concentração de Zn nas camadas superficiais pode ser atribuída à intensa atividade microbiana, maior densidade de raízes finas e à deposição contínua de serapilheira nessas camadas, esses fatores promovem zonas de elevada troca iônica e contribuem para a retenção de Zn (ADELE *et al.*, 2021). Além disso, esse micronutriente tende a formar complexos estáveis com os ácidos húmicos presentes na matéria orgânica da superfície, reduzindo seu potencial de lixiviação e aumentando sua persistência superficial. Essas características são especialmente marcantes em áreas com cobertura vegetal mais consolidada e presença contínua de resíduos orgânicos (WANG; CISSÉ; STAUNTON, 2024).

Em 2023, embora o padrão de estratificação tenha se mantido, houve redução significativa nos teores de Zn em todas as profundidades analisadas. As concentrações médias observadas foram de 1,44 mg kg⁻¹ (0–5 cm), 1,20 mg kg⁻¹ (5–10 cm), 0,83 mg kg⁻¹ (10–30 cm), e cerca de 0,55 mg kg⁻¹ nas profundidades de 30–50 cm e 50–70 cm.

Essa queda geral na disponibilidade do nutriente pode estar relacionada a fatores ligados ao manejo e à extração pelas culturas implantadas no solo. Outra hipótese plausível é o esgotamento do efeito residual do manejo agrícola realizado em 2019, principalmente nas áreas de eucalipto e da área degradada, que não receberam nova adubação. O Zn inicialmente disponibilizado por insumos ou pela mineralização de resíduos pode ter sido absorvido pelas plantas, ou imobilizado em formas menos biodisponíveis ao longo do tempo (NING *et al.*, 2020). Essa dinâmica é compatível com as características do PVA, presente na área de

eucalipto, que contém altos teores de óxidos de ferro e alumínio. Esses componentes coloidais têm elevada capacidade de adsorção, contribuindo para a retenção do Zn em formas não facilmente acessíveis às plantas (KUMMER *et al.*, 2018).

Além disso, em sistemas com acúmulo contínuo de serapilheira, pode ocorrer a formação de uma camada superficial mais densa e com menor aeração, especialmente em solos mais argilosos. Esse ambiente pode limitar a oxidação de matéria orgânica e restringir a liberação de Zn por processos de mineralização, reduzindo sua biodisponibilidade ao longo do tempo (DE JESUS *et al.*, 2015). Na área degradada, a ausência de cobertura vegetal efetiva pode ter favorecido perdas por erosão e a redução da ciclagem de nutrientes, comprometendo ainda mais a disponibilidade superficial de Zn (MONTGOMERY; BIKLÉ, 2021).

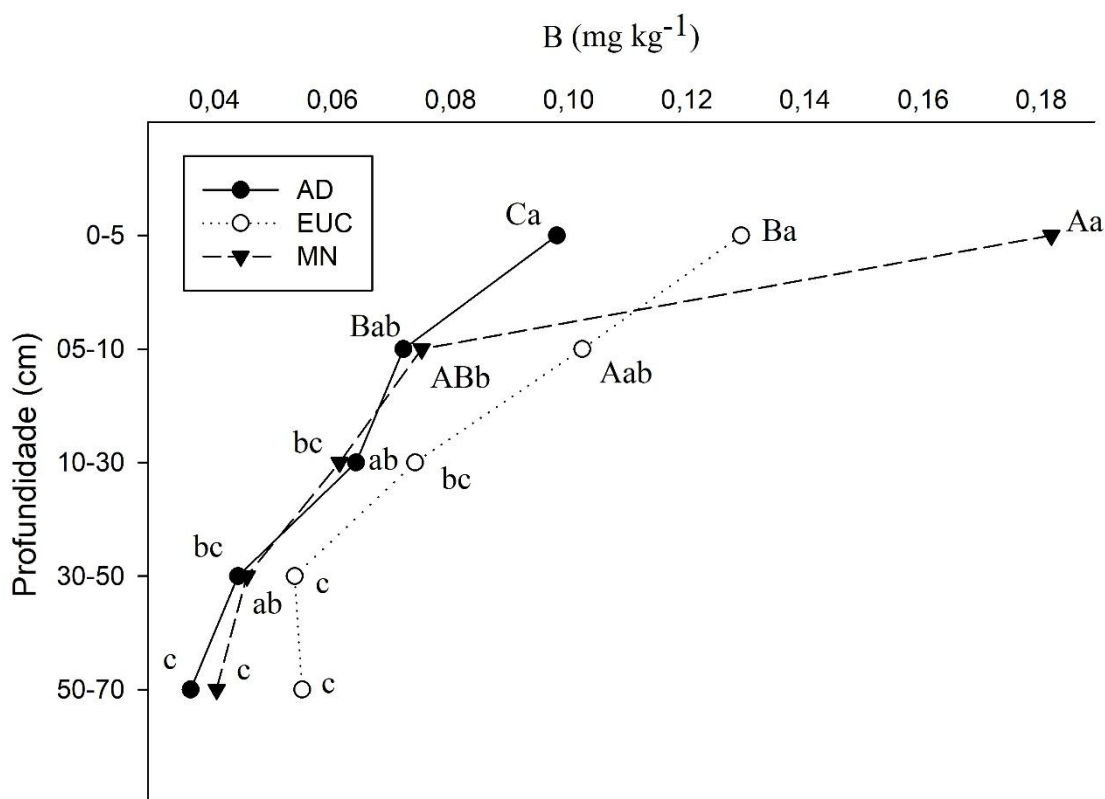
4.5 Boro (B)

Os teores de Boro (B) nos anos de 2022 e 2023, evidenciaram efeitos significativos dos fatores de tratamento uso da terra e profundidade. Em 2022, observou-se interação significativa entre Tratamento e Profundidade, tanto na camada superficial (0–5 cm) quanto na subsuperficial (5–10 cm), com diferenças estatísticas entre os sistemas de uso do solo avaliados, as demais profundidades não apresentaram diferença estatísticas.

Na profundidade de 0–5 cm, a mata nativa (MN) apresentou o maior teor de boro ($0,18 \text{ mg kg}^{-1}$), destacando-se significativamente em relação aos demais tratamentos. O plantio de eucalipto (EUC) apresentou valor intermediário ($0,12 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto a área degradada (AD) obteve o menor teor ($0,09 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 15).

Os teores de boro determinados nas diferentes áreas foram obtidos por meio de extração com solução de KCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$, metodologia distinta da tradicional extração com água quente, amplamente utilizada nas interpretações agronômicas. Embora não existam faixas padronizadas de interpretação para este extrator, os valores observados permitem uma comparação indireta com os limites sugeridos na literatura (LOPES, 1992; GALRÃO, 2004), especialmente ao considerar a magnitude dos teores encontrados. Dessa forma, é possível inferir que os níveis de boro nas áreas estudadas não indicam limitação crítica ao desenvolvimento vegetal, uma vez que as diferenças observadas entre os tratamentos revelam teores compatíveis com ambientes produtivos descritos em estudos anteriores.

Figura 15 - Teores de boro (B) no solo em função dos tratamentos (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa), avaliados nas profundidades (0-5; 5-10; 10-30; 30-50; 50-70), no ano de 2022



Letras maiúsculas comparam os tratamentos dentro de cada profundidade. Letras minúsculas comparam as profundidades dentro de cada tratamento. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Esse padrão está diretamente associado à maior acumulação de matéria orgânica na superfície da MN, cuja serapilheira diversificada fornece uma fonte contínua de boro via mineralização, além de favorecer sua retenção em formas solúveis ou adsorvidas aos colóides do solo (BREURE *et al.*, 2024; ZAIB, 2024).

A predominância de raízes finas e a baixa perturbação do solo nos ambientes de floresta nativa favorecem a criação de microambientes ricos em nutrientes, com maior atividade biológica e acúmulo de resíduos orgânicos de lenta decomposição (AJAYAN; KC, 2021). Já na área com eucalipto, embora ocorra acúmulo de serapilheira, essa é composta majoritariamente por resíduos de uma única espécie, o que limita a diversidade química do material vegetal e, conseqüentemente, a eficiência da ciclagem de nutrientes. A serapilheira do eucalipto é rica em compostos fenólicos e lignina, apresentando decomposição mais lenta e reduzida liberação de boro ao solo (MUELLER *et al.*, 2024). Além disso, o eucalipto apresenta

elevada exigência por cálcio e boro, micronutriente essencial para a integridade da parede celular, atuando como “ponte” de ligação entre os polissacarídeos da lamela média (ALVES *et al.*, 2021). Assim, a alta absorção de B pelas plantas, aliada à lenta reposição via resíduos orgânicos, pode comprometer a manutenção dos teores disponíveis no solo ao longo do tempo.

Na profundidade de 5–10 cm, observa-se uma inversão no padrão, com o eucalipto apresentando o maior valor médio de B ($0,10 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto a mata nativa registrou $0,07 \text{ mg kg}^{-1}$, sem diferença estatística em relação à área degradada ($0,07 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 13). Esse comportamento sugere que a ciclagem de nutrientes promovida pela serapilheira do eucalipto pode estar influenciando a redistribuição do B em camadas subsuperficiais, possivelmente por lixiviação localizada ou ação de raízes profundas.

A partir dos 10 cm de profundidade, as diferenças entre os tratamentos deixaram de ser significativas, evidenciando que o boro é um dos micronutrientes mais suscetíveis à lixiviação no solo, especialmente em ambientes com baixa capacidade de retenção (CHAHAL *et al.*, 2024). No entanto, nas camadas superficiais, sua maior disponibilidade está fortemente associada ao acúmulo de matéria orgânica, que atua como fonte de liberação gradual do nutriente e contribui para sua adsorção temporária.

A estratificação dos teores de boro (B) no solo variou significativamente entre as profundidades dentro de cada sistema de uso da terra (Figura 13). Esse comportamento reforça o caráter móvel do B no perfil, sendo sua distribuição vertical fortemente condicionada pela presença de matéria orgânica e pela atividade biológica superficial (CHAHAL *et al.*, 2024). Além disso, as diferenças observadas entre os ambientes florestais (EUC e MN) e a área degradada (AD) evidenciam o impacto do uso e manejo do solo na retenção desse micronutriente.

A área degradada (AD) apresentou os menores teores em todas as profundidades, com destaque para a camada de 0–5 cm ($0,09 \text{ mg kg}^{-1}$), seguida por reduções progressivas até $0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ na profundidade de 50–70 cm. Esse padrão confirma a baixa capacidade de retenção de B nas camadas subsuperficiais, particularmente na RQ, que apresentam textura arenosa, baixa CTC e pouca matéria orgânica (REICHERT *et al.*, 2016).

No sistema com eucalipto, os teores também foram mais elevados nas camadas superficiais, embora inferiores aos da MN. Esse comportamento indica que a cobertura florestal implantada com eucalipto contribui para o acúmulo de B nas camadas mais superficiais do solo, em função da deposição contínua de serapilheira com decomposição lenta, rica em lignina e taninos, o que favorece a liberação gradual do nutriente (ARAÚJO *et al.*, 2024).

