



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS

ERYC JEFFERSON ALVES DE OLIVEIRA

ANÁLISE GEOQUÍMICA DE MICRONUTRIENTES METÁLICOS E APLICAÇÃO
DE ÍNDICES DE RISCO ECOLÓGICO EM SOLOS DE ÁREAS SUSCETÍVEIS À
DESERTIFICAÇÃO NO JAGUARIBE, CEARÁ

FORTALEZA

2025

ERYC JEFFERSON ALVES DE OLIVEIRA

ANÁLISE GEOQUÍMICA DE MICRONUTRIENTES METÁLICOS E APLICAÇÃO DE
ÍNDICES DE RISCO ECOLÓGICO EM SOLOS DE ÁREAS SUSCETÍVEIS À
DESERTIFICAÇÃO NO JAGUARIBE, CEARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Orientador: Prof.^a Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar.

FORTALEZA

2025

ERYC JEFFERSON ALVES DE OLIVEIRA

ANÁLISE GEOQUÍMICA DE MICRONUTRIENTES METÁLICOS E APLICAÇÃO DE
ÍNDICES DE RISCO ECOLÓGICO EM SOLOS DE ÁREAS SUSCETÍVEIS À
DESERTIFICAÇÃO NO JAGUARIBE, CEARÁ

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em: 23 de maio de 2025.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a. Maria Eugenia Ortiz Escobar (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof.^a Dr.^a. Anna Abrahão
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Ricardo Espíndola Romero
Universidade Federal do Ceará (UFC)

À Adriana, companheira incansável, cuja presença fez toda diferença nesta etapa da minha vida, e ao pequeno Arthur, que me ensinou o verdadeiro sentido de perseverança.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Ceará (UFC) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, pela oportunidade de formação acadêmica e científica.

À FUNCAP – Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo apoio financeiro concedido por meio da bolsa de estudos, essencial para a viabilização deste estudo.

À minha orientadora, Prof^a. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar, pela orientação cuidadosa, pela paciência, dedicação e incentivo contínuo durante todas as etapas desta pesquisa.

Aos professores do programa, pelo conhecimento transmitido ao longo do curso e pelas contribuições fundamentais para a construção deste trabalho.

Aos colegas da turma e amigos que, de alguma forma, contribuíram para o êxito desta pesquisa, seja por meio de apoio técnico, acadêmico ou pelo incentivo nas horas mais desafiadoras.

Ao Grupo de Estudo Qualidade do Solo e Química Ambiental, pelo acolhimento, suporte técnico e troca de conhecimentos que enriqueceram a realização desta dissertação.

À todos que, direta ou indiretamente, fizeram parte dessa jornada, expresso aqui minha mais profunda gratidão.

“Espere o melhor, prepare-se para o pior e aceite o que vier.”

RESUMO

Este estudo avaliou a disponibilidade de metais, bem como o risco ecológico associado em solos com distintos graus de degradação em uma região suscetível ao processo de desertificação no município de Jaguaribe, Estado do Ceará. Foram selecionadas três áreas representando diferentes estágios de degradação da região: área testemunha (AT), área em recuperação (AR) e área degradada (AD). Em cada área, realizaram-se três coletas compostas na profundidade de 0–20 cm, totalizando nove amostras. Cada amostra foi analisada com três repetições laboratoriais para determinação de suas propriedades físico-químicas e presença dos teores de B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn. Os teores de metais foram obtidos por digestão ácida parcial segundo o método EPA 3051A, sendo expressos como concentrações pseudototais. O risco ecológico potencial do solo foi analisado a partir do uso de índices quantitativos: Índice de Geoacumulação (Igeo), Índice de Poluição (IP), Fator de Enriquecimento (FE) e Índice de Carga Poluente (ICP). A análise estatística teve como objetivo avaliar a influência das variáveis independentes (grau de degradação do solo: áreas AD, AR e AT, e atributos físico-químicos do solo, como pH e matéria orgânica) sobre as variáveis dependentes, que correspondem aos teores dos metais analisados (B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn). Essa análise incluiu testes de normalidade, ANOVA, Kruskal-Wallis e correlação de Spearman. Em geral, os solos da área degradada apresentam menores teores dos metais essenciais. A exceção foi o Fe, que apresentou maiores teores na área degradada, possivelmente devido ao acúmulo de óxidos de ferro na fração argilosa. Os índices de risco ecológico indicaram ausência de contaminação antrópica expressiva nos solos, com valores classificados como não poluídos ou de enriquecimento mínimo. Correlações significativas entre Cu e B com a matéria orgânica, e entre Ni e Zn com o pH, indicam que a dinâmica desses metais está fortemente condicionada a esses atributos, o que influencia sua disponibilidade e retenção no solo. Destaca-se que os resultados obtidos podem subsidiar a tomada de decisões no que diz respeito ao manejo e recuperação de áreas degradadas em regiões semiáridas suscetíveis ao processo de desertificação.

Palavras-chave: qualidade do solo; avaliação do risco ambiental; regiões semiáridas.

ABSTRACT

This study evaluated the availability of metals and the associated ecological risk in soils with different degrees of degradation in a desertification-prone region in the municipality of Jaguaribe, Ceará State, Brazil. Three areas representing distinct stages of degradation were selected: control area (CA), recovering area (RA), and degraded area (DA). In each area, three composite soil samples were collected at a depth of 0–20 cm, totaling nine samples. Each sample was analyzed in triplicate in the laboratory to determine its physicochemical properties and the concentrations of B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, and Zn. Metal concentrations were obtained by partial acid digestion according to the EPA 3051A method and expressed as pseudo-total concentrations. Potential ecological risk was assessed using quantitative indices: Geoaccumulation Index (Igeo), Pollution Index (PI), Enrichment Factor (EF), and Pollution Load Index (PLI). Statistical analyses were performed to evaluate the influence of independent variables (soil degradation degree: DA, RA, and CA; and soil physicochemical attributes, such as pH and organic matter) dependent variables corresponding to metal concentrations. This analysis included normality tests, ANOVA, Kruskal-Wallis, and Spearman correlation. In general, soils from the degraded area showed lower concentrations of essential metals, except for Fe, which presented higher levels in the degraded area, possibly due to the accumulation of iron oxides in the clay fraction. Ecological risk indices indicated the absence of significant anthropogenic contamination, with values classified as non-polluted or minimally enriched. Significant correlations between Cu and B with organic matter, and between Ni and Zn with pH, suggest that the dynamics of these metals are strongly influenced by these soil attributes, affecting their availability and retention. The results obtained may support decision-making regarding the management and recovery of degraded areas in semi-arid regions susceptible to desertification.

Keywords: soil quality; environmental risk assessment; semi-arid regions.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização e mapeamento da cobertura vegetal atual nas áreas estudadas	16
Figura 2 – Localização geográfica do município de Jaguaribe no Estado do Ceará e no Brasil	22
Figura 3 – Características do solo da área de estudo com destaque para os impactos da erosão	24
Figura 4 – Boxplot da concentração dos elementos por área	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Categorias de poluição com base no valor do Igeo	19
Tabela 2 – Classes de poluição a partir do IP	20
Tabela 3 – Categorias do Fator de Enriquecimento (FE)	21
Tabela 4 – Caracterização das áreas de estudo em diferentes estágios de degradação e recuperação do solo: área testemunha (AT), área em recuperação (AR) e área degradada (AD)	25
Tabela 5 – Propriedades químicas e granulométricas dos solos analisados	28
Tabela 6 – Concentrações pseudototais de micronutrientes metálicos (mg kg ⁻¹) nas áreas de estudo	29
Tabela 7 – Concentrações pseudototais de metais (mg kg ⁻¹) reportados em outros estudos	31
Tabela 8 – Coeficientes de correlação de Spearman (r) entre os teores de metais e os atributos físico-químicos do solo.....	34
Tabela 9 – Valores dos índices de risco ecológico calculados para os solos das áreas degradada e em recuperação, considerando como valor de referência os teores médios da área testemunha	35

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AD	Área Degradada
AR	Área em Recuperação
AT	Área Testemunha
B	Boro
CO	Carbono Orgânico
Cu	Cobre
CV	Coefficiente de Variação
EPA	Environmental Protection Agency
Fe	Ferro
FE	Fator de Enriquecimento
FUNCAP	Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
Igeo	Índice de Geoacumulação
ICP	Índice de Carga Poluente
IP	Índice de Poluição
LD	Limite de Detecção
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
MO	Matéria Orgânica
MP	Metal Pesado
Ni	Níquel
RI	Risco Ecológico
UFC	Universidade Federal do Ceará
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1	O semiárido brasileiro	14
2.2	O processo de desertificação	14
2.3	Metais no solo	17
2.3.1	<i>Fatores que afetam a disponibilidade de micronutrientes nos solos</i>	17
2.4	Índices de risco ecológico	18
2.4.1	<i>Índice de Geoacumulação</i>	19
2.4.2	<i>Índice de poluição (IP)</i>	20
2.4.3	<i>Fator de Enriquecimento (FE)</i>	20
2.4.4	<i>Índice de carga poluente (ICP)</i>	21
3	MATERIAIS E MÉTODOS	22
3.1	Área de estudo	22
3.2	Amostragem e análises laboratoriais	23
3.3	Avaliação do risco ecológico potencial do solo	26
3.4	Análise de dados	27
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
4.1	Caracterização físico-química das áreas de estudo	28
4.2	Concentrações dos metais nas áreas de estudo	29
4.3	Avaliação do risco ecológico	34
5	CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
	REFERÊNCIAS	38

1 INTRODUÇÃO

Alguns metais presentes nos solos, como ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), boro (B), molibdênio (Mo) e níquel (Ni), são micronutrientes essenciais ao desenvolvimento vegetal e ao equilíbrio dos ecossistemas terrestres. Apesar de necessários em pequenas quantidades para diversos processos fisiológicos e bioquímicos, esses elementos podem se tornar tóxicos quando acumulados em concentrações elevadas (Kumar et al., 2022).

Em regiões suscetíveis à degradação ambiental, como áreas afetadas pela desertificação, a dinâmica desses elementos no solo pode ser significativamente alterada, com a perda de nutrientes do solo. A erosão, a lixiviação, a remoção da cobertura vegetal e as mudanças no uso do solo comprometem a capacidade de retenção, ciclagem e disponibilização de nutrientes essenciais. Tais alterações podem afetar negativamente o desenvolvimento da vegetação e comprometer os serviços ecossistêmicos prestados pelo solo, como a regulação hidrológica, a produtividade agrícola e a manutenção da biodiversidade.

