

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**Solo como fator chave no monitoramento da recuperação ambiental de áreas
de influência da mineração de ouro**

Vivian Catherine Rueda Diaz
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

VIVIAN CATHERINE RUEDA DIAZ

Solo como fator chave no monitoramento da recuperação ambiental de áreas de influência da mineração de ouro

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Igor Rodrigues de Assis

Coorientadores: Raphael B. A. Fernandes
Isabela C. F. Vasques

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

R918s
2025 Rueda Diaz, Vivian Catherine, 1990-
Solo como fator chave no monitoramento da recuperação
ambiental de áreas de influência da mineração de ouro / Vivian
Catherine Rueda Diaz. – Viçosa, MG, 2025.
1 dissertação eletrônica (134 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexos.

Orientador: Igor Rodrigues de Assis.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Solos, 2025.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.600>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Solos - Qualidade - Medição. 2. Solos - Descontaminação
- Medição. 3. Cerrados - Efeito das minas e mineração. 4.
Recuperação ecológica. 5. Desenvolvimento sustentável.
I. Assis, Igor Rodrigues de, 1980-. II. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Solos. Mestrado em Solos e Nutrição
de Plantas. III. Título.

CDD 22. ed. 631.4

VIVIAN CATHERINE RUEDA DIAZ

Solo como fator chave no monitoramento da recuperação ambiental de áreas de influência da mineração de ouro

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 28 de julho de 2025.

Assentimento:

Vivian Catherine Rueda Diaz
Autora

Igor Rodrigues de Assis
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 09/10/2025 às 15:51:07 e pelo orientador em 09/10/2025 às 17:39:07. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **KI09.SN7G.KY8G** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de expressar minha profunda gratidão a Deus, por ser minha fortaleza nos momentos difíceis, por guiar meus passos com luz, paciência e sabedoria para superar os desafios encontrados ao longo deste trabalho.

Aos meus pais, Nancy e Francisco, pelo amor incondicional, pelos conselhos, palavras de ânimo e por acreditarem em mim sempre. À minha família, que sempre me impulsionou a seguir em frente. Aos meus tios e tias, pelo carinho, e especialmente ao meu primo Camilo, por ser uma inspiração constante de dedicação e uma verdadeira guia ao longo da minha trajetória.

Ao Andres e aos meus amigos, em especial a Márcio e Isabela, pelo apoio sincero, pela escuta generosa e por estarem sempre ao meu lado. Agradeço por dedicarem seu tempo e por oferecerem sugestões que contribuíram para a qualidade e consistência deste trabalho, especialmente nos momentos de dúvida e cansaço. Aos colegas do grupo RAD, pelo apoio técnico, pelas discussões construtivas e pela paciência diante das minhas dificuldades. Meu agradecimento especial à Fernanda, Rugana, Sandro, Mariana, Amanda e Daniel, por contribuírem imensamente para o meu aprendizado acadêmico e profissional.

Aos estagiários Ana Luiza, Luane, Thales e Ana Clara, por toda a ajuda nos trabalhos de laboratório, pela dedicação, parceria e comprometimento com cada etapa do projeto.

Ao meu orientador, professor Igor, manifesto minha imensa gratidão pela orientação, suporte e conhecimento compartilhado ao longo deste processo. Sua dedicação foi essencial para o desenvolvimento e aprimoramento deste trabalho, e sou profundamente grata pela oportunidade de aprender com o senhor. Sua confiança e dedicação foram fundamentais para a realização deste estudo.

Ao Departamento de Solos e ao Programa de Pós-Graduação, pela formação sólida, pelo apoio institucional e pelo ambiente acadêmico estimulante. Meu agradecimento a todos os autores e pesquisadores cujas contribuições foram fundamentais para a realização deste estudo.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).e ao governo brasileiro, pelo financiamento à pesquisa, que tornaram possível

a execução deste trabalho.

E, enfim, a todos que, de alguma forma, contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste documento, deixo aqui o meu sincero e profundo agradecimento.

Vivian Catherine Rueda Diaz

RESUMO

DIAZ, Vivian Catherine Rueda, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2025. **Solo como fator chave no monitoramento da recuperação ambiental de áreas de influência da mineração de ouro.** Orientador: Igor Rodrigues de Assis. Coorientadores: Raphael Braganca Alves Fernandes e Isabela Cristina Filardi Vasques.