A mata nativa (MN) apresentou o maior valor superficial entre os tratamentos ($0,18$

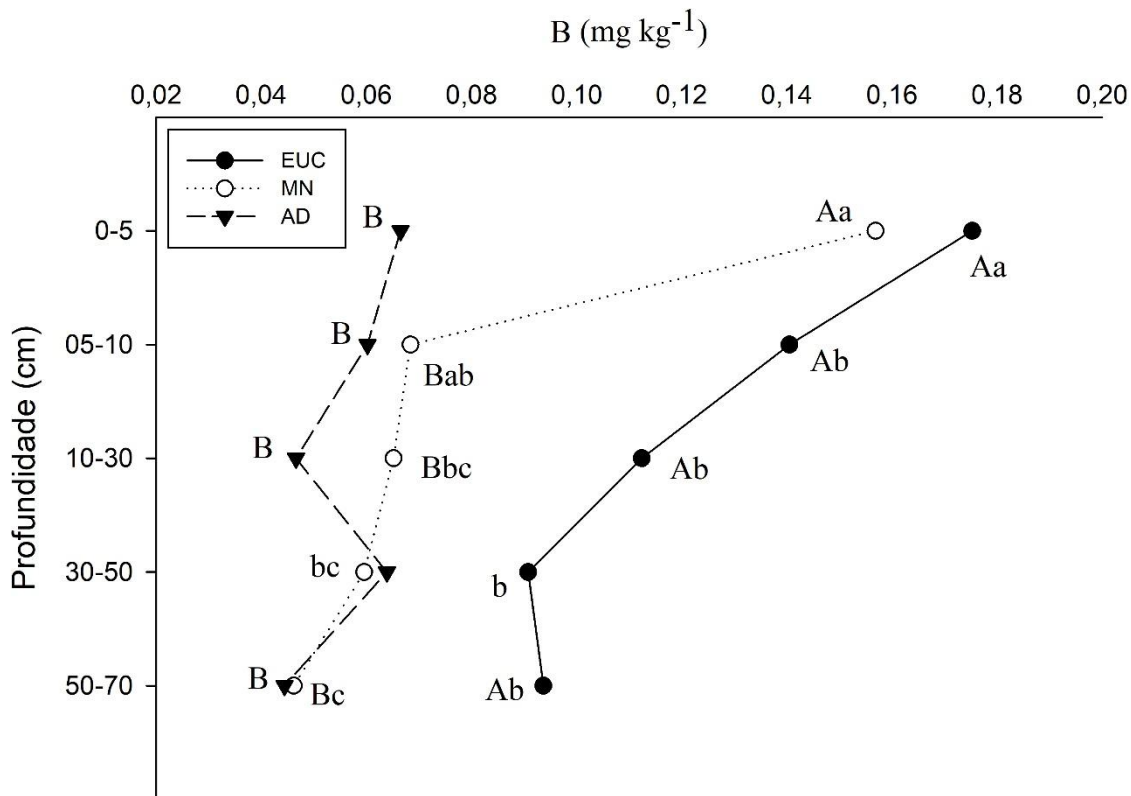
mg kg⁻¹), diferindo estatisticamente dos demais. Esse padrão reflete o papel fundamental da vegetação nativa na ciclagem de nutrientes, especialmente pela produção de serapilheira diversificada e acúmulo de matéria orgânica na superfície e sua baixa pressão na extração, o que favorece a retenção e a disponibilização de B no solo (MICHPOULOS *et al.*, 2023).

Em 2023, os teores de boro (B) foram significativamente influenciados pelo fator tratamento ao longo de praticamente todo o perfil avaliado, com diferenças marcantes nas camadas mais superficiais e persistência dessas variações até mesmo em profundidade. Esse padrão evidencia que o histórico de uso e a cobertura vegetal desempenham papel determinante na distribuição vertical desse micronutriente, cuja mobilidade no perfil do solo é naturalmente limitada (CHAHAL *et al.*, 2024).

Na camada 0-5 cm, os maiores teores de B foram observados nos tratamentos com vegetação, sem diferença estatística entre eles. O eucalipto (EUC) apresentou o maior valor médio (0,17 mg kg⁻¹), seguido pela mata nativa MN (0,15 mg kg⁻¹). A área degradada (AD) apresentou o menor teor (0,06 mg kg⁻¹) (Figura 16).

Tanto o eucalipto quanto a mata nativa proporcionam maior acúmulo de resíduos orgânicos e presença de raízes finas, favorecendo a formação de microambientes com maior retenção de B por complexação com ácidos húmicos (MICHPOULOS *et al.*, 2023; ZAIB, 2024).

Figura 16 - Teores de boro (B) no solo em função dos tratamentos (EUC, eucalipto - AD, área degradada - MN, mata nativa), avaliados nas profundidades (0-5; 5-10; 10-30; 30-50; 50-70), no ano de 2023



Letras maiúsculas comparam os tratamentos dentro de cada profundidade. Letras minúsculas comparam as profundidades dentro de cada tratamento. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na camada de 05–10 cm, o tratamento com eucalipto também apresentou o maior teor médio de boro ($0,14 \text{ mg kg}^{-1}$), diferindo estatisticamente dos demais. Os tratamentos com mata nativa ($0,06 \text{ mg kg}^{-1}$) e área degradada ($0,06 \text{ mg kg}^{-1}$) apresentaram valores estatisticamente semelhantes entre si (Figura 14).

Na camada de 05–10 cm, o tratamento com eucalipto apresentou o maior teor médio de boro ($0,14 \text{ mg kg}^{-1}$), diferindo estatisticamente dos demais. Os tratamentos com mata nativa ($0,06 \text{ mg kg}^{-1}$) e área degradada ($0,06 \text{ mg kg}^{-1}$) apresentaram valores estatisticamente semelhantes entre si (Figura 14). Esse pico observado sob o eucalipto pode estar relacionado à presença de matéria orgânica migrada da superfície para a subsuperfície, especialmente após a

ocorrência de chuvas em novembro de 2023, que favoreceram a mobilidade do B e sua retenção por compostos orgânicos solúveis. A interação entre o B e a matéria orgânica parece ter contribuído para sua acumulação transitória na camada de 5–10 cm, reforçando o papel da serapilheira e da ciclagem biológica no controle da disponibilidade desse nutriente (LIMA *et al.*, 2023).

Nas camadas de 10–30 cm e 50–70 cm, o padrão se manteve: o eucalipto continuou apresentando os maiores teores de B, enquanto MN e AD não diferiram estatisticamente e apresentaram valores inferiores (Figura 14).

O padrão de distribuição na camada 10-30 cm foi semelhante ao da camada anterior. O eucalipto apresentou o maior valor ($0,11 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto MN ($0,06 \text{ mg kg}^{-1}$) e AD ($0,04 \text{ mg kg}^{-1}$), sem diferença estatística entre si (Figura 14). Esse comportamento reforça a hipótese de que o sistema radicular profundo do eucalipto pode estar influenciando a redistribuição do boro, seja por exsudação radicular, condução de elementos por via ascendente ou mesmo por liberação de compostos orgânicos em profundidade que favoreçam a solubilização local (KAMPF *et al.*, 2021).

Além disso, a maior estabilidade dos teores de B no perfil sob eucalipto pode estar associada não apenas à cobertura vegetal contínua, mas também ao manejo inicial da área, que incluiu correção do solo, subsolagem e adubação, além do aporte de material vegetal ao longo do ciclo da cultura. No entanto, é importante destacar que, nas camadas superficiais, as diferenças entre os solos são menos marcantes, dado que ambos apresentam textura arenosa e baixa CTC. Nessas camadas, a disponibilidade de B está mais relacionada à entrada contínua de matéria orgânica e à atividade biológica. Já em profundidade, o PVA, com seu horizonte Bt mais argiloso, oferece maior capacidade de retenção de boro, enquanto o RQ, presente nas áreas de MN e AD, apresenta limitações acentuadas nesse aspecto devido à sua baixa evolução pedogenética e baixa CTC (BOPARAI; MANCHANDA, 2019; JORDÁN *et al.*, 2023).

Em 2023, a análise da distribuição vertical dos teores de boro (B) no tratamento com eucalipto (EUC) revelou diferenças estatísticas entre as profundidades. O maior valor foi registrado em 0–5 cm ($0,17 \text{ mg kg}^{-1}$), seguido por 5–10 cm ($0,1405 \text{ mg kg}^{-1}$). As profundidades de 10–30 cm ($0,11 \text{ mg kg}^{-1}$) e 50–70 cm ($0,09 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto 30–50 cm ($0,09 \text{ mg kg}^{-1}$), com o menor valor (Figura 14). Esse comportamento reforça a tendência de acúmulo de B nas camadas superiores do solo sob vegetação perene, associada à deposição de resíduos orgânicos e à atividade biológica superficial (VARGAS *et al.*, 2020).

No tratamento com mata nativa (MN), observou-se uma estratificação vertical mais acentuada. A camada de 0–5 cm apresentou o maior teor ($0,15 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto todas as

demais profundidades (5–70 cm) foram estatisticamente semelhantes (Figura 14). Por outro lado, no tratamento com área degradada (AD), não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre as profundidades avaliadas. Isso pode indicar que os teores de boro foram homogêneos ao longo do perfil, mantendo-se em níveis baixos e sem evidência de acúmulo superficial.

Os anos de 2022 e 2023 revelou um aumento geral dos teores de boro, especialmente nas áreas com cobertura vegetal perene. O tratamento com eucalipto, por exemplo, superou a mata nativa em algumas profundidades, o que pode estar relacionado ao acúmulo contínuo de resíduos vegetais recalcitrantes, ricos em compostos fenólicos e de lenta decomposição, que liberam B de forma gradual ao solo (JUAN-OVEJERO *et al.*, 2024). Esse processo é intensificado pela presença de raízes profundas e elevada biomassa, características típicas dos plantios florestais.

A concentração de boro (B) no solo apresentou padrão decrescente com o aumento da profundidade em todos os tratamentos, o que reflete a dependência desse nutriente da matéria orgânica superficial. Embora o B seja o micronutriente mais suscetível à lixiviação por estar presente majoritariamente como ácido bórico (H_3BO_3), uma forma neutra e altamente solúvel, sua maior disponibilidade nas camadas superficiais está associada ao aporte contínuo de resíduos vegetais e à ciclagem biológica ativa. Já nas camadas subsuperficiais, a menor atividade biológica e o reduzido conteúdo de matéria orgânica limitam sua reposição, resultando em menores teores (RAHMAN *et al.*, 2021; CHAHAL *et al.*, 2024).

O que pode evidenciar a dinâmica desse micronutriente é fortemente condicionada pelo uso do solo e pela profundidade avaliada (ZHANG *et al.*, 2020). Essa variabilidade é característica de elementos com alta mobilidade no perfil, fortemente ligados à matéria orgânica, textura do solo e condições de acidez (BOPARAI; MANCHANDA, 2019).

As menores concentrações observadas nas profundidades de 30 a 70 cm podem ser atribuídas à lixiviação em solos com baixa capacidade de troca catiônica (CTC) e à menor presença de materiais orgânicos ou húmicos em subsuperfície (JORDÁN *et al.*, 2023).

5 CONCLUSÃO

- A hipótese do estudo foi parcialmente confirmada: o uso do solo com eucalipto contribuiu para a melhoria da disponibilidade de alguns micronutrientes na camada superficial, especialmente para Cu, Mn, e B.
- O sistema de manejo com eucalipto possui disponibilidade de micronutrientes próximos a mata nativa.
- A profundidade do solo exerceu influência significativa na disponibilidade dos elementos, com maior acúmulo de micronutrientes nas camadas superficiais, possivelmente associado à maior presença de matéria orgânica.
- Os resultados deste estudo contribuem para a compreensão da dinâmica de micronutrientes em diferentes usos da terra e oferecem subsídios para práticas de manejo mais sustentáveis voltadas à recuperação da fertilidade do solo em ambientes semiáridos.