Metais estão amplamente distribuídos nos solos, sendo provenientes tanto da matriz geológica natural quanto de fontes antrópicas (Hou et al., 2025). Por isso, torna-se fundamental avaliar como esses elementos se comportam sob diferentes níveis de degradação, especialmente em contextos de vulnerabilidade ambiental. A aplicação de índices de poluição e risco ecológico é uma abordagem útil para identificar desequilíbrios e potenciais impactos ecológicos mesmo em áreas onde os metais analisados são naturalmente essenciais.

A desertificação é um processo avançado de degradação de terras em regiões áridas, semiáridas e subúmidas secas, provocado por fatores naturais e, principalmente, por atividades humanas inadequadas. No Brasil, o semiárido nordestino abriga diversas áreas suscetíveis à desertificação, entre elas os municípios de Gilbués (PI), Irauçuba (CE), Seridó (RN) e Cabrobó (PE), classificados como núcleos de desertificação (Bezerra et al., 2020; Ferreira et al., 2018). No Ceará, os núcleos de Inhamuns, Irauçuba e Jaguaribe também têm sido apontados como áreas críticas (Bezerra et al., 2020).

O solo é a principal fonte de metais essenciais para as plantas, e sua composição influencia diretamente o crescimento vegetal e a recuperação da vegetação nativa em áreas degradadas. Assim, compreender como a desertificação afeta a concentração e a distribuição desses elementos é essencial para planejar estratégias de recuperação ambiental e de manejo sustentável do solo.

Neste estudo, foram analisadas três áreas em região suscetível à desertificação com diferentes graus de degradação: (1) uma área testemunha, com vegetação secundária

preservada; (2) uma área em recuperação, com práticas de manejo ambiental implantadas; e (3) uma área degradada, com intensa erosão e degradação da cobertura vegetal. A análise geoquímica dos metais, associada à aplicação de índices como o Índice de Geoacumulação (Igeo), Índice de Poluição (Ip), Fator de Enriquecimento (Fe) e Índice de Carga Poluente (Icp), permite não apenas comparar os teores observados com valores de referência, mas também estimar os impactos ecológicos potenciais e o grau de perturbação ambiental.

Apesar de existirem estudos sobre metais em solos em áreas semiáridas (Cardoso *et al.*, 2023; Almeida Júnior *et al.*, 2016; Boechat *et al.*, 2020), ainda existem lacunas no conhecimento sobre o comportamento desses elementos em áreas suscetíveis à desertificação no semiárido brasileiro. Essa abordagem é, portanto, necessária para subsidiar a gestão sustentável do solo e a formulação de políticas públicas voltadas à conservação ambiental.

Diante do exposto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a concentração de metais e o risco ecológico associado em solos com diferentes graus de degradação em uma área suscetível à desertificação no município de Jaguaribe, Ceará.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O semiárido brasileiro

O semiárido do Nordeste brasileiro possui uma área de 1.007.120 km² (Bezerra *et al.* 2020). Os critérios para classificação da área são: precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm, índice de aridez de *Thornthwaite* igual ou inferior a 0,50, percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60%, considerando todos os dias do ano (Brasil, 2017).

Atualmente, o Semiárido brasileiro abrange predominantemente o Nordeste, incluindo grandes áreas da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí.

Como características do semiárido tem-se: baixos índices pluviométricos, elevada variação espaço-temporal das precipitações, elevados índices de radiação solar que incidem em áreas de baixas latitudes e elevadas taxas de evapotranspiração (Correia *et al.*, 2011). Além disso, grande parte da região semiárida brasileira está situada em formações cristalinas, caracterizadas por rochas com baixa porosidade e reduzida capacidade de armazenamento de água (Braga *et al.*, 2016), dando origem a solos rasos e pouco desenvolvidos. Nessas condições, predominam águas com elevado teor de sais (Cirilo, 2008). Esses fatores, em conjunto, contribuem para a deficiência hídrica característica dessa região.

A maior parte do semiárido é coberta pelo bioma Caatinga [da língua *tupi*: *ka'a* (floresta) + *tinga* (branco)], que é caracterizado por vegetação xeromórfica, principalmente pequenas árvores semidecíduas, arbustos e gramíneas de perfil baixo (Mariano *et al.*, 2018). Além desse bioma, a região também inclui porções dos biomas Cerrado e Mata Atlântica, sendo assim a mais diversificada região em termos de biomas de todo o Brasil (Bezerra *et al.* 2020).

2.2 O processo de desertificação

Áreas sensíveis à desertificação são áreas que possivelmente sofrerão desertificação devido aos efeitos combinados de formas de relevo, solo, clima, vegetação e atividades humanas (Shao *et al.*, 2023). Esse processo consiste na degradação da terra em áreas áridas, semiáridas e subúmidas secas, que é ocasionada por ações antrópicas e variações climáticas,

podendo levar a região a condições desérticas (Rivera-Marin; Dash; Ogutu, 2022). Como resultado, há reduções consideráveis dos serviços ecossistêmicos, aumento da insegurança alimentar e pobreza (Lins *et al.*, 2023).

Conforme apontam Silva *et al.* (2022b), a vulnerabilidade do semiárido brasileiro à desertificação está relacionada às suas condições ambientais geológicas e climáticas. Perturbações antropogênicas históricas, juntamente com altos níveis de aridez, levaram muitas áreas em climas semiáridos a perder sua capacidade produtiva de alimentos e pastagens, iniciando um processo de desertificação (Macêdo *et al.*, 2024).

A avaliação desse fenômeno é complexa, pois envolve múltiplos fatores, tanto naturais quanto antrópicos. Atividades agrícolas intensivas e não sustentáveis e o uso em excesso e inadequado dos recursos do solo provocam a sua degradação e perda da funcionalidade (Uzuner; Dengiz, 2020). Por outro lado, fatores naturais como precipitação, vento e coberturas e tipos de vegetação também podem desempenhar papel na intensificação do processo (Rivera-Marin; Dash; Ogutu, 2022).

Ferreira *et al.* (2018) destacam que regiões de clima árido e semiárido são menos tolerantes às mudanças antrópicas e mais propensas à desertificação. No semiárido brasileiro, os autores destacam que a substituição da vegetação nativa pela agricultura e pecuária, a mineração, a extração de argila e a retirada da madeira para produção de lenha e carvão estão entre os principais fatores de degradação nos núcleos de desertificação da região.

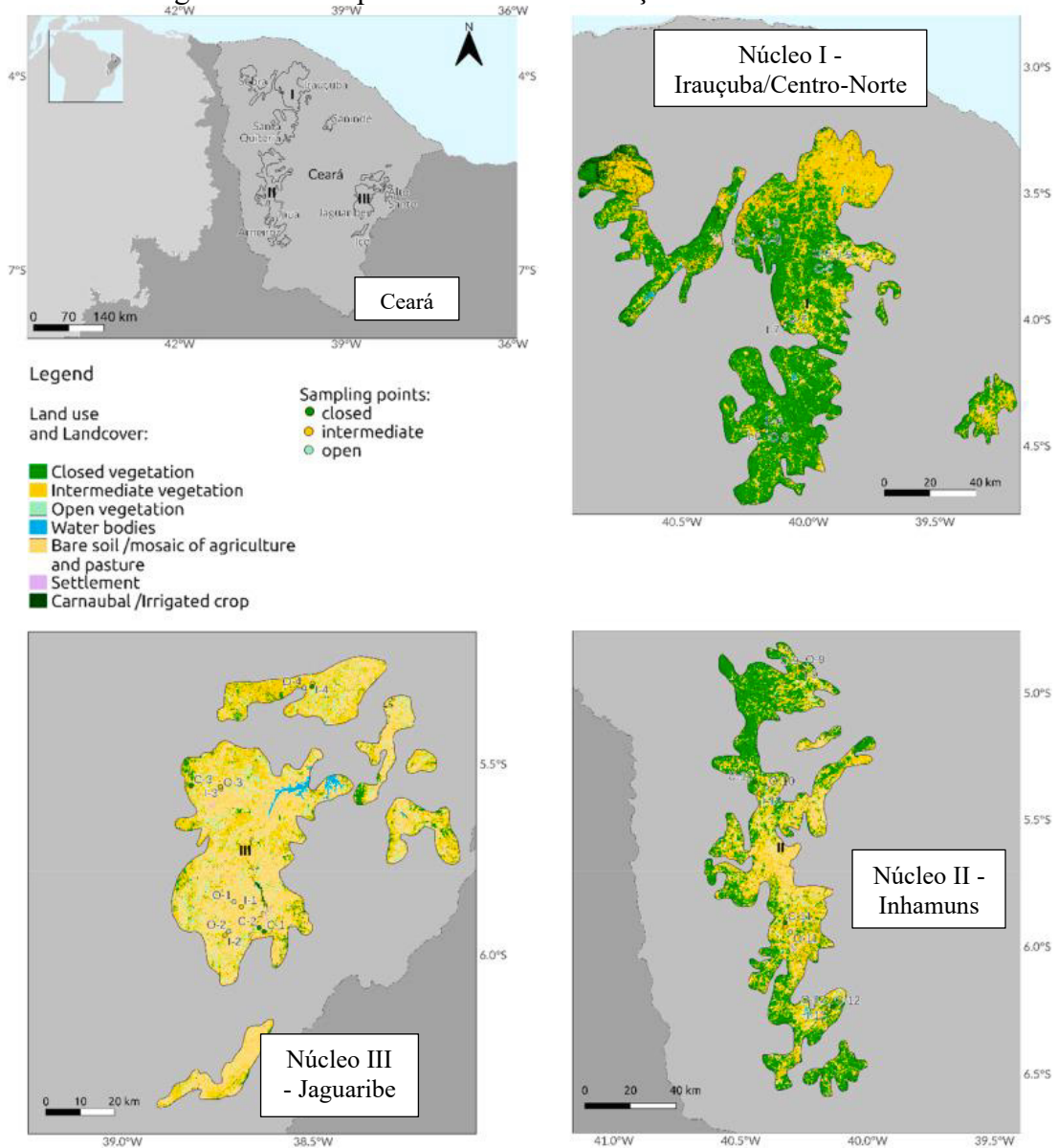
Algumas áreas do Semiárido brasileiro já são reconhecidas como núcleos de desertificação, a exemplo dos municípios de Gilbués (PI), Irauçuba (CE), Seridó (RN) e Cabrobó (PE), os quais apresentam elevado grau de degradação ambiental (Bezerra *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2018). Além disso, Bezerra *et al.* (2020) observaram dentro do estado do Ceará outras duas áreas que podem ser classificadas como núcleos de desertificação: Inhamuns e Jaguaribe. Os autores também observaram a permanência dos processos de degradação e desertificação e um aumento considerável de áreas em processo de desertificação no Nordeste.