A recuperação de áreas degradadas pela mineração no bioma Cerrado representa um desafio técnico e ecológico, especialmente considerando a importância econômica da atividade minerária no Brasil e a necessidade de alinhamento com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Este estudo abordou, de forma holística, a avaliação e o monitoramento da recuperação ambiental de áreas mineradas, integrando a revisão sistemática de metodologias, a avaliação de técnicas de restauração e o desenvolvimento de ferramentas específicas de monitoramento, com o objetivo de propor uma abordagem científica robusta e abrangente para a gestão da recuperação dessas áreas no Cerrado. A presente dissertação integrou três capítulos: sendo o primeiro capítulo uma revisão sistemática da literatura sobre metodologias de construção do Índice de Qualidade do Solo (IQS) em recuperação de áreas mineradas; o segundo capítulo aborda o monitoramento em campo de técnicas de restauração em área de empréstimo por mineração de ouro no sudeste do Brasil (Paracatu, Minas Gerais); e o terceiro trata do desenvolvimento de um Índice de Qualidade da Recuperação (IQR) específico por meio da análise de 38 atributos do solo e três da vegetação em áreas de empréstimo e pilhas de estéril com históricos do processo de recuperação. A revisão sistemática indicou a predominância do modelo aditivo ponderado (81%) e o uso do Conjunto Mínimo de Dados (MDS), obtido via Análise de Componentes Principais (ACP), em 65% dos estudos. As funções de pontuação mais utilizadas foram as sigmóides (35%), e 54% das pesquisas adotaram ecossistemas nativos como referência. Os atributos químicos foram os mais recorrentes nos IQS, com destaque para pH, matéria orgânica, fósforo e potássio, enquanto os indicadores biológicos, apesar de sua alta sensibilidade ao estresse ecológico, ainda são pouco utilizados. A avaliação de campo, realizada entre 14 e 15 anos após a implantação das técnicas de restauração, identificou 29 espécies pertencentes a 17 famílias em três áreas restauradas (A4, A5 e A6), comparadas a dois ecossistemas de referência: uma fitofisionomia de Cerrado stricto sensu e uma pastagem com *Uruchloa* sp. A combinação do plantio de mudas com as técnicas de enriquecimento e transposição de topsoil promoveu, após 15 anos, promoveu aumentos na densidade de indivíduos, na diversidade e na riqueza de espécies lenhosas nativas do Cerrado nas áreas em processo

de restauração. Essas áreas se caracterizaram por indicadores ecológicos positivos e níveis de estoques de carbono similares aos do Cerrado nativo. A similaridade florística entre as áreas A4 e A6 reforça a importância de alinhar os indicadores aos objetivos específicos da restauração. O desenvolvimento do IQR, realizado na mesma área de estudo, envolveu três áreas de empréstimo e duas áreas de disposição de estéril: uma com (PAF) e outra sem (NAF) material com potencial de geração de drenagem ácida. A seleção do conjunto mínimo de dados por meio de ACP revelou predominância de atributos químicos (74%). As áreas A4, A5, A6 e NAF apresentaram valores de IQR entre 0,81 e 0,87 em comparação com o Cerrado de referência, evidenciando avanços nos processos de recuperação em direção à restauração ecológica. Em contrapartida, a área PAF apresentou valor inferior (IQR < 0,38), associado ao potencial de geração de drenagem ácida e aos elevados teores de elementos potencialmente tóxicos. A integração dos resultados demonstrou que o IQR é uma ferramenta promissora para o monitoramento da recuperação de áreas mineradas, sendo essencial adaptar sua aplicação aos objetivos locais de recuperação e incorporar indicadores biológicos e vegetais. O IQR desenvolvido demonstrou eficácia como ferramenta de monitoramento ambiental, com a biomassa lenhosa emergindo como um componente-chave do índice, contribuindo significativamente para o aprimoramento das práticas de recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado.

Palavras-chave: Índice de Qualidade do Solo; Índice de Qualidade de recuperação; restauração ecológica; Cerrado; monitoramento ambiental; mineração; drenagem ácida.

ABSTRACT

DIAZ, Vivian Catherine Rueda, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2025. **Soil as a key factor in monitoring the environmental recovery of gold mining influence areas.** Adviser: Igor Rodrigues de Assis. Co-advisers: Raphael Braganca Alves Fernandes and Isabela Cristina Filardi Vasques.