REFERÊNCIAS

- ABBASZADEH-DAHAI, P.; ATAJOAN, F. A.; OMIDVARI, M.; TAHAN, V.; KARIMAN, K. Mitigation of Copper Stress in Maize (*Zea mays*) and Sunflower (*Helianthus annuus*) Plants by Copper-resistant *Pseudomonas* Strains. **Current Microbiology**, v. 78, n. 4, p. 1335–1343, 1 abr. 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00284-021-02408-w>>. Acesso em: 4 jun. 2025.
- ADAMCZYK-SZABELA, D.; WOLF, W. M. The Influence of Copper and Zinc on Photosynthesis and Phenolic Levels in Basil (*Ocimum basilicum* L.), Borage (*Borago officinalis* L.), Common Nettle (*Urtica dioica* L.) and Peppermint (*Mentha piperita* L.). **International Journal of Molecular Sciences**, v. 25, n. 7, 1 abr. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/ijms25073612>>. Acesso em: 23 mar. 2025.
- ADELE, N. C.; NGWENYA, B. T.; HEAL, K. V.; MOSSELMANS, J. F. W. Role of plant growth promoting bacteria in driving speciation gradients across soil-rhizosphere-plant interfaces in zinc-contaminated soils. **Environmental Pollution**, v. 279, p. 116909, 15 jun. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749121004917?utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 14 jun. 2025.
- AFZAL, S.; SIROHI, P.; SHARMA, D.; SINGH, N. K. Micronutrient Movement and Signalling in Plants from a Biofortification Perspective. **Plant Micronutrients: Deficiency and Toxicity Management**, p. 129–171, 1 jan. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-49856-6_7>. Acesso em: 24 mar. 2025.
- AHIRE, M. L.; MUNDADA, P. S.; NIKAM, T. D.; BAPAT, V. A.; PENNA, S. Multifaceted roles of silicon in mitigating environmental stresses in plants. **Plant physiology and biochemistry : PPB**, v. 169, p. 291–310, 1 dez. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2021.11.010>>. Acesso em: 23 mar. 2025.
- AJAYAN, A. S.; KC, M. T. Boron dynamics in red loam soil amended with different organic fertilizers. **International Journal of Chemical Studies**, v. 9, n. 1, p. 1071–1076, 1 jan. 2021. Disponível em: <<https://www.chemijournal.com/archives/?year=2021&vol=9&issue=1&ArticleId=11368&si=false>>. Acesso em: 28 abr. 2025.
- ALABI, O. N.; HAJARA, I.; OLUSEGUN, A. D.; OPEYEMI, O. O. Leaf-litter decomposition and nutrient release dynamics of some savanna agroforestry tree species: A model for soil improvement strategies. **Annals of Tropical Research**, p. 1–16, 19 dez. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.32945/atr4421.2022>>. Acesso em: 23 mar. 2025.
- ALVES, A. U.; DOS ANJOS NETO, J. G.; DE ALMEIDA CARDOSO, E.; GOMES, M. C. PRODUÇÃO DE REPOLHO SOB INFLUÊNCIA DE BORO. **Nativa**, v. 9, n. 2, p. 142–146, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.31413/NATIVA.V9I2.9121>>. Acesso em: 16 jul. 2025.
- APONTE, C.; GARCÍA, L. V.; MARAÑÓN, T. Tree Species Effect on Litter Decomposition and Nutrient Release in Mediterranean Oak Forests Changes Over Time. **Ecosystems**, v. 15, n. 7, p. 1204–1218, nov. 2012. . Acesso em: 13 jul. 2025.

ARAÚJO, M. da S.; OTTO, R.; JUNIOR, J. L.; BARRETTO, V. C. de M.; CHERUBIN, M. R. A gist of current understanding about soil-plant boron nutritional status in eucalyptus: a bibliometric review. **Scientia Agricola**, v. 82, p. e20230186, 29 nov. 2024. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/sa/a/PWsshTyx9rbPyTCjqY8qZGz/>>. Acesso em: 6 maio. 2025.

ASEI, R.; ABAIDOO, R. C.; OPOKU, A.; ADJEI-NSIAH, S. Nutrient Inputs for Rehabilitation of Non-responsive Soils in the Guinea and Sudan Savannah Agroecological Zones of Ghana: Impact on Grain Yield and Soil Quality. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 6, p. 796878, 29 abr. 2022. Disponível em: <www.frontiersin.org>. Acesso em: 14 jun. 2025.

ASSUNÇÃO, A. G. L.; CAKMAK, I.; CLEMENS, S.; GONZÁLEZ-GUERRERO, M.; NAWROCKI, A.; THOMINE, S. Micronutrient homeostasis in plants for more sustainable agriculture and healthier human nutrition. **Journal of Experimental Botany**, v. 73, n. 6, p. 1789, 15 mar. 2022. Disponível em: <<https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC8921004/>>. Acesso em: 12 jul. 2025.

BAIETTO, A.; HIRIGOYEN, A.; HERNÁNDEZ, J.; DEL PINO, A. Comparative dynamics of nutrient release through litter decomposition in eucalyptus grandis hill ex maiden and pinus taeda l. Stands. **Forests**, v. 12, n. 9, p. 1227, 1 set. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1999-4907/12/9/1227/htm>>. Acesso em: 14 jun. 2025.

BANEGAS, N.; CORBELLA, R.; VIRUEL, E.; PLASENCIA, A.; ROIG, B.; RADRIZZANI, A. Leucaena leucocephala introduction into a tropical pasture in the Chaco region of Argentina. Effects on soil carbon and total nitrogen. **Tropical Grasslands-Forrajés Tropicales**, v. 7, n. 4, p. 295–302, 2019. Disponível em: <[https://doi.org/10.17138/tgft\(7\)295-302](https://doi.org/10.17138/tgft(7)295-302)>. Acesso em: 23 mar. 2025.

BARBOSA, M. D.; FREIRE, F. J.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; DE ANDRADE LIMA, R. B.; DA SILVA, R. K. S. Nutrient stock and nutritional efficiency of woody species in dry tropical forest as reforestation indicators. **Revista Ceres**, v. 66, n. 5, p. 387–394, 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/337148453_Nutrient_stock_and_nutritional_efficiency_of_woody_species_in_dry_tropical_forest_as_reforestation_indicators>. Acesso em: 12 jul. 2025.

BARCELLOS, D.; O'CONNELL, C. S.; SILVER, W.; MEILE, C.; THOMPSON, A. Hot Spots and Hot Moments of Soil Moisture Explain Fluctuations in Iron and Carbon Cycling in a Humid Tropical Forest Soil. **Soil Systems**, v. 2, n. 4, p. 1–22, 1 dez. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/SOILSYSTEMS2040059>>. Acesso em: 11 jun. 2025.

BESSA, L. A.; VITORINO, L. C.; SILVA, F. G. Micronutrient deficiency affects the development of the seedlings of the cagaita, a Myrtaceae typical of the Brazilian Cerrado. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 11, p. e65391110209, 29 nov. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.33448/rsd-v9i11.10209>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

BHARDWAJ, K. K.; SINGH, M. K.; RAJ, D.; DEVI, S.; DAHIYA, G.; SHARMA, S. K.; SHARMA, M. K. Effect of Tree Leaf Litterfall on available Nutrients and Organic Carbon

Pools of Soil. **Research Journal of Science and Technology**, p. 226–232, 14 nov. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.52711/2349-2988.2022.00037>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

BHATT, P.; GIRI, P. R.; NAPARI, B. SOIL COMPACTION AND ITS IMPACT ON SOIL PROPERTIES, MICROBIOME, GREENHOUSE GAS EMISSION AND PLANT ROOT GROWTH. **Big Data In Agriculture**, v. 6, n. 1, p. 66–69, 18 abr. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.26480/bda.01.2024.66.69>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

BOPARAI, A. K.; MANCHANDA, J. S. Depth-wise Distribution of boron in Relation to Soil Properties in South-West Punjab. **Agropedology**, v. 27, n. 2, 1 jun. 2019.

BREURE, M. S.; VAN EYNDE, E.; NJOROGI, S.; CHIKOWO, R.; COMANS, R. N. J.; HOFFLAND, E. Boron availability and fertilizer response of maize in soils from sub-Saharan Africa. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, 2024. Disponível em: <[doi/pdf/10.1002/jpln.202400148](https://doi.org/10.1002/jpln.202400148)>. Acesso em: 28 abr. 2025.

BROADLEY, M.; BROWN, P.; CAKMAK, I.; MA, J. F.; RENGEL, Z.; ZHAO, F. Beneficial Elements. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants: Third Edition**, p. 249–269, 1 jan. 2012. . Acesso em: 12 maio. 2024.

CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. dos. SALINITY OF THE SOIL AND THE RISK OF DESERTIFICATION IN THE SEMIARID REGION. **Mercator**, v. 19, n. 1, p. 1–13, 15 jan. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.4215/RM2020.E19002>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

CÉSAR, P.; GUILHERME, T.; DONAGEMMA, K.; FONTANA, A.; GERALDES, W.; TÉCNICOS, T. E.; DE, M.; DE, M.; DE SOLO, A. Manual de métodos de análise de solo. **Manual de Métodos de Análise de Solo**, p. 337–342, 2018. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1085209>>. Acesso em: 14 jul. 2025.

CHAHAL, S.; R, P.; SINGH, B. P.; GAUTAM, S. K. Evaluation of boron toxicity in soil and influencing factors: A case study of sodic soils of Panipat, India. **Environmental monitoring and assessment**, v. 197, n. 1, p. 8, 1 jan. 2024. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-024-13480-7>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

CHALISE, K. S.; SINGH, S.; WEGNER, B. R.; KUMAR, S.; PÉREZ-GUTIÉRREZ, J. D.; OSBORNE, S. L.; NLEYA, T.; GUZMAN, J.; ROHILA, J. S. Cover Crops and Returning Residue Impact on Soil Organic Carbon, Bulk Density, Penetration Resistance, Water Retention, Infiltration, and Soybean Yield. **Agronomy Journal**, v. 111, n. 1, p. 99–108, 1 jan. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.2134/agronj2018.03.0213>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

CHANDRA, J.; KESHAVKANT, S. Mechanisms underlying the phytotoxicity and genotoxicity of aluminum and their alleviation strategies: A review. **Chemosphere**, v. 278, 1 set. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130384>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

CHEN, C.; WENG, Y.; HUANG, K.; CHEN, X.; LI, H.; TANG, Y.; ZHU, L.; WANG, J.; ZHAO, J.; CHEN, L.; WU, L.; XIE, C.; TANG, J. Decomposition of harvest residues and soil chemical properties in a *Eucalyptus urophylla* × *grandis* plantation under different residue management practices in southern China. **Forest Ecology and Management**, v. 529, 1 fev.

2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120756>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

CHIG, L. A.; COUTO, E. G.; BEIRIGO, R. M.; LOBATO, L. A. de O.; NOVAES FILHO, J. P. Distribuição espacial de ferro e manganês trocáveis em solos do pantanal Spatial distribution of iron and manganese exchangeable wetland soils. **Ambiência**, v. 12, n. 1, p. 233–249, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.5935/AMBIENCIA.2016.01.14>>. Acesso em: 11 jun. 2025.