No estado do Ceará, estudos realizados na década de 90 já apontavam que o Estado apresentava 14% de sua área propensa à desertificação, com o município de Irauçuba sendo uma das áreas mais afetadas do Brasil (Soares *et al.*, 1995).

O estudo de Macêdo *et al.* (2024) analisou três núcleos de desertificação do estado do Ceará: Núcleo I - Irauçuba/Centro-Norte, Núcleo II - Inhamuns, localizado na mesorregião dos Sertões Cearenses (região central do estado) e O Núcleo III – Jaguaribe, situado na mesorregião de Jaguaribe (sudeste do estado). A vegetação remanescente foi classificada em três níveis de cobertura: fechado, intermediário e aberto (Figura 1). O núcleo Jaguaribe

apresentou a menor proporção de vegetação em estado fechado (apenas 3,13% da área total), enquanto Irauçuba registrou 49,87% e Inhamuns 35,4%, indicando para a região de Jaguaribe um nível elevado de degradação.

Figura 1 - Localização e mapeamento da cobertura vegetal atual nas três áreas fortemente degradadas e em processo de desertificação



Fonte: Macêdo *et al.* (2024).

2.3 Metais no solo

Os metais presentes no solo podem desempenhar diferentes funções nos ecossistemas, sendo que alguns deles são essenciais para o crescimento das plantas e

considerados micronutrientes do solo. É válido destacar que, por outro lado, quando esses elementos estão presentes em concentrações elevadas podem se tornar tóxicos (Kumar et al., 2022).

Conforme He, Yang e Stoffella (2005), os micronutrientes, também chamados de elementos-traço, desempenham um papel fundamental nos agroecossistemas e têm sido amplamente estudados na última década, são eles: ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), boro (B), molibdênio (Mo), cloro (Cl) e mais recentemente, o níquel (Ni). Esses elementos podem ser incorporados ao solo por processos naturais, a partir do material de origem, ou por atividades antropogênicas, como aplicação de fertilizantes e adubos orgânicos, o descarte de resíduos industriais e municipais, irrigação e deposições atmosféricas (He; Yang; Stoffella, 2005).

Conforme Marschner (2012), pode-se distinguir dois grupos de nutrientes: os macronutrientes, que são necessários em concentrações relativamente altas nas plantas, e os micronutrientes, que são igualmente essenciais, mas requeridos em concentrações muito menores. Apesar de serem requeridos em pequenas quantidades, os micronutrientes desempenham papéis fundamentais em diversos processos fisiológicos e metabólicos (Ahmed *et al.*, 2024). Déficits em um ou mais desses micronutrientes podem ter um efeito importante na quantidade e qualidade das plantas (Yousif *et al.*, 2024). O termo micronutriente refere-se à quantidade exigida pelas plantas, e não à sua importância na nutrição vegetal (Ahmed *et al.*, 2024).

2.3.1 Fatores que afetam a disponibilidade de micronutrientes nos solos

As propriedades físicas e químicas do solo atuam como fatores dominantes que afetam as concentrações dos micronutrientes nesse meio. Por exemplo, o estudo de Peng *et al.* (2023) apontou o teor de matéria orgânica (MO) e o pH do solo como fatores determinantes na concentração de micronutrientes em solos cultivados com arroz e milho, além disso, indicaram que a MO favorece a conversão dos elementos da forma total para a disponível, enquanto um pH elevado pode dificultar tal processo.

O pH do solo, que é uma medida da acidez ou alcalinidade, regula a solubilidade, mobilidade e biodisponibilidade dos micronutrientes, influenciando sua translocação nas plantas (Dhaliwal *et al.*, 2023). Em solos ácidos, os micronutrientes são geralmente mais disponíveis, enquanto em condições de pH elevado, sua absorção pelas plantas pode ser reduzida (Thapa *et al.*, 2021). Essa regulação ocorre por meio da partição dos elementos entre

as fases sólida e líquida do solo, através de reações de precipitação-dissolução como resultado de cargas dependentes do pH em frações minerais e orgânicas do solo (Dhaliwal *et al.*, 2023).

A MO consiste em uma mistura heterogênea de substâncias em vários estágios de decomposição, de natureza orgânica e muito rica em carbono, tendo grande influência nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, e exercendo um papel crucial na dinâmica dos micronutrientes nos solos (Radulov; Berbecea, 2024).

Quanto a nutrição, a MO desempenha funções como: i) redução de perdas de nutrientes causadas pela erosão; ii) contribuição para a solubilização de nutrientes; iii) proteção de alguns nutrientes por perdas por lixiviação; e iv) a capacidade de quelar íons metálicos (Fe, Zn, B, Cu, Mo, Co) (Radulov; Berbecea, 2024).

O carbono orgânico (CO) é o principal componente da MO do solo e abrange organismos vivos (microorganismos, raízes de plantas e fauna do solo), resíduos vegetais e animais frescos (matéria orgânica em decomposição) e húmus (matéria orgânica formada pela decomposição microbiana de material vegetal e animal) (Radulov; Berbecea, 2024). O CO é um fator de controle da qualidade do solo em termos de conteúdo de micronutrientes disponíveis nos mesmos (Dhaliwal *et al.*, 2023).

O teor de argila é outro fator que influencia na disponibilidade de micronutrientes, por exemplo, demonstrou ser um fator positivo na retenção de Zn, Cu, Mn (Peng *et al.*, 2023) e Fe (Bento *et al.*, 2022) em solo cultivados.

A geologia do material de origem exerce influência significativa sobre a concentração natural de metais em solos. Silva *et al.* (2022a) avaliaram o efeito de diferentes materiais parentais na composição química e nas concentrações disponíveis de macronutrientes e micronutrientes, incluindo elementos potencialmente tóxicos (Cd, Cr, Ni e Pb) em solos em um ambiente tropical semiárido. Os autores observaram que as variações no conteúdo total de elementos nos solos estão relacionadas principalmente à composição química de seus respectivos materiais de origem. Por exemplo, arenitos quartzosos, gnaisses augen e granitos peraluminosos apresentaram menores teores de nutrientes e formaram solos arenosos, ácidos e inférteis.

2.4 Índices de risco ecológico

Os índices de risco ecológico são ferramentas importantes para avaliar o potencial de impacto de elementos potencialmente tóxicos, como alguns metais em excesso, sobre os ecossistemas. Em áreas degradadas por desertificação, esses índices permitem estimar a

possibilidade de efeitos adversos à biota do solo e ao equilíbrio ecológico, considerando tanto a concentração dos elementos quanto sua toxicidade relativa. Dessa forma, contribuem para a identificação de áreas críticas e para o planejamento de ações de recuperação ambiental mais eficazes.

Conforme Kowalska *et al.* (2018), os índices de risco ecológico podem ser divididos em individuais e complexos. O primeiro grupo consiste naqueles que são calculados para cada metal separadamente, ou seja, são utilizados para avaliação unitária da poluição do solo com metais pesados específicos. Esse grupo inclui o Índice de Geoacumulação (Igeo), Índice de Poluição (IP) e o Fator de Enriquecimento (FE). Já os índices complexos, como o Índice de Carga Poluente (ICP), consideram o conteúdo de mais de um metal pesado ou uma soma de índices individuais (Kowalska *et al.*, 2018).

2.4.1 Índice de Geoacumulação

Índice de Geoacumulação (Igeo) foi proposto por Muller (1969) para avaliar a contaminação de solos, comparando as concentrações atuais de elementos ou substâncias químicas com níveis pré-industriais ou com valores de referência derivados de uma distribuição global uniforme para substâncias sintéticas.

O Igeo é calculado segundo a equação 1:

$$Igeo = \log_2 \left(\frac{Cn}{1,5 \cdot GB} \right) \quad (1)$$

Em que: Cn é concentração de metal pesado individual e GB é o valor de referência geoquímico. A constante 1,5 é usada para refletir a possível flutuação do elemento no valor de fundo, bem como influências ou entradas antropogênicas mínimas (Liu *et al.*, 2021; Abdullah; Sah; Haris, 2020)

Com base no valor obtido a partir da Equação 1 é possível aferir a qualidade do solo em sete categorias, variando de não poluído até extremamente poluído (Tabela 1).

Tabela 1 - Categorias de poluição com base no valor do Igeo

Igeo	Categorias
Igeo ≤ 0	Não poluído
0 ≤ Igeo ≤ 1	Não poluído a moderadamente poluído

$1 \leq I_{geo} \leq 2$	Moderadamente poluído
$2 \leq I_{geo} \leq 3$	Moderadamente a fortemente poluído
$3 \leq I_{geo} \leq 4$	Fortemente poluído
$4 \leq I_{geo} \leq 5$	Fortemente a extremamente poluído
$I_{geo} \geq 5$	Extremamente poluído

Nkinda *et al.* (2021)

2.4.2 Índice de poluição (IP)

O Índice de Poluição (IP) é utilizado para identificar quais metais pesados representam maior ameaça ao solo (Kowalska *et al.*, 2018). O IP classifica a poluição em categorias que variam de ausente a muito forte (Tabela 2). Este índice também é utilizado no cálculo de alguns índices complexos, como o Índice de Nemerow.

O IP é calculado segundo a equação 2:

$$IP = \frac{Cn}{GB} \quad (2)$$

Em que: Cn é concentração de metal pesado individual e GB é o valor de referência geoquímico.

Tabela 2 - Classes de poluição a partir do IP

Classe	Valor do IP	Poluição do solo
1	$IP < 1$	Ausente
2	$1 < IP < 2$	Baixa
3	$2 < IP < 3$	Moderada
4	$3 < IP < 5$	Forte
5	$IP > 5$	Muito forte

Fonte: Kowalska *et al.* (2018).

2.4.3 Fator de Enriquecimento (FE)

O Fator de Enriquecimento (FE) avalia o nível de enriquecimento de metais em solos, comparando a concentração de um elemento de interesse com a de um metal de referência

de baixa variabilidade (Abdullah; Sah; Haris, 2020). O ferro (Fe) é comumente utilizado como elemento de referência no cálculo do FE (Goncharov *et al.*, 2024; Chen, *et al.*, 2020). Outros elementos de referência são alumínio (Al), cálcio (Ca), titânio (Ti), escândio (Sc) ou manganês (Mn) (Kowalska *et al.*, 2018).