Mining land reclamation in the Cerrado biome poses significant technical and ecological challenges, especially considering the economic importance of mining activities in Brazil and the need to align them with the Sustainable Development Goals (SDGs). This study adopted a holistic approach to assessing and monitoring environmental recovery in mined areas, integrating a systematic review of methodologies, an evaluation of restoration techniques, and the development of bespoke monitoring tools. The aim was to propose a robust, comprehensive and scientific approach to managing the recovery of these areas in the Cerrado. The dissertation comprises three chapters. The first chapter is a systematic literature review of methodologies for constructing the Soil Quality Index (SQI) in the recovery of mined areas. The second chapter addresses field monitoring of restoration techniques in an area affected by gold mining in south-eastern Brazil (Paracatu, Minas Gerais). The third chapter deals with developing a bespoke Recovery Quality Index (RQI) by analysing 38 soil attributes and three vegetation attributes in borrow areas and waste rock piles with various recovery records. The systematic review revealed that the weighted additive model and the Minimum Data Set (MDS) obtained via Principal Component Analysis (PCA) were used in 81% of the studies. The most commonly used scoring functions were sigmoidal (35%), and 54% of studies used native ecosystems as a reference. Chemical attributes were the most frequently used in SQIs, especially pH, organic matter, phosphorus and potassium. Biological indicators, despite being highly sensitive to ecological stress, were underutilised. The field evaluation, conducted 14–15 years after the restoration interventions were carried out, identified 29 species belonging to 17 families in the three restored areas (A4, A5, and A6), compared to two reference ecosystems: strict Cerrado and *Uruchloa* sp. pasture. Combining seedling planting with enrichment and topsoil transposition techniques increased the density, diversity and richness of native Cerrado woody species after 15 years of restoration. These areas exhibited positive ecological indicators and carbon stock levels comparable to those of the native Cerrado. The floristic similarity between areas A4 and A6 emphasises the importance of aligning indicators with specific restoration objectives. The RQI development, which was conducted in the same study region, involved three borrow areas and

two waste disposal sites: one with acid drainage potential (PAF) and one without (NAF). Selecting the minimum dataset using PCA revealed a predominance of chemical attributes (74%). Areas A4, A5, A6 and NAF exhibited RQI values ranging from 0.81 to 0.87 compared to the native Cerrado, indicating progress in ecological restoration. In contrast, area PAF presented a much lower RQI value of less than 0.38, which is associated with its acid drainage potential and high levels of potentially toxic elements. The integrated results demonstrated that the RQI is a promising tool for monitoring the recovery of mined areas. However, it should be adapted for use with local restoration goals, incorporating more biological and vegetation indicators. The developed RQI proved effective as an environmental monitoring tool, with woody biomass emerging as a key component of the index. These findings will significantly improve restoration practices in areas degraded by mining in the Cerrado.

Keywords: recovery of mined areas ; soil quality index; recovery quality index; ecological restoration; Cerrado; environmental monitoring; acid drainage

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** PRISMA: revisão sistemática sobre metodologias e usos de indicadores de qualidade do solo na recuperação de áreas de mineração degradadas. 29
- Figura 2.** Localização dos estudos selecionados, indicando o bioma de acordo com a classificação do World Wide Fund for Nature (WWF) e o país em que foram realizados. . 30
- Figura 3.** a. Quantidade total de atributos avaliados nos estudos que incorporam o TDS, classificados por categoria. b. Proporção de estudos que utilizaram atributos de cada categoria na composição do TDS. 44
- Figura 4.** Os cinco atributos mais utilizados no conjunto total de dados (TDS) por categoria de indicadores e sua correspondente inclusão no Índice de Qualidade do Solo (IQS).Ca²⁺: Calcio Disponível, MOS: matéria orgânica do solo, K+: potássio disponível, P: fósforo disponível, , Da: densidade do solo, U: Umidade Gravimétrica, AEU: atividade da enzima urease, CBM: carbono da biomassa microbiana, DHA: atividade desidrogenase, EFA: enzima fosfatase ácida, RBS: respiração basal do solo, As_ arsênio em brotos, Biom: Biomassa, Cov: Cobertura, h: Altura, Zn:zinco em brotos. 45
- Figura 5.** Localização da área de empréstimo por mineração de ouro que foram intervindas para sua restauração. Município de Paracatu, Minas Gerais, Brasil..... 62
- Figura 6.** Áreas de estudo em maio de 2014 entre 14 e 15 anos a implantação. Áreas de restauração A4 (A), Área A5 (B) e A6 (C), Áreas de ecossistema de referência positiva Cerrado stricto sensu (D) e referência negativa pastagem com *Brachiaria* sp (E). 63
- Figura 7.** Distribuição das espécies entre as áreas de acordo com o estágio sucessional, NP = não pioneira, P = pioneira (A), grupo funcional, D = diversidade e P = preenchimento (B), síndrome de dispersão, ANE = anemecórica, AUT = autocórica e ZOO = zoocórica (C), formas de vida, ARB = arbustiva e ARV = arbórea, (D), e top 5 das famílias mais frequentes (E). 68
- Figura 8.** As cinco espécies com mais alto (IVI) em cada área de estudo, onde E1 = *Davilla elliptica*, E2 = *Piper gaudichaudianum*, E3 = *Lafoensia pacari*, E4 = *Mimosa pigra*, E7 = *Curatella americana*, E12 = *Inga edulis*, E15 = *Mimosa bimucronata*, E16 = *Stryphnodendron adstringens*, E17 = *Hancornia speciosa*, E19 = *Salvertia convallariodora*, E20 = *Qualea parviflora*, E23 = *Vellozia squamata*, E27 = *Aegiphila integrifolia* e E28 = *Bauhinia longifolia*..... 70
- Figura 9.** Análise de similaridade (ANOSIM) com distância euclidiana entre áreas com significância de 5%..... 71
- Figura 10.** Distribuição do estoque de carbono na biomassa acima e abaixo do solo por estrato da vegetação (herbácea e lenhoso) e no solo até 20 cm de profundidade (SCOS), e total (biomassa vegetal + solo). Carbono da biomassa acima do solo (AGBH) e abaixo do solo (BGHBH) das espécies de gramíneas e carbono da biomassa acima do solo (AGB) e abaixo do solo (BGH) das espécies lenhosas. Letras diferentes indicam diferenças significativas do estoque do carbono total das áreas restauradas e pastagem com relação ao Cerrado de acordo com o teste de Dunnet ($p < 0,05$). Para detalhes das comparações entre estratos, componentes de biomassa e solo das áreas, revisar Tabela S4. 72