COELHO, V. A. T.; RODAS, C. L.; COELHO, L. C.; CARVALHO, J. G. De; ALMEIDA, E. F. A.; FIGUEIREDO, M. A. De. Caracterização de sintomas visuais de deficiências de macronutrientes e boro em plantas de gengibre ornamental. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 18, n. 1, p. 47, 18 out. 2012. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/277658707_Caracterizacao_de_sintomas_visuais_de_deficiencias_de_macronutrientes_e_boro_em_plantas_de_gengibre_ornamental>. Acesso em: 6 jun. 2025.

CUI, Y. N.; XIA, Z. R.; MA, Q.; WANG, W. Y.; CHAI, W. W.; WANG, S. M. The synergistic effects of sodium and potassium on the xerophyte *Apocynum venetum* in response to drought stress. **Plant physiology and biochemistry : PPB**, v. 135, p. 489–498, 1 fev. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.11.011>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

CUKOR, J.; VACEK, Z.; VACEK, S.; LINDA, R.; PODRÁZSKÝ, V. Biomass productivity, forest stability, carbon balance, and soil transformation of agricultural land afforestation: A case study of suitability of native tree species in the submontane zone in Czechia. **CATENA**, v. 210, 1 mar. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105893>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

DA SILVA, F. G.; DE ASSIS JUNIOR, R. N.; TOMA, R. S.; OLIVEIRA, L. D. S.; MARQUES, E. D. S.; MOTA, J. C. A. PHYSICAL-HYDRAULIC ATTRIBUTES AS INDICATORS OF FUNCTIONALITY OF SOIL PORES UNDER DIFFERENT COMPACTION LEVELS. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 4, p. 884–893, 20 set. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1983-21252022v35n416rc>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

DA SILVA, O. A. P.; SILVA, D. B. da; TEIXEIRA-FILHO, M. C. M.; SILVA, T. B.; CAMPOS, C. N. S.; BAILO, F. H. R.; AZEVEDO, G. B. de; FARIA, G. A.; TEODORO, L. P. R.; TEODORO, P. E. Macro- and Micronutrient Contents and Their Relationship with Growth in Six Eucalyptus Species. **Sustainability**, v. 15, n. 22, 1 nov. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su152215771>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

DANISE, T.; ANDRIUZZI, W. S.; BATTIPAGLIA, G.; CERTINI, G.; GUGGENBERGER, G.; INNANGI, M.; MASTROLONARDO, G.; NICCOLI, F.; PELLERI, F.; FIORETTO, A. Mixed-Species Plantation Effects on Soil Biological and Chemical Quality and Tree Growth of a Former Agricultural Land. **Forests**, v. 12, n. 7, 1 jul. 2021. . Acesso em: 28 jun. 2024.

DE ALMEIDA, H. J.; VERGARA CARMONA, V. M.; INOCENCIO, M. F.; FURTINI NETO, A. E.; MAUAD, M. Zinc application improves the yield and nutritional quality of three green bean genotypes grown in a Red Latosol. **Scientia Horticulturae**, v. 274, 15 dez.

2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109636>>. Acesso em: 4 jun. 2025.

DE CARVALHO, A. F.; FERNANDES-FILHO, E. I.; DAHER, M.; GOMES, L. de C.; CARDOSO, I. M.; FERNANDES, R. B. A.; SCHAEFER, C. E. G. R. Microclimate and soil and water loss in shaded and unshaded agroforestry coffee systems. **Agroforestry Systems**, v. 95, n. 1, p. 119–134, 1 jan. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10457-020-00567-6>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

DE JESUS, G. L.; SILVA, I. R.; ALMEIDA, L. F. J.; DOS SANTOS, M. A.; LEITE, F. P.; NEVES, J. C. L. PRODUTIVIDADE DO EUCALIPTO, ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO E FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA INFLUENCIADAS PELA INTENSIDADE DE TRÁFEGO E RESÍDUOS DE COLHEITA. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1190–1203, 1 jul. 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/67PZqDhDqGNBxHGScPc93yp/?lang=pt&utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 14 jun. 2025.

DE LUCENA, R. J.; DE LIMA, J. R.; BAKKE, I. A. Dynamic organization of two agroforestry systems in the semi-arid region of Paraíba and their contribution to improving the socio-economic conditions of farming families. **Ciência Rural**, v. 53, n. 4, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20200512>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

DE MEDEIROS, P. L.; PIMENTA, A. S.; DA SILVA, G. G. C.; DE OLIVEIRA, E. M. M.; DA SILVA JÚNIOR, D. N.; DE SOUZA, G. L. F. Efficiency of micronutrients and sodium use of a Eucalyptus clone as a function of planting density in short-rotation cropping. **Australian Forestry**, v. 84, n. 2, p. 73–81, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/00049158.2021.1906567>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

DE OLIVEIRA, J. R. G.; DE RESENDE, G. M.; DE MELO, N. F.; YANO-MELO, A. M. Symbiotic compatibility between arbuscular mycorrhizal fungi (autoctone or exotic) and three native species of the Caatinga in different phosphorus levels. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 39, n. 1, p. 59–69, 1 jan. 2017. . Acesso em: 12 jul. 2025.

DE OLIVEIRA, V. H.; DE ANDRADE, S. A. L. Manganese accumulation and tolerance in Eucalyptus globulus and Corymbia citriodora seedlings under increasing soil Mn availability. **New Forests**, v. 52, n. 4, p. 697–711, 1 jul. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11056-020-09819-w>>. Acesso em: 16 jul. 2025.

DE SOUZA MEDEIROS, A.; GONZAGA, G. B. M.; DA SILVA, T. S.; DE SOUZA BARRETO, B.; DOS SANTOS, T. C.; DE MELO, P. L. A.; DE ARAÚJO GOMES, T. C.; MAIA, S. M. F. Changes in soil organic carbon and soil aggregation due to deforestation for smallholder management in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma Regional**, v. 33, 1 jun. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00647>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

DHANKHAR, R.; GUPTA, S.; GULATI, P. Insights on plant–microbe interactions in soil in relation to iron dynamics. **Vegetos** 2022 36:3, v. 36, n. 3, p. 750–767, 17 set. 2022. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s42535-022-00467-3>>. Acesso em: 27 abr. 2025.

DONG, Y.; YANG, J. L.; ZHAO, X. R.; YANG, S. H.; MULDER, J.; DÖRSCH, P.; PENG, X. H.; ZHANG, G. L. Soil acidification and loss of base cations in a subtropical agricultural watershed. **The Science of the total environment**, v. 827, 25 jun. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154338>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

DUFOUR, S.; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. M.; LASLIER, M. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. **Science of The Total Environment**, v. 653, p. 1168–1185, fev. 2019.

EKOMONO, C. G. M.; LOUBASSOU, C. B. S. V.; MBAMA, M. P.; PANZOU, G. J. L.; VIGNERON, P. Adaptability and interspecific variability in growth and leaf traits of eucalypt. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 14, p. 560–568, 1 dez. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.3832/ifor3660-014>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

ELLI, E. F.; SENTELHAS, P. C.; BENDER, F. D. Impacts and uncertainties of climate change projections on Eucalyptus plantations productivity across Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 474, 15 out. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118365>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

ETESAMI, H.; ALIKHANI, H. A. Halotolerant Plant Growth-Promoting Fungi and Bacteria as an Alternative Strategy for Improving Nutrient Availability to Salinity-Stressed Crop Plants. **Saline Soil-based Agriculture by Halotolerant Microorganisms**, p. 103–146, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-981-13-8335-9_5>. Acesso em: 24 mar. 2025.
FACHINELLI, N. P.; PEREIRA, A. O. Effects of Restoration and Conservation of Riparian Vegetation on Sediment Retention in the Catchment Area of Corumbá IV Hydroelectric Power Plant, Brazil. **World**, v. 4, n. 4, p. 637–652, 26 set. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/world4040040>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

FAGERIA; KUMAR, N. **The use of nutrients in crop plants**. Boca Raton: CRC Press, 2009.

FAHAD, S.; CHAVAN, S. B.; CHICHAGHARE, A. R.; UTHAPPA, A. R.; KUMAR, M.; KAKADE, V.; PRADHAN, A.; JINGER, D.; RAWALE, G.; YADAV, D. K.; KUMAR, V.; FAROOQ, T. H.; ALI, B.; SAWANT, A. V.; SAUD, S.; CHEN, S.; POCZAI, P. Agroforestry Systems for Soil Health Improvement and Maintenance. **Sustainability 2022, Vol. 14, Page 14877**, v. 14, n. 22, p. 14877, 10 nov. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/14/22/14877/htm>>. Acesso em: 14 jun. 2024.

FERDUSH, J.; MEFTAHUL KARIM, Md.; JAHAN NOOR, I.; AFRIN SADIA AFRIN JU, S.; AHAMED, T.; SATAYA RANJAN SAHA, Dr. Impact of alley cropping system on soil fertility. **International Journal of Advanced Geosciences**, v. 7, n. 2, p. 173, 17 nov. 2019. . Acesso em: 23 mar. 2025.

FERREIRA, M. B.; BAKKE, I. A.; BAKKE, O. A.; SOUSA, G. G. de; SILVA HENRIQUE, G. da; BRITO, G. F. de; BATISTA, A. W.; DANTAS, É. C. de O.; SOUSA, A. N. de; FERREIRA, W. C.; SILVA, M. V. da. Distribution of thornless *Mimosa tenuiflora*, *Piptadenia stipulacea* and *Cnidioscolus quercifolius* in a seasonally dry tropical forest remnant. **Forests, Trees and Livelihoods**, v. 32, n. 3, p. 189–206, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/14728028.2023.2207131>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

FRANCO-NAVARRO, J. D.; ROSALES, M. A.; CUBERO-FONT, P.; CALVO, P.; ÁLVAREZ, R.; DIAZ-ESPEJO, A.; COLMENERO-FLORES, J. M. Chloride as macronutrient increases water use efficiency by anatomically-driven reduced stomatal conductance and increased mesophyll diffusion to CO₂. **The Plant journal : for cell and molecular biology**, v. 99, n. 5, p. 815–831, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/tpj.14423>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Dados pluviométricos – Acaraú (2)**. Disponível em: <URL: http://www.funceme.br/?page_id=2694>. Acesso em: 7 jun. 2025.

FUSHIMI, M.; OLIVEIRA, R. C. de; LISBOA, G. S.; FERREIRA, B. S.; SILVA, P. Z. F. da; NUNES, J. O. R. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE SOLO RASO A DESENVOLVIDO (ASSOCIAÇÃO NEOSSOLO QUARTZARÊNICO) E SOLO HIDROMÓRFICO (ASSOCIAÇÃO GLEISSOLO HÁPLICO): O CONTEXTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS CACHORROS, SÃO LUÍS-MA. **Brazilian Geographical Journal**, v. 11, n. 1, p. 4–18, 30 jul. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.14393/bgj-v11n1-a2020-57111>>. Acesso em: 13 jun. 2025.

GALRÃO, E. Z. Micronutrientes. *Em*: SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. **Cerrado: Correção do solo e adubação**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

GERMON, A.; LACLAU, J. P.; ROBIN, A.; JOURDAN, C. Tamm Review: Deep fine roots in forest ecosystems: Why dig deeper? **Forest Ecology and Management**, v. 466, p. 118135, 15 jun. 2020. . Acesso em: 15 jun. 2024.