O FE é calculado segundo a Equação 3:

$$FE = \frac{\frac{C_n}{LV} amostra}{\frac{C_n}{LV} refer\ência} \quad (3)$$

Em que: $\frac{C_n}{LV} amostra$ é a razão entre a concentração do metal pesado analisado (Cn) e a concentração de um metal de referência (LV: Fe/Al/Ca/Ti/Sc/Mn) na amostra; $\frac{C_n}{LV} refer\ência$ é a razão entre a concentração do metal pesado analisado (Cn) e a concentração do metal de referência (LV) em um valor de fundo ou referência.

Na Tabela 3 são apresentadas as categorias do FE conforme valor obtido de FE de modo que o enriquecimento do solo é tanto maior quanto maior for o valor de FE encontrado.

Tabela 3 - Categorias do Fator de Enriquecimento (FE)

Valor do FE	Enriquecimento do Solo
< 2	Deficiência ou enriquecimento mínimo
2-5	Enriquecimento moderado
5-20	Enriquecimento significativo
20-40	Enriquecimento muito alto
> 40	Enriquecimento extremamente alto

Fonte: Abdullah, Sah e Haris (2020).

2.4.4 Índice de carga poluente (ICP)

O Índice de carga poluente (ICP) proposto por Tomlinson *et al.* (1980) é obtido através do Índice de Poluição (IP). O ICP é calculado pela raiz enésima da multiplicação dos fatores de acumulação dos metais (Equação 4):

$$ICP = \sqrt[n]{IP1 \times IP2 \times IP3 \times \dots \times IPn} \quad (4)$$

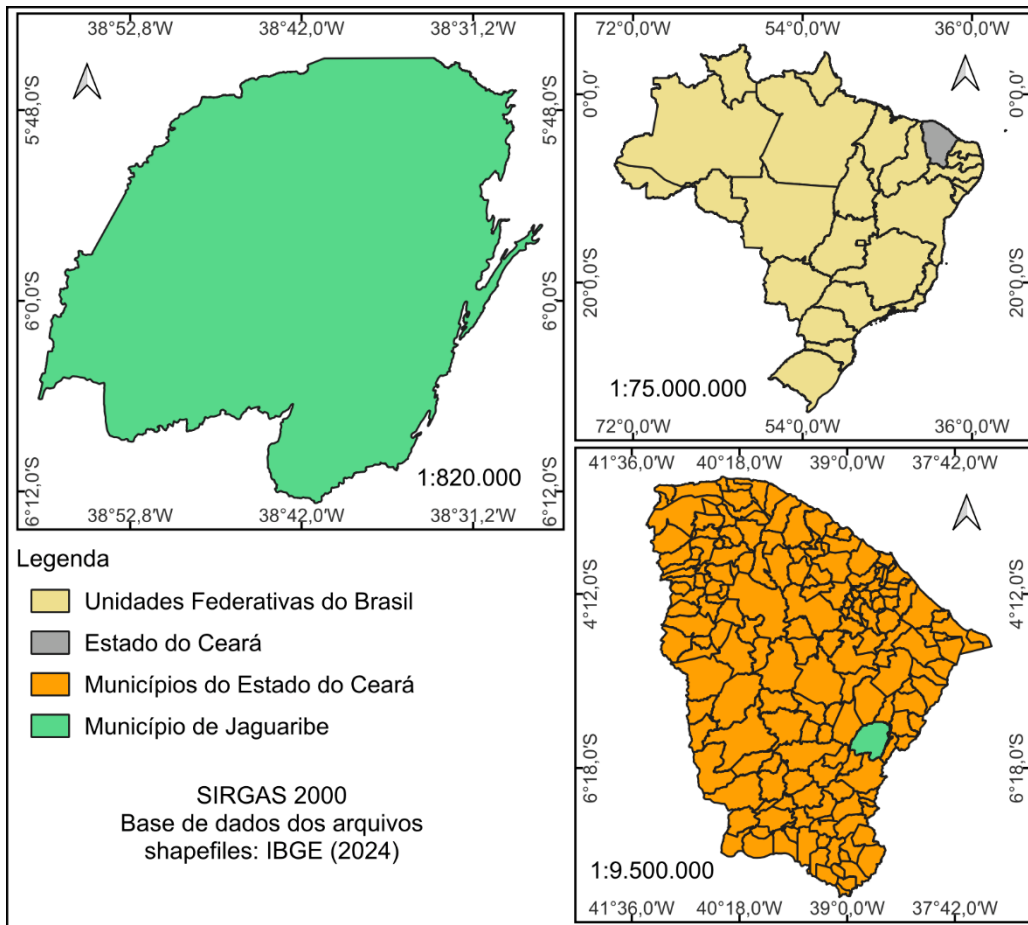
Em que: n é o número de metais pesados analisados e IP corresponde aos valores obtidos para o Índice de Poluição (IP). Valor de ICP menor que 1 indica um ambiente não poluído, ICP igual a 1 indica apenas níveis moderados de poluição e valor de ICP maior que 1 indica uma deterioração da qualidade do solo (Liu *et al.*, 2023).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área estudo está localizada no município de Jaguaribe, estado do Ceará, Brasil, especificamente na localidade de Brum, Distrito de Mapuá, a cerca de 345 km da capital, Fortaleza. Suas coordenadas geográficas estão entre os paralelos $06^{\circ} 11' 01''$ e $06^{\circ} 11' 15''$ de latitude sul e os meridianos $38^{\circ} 39' 39''$ e $38^{\circ} 39' 29''$ de longitude oeste de Greenwich (Fig. 2).

Figura 2 - Localização geográfica do município de Jaguaribe no Estado do Ceará e no Brasil



Fonte: Autor (2025).

A região está inserida na Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe, localizada à montante do açude Castanhão, que é um dos principais reservatórios do Ceará. A área selecionada se encontrava em estado avançado de degradação, já sem uso agrícola, com elevado grau de erosão e intenso processo de deterioração dos recursos naturais, incluindo o solo, cobertura vegetal e recursos hídricos (FUNCEME, 2016).

A mesorregião do Jaguaribe, abrange uma área de 8.421,72 km², com elevações variando de 46 a 120 m acima do nível do mar e precipitação entre 669,5 e 832,5 mm por ano (Macêdo *et al.*, 2024). Os solos da região são classificados como Luvisolos Crômicos, predominante em quase toda a área de estudo, e Neossolos Litólicos, que aparecem em pequena proporção (menor de 20%) (FUNCEME, 2016).

Historicamente, a ocupação da região do Jaguaribe foi impulsionada pelo ciclo econômico do binômio gado-algodão, que proporcionou o surgimento dos primeiros núcleos rurais e urbanos da região e que provocou, em contrapartida, o depauperamento dos recursos naturais, sobretudo, solos e vegetação (Guerra; Souza; Lustosa, 2012).

O estudo recente de Macêdo *et al.* (2024) avaliou a cobertura vegetal da região do Jaguaribe e identificou que a vegetação remanescente apresenta baixa cobertura em estado fechado (3,1%), predominando áreas intermediárias (23,37%) e abertas (19,66%), estas últimas mais degradadas. A baixa diversidade vegetal e presença de espécies invasoras, como *Calotropis procera* L., são observados nos fragmentos mais antropizados (Macêdo *et al.*, 2024).

É importante destacar que esta pesquisa foi desenvolvida dentro da área do projeto de recuperação de áreas degradadas na sub-bacia hidrográfica do riacho do Brum, conduzido pela FUNCEME em parceria com o Ministério do Meio Ambiente. O relatório técnico do referido projeto (FUNCEME, 2016) documentou o estado da degradação e os processos de recuperação implementados na região.

3.2 Amostragem e análises laboratoriais

Foram selecionadas e coletadas amostras de solo em três áreas submetidas a distintos graus de degradação associados à desertificação, categorizadas como: área testemunha (AT), utilizada como referência por apresentar condições preservadas; área em recuperação (AR), onde foram adotadas práticas de manejo ambiental; e área degradada (AD), marcada por elevados níveis de degradação e intensificação dos impactos da desertificação. Cada área possui aproximadamente 5 hectares. Em cada uma delas, foram coletadas cinco amostras compostas,

sendo cada amostra composta formada por cinco amostras simples, coletadas na camada de 0–20 cm do solo. Na Figura 3 são apresentadas imagens da paisagem das três áreas.

Figura 3 - Imagens da cobertura dos solos das áreas de estudo com destaque para os impactos do processo de erosão

3a. área testemunha (AT)



3b. área em recuperação (AR)



3c. área degradada (AD)



Fonte: Acervo pessoal prof.^a Maria Eugênia Ortiz Escobar.

Na Tabela 4 são reunidas as características das referidas áreas.

Tabela 4 - Caracterização das áreas de estudo em diferentes estágios de degradação e recuperação do solo: área testemunha (AT), área em recuperação (AR) e área degradada (AD)

Área	Característica
Área testemunha (AT)	Caracterizada por baixa interferência antrópica, sendo cercada para impedir o acesso de pessoas e animais. Sem intervenções diretas, apresenta vegetação secundária em regeneração há cerca de 20 anos, resultado do processo natural de sucessão ecológica. A principal atividade desenvolvida é a apicultura, com ocasionais visitas de animais para pastagem.
Área em recuperação (AR)	Práticas de intervenção incluiu: barramentos de pedras para contenção de sedimentos, terraceamento, escarificação, sulcamento, adição de insumos de serapilheira e esterco de curral. As ações executadas enfatizaram o manejo do solo e da água, o que teve papel determinante na regeneração da cobertura vegetal da Caatinga (Albuquerque et al., 2020).
Área degradada (AD)	Atualmente não há nenhuma atividade na área. Historicamente, a área teve pecuária extensiva - principal atividade econômica desenvolvida na região - juntamente com o cultivo do algodão, em períodos anteriores, e agricultura de subsistência, praticada com técnicas muito rudimentares, extrativismo vegetal indiscriminado, queimadas e outras formas de manejo inadequado.

Fonte: Adaptado de FUNCEME (2016).

Em laboratório, as amostras foram submetidas a um processo padronizado que incluiu secagem ao ar, destorroamento, homogeneização e peneiramento em peneira de aço inoxidável com abertura de 2 mm (malha nº 10), conforme recomendado pelo método EPA 3051A da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2007).

A determinação do pH do solo foi realizada por meio da medição do potencial hidrogeniônico com um eletrodo combinado, imerso em suspensão solo-líquido na proporção de 1:2,5, utilizando como meio dispersante água. O teor de carbono orgânico (C) foi determinado pelo método de Walkley-Black, que se baseia na oxidação do carbono presente na

matéria orgânica por dicromato de potássio em meio ácido. Para a conversão do teor de carbono orgânico em matéria orgânica (MO), utilizou-se o fator de van Bemmelen (1,724). Todos os procedimentos analíticos foram conduzidos conforme as metodologias descritas por Teixeira *et al.* (2017).