Figura 11. Correlação canônica dos atributos do solo e biomassa e nutrientes do estrato herbáceo, diversificando em zonas Pb = chumbo total (mg kg^{-1}), Cu = cobre total (mg kg^{-1}), ID = índice de dispersão (kg kg^{-1}), Cr = cromo total (mg kg^{-1}), As = Arsenio total (mg kg^{-1}), Fe = ferro total (g kg^{-1}), qCO25 = coeficiente metabólico de 5 dias (%), CE = condutividade elétrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$), Silte (g kg^{-1}), qMIC = quociente microbiano (%), PT = porosidade total, Zn = zinco total (mg kg^{-1}), Cdd = cádmio disponível (mg dm^{-3}), Pbd = Chumbo disponível (mg dm^{-3}), BIOMA_PA_Arborea: Biomassa acima do solo de lenhosas, BIOM_RAIZ_Arb: Biomassa abaixo do solo de lenhosas, BIOM_Herbacea: Biomassa acima do solo do estrato herbáceo. 73

Figura 12. Localização das áreas de estudo no município de Paracatu, Minas Gerais. 90

Figura 13: Diferentes técnicas de restauração aplicadas em áreas de empréstimo A) A4, B) A5, C) A6 e em áreas de estéril D) com potencial de geração de drenagem ácida (PAF), E) sem potencial de drenagem ácida (NAF). Áreas de referência F) Cerrado e G) pastagem.. 92

Figura 14. Distribuição dos atributos químicos na camada de 0–20 cm que compõem o MDS: A) pH em H_2O , B) Fósforo disponível (P), C) Potássio trocável (K^+), D) Cálcio trocável (Ca^{2+}), E) Magnésio (Mg^{2+}), F) Alumínio trocável (Al^{3+}), G) Acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$), H) Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), I) Capacidade de troca catiônica total a pH 7 (CTCt), J) Matéria orgânica (MO) e K) Fósforo remanescente (P-Rem), nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (figuras A, E, H, K) ou Dunn (figuras B, C, D, F, G, I, J), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem. 100

Figura 15. Distribuição dos atributos químicos na camada de 0–20 cm que compõem o MDS: A) Enxofre disponível (S_d), B) Cobre disponível (Cu_d), C) Níquel disponível (Ni_d), D) Ferro disponível (Fe_d), E) Zinco disponível (Zn_d), F) Níquel total (Ni_T), G) Cromo total (Cr_T), H) Ferro Total (Fe_T), I) Enxofre total (S_T), J) Zinco (Zn_T), K) Condutividade elétrica (CE) nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (figuras B, C, D, H, J) ou Dunn (figuras A, E, F, G, I, K), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem 101

Figura 16. Distribuição dos atributos químicos na camada de 20–40 cm que compõem o MDS: A) pH em H_2O , B) Fósforo disponível (P), C) Potássio trocável (K^+), D) Cálcio trocável (Ca^{2+}), E) Magnésio (Mg^{2+}), F) Alumínio trocável (Al^{3+}), G) Acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$), H) Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), I) Capacidade de troca catiônica total a pH 7 (CTCt), J) Matéria orgânica (MO) e K) Fósforo remanescente (P-Rem), nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre

as áreas ($\alpha = 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (Figuras A, D, E, H) ou Dunn (Figuras B, C, F, G, I, J, K), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem. 102