GÓMEZ-MERINO, F. C.; TREJO-TÉLLEZ, L. I. The Role of Beneficial Elements in Triggering Adaptive Responses to Environmental Stressors and Improving Plant Performance. *Em*: **Biotic and Abiotic Stress Tolerance in Plants**. Singapore: Springer Singapore, 2018. p. 137–172.

GONZÁLEZ, A.; HERNÁNDEZ, J.; PINO, A. del; HIRIGOYEN, A.; UALDE, J. Harvest Residue Decomposition from Eucalyptus sp. Plantations in Temperate Climate: Indicators and Contribution to Nutrient Cycling. **Forests**, v. 14, n. 6, p. 1119, 28 maio 2023.

GOWTHAMCHAND, N.; DHALIWAL, S. S.; SHARMA, V.; SHUKLA, A. K.; BEHERA, S. K.; KAUR, M. Variation of trace metal minerals among different soil orders under different land use systems falling in Malwa region of Punjab in North-western India. **Journal of Trace Elements and Minerals**, v. 9, p. 100162, 1 set. 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2773050624000478>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

GUPTA, A.; SINGH, U. B.; SAHU, P. K.; PAUL, S.; KUMAR, A.; MALVIYA, D.; SINGH, S.; KUPPUSAMY, P.; SINGH, P.; PAUL, D.; RAI, J. P.; SINGH, H. V.; MANNA, M. C.; CRUSBERG, T. C.; KUMAR, A.; SAXENA, A. K. Linking Soil Microbial Diversity to Modern Agriculture Practices: A Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health** 2022, Vol. 19, Page 3141, v. 19, n. 5, p. 3141, 7 mar. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1660-4601/19/5/3141/htm>>. Acesso em: 10 fev. 2024.

- HAKIM, F. K.; SOFYAN, E. T.; SUDIRJA, R.; JOY, B.; YUNIARTI, A.; HERDIYANTORO, D. The Application of Slow Release NPK Fertilizer on Inceptisols to Changes of Soil Chemical Properties and Growth of Sweet Corn (*Zea mays* L. *saccharata*). **International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 018–024, 2022. . Acesso em: 11 jun. 2025.
- HANIF, M.; BULLEN, J.; PLANCHEREL, Y.; KIRBY, M.; KIRK, G.; WEISS, D. Significant effect of salinity on zinc adsorption on tropical coastal and floodplain soils. **European Journal of Soil Science**, v. 75, n. 5, 1 set. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/ejss.13575>>. Acesso em: 23 mar. 2025.
- HOLZ, M.; AUGUSTIN, J. Erosion effects on soil carbon and nutrient distribution: a meta-analysis. 23 mar. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-17768>>. Acesso em: 23 mar. 2025.
- HU, X.; WEI, X.; LING, J.; CHEN, J. Cobalt: An Essential Micronutrient for Plant Growth? **Frontiers in Plant Science**, v. 12, 16 nov. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.3389/fpls.2021.768523>>. Acesso em: 23 mar. 2025.
- HU, Z.; YAN, P.; LI, B.; SONG, X.; LI, J.; PEÑUELAS, J.; COLLALTI, A.; FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, M. Global Change Impacts on Forest Elementomes and Insights for Improved Management Practices. **Current Climate Change Reports** 2025 **11:1**, v. 11, n. 1, p. 1–15, 6 mar. 2025. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s40641-025-00200-7>>. Acesso em: 29 abr. 2025.
- JOHNSON, K. V. H.; SELVI, D.; THIYAGESHWARI, S.; ANANDHAM, R.; KARUPPASAMI, K. M.; THAMARAISELVI, S. P.; DASH, M. Assessment of Acidic Soil Nutrient Stoichiometry on Molybdenum Fertilization for Sustainable Crop Production. **Agricultural Science Digest - A Research Journal**, n. Of, 12 set. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.18805/ag.d-5830>>. Acesso em: 24 mar. 2025.
- JORDÁN, M. M.; ALMENDRO-CANDEL, M. B.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; GARCÍA-SÁNCHEZ, E.; PARDO, F.; BECH, J. The dynamics of boron when amending agricultural soil of the Mediterranean basin with biosolids: trials in leaching columns. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, n. 12, p. 9469–9475, 1 dez. 2023. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-022-01448-w>>. Acesso em: 28 abr. 2025.
- JUAN-OVEJERO, R.; BARTZ, M. L. C.; BARETTA, D.; SOUSA, J. P.; FERREIRA, V. Effects of Eucalypt Monoculture Plantations on Soil Invertebrate Communities: A Meta-Analysis. **Land Degradation and Development**, v. 36, n. 4, p. 1310–1325, 28 fev. 2024. Disponível em: <[doi/pdf/10.1002/ldr.5431](https://doi.org/10.1002/ldr.5431)>. Acesso em: 28 abr. 2025.
- KAMAU, M.; KINYANJUI, M.; KAMIRI, H. Integrating Cordia Africana Trees on Farms Differentially Improves Soil Properties in Small Holder Farms in Kirinyaga County, Kenya. **Journal of Science, Innovation and Creativity**, v. 3, n. 1, p. 22–33, 8 ago. 2024.
- KAMPF, S. K.; DWIRE, K. A.; FAIRCHILD, M. P.; DUNHAM, J.; SNYDER, C. D.; JAEGER, K. L.; LUCE, C. H.; HAMMOND, J. C.; WILSON, C.; ZIMMER, M. A.; SIDELL, M. Managing nonperennial headwater streams in temperate forests of the United States. **Forest Ecology and Management**, v. 497, p. 119523, 1 out. 2021. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112721006137?via%3Dihub>>. Acesso em: 6 maio. 2025.

KAUR, R.; SINGH, B.; DHALIWAL, S. S. Dynamics of Soil Cationic Micronutrients in a Chronosequence of Poplar (*Populus deltoides* Bartr.)-Based Agroforestry System in India. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 20, n. 4, p. 2025–2041, 1 dez. 2020. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s42729-020-00272-4>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

KAUR, S.; SINGH, B. Growth Performance, Zinc Uptake and Response of Clonal Eucalyptus to Application of Zinc in Soils of Variable Texture. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 55, n. 5, p. 666–678, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/00103624.2023.2276255>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

KRASKA, P.; ANDRUSZCZAK, S.; GIERASIMIUK, P.; RUSECKI, H. The Effect of Subsurface Placement of Mineral Fertilizer on Some Soil Properties under Reduced Tillage Soybean Cultivation. **Agronomy** 2021, Vol. 11, Page 859, v. 11, n. 5, p. 859, 28 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4395/11/5/859/htm>>. Acesso em: 11 jun. 2025.

KUMAR, P.; DIPAKA, M.; SENA, R.; CHANDRA, V.; RAJIVE, P.; SINGH, K.; KUMAR, S. Framing land degradation and restoration policy in India following the IPBES pathway. **Indian Journal of Soil Conservation**, v. 52, p. 14–25, 9 dez. 2024. Disponível em: <<https://ijsc.iaswc.com/index.php/ijsc/article/view/2>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

KUMMER, L.; GONÇALVES, M. S.; ZEMIANI, A.; MELO, V. de F.; GOMES, S. D. Individual and Competitive Adsorption of Copper, Zinc and Lead in Soils with Contrasting Texture. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 27, n. 1, p. 1–11, 15 out. 2018. Disponível em: <<https://journaljeai.com/index.php/JEAI/article/view/1167>>. Acesso em: 14 jun. 2025.

LAL, R. Soil Degradation Effects on Human Malnutrition and Under-Nutrition. **Medical Research Archives**, v. 12, n. 10, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.18103/mra.v12i10.5753>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

LANZA, M. G. D. B.; REIS, A. R. dos. Roles of selenium in mineral plant nutrition: ROS scavenging responses against abiotic stresses. **Plant physiology and biochemistry : PPB**, v. 164, p. 27–43, 1 jul. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2021.04.026>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

LAURENT, C.; BRAVIN, M. N.; CROUZET, O.; PELOSI, C.; TILLARD, E.; LECOMTE, P.; LAMY, I. Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. **Science of The Total Environment**, v. 709, p. 135927, 20 mar. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719359224?via%3Dihub>>. Acesso em: 11 jun. 2025.

LI, J. F.; QU, M. K.; LIU, G.; HUANG, B. [Assessment of the Availability of Soil Copper and Related Influencing Factors at a County Scale]. **Huan jing ke xue= Huanjing kexue**, v. 39 1, n. 1, p. 363–370, 15 jan. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.13227/j.hjcx.201705182>>. Acesso em: 27 abr. 2025.

LIMA, D. de S.; PISCOYA, V. C.; CUNHA FILHO, M.; FERNANDES, M. M.; GOMES FILHO, R. R.; DE ARAÚJO FILHO, R. N. Stocks of elements in radicular biomasses in different coverages in the cerrado of tocantins, Brazil. **Revista Caatinga**, v. 36, n. 1, p. 124–134, 13 mar. 2023. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/rcaat/a/7pMFGRhvTgwDpPCdSqZF8DS/>>. Acesso em: 3 jul. 2025.

LLANDERAL, A.; GARCIA-CAPARROS, P.; CONTRERAS, J. I.; LAO, M. T.; SEGURA, M. L. Spatio-Temporal Disposition of Micronutrients in Green Bean Grown in Sandy Mulching Soils. **Agriculture**, v. 12, n. 7, 1 jul. 2022. Disponível em:

<<https://doi.org/10.3390/agriculture12071066>>. Acesso em: 13 jun. 2025.

LONG, Y.; PENG, J. Interaction between Boron and Other Elements in Plants. **Genes**, v. 14, n. 1, 3 jan. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/genes14010130>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

LOPES, A. S. **Solos sob cerrado: Manejo de fertilidade para a produção agropecuária**. [s.l.] ANDA, 1992.

MACEDO, R. S.; LIMA, R. P.; DE ALMEIDA ALVES CARNEIRO, K.; MORO, L.; REFATI, D. C.; CAMPOS, M. C. C.; BEIRIGO, R. M.; DA CRUZ, G. K. G.; DE SOUSA, A. A. P.; DE BRITO NETO, J. F.; DUARTE, J. A.; COSTA, D. T. da. Assessment of Soil Quality of Smallholder Agroecosystems in the Semiarid Region of Northeastern Brazil. **Land** **2024**, Vol. 13, Page 304, v. 13, n. 3, p. 304, 29 fev. 2024. Disponível em:

<<https://www.mdpi.com/2073-445X/13/3/304/htm>>. Acesso em: 6 jun. 2025.

MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, É. O.; LAMBAIS, G. R.; DE BAKKER, A. P. EFFECTS OF DEGRADATION ON SOIL ATTRIBUTES UNDER CAATINGA IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID. **Revista Árvore**, v. 47, 2023. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1590/1806-9088202300000002>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

MAGESTE, J. G.; MILAGRES, V. A. C.; DURÃES, T. M. Eucalyptus growth and initial productivity in response to different sources of boron. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 9, n. 8, p. 096–103, 2022. Disponível em:

<<https://doi.org/10.22161/ijaers.98.13>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

MAJEWSKI, M.; CZUCHAJ, A.; MARCINIAK, M. Impact of rainfall intensity on soil erosion based on experimental research. **Landform Analysis**, v. 42, p. 25–36, 28 nov. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.12657/landfana-042-002>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

MALIK, A.; SOMYA. Investigating the Impact of Agricultural Practices on Soil Erosion and Sedimentation in Water Bodies. **Ecology, Environment and Conservation**, v. 30, n. Suppl., p. S239–S244, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.53550/eec.2024.v30i07s.044>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

MARIA TEIXEIRA LINS, C.; RODRIGUES DE SOUZA, E.; EMANUELLE MONTEIRO DOS SANTOS SOUZA, T.; KATHARINNE SILVA SOUZA PAULINO, M.; RODRIGUES MONTEIRO, D.; SEVERINO DE SOUZA JÚNIOR, V.; RUGERO MAGALHÃES DOURADO, P.; ERNESTO DE ANDRADE REGO JUNIOR, F.; JACQUES AGRA DA SILVA, Y.; SCHAFFER, B. Influence of vegetation cover and rainfall intensity on soil

attributes in an area undergoing desertification in Brazil. **CATENA**, v. 221, 1 fev. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106751>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

MASULLO, L. S.; FERRAZ, A. de V.; GONÇALVES, J. L. de M.; CAMARGO, L. E. A.; DE ÁVILA, P. A.; DRAGO, J. R.; ESTEVES, O.; DOS SANTOS DIAS, C. T. Relationship between forest residue management and micronutrient fertilization with eucalyptus rust severity in *Eucalyptus grandis* plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 475, 1 nov. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118443>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

MASULLO, L. S.; FERRAZ, A. de V.; ROCHA, J. H. T.; VALDO, G. de C.; ÁVILA, P. A. de; FLORENTINO, A. L.; TOLEDO, F. H. S. F. de; ALLEONI, L. R. F.; GONÇALVES, J. L. de M. Soil Cu and Zn pools and their availability in response to forest residue management and micronutrient fertilization in a *Eucalyptus grandis* plantation. **Forest Ecology and Management**, v. 506, 15 fev. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119954>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

MENNA, A. Profile Distribution of Micronutrients and Their Interrelationships with Related Soil Properties in Typical Cultivated Lands. **American Journal of Agriculture and Forestry** 2022, Volume 10, Page 210, v. 10, n. 6, p. 210–219, 4 nov. 2022. Disponível em: <<https://www.sciencepg.com/article/10.11648/j.ajaf.20221006.11>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

MEZZAROBBA, L.; ALFIERI, D. F.; COLADO SIMÃO, A. N.; VISSOCI REICHE, E. M. The role of zinc, copper, manganese and iron in neurodegenerative diseases. **NeuroToxicology**, v. 74, p. 230–241, 1 set. 2019. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31377220/>>. Acesso em: 12 jul. 2025.

MICHOPOULOS, P.; KOSTAKIS, M.; KOULELIS, P.; BOURLETSIKAS, A.; KAOUKIS, K.; KAVVADIAS, V.; ARAPAKIS, D.; PASIAS, I.; THOMAIDIS, N. S.; LIAKOPOULOU, N. Cycling and status of boron in two forest types in Greece. **Annals of Forest Research**, v. 66, n. 1, p. 113–122, 31 jul. 2023. Disponível em: <<https://afrjournal.org/index.php/afr/article/view/2940>>. Acesso em: 6 maio. 2025.

MONIB, A. W.; NIAZI, P.; SEDIQI, S. Investigating Approaches for Optimizing Agricultural Yield: A Comprehensive Review of the Crucial Role of Micronutrients in Enhancing Plant Growth and Maximizing Production. **Journal for Research in Applied Sciences and Biotechnology**, v. 2, n. 5, p. 168–180, 25 nov. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.55544/jrasb.2.5.26>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

MONTGOMERY, D. R.; BIKLÉ, A. Soil Health and Nutrient Density: Beyond Organic vs. Conventional Farming. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 5, p. 699147, 4 nov. 2021. Disponível em: <www.frontiersin.org>. Acesso em: 14 jun. 2025.

MOREIRA, S. G.; PROCHNOW, L. I.; DE CASTRO KIEHL, J.; NETO, L. M.; PAULETTI, V. Formas químicas, disponibilidade de manganês e produtividade de soja em solos sob semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 1, p. 121–136, 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/KNLcdHh5yPdRVdvZbZwN9vS/?lang=pt&utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 13 jun. 2025.

MUDASSIR, S.; AHMAD, R.; ANJUM, M. A. Foliar application of micronutrients enhances growth, flowering, minerals absorption and postharvest life of tuberose (*Polianthes tuberosa* L.) in calcareous soil. **Journal of Horticultural Science & Technology**, p. 41–47, 30 jun. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.46653/jhst2142041>>. Acesso em: 4 jun. 2025.

MUELLER, C. W.; BAUMERT, V.; CARMINATI, A.; GERMON, A.; HOLZ, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; PETH, S.; SCHLÜTER, S.; UTEAU, D.; VETTERLEIN, D.; TEIXEIRA, P.; VIDAL, A. From rhizosphere to detritusphere – Soil structure formation driven by plant roots and the interactions with soil biota. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 193, p. 109396, 1 jun. 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071724000853>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

NAIR, P. K. R.; KUMAR, B. M.; NAIR, V. D. Soil Organic Matter (SOM) and Nutrient Cycling. **An Introduction to Agroforestry: Four Decades of Scientific Developments**, p. 383–411, 12 jan. 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-75358-0_16>. Acesso em: 13 jul. 2025.

NATASHA, N.; SHAHID, M.; BIBI, I.; IQBAL, J.; KHALID, S.; MURTAZA, B.; BAKHAT, H. F.; FAROOQ, A. B. U.; AMJAD, M.; HAMMAD, H. M.; NIAZI, N. K.; ARSHAD, M. Zinc in soil-plant-human system: A data-analysis review. **Science of The Total Environment**, v. 808, p. 152024, 20 fev. 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972107100X?via%3Dihub>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

NING, Q.; MEITING, S.; LIXIANG, Z.; CHUNMEI, G.; JIE, W. Residual effects of soil Zn fertilization on soil characteristics, yield and quality of *Platycodon grandiflorum*. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 66, n. 2, p. 344–351, 3 mar. 2020. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00380768.2020.1715831>>. Acesso em: 14 jun. 2025.

OKUMURA, A. T. R.; DA SILVA, A. G.; DA SILVA, N. R. S.; LOPES, E. R. D. N.; BIFANO, R. B. A.; QUILENATO, R. V. Q. V. Determinação da Qualidade da Água de um Rio Tropical sob a perspectiva do Uso do Solo e Cobertura Vegetal. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 4, p. 1835–1850, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.4.p1835-1850>>. Acesso em: 6 maio. 2025.

OLUBANJO, O. O.; YESSOUFOU, M. A. Effect of Soil Compaction on the Growth and Nutrient Uptake of *Zea Mays* L. **Sustainable Agriculture Research**, v. 8, n. 2, p. 46, 20 mar. 2019. . Acesso em: 6 jun. 2025.

PANCHAL, A.; MAITREYA, B. A REVIEW ON EXPLORING THE SIGNIFICANCE OF MICRONUTRIENTS IN CROP PRODUCTION. **International Association of Biologicals and Computational Digest**, v. 2, n. 2, p. 51–58, 8 dez. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.56588/iabcd.v2i2.183>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

PÉREZ-RODRÍGUEZ, P.; NÓVOA-MUÑOZ, J. C.; ARIAS-ESTÉVEZ, M.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D. Soil Abandonment as a Trigger for Changes in Zn Fractionation in Afforested Former Vineyard Acidic Soils. **Horticulturae**, v. 9, n. 10, p. 1121, 1 out. 2023. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2311-7524/9/10/1121/htm>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

PISCOYA, V. C.; DE SOUZA, W. P.; CANTALICE, J. R. B.; FILHO, M. C.; DE MELO, R. C. P.; FILHO, R. N. de A. WEPP MODEL FOR RILL EROSION ESTIMATION IN A BRAZILIAN SEMIARID WATERSHED. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 3, p. 835–843, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n327rc>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

PLAZA, C.; ZACCONE, C.; SAWICKA, K.; MÉNDEZ, A. M.; TARQUIS, A.; GASCÓ, G.; HEUVELINK, G. B. M.; SCHUUR, E. A. G.; MAESTRE, F. T. Soil resources and element stocks in drylands to face global issues. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 1 dez. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41598-018-32229-0>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

POSIT TEAM. **RStudio: Integrated Development Environment for R**Boston. Posit, PBC, 2024.

POSSINGER, A. R.; HECKMAN, K. A.; BOWMAN, M. M.; GALLO, A. C.; HATTEN, J. A.; MATOSZIUK, L. M.; NAVE, L. E.; SANCLEMENTS, M. D.; SWANSTON, C. W.; WEIGLEIN, T. L.; STRAHM, B. D. Lignin and fungal abundance modify manganese effects on soil organic carbon persistence at the continental scale. **Geoderma**, v. 425, p. 116070, 1 nov. 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706122003779?via%3Dihub>>. Acesso em: 27 abr. 2025.

PRĂVĂLIE, R. Exploring the multiple land degradation pathways across the planet. **Earth-Science Reviews**, v. 220, p. 103689, 1 set. 2021. . Acesso em: 23 mar. 2025.

QIAN, J.; JI, C.; YANG, J.; ZHAO, H.; WANG, Y.; FU, L.; LIU, Q. The advantage of afforestation using native tree species to enhance soil quality in degraded forest ecosystems. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 1–10, 1 dez. 2024. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-024-71162-3>>. Acesso em: 15 jul. 2025.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**Vienna. R Foundation for Statistical Computing, 2024.

RAHMAN, N.; HANGS, R.; PEAK, D.; SCHOENAU, J. Chemical and molecular scale speciation of copper, zinc, and boron in agricultural soils of the canadian prairies. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 101, n. 4, p. 581–595, 2021. Disponível em: <<https://cdnsiencepub.com/doi/pdf/10.1139/cjss-2020-0162>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

RATHI, A.; KUMAR, P.; NANGLA, S.; SHARMA, S.; SHARMA, S. Soil Restoration Strategies for Sustaining Soil Productivity: A Review. **Asian Research Journal of Agriculture**, v. 17, n. 1, p. 33–48, 9 fev. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.9734/arja/2024/v17i1408>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

REA, R. S.; ISLAM, M. R.; RAHMAN, M. M.; NATH, B.; MIX, K. Growth, Nutrient Accumulation, and Drought Tolerance in Crop Plants with Silicon Application: A Review. **Sustainability**, v. 14, n. 8, 1 abr. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su14084525>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

REICHERT, J. M.; AMADO, T. J. C.; REINERT, D. J.; RODRIGUES, M. F.; SUZUKI, L. E. A. S. Land use effects on subtropical, sandy soil under sandization/desertification processes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 233, p. 370–380, 3 out. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.09.039>>. Acesso em: 11 jun. 2025.

REN, S.; WANG, C.; ZHOU, Z. Global Distributions of Reactive Iron and Aluminum Influence the Spatial Variation of Soil Organic Carbon. **Global Change Biology**, v. 30, n. 11, p. e17576, 1 nov. 2024. Disponível em: <[doi/pdf/10.1111/gcb.17576](https://doi.org/10.1111/gcb.17576)>. Acesso em: 27 abr. 2025.