Para determinar as concentrações pseudototais dos metais (Boro (B), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni) e Zinco (Zn)) nos solos foi adotado o método 3051A (EPA, 2007). Este método consiste em um procedimento de digestão parcial assistida por micro-ondas utilizando ácidos minerais para a extração dos elementos presentes.

Esse método é eficiente na extração de níveis considerados ambientalmente disponíveis de metais, proporciona maior recuperação desses elementos, requer menor tempo de digestão e menor consumo de ácidos em comparação com métodos de digestão total (Silva; Nascimento; Biondi, 2013).

O processo foi realizado utilizando ácido nítrico concentrado (HNO_3) como reagente primário e a digestão das amostras ocorreu em um sistema fechado de micro-ondas, conforme especificado pelo método. As concentrações dos elementos foram determinadas por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES), marca Thermo Scientific®, modelo iCAP 6000 Series ICPTM.

Destaca-se que o 3051A não é uma técnica de digestão total para a maioria das amostras, e que elementos presentes nos silicatados não são normalmente dissolvidos por esse procedimento, porque não são geralmente móveis no ambiente (EPA, 2007). Assim, os teores obtidos refletem apenas parte dos metais presentes e por isso são classificados como pseudototais.

3.3 Avaliação do risco ecológico potencial do solo

O nível de influência antrópica nos solos de estudo foi analisado a partir do uso de índices quantitativos como descritos no item 2.4.

3.4 Análise de dados

A partir das análises laboratoriais de caracterização dos solos foi realizada estatística descritiva como média, desvio padrão e coeficiente de variação de cada variável medida para cada área (testemunha, restauração, degradada).

Em seguida, foi testada a normalidade a partir do teste Shapiro-Wilk. A partir dos resultados dessa análise, seguiu-se com o teste paramétrico ANOVA para as variáveis que apresentaram distribuição normal e com o teste Kruskal-Wallis para as variáveis que não apresentaram distribuição normal para verificar as diferenças significativas entre os grupos.

Por fim, foram analisadas as relações dos teores dos metais B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn (variáveis dependentes) com os atributos físico-químicos dos solos pH, matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) (variáveis independentes) a partir da análise de correlação de Spearman (r). As correlações foram consideradas significativas quando $p \leq 0,05$.

Todas essas análises foram feitas utilizando o Software R (R Core Team, 2024) com o auxílio do ambiente RStudio (Posit, PBC, 2024).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização físico-química dos solos das áreas de estudo

Na Tabela 5 são apresentados os resultados da caracterização dos solos da área de estudo. Os valores apresentados correspondem à média de três amostras de solo coletadas em cada área.

Tabela 5 - Propriedades químicas e granulométricas dos solos analisados

Parâmetro	Unidade	AT	AR	AD
pH (água) ¹	-	6,32 ± 0,03 (0,47%)	6,40 ± 0,06 (0,94%)	6,12 ± 0,03 (0,49%)
MO ¹	g kg ⁻¹	10,86 ± 0,54 (4,97%)	10,00 ± 0,76 (7,6%)	4,60 ± 0,55 (11,96%)
CO ¹	g kg ⁻¹	6,24 ± 0,31 (4,97%)	5,75 ± 0,44 (7,65%)	2,65 ± 0,31 (11,7%)
Areia ²	g kg ⁻¹	771	658	666
Silte ²	g kg ⁻¹	147	221	197
Argila ²	g kg ⁻¹	82	121	137
Classificação Textural ²	-	Franco-arenoso	Franco-arenoso	Franco-arenoso

¹Valores apresentados na forma: *Média ± desvio padrão (coeficiente de variação%)*; ²Obtido de Bezerra (2023). AT – Área Testemunha; AR – Área em Recuperação; AD – Área Degradada; MO – Matéria Orgânica; CO – Carbono Orgânico.
Fonte: Autor (2025).

Em relação ao pH, observa-se que não houve diferença significativa entre os valores médios de pH nas três áreas, sendo classificados como levemente ácidos, favorecendo a disponibilidade dos metais, conforme apontam Radulov e Berbecea (2024).

Os valores de MO e CO de AR também não apresentaram diferença significativa quando comparados com a área AT, indicando que a AR está melhorando a qualidade em termos de fertilidade, pelo aporte de MO proveniente da deposição de serapilheira, do aporte de biomassa de raízes e da liberação de exsudatos pelas raízes das plantas (Dhaliwal *et al.*, 2023). Em contrapartida, o menor conteúdo de MO (4,6 g kg⁻¹) e CO (2,65 g kg⁻¹) na área AD pode estar relacionado às condições de degradação dessa área devido ao uso intensivo do solo e alta mineralização dos resíduos vegetais praticados por longos períodos (Mohammed *et al.*, 2021).

Com relação ao impacto de sistemas de uso da terra no teor de carbono orgânico (CO) do solo, Dhaliwal *et al.* (2023) observaram uma variação significativa comparando-se área florestal, que apresentou maior nível de CO (0,36%), com área estéril, que apresentou conteúdo de CO de apenas 0,27%.

Quanto à análise granulométrica, as áreas AT e AR apresentaram textura franco-arenosa, enquanto a área AD areia franca, todos com predomínio da fração arenosa. Essa característica indica solos com menor capacidade de retenção de elementos químicos. Além disso, os baixos teores de argila, fração que é relacionada positivamente com a maior retenção de metais no solo (Peng *et al.*, 2023), observados nas três áreas reforçam a tendência de lixiviação e redução da disponibilidade dos metais analisados nos solos.

4.2 Concentrações dos metais nas áreas de estudo

Na Tabela 6 são apresentadas as concentrações pseudototais médias dos metais B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn das áreas AT, AR e AD, juntamente com os respectivos coeficientes de variação.

Tabela 6 - Concentrações pseudototais de micronutrientes metálicos (mg kg^{-1}) nas áreas de estudo

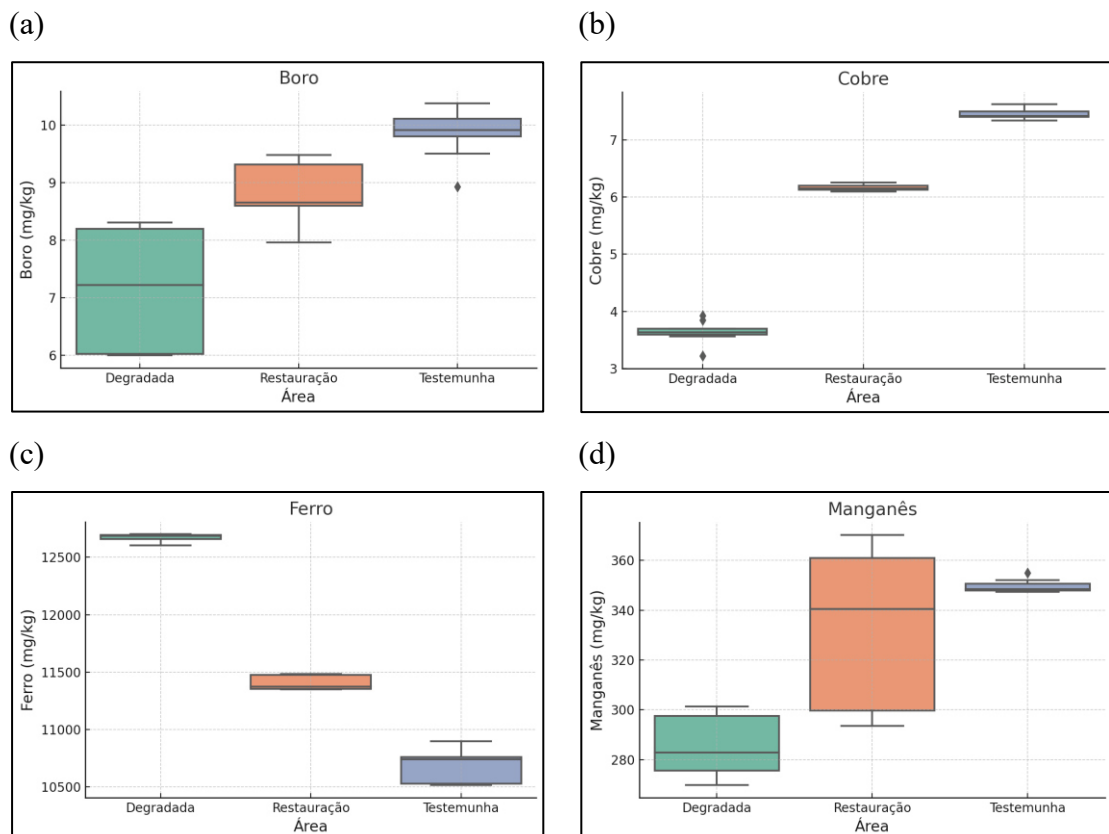
Área	Estatística	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn
		(mg kg^{-1})						
AT	Média	9,85	7,44	10680,05	349,64	0,27	2,65	40,39
	CV (%)	4,30	1,18	1,40	0,72	42,00	4,72	4,46
AR	Média	8,79	6,16	11401,41	334,16	0,16	3,66	43,81
	CV (%)	5,55	0,89	0,53	9,09	24,84	10,29	2,41
AD	Média	7,17	3,64	12667,86	286,04	< LD	0,86	28,28
	CV (%)	13,45	5,46	0,30	4,54	NA	42,41	1,53