Figura 17. Distribuição dos atributos químicos na camada de 20–40 cm que compõem o MDS: A) Enxofre disponível (S_d), B) Cobre disponível (Cu_d) C) Níquel disponível (Ni_d), D) Ferro disponível, (Fe_d), E) Zinco disponível (Zn_d), F) Níquel total (Ni_T) G) Cromo total (Cr_T), H) Ferro Total (Fe_T), I) Enxofre total (S_T), J) Zinco (Zn_T), K) Condutividade elétrica (CE) nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (Figuras D, H, J) ou Dunn (Figuras A, B, C, E, F, G, I, K), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem. 103

Figura 18. Distribuição dos atributos Físicos na camada de 0–20 cm que compõem o MDS: A) Silte B) Argila C) Densidade de partículas (D_p) D) Densidade de solo (D_s), E) Argila dispersa em Água (ADA), F) Porosidade total (PT) G) Água Disponível (AD), nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (Figuras C, D, F, G) ou Dunn (Figuras A, B, E), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem. 105

Figura 19. Distribuição dos atributos Físicos na camada de 20–40 cm que compõem o MDS: A) Silte B) Argila C) Densidade de solo (D_s), D) Argila dispersa em Água (ADA), E) Índice de dispersão (ID) F) Porosidade total (PT) G) Água Disponível (AD), nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (A, C, F, G) ou Dunn (B, D, E), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem. 106

Figura 20. Distribuição dos atributos vegetais que compõem o MDS: A) Biomassa de herbáceas (B. herbáceas), B) biomassa da parte aérea lenhosa (B.P.A. lenhosa) nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($\alpha = 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (A) ou Dunn (B), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem. 107

Figura 21: Índices de Qualidade da Recuperação (IQR) das áreas em processo de recuperação nas profundidades de 0–20 cm e 20–40 cm, em comparação com duas áreas de referência REF 1:Cerrado stricto sensu e REF 2:Pastagem, indicando a contribuição dos atributos do MDS. 110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Sumário dos principais métodos de cálculo dos Índices de Qualidade do Solo - IQS	32
Tabela 2. Histórico das atividades que foram reportadas pela empresa de mineração para a restauração de uma área de empréstimo. Paracatu, Minas Gerais, Brasil.	63
Tabela 3. Comparações post-hoc com o teste de Dunn entre as áreas restauradas com o Cerrado para os índices fitossociológicos entre 14 e 15 anos após implantação da restauração.	69
Tabela 4. Histórico das atividades que foram reportadas pela empresa de mineração para a restauração de uma área de empréstimo (A4, A5 e A6) e pila estéril (PAF e NAF). Paracatu, Minas Gerais, Brasil.	91

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL	17
2.	REFERÊNCIAS.....	20

CAPÍTULO 1

ÍNDICES DE QUALIDADE DO SOLO (IQS) NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS IMPACTADAS POR ATIVIDADES DE MINERAÇÃO: UMA REVISÃO

1.	INTRODUÇÃO.....	25
2.	MATERIAL E MÉTODOS	27
2.1	Critérios de Inclusão.....	28
3.	RESULTADOS	29
3.1	Modelo aditivo ponderado	33
3.1.1	Conjunto mínimo de dados (MDS)	33
3.1.2	Fatores de ponderação	36
3.1.3	Métodos de pontuação dos indicadores.....	36
3.1.3.1	Funções não lineares sigmoidais	37
3.1.3.2	Funções de Pontuação Linear	38
3.1.3.3	Métodos de Referência Comparativa	38
3.1.3.4	Funções de Pertinência	39
3.1.3.5	Padronização dos valores relativos.....	39
3.2	Método de Transformação Logarítmica baseado em índice de qualidade do solo tratado (T-IQS)	40
3.3	Método aditivo de Índices de Propriedades Individuais baseado em índice de qualidade de solos florestais	40
3.4	Índice de Poluição de Nemerow Modificado (NPI).....	41
3.5	Índice Nemerow Melhorado (ISQN).....	42
3.6	Áreas geométricas	43
3.7	Atributos mais utilizados para o TDS do IQS.....	44
3.8	Atributos que compõem o IQS.....	46
4.	DISCUSSÃO.....	46
5.	CONCLUSÕES	50
6.	REFÊRENCIAS.....	51