REPULLO-RUIBÉRRIZ DE TORRES, M. A.; ORDÓÑEZ-FERNÁNDEZ, R.; MORENO-GARCÍA, M.; MÁRQUEZ-GARCÍA, J.; CARBONELL-BOJOLLO, R. SOIL NITRATE AND ORGANIC CARBON IMPROVEMENT BY USE OF LEGUMINOUS PLANTS AS COVER CROPS IN AN ORGANIC OLIVE ORCHARD. **AGROFOR**, v. 4, n. 1, 7 out. 2019.

ROY, J.; BISWAS, D. R.; BASAK, B. B.; BHATTACHARYYA, R.; DAS, S.; BISWAS, S.; DASS, A.; RUPESH, T.; SINGH, A. K.; GHOSH, A. Long-term impact of silviculture systems on phosphorus transformation and adsorption behaviour in semi-arid restored lands. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 381, 1 abr. 2025. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109449>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Brazilian Soil Classification System**. [s.l.] Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018.

SARRAF, M.; JANEESHMA, E.; ARIF, N.; QUDRAT ULLAH FAROOQI, M.; KUMAR, V.; ANSARI, N. A.; GHANI, M. I.; AHANGER, M. A.; HASANUZZAMAN, M. Understanding the role of beneficial elements in developing plant stress resilience: Signalling and crosstalk with phytohormones and microbes. **Plant Stress**, v. 10, 1 dez. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.stress.2023.100224>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

SAS INSTITUTE INC. **SAS® OnDemand for Academics: versão 9.4 [Software online]** Cary, NC. Cary, NC, 2025. Disponível em: <<https://odamid.oda.sas.com/>>. Acesso em: 17 jul. 2025.

SAYER, E. J.; LEITMAN, S. F.; WRIGHT, S. J.; RODTASSANA, C.; VINCENT, A. G.; BRÉCHET, L. M.; CASTRO, B.; LOPEZ, O.; WALLWORK, A.; TANNER, E. V. J. Tropical forest above-ground productivity is maintained by nutrients cycled in litter. **Journal of Ecology**, v. 112, n. 4, p. 690–700, 1 abr. 2024. Disponível em: <[doi/pdf/10.1111/1365-2745.14251](https://doi.org/10.1111/1365-2745.14251)>. Acesso em: 28 abr. 2025.

SCHWAMBACH, J.; FADANELLI, C.; FETT-NETO, A. G. Mineral nutrition and adventitious rooting in microcuttings of Eucalyptus globulus. **Tree Physiology**, v. 25, n. 4, p. 487–494, 2005. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15687097/>>. Acesso em: 14 jul. 2025.

SEKHAR, M.; LALLAWMKIMI, M. C.; RANI, D. V.; UPADHYAY, L.; TIWARI, P.; VERMA, U.; RAJPUT, A. Agroforestry Practices and Their Impact on Soil Health and

Fertility: A Review. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 46, n. 9, p. 511–528, 5 set. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.9734/jeai/2024/v46i92849>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

SENG HUA, L.; WEI CHEN, L.; ANTOV, P.; KRISTAK, L.; MD TAHIR, P. Engineering Wood Products from Eucalyptus spp. **Advances in Materials Science and Engineering**, v. 2022, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1155/2022/8000780>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

SHEIKH-ABDULLAH, S. M. Availability of Fe, Zn, Cu, and Mn in Soils of Sulaimani Governorate, Kurdistan Region, Iraq. **Soil Science**, v. 184, n. 3, p. 87–94, 1 jun. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000255>>. Acesso em: 23 mar. 2025.
SILVA, D. F.; ARAUJO, A. S. F.; LIMA, A. Y. V.; MOTA, J. C. A.; NASCIMENTO, Í. V.; QUEIROZ, A. S.; MEDEIROS, E. V.; COSTA, D. P.; MELO, V. M. M.; CARDOSO, E. J. B. N.; VERMA, J. P.; SMITH, G. R.; MENDES, L. W.; PEREIRA, A. P. A. Enzymatic stoichiometry in degraded soils after two decades of restoration in a Brazilian semiarid region. **CATENA**, v. 236, 15 mar. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107768>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

SILVA, W. A. da; SILVA, C. M. da; VIANA, J. dos S.; SILVA, A. da; FERNADES, E. N. Influence of Different Uses and Covers on the Chemical Characteristics of A Quartzarenic Neosol in the Maranhão Savannah. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. e011017, 29 jan. 2025a. Disponível em: <<https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n1-143>>. Acesso em: 11 jun. 2025.

SILVA, W. A. da; SILVA, C. M. da; VIANA, J. dos S.; SILVA, A. da; FERNADES, E. N. Influence of Different Uses and Covers on the Chemical Characteristics of A Quartzarenic Neosol in the Maranhão Savannah. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. e011017, 29 jan. 2025b. Disponível em: <<https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n1-143>>. Acesso em: 11 jun. 2025.

SILVA, F. R.; FERREYRA H, F. F. Avaliação de extratores de boro em solos do estado do Ceará. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 22, p. 471–478, 1998.

SITOHANG, R.; PUTRA, E. T. S.; WULANDARI, C. The improvement of microclimate and soil characteristics in cocoa-tree agroforestry patterns. **Ilmu Pertanian (Agricultural Science)**, v. 7, n. 1, p. 25, 25 mar. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.22146/ipas.67292>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

SOUZA, H. A. de; NETO, A. J. de L.; POMPEU, R. C. F. F.; GUEDES, F. L.; TONUCCI, R. G.; CAVALCANTE, A. C. R.; NATALE, W.; VALLADARES, G. S.; ESCOBAR, M. E. O.; RODRIGUES, H. C. de A.; ANDRADE, H. A. F. de; OLIVEIRA JÚNIOR, J. O. L. de; SAGRILO, E. Critical levels and fertility classes of soils with high-activity clay in the Brazilian semi-arid region. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 48, 2024. . Acesso em: 6 jun. 2025.

SOUZA REZENDE, J.; FREIRE, F.; ARAÚJO FILHO, J.; DOS SANTOS FREIRE, M.; GOMES DE ALMEIDA, B.; COSTA SANTOS, L. Impact of deforestation on the soil physical and chemical attributes, and humic fraction of organic matter in dry environments in Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 15, n. 6, p. 465–475, 31 dez. 2022.

SPRUNGER, C. The effect of soil degradation on human, animal and plant health. **Open Access Government**, v. 39, n. 1, p. 498–499, 17 jul. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.56367/oag-039-10403>>. Acesso em: 24 mar. 2025.

STEINFELD, J. P.; MIATTON, M.; CREAMER, R. E.; EHBRECHT, M.; VALENCIA, V.; BALLESTER, M. V. R.; BIANCHI, F. J. J. A. Identifying agroforestry characteristics for enhanced nutrient cycling potential in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 362, 1 mar. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108828>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

SUN, F.; FAN, L.; DENG, G.; KUZYAKOV, Y.; ZHANG, Y.; WANG, J.; LI, Y.; WANG, F.; LI, Z.; TARIQ, A.; SARDANS, J.; PENUÉLAS, J.; WANG, M.; PENG, C. Responses of tropical forest soil organic matter pools to shifts in precipitation patterns. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 197, p. 109530, 1 out. 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071724002190>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

SUSHKO, S.; OVSEPYAN, L.; GAVRICHKOVA, O.; YEVDOKIMOV, I.; KOMAROVA, A.; ZHURAVLEVA, A.; BLAGODATSKY, S.; KADULIN, M.; IVASHCHENKO, K. Contribution of microbial activity and vegetation cover to the spatial distribution of soil respiration in mountains. **Frontiers in Microbiology**, v. 14, p. 1165045, 15 jun. 2023. . Acesso em: 13 jul. 2025.

TARIQ, A.; GRACIANO, C.; SARDANS, J.; ULLAH, A.; ZENG, F.; ULLAH, I.; AHMED, Z.; ALI, S.; AL-BAKRE, D. A.; ZHANG, Z.; BAI, Y.; WANG, W.; PEÑUELAS, J. Decade-long unsustainable vegetation management practices increase macronutrient losses from the plant-soil system in the Taklamakan Desert. **Ecological Indicators**, v. 145, 1 dez. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109653>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

TIWARI, H.; BHATT, R.; SINGH, P. K.; DAS, D.; VIHAN, S.; TOMAR, T.; SINGH, A. K.; KUMAR, S. Micronutrients in the Plant-Soil-Environment Continuum: A Comprehensive Review. **European Journal of Nutrition & Food Safety**, v. 16, n. 7, p. 171–178, 17 jun. 2024. Disponível em: <<https://journalejnfs.com/index.php/EJNFS/article/view/1465>>. Acesso em: 4 jun. 2025.

TOMIĆ, D.; STEVOVIĆ, V.; MARJANOVIĆ, M.; MADIĆ, M.; PAVLOVIĆ, N.; ĐUROVIĆ, V.; RADOVANOVIĆ, M.; LAZAREVIĆ, Đ.; PETROVIĆ, M.; ZORNIĆ, V. COBALT FERTILIZATION IN ORDER TO PROMOTE NITROGEN FIXATION IN ANNUAL FORAGE LEGUMES. Em: Proceedings / 2nd International Symposium on Biotechnology, 2024, [...]. Faculty of Agronomy in Čačak, University of Kragujevac, 2024. p. 69–74.

TONUCCI, R. G.; VOGADO, R. F.; SILVA, R. D.; POMPEU, R. C. F. F.; ODA-SOUZA, M.; DE SOUZA, H. A. 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**, v. 47, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220124>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

VAN DOORN, M.; HELFENSTEIN, A.; ROS, G. H.; HEUVELINK, G. B. M.; VAN ROTTERDAM-LOS, D. A. M. D.; VERWEIJ, S. E.; DE VRIES, W. High-resolution digital

soil mapping of amorphous iron- and aluminium-(hydr)oxides to guide sustainable phosphorus and carbon management. **Geoderma**, v. 443, p. 116838, 1 mar. 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706124000673>>. Acesso em: 29 abr. 2025.

VARGAS, G. R.; MARQUES, R.; BIANCHIN, J. E.; BLUM, H.; TEIXEIRA, W. W. ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM PLANTIOS CLONAIIS DE EUCALIPTO. **Nativa**, v. 8, n. 2, p. 216–223, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.31413/nativa.v8i2.7860>>. Acesso em: 6 maio. 2025.

WANG, G.; CISSÉ, G.; STAUNTON, S. Changes in chemical fractionation of copper and zinc in soil as a function of incubation moisture content and organic matter amendments. **Chemosphere**, v. 351, p. 141198, 1 mar. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653524000912?utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 14 jun. 2025.

WEGE, S. Manganese management in plants: Golgi transporter determines manganese allocation and cell wall composition. **Plant Physiology**, v. 190, n. 4, p. 2077–2079, 1 dez. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/plphys/kiac429>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

YANG, J.; CHEN, Z.; DAI, J.; LIU, F.; ZHU, J. Effects of Long-Term Organic Fertilizer Application on Tea Plantation Soil of Its Physical and Chemical Properties and Microbial Communities. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 34, n. 1, p. 905–916, 2 jan. 2025. Disponível em: <<https://www.pjoes.com/Effects-of-Long-Term-Organic-Fertilizer-n-Application-on-Tea-Plantation-Soil-nof-Its,186618,0,2.html>>. Acesso em: 11 jun. 2025.