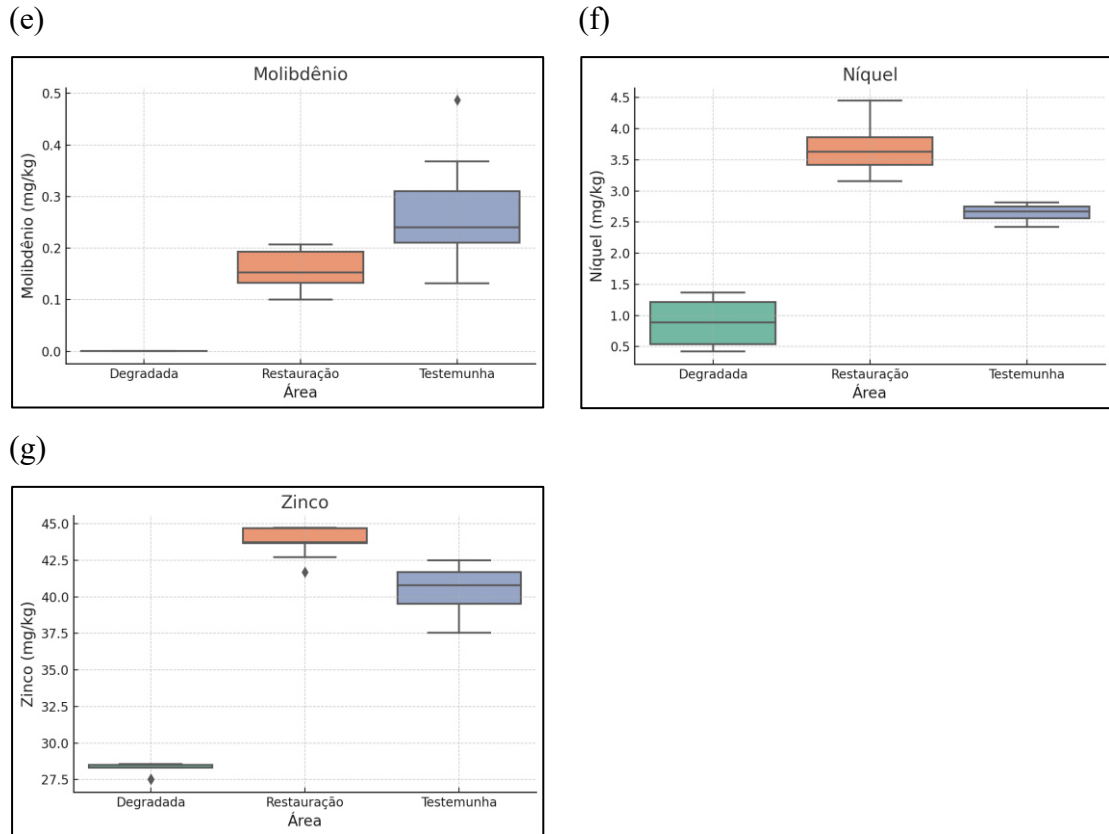
AT - Área Testemunha; AR - Área em Recuperação; AD - Área Degradada; LD - limite de detecção do aparelho (para Mo LD = 0,0005); NA - não se aplica.

Fonte: Autor (2025).

A Figura 4 apresenta os boxplots dos teores dos metais nas três áreas estudadas (AT, AR e AD). Observa-se uma variação nos níveis de concentração entre as áreas, destacando diferenças de distribuição e amplitude dos dados para cada elemento.

Figura 4 - Boxplot da concentração dos elementos por área





Fonte: Autor (2025).

Uma análise geral dos resultados permite identificar a concentração dos elementos analisados na seguinte ordem decrescente: $Fe > Mn > Zn > Cu > B > Ni > Mo$, padrão observado para todas as áreas analisadas. Essa ordem está de acordo com resultados reportados na literatura (Cardoso *et al.*, 2023; Almeida Júnior *et al.*, 2016; Boechat *et al.*, 2020), em que o Fe e o Mn foram identificados como os elementos mais abundantes no solo.

Na Tabela 7 é apresentado um levantamento das concentrações pseudototais de metais ($mg\ kg^{-1}$) reportados na literatura conduzidos em outras regiões tropicais do Brasil e em áreas suscetíveis à desertificação.

Tabela 7 - Concentrações pseudototais de metais ($mg\ kg^{-1}$) reportados em outros estudos

Local	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn
Solos Brasileiros							
Bahia ¹	nd	10,68	24300	211,10	nd	9,44	nd
Paraíba ²	nd	11,22	18740	350,83	0,24	9,12	23,46
Piauí ³	nd	16,60	27600	nd	1,50	13,80	14,00
Solos em regiões suscetíveis à desertificação							

Badain Jaran, China ⁴	15,88	12,59	nd	293,42	0,45	20,28	27,16
Ulan Buhe, China ⁴	17,58	9,39	nd	224,68	0,32	13,34	21,52
Taklimakan, China ⁴	44,07	12,20	nd	347,14	1,21	16,05	36,00
Cazaquistão ⁵	3,77	10	24436	388	0,16	13	86
Espanha ⁶	nd	17,38	nd	nd	nd	25,43	43,48
México ⁷	nd	10,9	8405	533	nd	10	72

¹Cardoso *et al.* (2023); ²Almeida Júnior *et al.* (2016); ³Boechat *et al.* (2020); ⁴Wen *et al.* (2024); ⁵Kakabayev *et al.* (2024); ⁶Bravo *et al.* (2017); ⁷Mendieta-Mendoza, *et al.* (2023). nd = não determinado no referido estudo.

Fonte: Autor (2025).

De maneira geral, observa-se que os valores obtidos no presente estudo (Tabela 6) variam em relação aos valores reportados na literatura (Tabela 7). Para o ferro (Fe), por exemplo, as concentrações observadas no presente estudo (10 680,05 a 12 667,86 mg kg⁻¹) são inferiores às registradas em solos brasileiros do Piauí (27 600 mg kg⁻¹) conforme Boechat *et al.* (2020), da Bahia (24 300 mg kg⁻¹) segundo Cardoso *et al.* (2023), e da Paraíba (18 740 mg kg⁻¹) de acordo com Almeida Júnior *et al.* (2016).

Os outros metais — B, Cu, Mo, Ni e Zn — também apresentaram concentrações menores no presente estudo em comparação aos valores reportados na literatura. Por exemplo, as concentrações de Cu variaram de 3,64 a 7,44 mg kg⁻¹, enquanto estudos realizados em solos do semiárido brasileiro e de regiões suscetíveis à desertificação reportaram valores entre 9,39 e 16,60 mg kg⁻¹ (ALMEIDA JÚNIOR *et al.*, 2016; BOECHAT *et al.*, 2020; WEN *et al.*, 2024). Da mesma forma, as concentrações de Ni observadas neste estudo (0,86 a 3,66 mg kg⁻¹) foram consideravelmente inferiores às reportadas na literatura, que alcançam até 20,28 mg kg⁻¹ (WEN *et al.*, 2024; KAKABAYEV *et al.*, 2024).

Os valores reportados para Mn (286,04 a 349,64 mg kg⁻¹), por outro lado, se aproximam daqueles observados em solos brasileiros da Bahia (211,10 mg kg⁻¹) e da Paraíba (350,83 mg kg⁻¹) (CARDOSO *et al.*, 2023; ALMEIDA JÚNIOR *et al.*, 2016), bem como dos solos de regiões áridas da China, cujas concentrações variaram entre 224,68 e 347,14 mg kg⁻¹ (WEN *et al.*, 2024).

Apesar dessas variações, observa-se que, em geral, as concentrações dos metais nos solos do presente estudo estão compatíveis com aquelas observadas em regiões tropicais e regiões suscetíveis à desertificação. As variações específicas podem evidenciar a influência de fatores locais, como: tipo de solo, que afeta a capacidade de retenção de metais; as condições

climáticas, que influenciam processos como lixiviação; e histórico de uso e degradação da terra, que pode alterar a distribuição de metais no perfil do solo.

Especificamente quanto aos resultados do presente estudo, os elementos B, Cu e Mo apresentam a seguinte tendência de concentração: $AT > AR > AD$, enquanto Mn, Ni e Zn seguem a tendência $AR > AT > AD$. Observa-se que as menores concentrações ocorrem na área degradada (AD), o que pode ser atribuído a degradação dos solos provocada por práticas inadequadas de uso da terra, como pecuária extensiva, agricultura de subsistência com técnicas rudimentares, queimadas e extrativismo vegetal (FUNCEME, 2016).

Por outro lado, observa-se que a concentração do Fe apresentou comportamento contrário, com maior concentração em AD seguida pela AR e, por último, AT. Os autores Radulov e Berbecea (2024) explicam que o processo de intemperismo dos minerais do solo como augita, biotita, hornblenda e olivina forma óxidos de ferro hidratados, que apresentam solubilidade muito baixa e se acumulam como óxidos hidratados na fração de argila (Radulov; Berbecea, 2024). Desse modo, ao contrário de outros metais que são fortemente influenciados pelo conteúdo orgânico dos solos — isto é, pela presença de matéria orgânica capaz de reter e complexar metais —, o ferro, quando presente na forma de óxidos, tende a permanecer estável mesmo em condições de degradação do solo associadas à perda de matéria orgânica. No presente estudo, o conteúdo de argila segue a sequência $AD (137 \text{ g kg}^{-1}) > AR (121 \text{ g kg}^{-1}) > AT (82 \text{ g kg}^{-1})$.

No presente estudo, a tendência de concentração dos metais B, Cu e Mo ($AT > AR > AD$) pode ser explicada pelo maior teor de MO ($10,86 \text{ g kg}^{-1}$) e CO ($6,24 \text{ g kg}^{-1}$) em AT. Conforme apontado na literatura, a MO desempenha um papel crucial na dinâmica dos elementos, reduzindo as perdas por erosão, atuando na solubilização, proteção contra perdas por lixiviação e retrogradação, além de quelar íons metálicos como B, Cu, Fe e Mo (Radulov; Berbecea, 2024). Em contrapartida, os baixos teores de MO ($4,62 \text{ g kg}^{-1}$) e CO ($2,65 \text{ g kg}^{-1}$) na área AD pode ter limitado a retenção e a disponibilidade desses elementos.

A tendência de concentração dos metais Mn, Ni e Zn ($AR > AT > AD$) pode estar relacionada com o teor de argila, que foi maior em AR (121 g kg^{-1}) quando comparada com AT (82 g kg^{-1}). A literatura aponta a argila como um fator positivo na retenção de Mn e Zn (Peng *et al.*, 2023). Assim, o maior teor de argila de AR pode ter contribuído para maior retenção desses elementos em comparação à AT.

Em estudo realizado com solos sob uso florestal, foram observados maiores teores de metais em comparação com os demais sistemas de uso da terra (horticultura, terra de cultivo e terra estéril (Dhaliwal *et al.*, 2023). Segundo os autores, esse enriquecimento está relacionado

à entrada exógena de carbono na forma de serapilheira, biomassa de raízes, exsudatos de raízes e biomassa acima do solo que contribuiu para a redução do pH e do potencial redox do solo, favorecendo a maior disponibilidade de metais no mesmo.

Além disso, é possível destacar que a matéria orgânica (MO) favorece a conversão dos elementos da forma total para a forma disponível, processo que pode ser dificultado em solos com pH elevado (PENG et al., 2023). Inicialmente, os solos com pH levemente ácido apresentariam condições favoráveis à disponibilidade de metais; no entanto, a baixa concentração de MO na AD pode ter atuado como fator limitante.