CAPÍTULO II
TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE EMPRÉSTIMO NO BIOMA
CERRADO, SUDESTE DO BRASIL

1.	INTRODUÇÃO.....	59
2.	MATERIAL E MÉTODOS	61
2.1	Área de estudo e delineamento experimental.....	61
2.2	Composição florística e estrutura da vegetação	64
2.3	Caracterização do solo	64
2.3.1	Nutrientes, carbono acima e abaixo do solo.....	65
2.4	Análise de dados.....	67
3.	RESULTADOS	68
3.1	Diversidade e índice de valor de importância das espécies	68
3.2	Estoque de carbono	71
3.3	Relação entre os atributos do solo e da vegetação	72
4.	DISCUSSÃO.....	74
4.1	Índice de valor de importância e composição florística.....	74
4.2	Diversidade de espécies	75
4.3	Carbono	77
4.4	Relação dos atributos do solo e vegetação	77
5.	CONCLUSÕES.....	78
6.	REFERÊNCIAS.....	79

CAPÍTULO III
ÍNDICE DE QUALIDADE DA RECUPERAÇÃO COMO FATOR CHAVE NO
MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

1	INTRODUÇÃO.....	88
2	MATERIAL E MÉTODOS	90
2.1	Área de estudo.....	90
2.2	Caracterização e quantificação da vegetação	92
2.3	Caracterização do solo	93
2.4	Índice de Qualidade da Recuperação (IQR).....	94
2.4.1	Fatores de ponderação dos atributos do IQR	95

2.4.2	Pontuações dos atributos do MDS	96
2.4.3	Cálculo de IQR.....	96
3	RESULTADOS	97
3.1	Conjunto mínimo de dados (MDS)	97
3.1.1	Atributos químicos	98
3.1.2	Atributos físicos	104
3.1.3	Atributos da vegetação	107
3.1.4	Variação na Composição do IQR Entre Sistemas de Referência.....	108
3.1.5	Índice de Qualidade da Recuperação	108
4	DISCUSSÃO.....	110
5	CONCLUSÕES.....	114
6	REFERÊNCIAS.....	115
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	122
	MATERIAL SUPLEMENTAR	123

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil, como uma das dez maiores economias mundiais, tem no setor da mineração uma importante contribuição para o Produto Interno Bruto nacional (2,31% do PIB), gerando mais de 2,5 milhões de empregos diretos (IBGE, 2024; IBRAM, 2024) com um papel significativo no fornecimento global de matérias-primas, viabilizando a produção de bens essenciais e sustentando os avanços tecnológicos que impulsionam o mundo moderno. No entanto, atividades como a remoção da cobertura vegetal, a retirada das camadas superficiais do solo, a exposição do substrato para extração mineral e a contaminação por resíduos tóxicos geram impactos ambientais negativos (Gastauer *et al.*, 2019).

No contexto brasileiro, o Cerrado ocupa aproximadamente 23% do território nacional, sendo o segundo bioma em extensão e reconhecido mundialmente por sua rica diversidade biológica, abrigando cerca de 12.400 espécies de plantas, muitas delas endêmicas (Amaral *et al.*, 2017). Classificado como savana úmida, o bioma constitui um complexo mosaico de tipos vegetacionais e é considerado o de maior biodiversidade do planeta (Murphy; Andersen; Parr, 2016). Sua importância ecológica é significativa, sendo um dos 35 hotspots globais prioritários para conservação da biodiversidade, devido à sua alta vulnerabilidade e insubstituibilidade (Myers *et al.*, 2000).

Embora a extensão dos impactos da mineração seja menor do que outras atividades de uso do solo, como a agricultura e a pecuária, a sua intensidade na degradação do solo é maior (Franks, 2015). Em 2020, a mineração ocupava cerca de 20 mil hectares do Cerrado brasileiro (Projeto MapBiomas, 2021), provocando profundas alterações ambientais que incluem não apenas as áreas diretamente exploradas, mas também as áreas de empréstimo, onde se extrai material para nivelamento e construção de obras de engenharia (Alves; Nascimento; Souza, 2012). Estes fatores contribuem para a perda de biodiversidade, tornando a recuperação das áreas mineradas uma necessidade iminente (Cavalcante; Silva; Oliveira, 2023).

Para mitigar os impactos negativos oriundos da atividade de mineração, são aplicadas diferentes técnicas de recuperação. A recuperação ambiental permite estabilizar a superfície, minimizar os riscos ambientais e tornar a área adequada para uso humano; a reabilitação melhora a funcionalidade do solo, permitindo a sua utilização para fins alternativos; e a restauração tem como objetivo restabelecer o ecossistema nas suas condições o mais

próximas possíveis das originais, recuperando os processos ecológicos e a biodiversidade (Gann et al., 2019). No entanto, a recuperação total da função e estrutura do ecossistema é quase impossível a curto prazo (Levi *et al.*, 2021).