YANG, K.; ZHU, J.; ZHANG, W.; ZHANG, Q.; LU, D.; ZHANG, Y.; ZHENG, X.; XU, S.; WANG, G. G. Litter decomposition and nutrient release from monospecific and mixed litters: Comparisons of litter quality, fauna and decomposition site effects. **Journal of Ecology**, v. 110, n. 7, p. 1673–1686, 1 jul. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13902>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

YU, B.; XIE, C.; CAI, S.; CHEN, Y.; LV, Y.; MO, Z.; LIU, T.; YANG, Z. Effects of Tree Root Density on Soil Total Porosity and Non-Capillary Porosity Using a Ground-Penetrating Tree Radar Unit in Shanghai, China. **Sustainability**, v. 10, n. 12, 6 dez. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/SU10124640>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

ZAIB, M. BORON NUTRIENT FOR SUSTAINABILITY OF PLANT GROWTH AND SOIL HEALTH: A REVIEW WITH FUTURE PROSPECTS. v. 3, p. 912–931, 9 fev. 2024. ZEVIDE, I.; SHEREFU, A. Review Paper on Effect of Micronutrients for Crop Production. **Nutrition and Food Processing**, v. 4, n. 7, p. 01–08, 13 nov. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.31579/2637-8914/063>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

ZHANG, Q.; HAN, G. Contribution of natural and agricultural activities on Fe dynamics: Insights from Fe isotope in soils under different land-use types. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 358, p. 108705, 1 dez. 2023. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016788092300364X?via%3Dihub>>. Acesso em: 27 abr. 2025.

ZHANG, X.; LI, M. J.; ZHAN, L. Q.; WU, W.; LIU, H. Bin. Boron availability in top- and sub-soils as affected by topography and climate. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.

118, n. 1, p. 91–101, 1 set. 2020. Disponível em:
<<https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-020-10085-7>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

ZHANG, Z.; FURMAN, A. Soil redox dynamics under dynamic hydrologic regimes - A review. **Science of The Total Environment**, v. 763, p. 143026, 1 abr. 2021. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720365566>>. Acesso em: 28 abr. 2025.

ZHAO, W. rui; LI, J. yu; JIANG, J.; LU, H. long; HONG, Z. neng; QIAN, W.; XU, R. kou; DENG, K. Y.; GUAN, P. The mechanisms underlying the reduction in aluminum toxicity and improvements in the yield of sweet potato (*Ipomoea batatas* L.) After organic and inorganic amendment of an acidic ultisol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 288, 1 fev. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106716>>. Acesso em: 23 mar. 2025.

ZHAO, X.; ZANG, F.; LI, N.; HUANG, F.; CHANG, Y.; ZHAO, C. Dynamics of trace elements during litter decomposition in a temperate forest as a function of elevation and canopy coverage. **Biogeochemistry**, v. 167, n. 1, p. 39–57, 1 jan. 2024. Disponível em:
<<https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-023-01111-1>>. Acesso em: 14 jun. 2025.
ZHOU, Y.; BOUTTON, T. W.; WU, X. Ben. Woody plant encroachment amplifies spatial heterogeneity of soil phosphorus to considerable depth. **Ecology**, v. 99, n. 1, p. 136–147, 27 jan. 2018.

ZONG, M.; LIN, C.; LI, S.; LI, H.; DUAN, C.; PENG, C.; GUO, Y.; AN, R. Tillage activates iron to prevent soil organic carbon loss following forest conversion to cornfields in tropical acidic red soils. **Science of The Total Environment**, v. 761, p. 143253, 20 mar. 2021. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972036784X>>. Acesso em: 29 abr. 2025.

ANEXO A - DESCRIÇÃO GERAL E CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DO PERFIL 1

Data: 03/09/2022

Localização: Acaraú-CE.

Situação: Planície

Classificação: Argissolo Vermelho-Amarelo

Geologia: Sedimento.

Material de Origem: Sedimento do Grupo Barreira.

Uso atual: Plantio de eucalipto

Clima: Tropical Quente Semiárido Brando.

Relevo: Plano a suave ondulado.

Drenagem: bem drenado

Pedregosidade: Não pedregosa.

Rochosidade: Não rochosa.

Erosão: Laminar ligeira.

Descrito e coletado por – Rodrigo de Oliveira Girão e Ana Maria Maia

Ap1 0-20 cm; Bruno acinzentado (10YR 5/2, úmido) Areia franca; fraca, pequena, granular; macia, muito friável, não plástica, não pegajosa; raízes médias e comuns; transição plana e clara.

Ap2 20-60 cm; Bruno amarelado (10YR 5/4, úmido) Areia franca; fraca, pequena, blocos subangulares; macia, muito friável, não plástica, não pegajosa; raízes finas, médias e poucas; transição plana e clara.

Bt 60-200 cm+; Bruno amarelado (10YR 6/6, úmido) Franco arenoso; fraca, pequena, granular; macia, muito friável, ligeiramente plástica, ligeiramente pegajosa; raízes finas, médias e poucas; transição plana e clara.

Obs.: Presença de plintita na profundidade 200cm+, vermelho (2YR 4/8, úmido), raras, proeminentes.

ANEXO B - DESCRIÇÃO GERAL E CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DO PERFIL 2

Data: 03/09/2022

Localização: Acaraú-CE.

Situação: Depressão

Classificação: Neossolo quartzarênico

Geologia: Sedimento.

Material de Origem: Sedimento do Grupo Barreira.

Uso atual: Área degradada

Clima: Tropical Quente Semiárido Brando.

Relevo: Plano a suave ondulado.

Drenagem: moderadamente drenado

Pedregosidade: Não pedregosa.

Rochosidade: Não rochosa.

Erosão: Laminar ligeira.

Descrito e coletado por – Rodrigo de Oliveira Girão e Ana Maria Maia

A 0-90 cm; Cinza-brunado-claro (2,5YR 6/2, seco) Areia; fraca, pequena, grão simples; solta, não plástica, não pegajosa; raízes muito finas e comuns; transição plana e clara.

C1 90-160 cm; Amarelo-claro-acinzentado (2,5Y 7/3, úmido) Areia; fraca, pequena, grão simples; macia, muito friável, não plástica, não pegajosa; raízes finas e poucas; transição plana e gradual.

C2 160 -200 cm+; Amarelo-claro-acinzentado (2,5Y 8/2, úmido) Areia; fraca, pequena, bloco subangulares (tendência); macia, muito friável a friável, não plástica, não pegajosa; raízes finas e poucas.

Obs.: Presença de franja capilar, mosqueado (5YR 6/8, úmido), comum, moderado.

ANEXO C – ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DO PERFIL 1 (PVA)

Horiz.	Espessura (cm)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Areia fina (g.kg ⁻¹)	Areia grossa (g.kg ⁻¹)	Silte (g.kg ⁻¹)	Argila (g.kg ⁻¹)	Densidade (g.cm ⁻³)		pH _{água}
									Partícula	Global	
Ap1	0-20	88,86	4,82	6,32	78	807,50	83	31,5	2,56	1,95	6,16
Ap2	20-60	79,27	4,98	15,74	78,5	713	125	83	2,67	2,25	6,34
Bt	60-200	88,88	3,65	7,46	80	804	78,9	37,1	2,55	2,24	5,69

Horiz.	Complexo sortivo								$\frac{100.S}{T}$	$\frac{100.Al^{3+}}{S + Al^{3+}}$	P dispon.	C	N
	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	SB	H ⁺ Al ⁺⁺	Al ⁺⁺⁺	Valor T	V	m			
	-----cmol _c .kg ⁻¹ -----								%	%	mg.kg ⁻¹ _i	g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹
Ap1	0,828	0,323	0,005	0,010	1,17	0,990	0,1	2,69	43,49	7,87	1,58	9,52	0,56
Ap2	0,506	0,124	0,004	0,008	0,64	0,495	0,2	1,14	56,14	23,81	0,75	2,99	0,28
Bt	0,367	0,169	0,006	0,013	0,56	0,330	0,1	0,89	62,92	15,15	0,44	4,83	0,25

ANEXO D – ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DO PERFIL 2 (RQ)

Horiz.	Espessura (cm)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Areia fina (g.kg ⁻¹)	Areia grossa (g.kg ⁻¹)	Silte (g.kg ⁻¹)	Argila (g.kg ⁻¹)	Densidade (g.cm ⁻³)		pH _{água}
									Partícula	Global	
A	0-90	94,83	2,74	2,43	84	861,51	42,39	12,1	2,58	1,60	6,03
C1	90-160	93,59	2,10	4,30	82	852,50	44	21,5	2,56	2,00	6,69
C2	160-200+	90,77	3,69	5,53	126	779,50	57,40	37,1	2,59	2,27	6,42

Horiz.	Complexo sortivo								$\frac{100.S}{T}$	$\frac{100.Al^{3+}}{S + Al^{3+}}$	P dispon.	C	N
	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	SB	H ⁺ Al ⁺⁺⁺	Al ⁺⁺⁺	Valor T	V	m			
	-----cmol.c.kg ⁻¹ -----								%	%	mg.kg ⁻¹ _i	g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹
A	1,77	0,29	0,003	0,007	2,07	1,65	0,1	3,72	55,64	4,61	3,93	3,48	0,62
C1	0,37	0,12	0,004	0,008	0,50	0,165	0,1	0,67	74,63	16,66	0,59	1,93	0,28
C2	0,38	0,08	0,004	0,008	0,47	0,660	0,1	1,13	41,59	17,54	0,66	1,87	0,23

ANEXO E – DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA E TEXTURA DO SOLO POR PROFUNDIDADE E SISTEMA DE USO

TRAT	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Areia fina (g.kg ⁻¹)	Areia grossa (g.kg ⁻¹)	Silte (g.kg ⁻¹)	Argila (g.kg ⁻¹)	Dp (g.cm ⁻³)	Textura
Profundidade 0 – 0,05 m									
E	92,5	6,3	1,2	131,5	631,0	231,4	6,0	2,69	Arenoso
MN	92,3	7,4	0,3	137,3	616,7	239,6	6,2	2,67	Arenoso
AD	93,5	5,5	1,0	132,0	629,7	230,9	7,3	2,73	Arenoso
Profundidade 0,05 – 0,10 m									
E	91,2	6,9	1,8	108,1	650,0	232,5	9,3	2,69	Arenoso
MN	94,1	5,6	0,3	161,8	587,7	244,2	6,1	2,71	Arenoso
AD	93,5	6,0	0,5	125,4	638,6	231,8	4,8	2,65	Arenoso
Profundidade 0,10 – 0,30 m									
E	93,4	3,7	2,9	108,5	666,1	210,0	15,3	2,76	Arenoso
MN	94,1	5,1	0,8	116,6	670,1	204,8	8,4	2,69	Arenoso
AD	93,8	5,1	1,1	121,6	658,6	212,4	7,2	2,71	Arenoso
Profundidade 0,30 – 0,50 m									
E	90,5	5,2	4,2	107,5	646,0	224,1	22,3	2,71	Franco-arenoso
MN	93,6	5,1	1,3	134,6	632,1	222,3	10,9	2,68	Arenoso
AD	93,6	4,0	2,4	148,8	603,1	233,7	14,2	2,67	Arenoso
Profundidade 0,50 – 0,70 m									
E	89,2	5,7	5,0	124,7	606,0	242,5	26,7	2,74	Franco-arenoso
MN	93,4	5,6	1,0	134,1	630,0	226,4	9,4	2,69	Arenoso
AD	93,6	4,5	1,9	139,8	624,1	224,2	11,8	2,70	Arenoso