Testes de normalidade, realizados pelo teste Shapiro-Wilk, mostram que alguns dados seguem uma distribuição normal ($p > 0,05$), possibilitando para esses a utilização do teste estatístico paramétrico ANOVA. Esse teste foi utilizado, portanto, para analisar os teores de B, Cu, Mn, Mo e Ni. Para as variáveis que não apresentaram distribuição normal em todos os grupos, como Fe, Zn, pH, MO e CO, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

Os resultados mostraram que todas as variáveis analisadas apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre as áreas analisadas. O teste de ANOVA indicou diferenças significativas para os teores de B ($F = 36,41$; $p < 0,001$), Cu ($F = 2015,49$; $p < 0,001$), Mn ($F = 27,06$; $p < 0,001$), Mo ($F = 34,42$; $p < 0,001$) e Ni ($F = 186,71$; $p < 0,001$). O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferenças significativas entre as áreas para os teores de Fe ($H = 23,14$; $p < 0,001$), Zn ($H = 22,59$; $p < 0,001$), pH ($H = 19,86$; $p < 0,001$), MO ($H = 20,04$; $p < 0,001$) e CO ($H = 20,04$; $p < 0,001$).

Esses resultados mostram que os atributos analisados variaram significativamente entre as áreas estudadas, evidenciando a influência das distintas condições de degradação dos solos na distribuição dos metais. Isso pode ser devido à fatores físico-químicos do solo, como o teor de matéria orgânica (MO) e pH, que atuam como determinantes na sua disponibilidade (Dhaliwal et al., 2023; Peng et al., 2023).

Pela análise da correlação de Spearman foi possível observar quais relações foram mais significativas entre os teores dos metais (B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn) e os atributos físico-químicos dos solos (pH, MO e CO). Na Tabela 8 são apresentados os coeficientes r das correlações de Spearman obtidos, considerando significativas quando $p \leq 0,05$. As correlações foram consideradas significativas quando $p \leq 0,05$. As correlações foram consideradas significativas quando $p \leq 0,05$.

Tabela 8 - Coeficientes de correlação de Spearman (r) entre os teores de metais e os atributos físico-químicos do solo

Metal	CO (g kg ⁻¹)	MO (%)	pH
B	0,80 (p < 0,0001)	0,80 (p < 0,0001)	0,48 (p = 0,0111)
Cu	0,84 (p < 0,0001)	0,84 (p < 0,0001)	0,50 (p = 0,0087)
Fe	-0,78 (p < 0,0001)	-0,78 (p < 0,0001)	-0,57 (p = 0,0018)
Mn	0,64 (p = 0,003)	0,64 (p = 0,003)	0,63 (p = 0,0005)
Mo	0,77 (p < 0,0001)	0,77 (p < 0,0001)	0,55 (p = 0,0021)
Ni	0,56 (p = 0,0023)	0,56 (p = 0,0023)	0,81 (p < 0,0001)
Zn	0,54 (p = 0,0034)	0,54 (p = 0,0034)	0,81 (p < 0,0001)

Fonte: Autor (2025).

Observa-se correlações positivas fortes para **Cu** e **B** com a matéria orgânica (MO) do solo, sendo $r = 0,84$ para Cu e $r = 0,80$ para B, indicando que a presença de MO contribui significativamente para a retenção desses elementos. Correlações semelhantes foram observadas com o carbono orgânico total (CO), refletindo a relação estreita entre CO e MO. Para esses elementos (Cu e B), correlações positivas menos expressivas são observadas para o pH do solo ($r = 0,50$, $r = 0,48$ e $r = 0,52$, respectivamente). Já os elementos Ni e Zn apresentaram fortes correlações positivas com o pH ($r = 0,81$ para ambos), sugerindo que a disponibilidade desses elementos é maior em solos com pH mais elevado. Os elementos Mn e Mo apresentam correlações positivas moderadas tanto com CO e MO quanto com o pH. O Fe apresentou correlações fortes e negativas tanto com a matéria orgânica ($r = -0,78$), quanto com o pH ($r = -0,57$), indicando uma tendência de redução na sua disponibilidade para solos com maior conteúdo orgânico e maior pH.

4.3 Avaliação do risco ecológico

Na Tabela 9 são apresentados os resultados dos índices de risco ecológico: Índice de Geoacumulação (Igeo), Índice de Poluição (IP), Fator de Enriquecimento (FE) e Índice de Carga Poluente (ICP). É importante destacar que o ferro (Fe) foi excluído da análise de FE, por ser utilizado como elemento normalizador, sendo avaliado apenas nos demais índices. Além disso, o molibdênio (Mo) na área degradada (AD) não foi considerado, pois apresentou valores abaixo do limite de detecção (Tabela 6). Em ambos os casos, a Tabela 9 apresenta “ND” (não determinado), indicando que os valores não puderam ser calculados: o Fe é utilizado como referência para o FE e, no caso do Mo, a concentração na AD foi insuficiente para avaliação do índice.

Tabela 9 - Valores dos índices de risco ecológico calculados para os solos das áreas degradada e em recuperação, considerando como valor de referência os teores médios da área testemunha

Área	Metal	Igeo	IP	FE	ICP				
AD	B	-1,04	NP	0,73	A	0,61	EM	0,62	NP
	Cu	-1,62	NP	0,49	A	0,41	EM		
	Fe	-0,34	NP	1,19	B	ND	ND		
	Mn	-0,87	NP	0,82	A	0,69	EM		
	Mo	ND	ND	ND	ND	ND	ND		
	Ni	-2,21	NP	0,32	A	0,27	EM		
	Zn	-1,1	NP	0,70	A	0,59	EM		
AR	B	-0,75	NP	0,89	A	0,84	EM	0,92	NP
	Cu	-0,86	NP	0,83	A	0,78	EM		
	Fe	-0,49	NP	1,07	B	ND	ND		
	Mn	-0,65	NP	0,96	A	0,90	EM		
	Mo	-1,34	NP	0,59	A	0,56	EM		
	Ni	-0,12	NP	1,38	B	1,29	EM		
	Zn	-0,47	NP	1,08	B	1,02	EM		

NP - Não poluído; A - Ausente; B - Baixa; EM - enriquecimento mínimo; ND - Não determinado (devido LD de Mo e Fe ser constituinte do FE).

Fonte: Autor (2025).

Os baixos valores observados para os elementos analisados indicam ausência de impacto antrópico significativo nas áreas estudadas. Os valores do Igeo para AD e área em recuperação (AR) situam-se na categoria "não poluído", com todos os valores inferiores a 0. Especificamente, os elementos com menor acúmulo geoquímico foram Ni (AD), Cu (AD), Zn (AD), Mo (AR) e B (AD), apresentando valores de Igeo inferiores a -1,0. Por outro lado, Fe (AD e AR), Zn (AR) e Ni (AR) apresentaram os valores mais elevados, possivelmente associados a acúmulo residual ou influências antropogênicas localizadas. No entanto, os valores negativos do Igeo reforçam que não ocorre acúmulo geoquímico significativo, indicando condições ambientais relativamente preservadas, em concordância com estudos em regiões áridas e semiáridas, nos quais a limitada atividade antropogênica e a baixa mobilidade dos metais no solo resultam em baixo acúmulo geoquímico dos elementos (Kahal *et al.*, 2025; El-Sorogy *et al.*, 2025).

Os valores do IP indicam leve acúmulo de alguns metais, especialmente na AR, com destaque para Fe (1,07), Ni (1,38) e Zn (1,08). Na AD, Fe (1,19) também apresentou valor superior ao de referência. Nestes casos, os solos foram classificados como de baixa poluição, sugerindo que os metais permanecem em quantidades residuais, possivelmente relacionadas às propriedades físico-químicas locais.

Os valores de FE, por sua vez, foram encontrados dentro da faixa menor que 2, indicando deficiência ou enriquecimento mínimo para ambas as áreas, AD e AR, e para todos os metais. Valores mais expressivos foram encontrados para Ni (1,29) e Zn (1,02) na área AR. Os menores valores de FE foram encontrados para Ni e Cu na área degradada (AD), com os valores respectivamente de 0,27, 0,36 e 0,41. É possível destacar uma tendência de retenção de metais em AR.

Por fim, o ICP apresentou valores de 0,92 para AR e 0,62 para AD, indicando a classificação de não poluído para ambos os solos. Com base nesses valores obtidos é possível visualizar que AR apresenta condições mais favoráveis para o acúmulo de metais em comparação a AD, o que pode ser atribuído ao acúmulo de material vegetal e conseqüentemente, de material orgânico. Já o menor valor de ICP para AD reflete a condição de perdas de elementos por lixiviação e erosão do solo, implicando na menor capacidade de retenção e acúmulo de metais.

5 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo evidenciou que os diferentes graus de degradação do solo influenciam diretamente as concentrações de metais essenciais. Os resultados confirmam a hipótese de que áreas impactadas pelo processo de desertificação tendem a apresentar menores teores desses elementos, enquanto áreas com menor grau de degradação, como a área testemunha, geralmente mantêm concentrações mais elevadas. Esse padrão destaca o papel fundamental da cobertura vegetal e da matéria orgânica na manutenção da qualidade química dos solos.

A semelhança nos teores de matéria orgânica e carbono orgânico entre a área em recuperação e a área testemunha aponta para a efetividade das ações de recuperação ambiental implementadas, sugerindo um processo positivo de restauração das condições do solo.

A aplicação dos índices de risco ecológico e de poluição, embora tradicionalmente utilizados para avaliar impactos antrópicos, revelou-se útil para indicar variações nos teores de metais em diferentes condições de degradação do solo. Apesar de não terem sido identificados sinais expressivos de contaminação por fontes antrópicas, os índices permitiram detectar alterações na dinâmica geoquímica dos elementos, relacionadas à perda de cobertura vegetal, à matéria orgânica e à capacidade do solo em reter nutrientes. Isso reforça seu potencial como ferramenta complementar na avaliação da qualidade ambiental em áreas suscetíveis à desertificação.

Os resultados obtidos oferecem subsídios relevantes para estratégias de manejo e recuperação de áreas degradadas em regiões semiáridas suscetíveis à desertificação. Para pesquisas futuras, recomenda-se a ampliação do número de áreas avaliadas e a incorporação de outros indicadores de qualidade ambiental, visando uma compreensão mais abrangente da dinâmica dos solos em ambientes frágeis.