A restauração ecológica no Cerrado torna-se uma necessidade respaldada por fatores como as metas estabelecidas na COP15, que derivam das Metas Nacionais de Biodiversidade para 2030 (CONABIO, 2024), segundo as quais pelo menos 30% das áreas degradadas ou alteradas de cada bioma devem estar em processo de restauração efetiva. Nesse contexto, é essencial alinhar as ações de recuperação ambiental aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 15.3) das Nações Unidas, que propõem a restauração de terras e solos degradados até 2030.

A recuperação eficaz de áreas mineradas depende da restauração das condições edáficas e biológicas para restabelecer os processos ecológicos, sendo necessário um monitoramento contínuo para garantir a eficácia das ações adotadas (Alves *et al.*, 2024). Neste contexto, o Índice de Qualidade do Solo (IQS) representa um indicador abrangente que permite, com uma única medida quantitativa, integrar e diagnosticar a funcionalidade do solo e sua recuperação em áreas mineradas, garantindo a sustentabilidade ambiental e produtiva (Blecker *et al.*, 2012; Levi *et al.*, 2021; Ramos *et al.*, 2022; Shi *et al.*, 2021).

Complementarmente, os Índices de Qualidade da Recuperação (IQR) emergem como instrumentos quantitativos eficazes para comparar áreas em processo de restauração com áreas de referência, possibilitando análises a longo prazo e a identificação de lacunas nos processos de recuperação. A utilização de indicadores químicos, físicos e biológicos do solo, associados a atributos da vegetação e integrados por meio de análises multivariadas, como a Análise de Componentes Principais (PCA), tem-se destacado como uma abordagem eficiente para otimizar o Conjunto Mínimo de Dados (MDS) (Andrews *et al.*, 2003; Karlen; Ditzler; Andrews, 2003; Alves *et al.*, 2024; Imbaná *et al.*, 2024;).

Diversos autores têm proposto diferentes metodologias para o cálculo do IQS (Andrews *et al.*, 2003; Karlen; Ditzler; Andrews, 2003; Bloem *et al.*, 2005; Amacher; O'Neil; Perry, 2007; Wang *et al.*, 2007), cuja seleção adequada pode ser determinante para o sucesso das estratégias empregadas nos processos de recuperação de áreas de mineração, contribuindo assim para uma atividade minerária mais sustentável e responsável (Gastauer *et al.*, 2019). Embora a utilização de indicadores complexos aumente a precisão na avaliação

da qualidade do solo, pode limitar sua aplicação devido ao alto custo, demanda de tempo e necessidade de conhecimentos especializados.

Particularmente relevante é o caso das áreas de empréstimo associadas à mineração, que sofrem alterações severas devido à remoção da vegetação e dos horizontes pedológicos originais, apresentando substratos com características físicas, químicas e biológicas distintas das do solo natural. Os substratos expostos nessas áreas podem apresentar condições adversas, como compactação, baixa fertilidade, contaminação e perda de atividade biológica, dificultando a regeneração natural. Em alguns casos, a presença de materiais com potencial de geração de drenagem ácida (PAF) adiciona complexidade adicional aos processos de recuperação.

Neste contexto, a análise fitossociológica emerge como uma ferramenta valiosa para descrever a estrutura das comunidades vegetais e identificar padrões espaciais relevantes para avaliar o estado da regeneração em termos de biodiversidade (Miranda *et al.*, 2019). Aliada a técnicas de análise multivariada, como a análise de correlação canônica (CCA), é possível associar características do solo com a composição da vegetação, ampliando a compreensão sobre os fatores que influenciam o sucesso da restauração ecológica.

Considerando a importância econômica da mineração, a relevância ecológica do bioma Cerrado e os desafios impostos pela degradação de áreas mineradas, neste estudo propõe-se a: realizar uma revisão sistemática das metodologias mais eficientes para o cálculo de índices de qualidade do solo em áreas mineradas; avaliar técnicas de restauração de áreas de empréstimo por mineração aurífera no bioma Cerrado; e desenvolver um Índice de Qualidade da Recuperação (IQR) específico para áreas degradadas do Cerrado. Através desta abordagem integrada, busca-se contribuir para o aprimoramento das práticas de recuperação de áreas degradadas pela mineração, oferecendo ferramentas científicas robustas para o monitoramento e avaliação dos processos de recuperação ambiental no contexto da mineração no Cerrado brasileiro.

2. REFERÊNCIAS

ALVES, M. Q. *et al.* Recovery quality index as a tool for monitoring the mined land reclamation. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 159, 2024.

ALVES, M. C.; NASCIMENTO, V. do; SOUZA, Z. M. de. Recuperação em área de empréstimo usada para construção de usina hidrelétrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 16, n. 8, p. 887–893, 2012.

AMACHER, M. C.; O'NEIL, K. P.; PERRY, C. H. **Soil vital signs: A new Soil Quality Index (SQI) for assessing forest soil health**. [S. l.: s. n.], 2007.