REFERÊNCIAS

- ABDULLAH, M. I. C.; SAH, A. S. R. M.; HARIS, H.. Geoaccumulation Index and Enrichment Factor of Arsenic in Surface Sediment of Bukit Merah Reservoir, Malaysia. **Tropical Life Sciences Research**, [s.l.], v. 31, n. 3, p. 109-125, 15 out. 2020.
- AHMED, N. *et al.* Micronutrients and their effects on Horticultural crop quality, productivity and sustainability. **Scientia Horticulturae**, [s.l.], v. 323, p. 1-19, jan. 2024.
- ALBUQUERQUE, D. S. *et al.* Cenário da desertificação no território brasileiro e ações de combate à problemática no estado do Ceará, Nordeste do Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [s.l.], v. 55, p. 673-696, 17 dez. 2020.
- ALMEIDA JÚNIOR, A. B. de. *et al.* Background and Reference Values of Metals in Soils from Paraíba State, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 40, p. 1-13, 2016.
- BENTO, C. B., *et al.* Soil metal concentrations after five years of pasture-to-sugarcane conversion. **Bragantia**, [s.l.], v. 81, e0822, 2022.
- BEZERRA, F.G.S. *et al.* Analysis of areas undergoing desertification, using EVI2 multi-temporal data based on MODIS imagery as indicator. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 18, n. 1, p. 1-15, out. 2020.
- BEZERRA, R. A. **Carbono oxidável de solos sob diferentes graus de degradação no Estado do Ceará**. 2023. 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal do Ceará, Departamento de Ciências do Solo, Fortaleza, 2023.
- BOECHAT, C. L. *et al.* Background concentrations and quality reference values for potentially toxic elements in soils of Piauí state, Brazil. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 192, n. 11, p. 1-12, 22 out. 2020.
- BRAGA, R. A. P. *et al.* (org.). **Águas de Areias**. Recife: Clã, 2016. 336 p.
- BRASIL. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Resolução nº 107, de 27 de dezembro de 2017**. Estabelece os critérios técnicos e científicos para a delimitação do semiárido brasileiro. Recife: SUDENE, 2017.
- BRAVO, S.; *et al.* Geochemical distribution of major and trace elements in agricultural soils of Castilla-La Mancha (central Spain): finding criteria for baselines and delimiting regional anomalies. **Environmental Science And Pollution Research**, [s.l.], v. 26, n. 4, p. 3100-3114, 7 set. 2017.
- CARDOSO, K. M. *et al.* Watershed-scale assessment of environmental background values of soil potential toxic elements from the Caatinga and Atlantic forest ecotone in Brazil. **Chemosphere**, [s.l.], v. 338, p. 1-9, out. 2023.
- CHEN, S. *et al.* Assessment, Distribution and Regional Geochemical Baseline of Heavy Metals in Soils of Densely Populated Area: a case study. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [s.l.], v. 17, n. 7, p. 2269, 27 mar. 2020.

- CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p.61-82, 2008.
- CORREIA, R. C. *et al.* A região semiárida brasileira. *In*: VOLTOLINI, T. V. (org.). **Produção de caprinos e ovinos no Semiárido**. Petrolina: Embrapa Semiárido, v. 1, p. 21-48, 2011.
- DHALIWAL, S. S. *et al.* Interactive effect of land use systems on depth-wise soil properties and micronutrients minerals in North-Western, India. **Heliyon**, [s.l.], v. 9, n. 2, p. 1-10, fev. 2023.
- EL-SOROGY, AS; AL-KAHTANY, K.; ALHARBI, T.; AL HAWAS, R.; RIKAN, N. Geographic Information System and Multivariate Analysis Approach for Mapping Soil Contamination and Environmental Risk Assessment in Arid Regions. **Land**, 2025, 14, 221. <https://doi.org/10.3390/land14020221>
- EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils. 2007. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. Acesso em: jan. 2024.
- FERREIRA, M. P. da S. *et al.* Changes in attributes of soils subjected to fallow in desertification hotspot. **Revista Ciência Agronômica**, [s.l.], v. 49, n. 1, p. 1-10, 2018.
- FUNCEME, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos; MMA, Ministério do Meio Ambiente/FNMC. Recuperação de área degradada em processo de desertificação na sub-bacia hidrográfica do riacho do Brum no município de Jaguaribe-Ce. Resumo Técnico. Fortaleza. 2016.
- GONCHAROV, G. *et al.* Heavy metals in urban soil: contamination levels, spatial distribution and human health risk assessment (the case of ufa city, russia). **Environmental Research**, [s.l.], v. 257, p. 1-12, set. 2024.
- GUERRA, M. D. F.; SOUZA, M. J. N. de; LUSTOSA, J. P. G.. A pecuária, o algodão e a desertificação nos sertões do médio Jaguaribe – CEARÁ/BRASIL. *Mercator*, v. 11, n. 25, p. 103-112, 18 ago. 2012.
- HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal Of Trace Elements In Medicine And Biology**, [s.l.], v. 19, n. 2-3, p. 125-140, dez. 2005.
- HOU, D. *et al.* Global soil pollution by toxic metals threatens agriculture and human health. **Science**, [s.l.], v. 388, n. 6744, p. 316-321, 18 abr. 2025.
- KAHAL, A. Y.; EL-SOROGY, A. S.; MEROÑO DE LARRIVA, J. E.; SHOKR, M. S. Mapping Soil Contamination in Arid Regions: A GIS and Multivariate Analysis Approach. **Minerals**, v. 15, n. 2, p. 124, 2025.
- KAKABAYEV, Anuarbek A., *et al.* Impact of Environmental Conditions on Soil Geochemistry in Southern Kazakhstan. **Sustainability**, [s.l.], v. 16, n. 15, p. 6361, 25 jul. 2024.

KOWALSKA, J. B. *et al.* Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. **Environmental Geochemistry And Health**, [s.l.], v. 40, n. 6, p. 2395-2420, 5 abr. 2018.

KUMAR, D. *et al.* Micronutrient based approach to increase yield and quality of essential oil in aromatic crops. **Journal Of Applied Research On Medicinal And Aromatic Plants**, [s.l.], v. 26, p. 1-9, fev. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jarmap.2021.100361>.

LINS, C. M. T. *et al.* Influence of vegetation cover and rainfall intensity on soil attributes in an area undergoing desertification in Brazil. **Catena**, [s.l.], v. 221, p. 1-9, fev. 2023.

LIU, K. *et al.* Heavy metal pollution assessment and soil property evolution under a natural ecological restoration process in a manganese wasteland in China. **Restoration Ecology**, [s.l.], v. 32, n. 3, p. 1-12, 29 set. 2023.

LIU, X. *et al.* Evaluation of potential ecological risks in potential toxic elements contaminated agricultural soils: correlations between soil contamination and polymetallic mining activity. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 300, p. 1-11, dez. 2021.

MACÊDO, M. S. *et al.* Everything's not lost: caatinga areas under chronic disturbances still have well-preserved plant communities. **Journal Of Arid Environments**, [s.l.], v. 222, p. 1-9, jun. 2024.

MARIANO, D. A. *et al.* Use of remote sensing indicators to assess effects of drought and human-induced land degradation on ecosystem health in Northeastern Brazil. **Remote Sensing Of Environment**, [s.l.], v. 213, p. 129-143, ago. 2018.

MARSCHNER, Petra. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**. 3. ed. London: Academic Press, 2012.

MENDIETA-MENDOZA, A.; *et al.* Chemical degradation of agricultural soil under arid conditions by the accumulation of potentially toxic elements and salts. **Geoderma Regional**, [s.l.], v. 35, p. 1-13, dez. 2023.

MOHAMMED, S. *et al.* Assessment of soil micronutrient level for vineyard production in southern Syria. **Modeling Earth Systems And Environment**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 407-416, 21 jan. 2021.

MULLER, G. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River. **Journal of Geology**, Vol. 2, No. 3, pp. 108-118, 1969.

NKINDA, M. S. *et al.* Heavy metals risk assessment of water and sediments collected from selected river tributaries of the Mara River in Tanzania. **Discover Water**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 1-12, 25 jun. 2021.

PENG, Z. *et al.* Contrasting patterns and drivers of soil micronutrient availability in paddy and maize fields of eastern China. **Geoderma**, [s.l.], v. 431, p. 1-10, mar. 2023.

- RADULOV, I.; BERBECEA, A. Nutrient management for sustainable soil fertility. **Sustainable Agroecosystems - Principles And Practices [Working Title]**, [s.l.], p. 1-29, 25 set. 2024.
- RIVERA-MARIN, D.; DASH, J.; OGUTU, B.. The use of remote sensing for desertification studies: a review. **Journal Of Arid Environments**, [s.l.], v. 206, p. 1-11, nov. 2022.
- SHAO, W. *et al.* Environmental sensitivity assessment of land desertification in the Hexi Corridor, China. **Catena**, [s.l.], v. 220, p. 1-13, jan. 2023.
- SILVA, D. F. da. *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi community in soils under desertification and restoration in the Brazilian semiarid. **Microbiological Research**, [s.l.], v. 264, p. 1-8, nov. 2022a.
- SILVA, R. J. A. B. da. *et al.* Influence of parent material on soil chemical characteristics in a semi-arid tropical region of Northeast Brazil. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 194, n. 5, p. 1-21, 6 abr. 2022b.
- SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Comparison of USEPA digestion methods to heavy metals in soil samples. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 186, p. 47–53, 2013.
- SOARES, A. M. L. *et al.* Áreas degradadas suscetíveis aos processos de desertificação no Ceará. *In*: GOMES, G. M.; SOUZA, H. R.; MAGALHÃES, A. R. (Org.). **Desenvolvimento sustentável no Nordeste**. Brasília: IPEA, 1995.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: 574 p. Embrapa, 2017.
- THAPA, S. *et al.* Managing Micronutrients for Improving Soil Fertility, Health, and Soybean Yield. **Sustainability**, [s.l.], v. 13, n. 21, p. 11766, 25 out. 2021.
- TOMLINSON, D. L. *et al.* Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. **Helgoländer Meeresuntersuchungen**, [s.l.], v. 33, n. 1-4, p. 566 575, 1980.
- UZUNER, Ç.; DENGİZ, O. Desertification risk assessment in Turkey based on environmentally sensitive areas. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 114, p. 1-12, jul. 2020.
- WEN, W. *et al.* Determination of Geochemical Background and Baseline and Research on Geochemical Zoning in the Desert and Sandy Areas of China. **Applied Sciences**, [s.l.], v. 14, n. 22, p. 1-17, 18 nov. 2024.
- YOUSIF, I. *et al.* Efficiency of Geostatistical Approach for Mapping and Modeling Soil Site-Specific Management Zones for Sustainable Agriculture Management in Drylands. **Agronomy**, [s.l.], v. 14, n. 11, p. 1-24, 14 nov. 2024.