AMARAL, A. G. *et al.* Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb-shrub flora and implications for conservation. **Journal of Vegetation Science**, [s. l.], v. 28, n. 4, p. 848–858, 2017.

ANDREWS, S. S. *et al.* Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. **Geoderma**, [s. l.], v. 114, p. 187–213, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706103000417>. Acesso em: 3 jul. 2024.

BLECKER, S. W. *et al.* Development of vegetation based soil quality indices for mineralized terrane in arid and semi-arid regions. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 20, p. 65–74, 2012.

BLOEM, J. *et al.* Monitoring and evaluating soil quality. *In*: MICROBIOLOGICAL METHODS FOR ASSESSING SOIL QUALITY. UK: CABI Publishing, 2005. p. 23–49.

CAVALCANTE, D. M.; SILVA, I. R. da; OLIVEIRA, T. S. de. Soil quality indicators for monitoring the short-term effects of mined soil rehabilitation strategies for bauxite. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 47, 2023.

COMISSAO NACIONAL DE BIODIVERSIDAD (CONABIO). **Resolução CONABIO nº 9, de 28 de novembro de 2024**. Dispõe sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2030. Brasil: 28 nov. 2024.

FRANKS, D. M. **Mountain Movers**. [S. l.]: Routledge, 2015.

GANN, G. D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 27, n. S1, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/rec.13035>.

GASTAUER, M. *et al.* Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and techniques in the context of legal requirements. **Ambio**, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 74–88, 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produto Interno Bruto - PIB**. [S. l.], 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/pib.php>. Acesso em: 11 jul. 2025.

IBRAM. **Mineração em números**. [S. l.: s. n.], 2024. Disponível em: <https://ibram.org.br/publicacoes/?txtSearch=&checkbox-section%5B%5D=1236>. Acesso em: 9 jun. 2025.

IMBANÁ, R. *et al.* Assessing the quality of constructed technosols enabled holistic monitoring of ecological restoration. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 353, p. 120237, 2024.

KARLEN, D. L.; DITZLER, C. A.; ANDREWS, S. S. Soil quality: why and how?. **Geoderma**, [s. l.], v. 114, n. 3–4, p. 145–156, 2003.

LEVI, N. *et al.* Soil quality index for assessing phosphate mining restoration in a hyper-arid environment. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 125, p. 107571, 2021.

MIRANDA, C. do C. *et al.* Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 29, n. 4, p. 1601–1613, 2019.

MURPHY, B. P.; ANDERSEN, A. N.; PARR, C. L. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 371, n. 1703, p. 371, 2016.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [s. l.], v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501#citeas>. Acesso em: 26 ago. 2024.

PROJETO MAPBIOMAS. **Área ocupada pela mineração no Brasil cresce mais de 6 vezes entre 1985 e 2020**. [S. l.], 2021. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2021/08/30/area-ocupada-pela-mineracao-no-brasil-cresce-mais-de-6-vezes-entre-1985-e-2020/>. Acesso em: 9 set. 2024.

RAMOS, S. J. *et al.* Changes in soil properties during iron mining and in rehabilitating minelands in the Eastern Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 194, n. 4, p. 256, 2022.

SHI, Z. *et al.* Develop a Soil Quality Index to Study the Results of Black Locust on Soil Quality below Different Allocation Patterns. **Land**, [*s. l.*], v. 10, n. 8, p. 785, 2021.

WANG, S. *et al.* Dissipation of propisochlor and residue analysis in rice, soil and water under field conditions. **Food Control**, [*s. l.*], v. 18, n. 6, p. 731–735, 2007.

CAPÍTULO 1

ÍNDICES DE QUALIDADE DO SOLO (IQS) NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS IMPACTADAS POR ATIVIDADES DE MINERAÇÃO: UMA REVISÃO.

RESUMO

A recuperação de áreas degradadas pela mineração representa um desafio técnico e ecológico significativo. Nesse contexto, o Índice de Qualidade do Solo (IQS) tem se consolidado como uma ferramenta eficaz para medir o progresso da reabilitação ambiental, integrando atributos físicos, químicos, biológicos e, em alguns casos, vegetais. Este estudo realizou uma revisão sistemática de 24 publicações científicas selecionadas segundo os critérios PRISMA, a partir de uma base inicial de 444 artigos, com o objetivo de analisar as metodologias de construção do IQS, os atributos utilizados em sua composição e sua aplicação em áreas mineradas. Os resultados revelaram que a maioria dos estudos foi realizada no Brasil e na China. O modelo aditivo ponderado foi o método de cálculo mais utilizado (81%), enquanto 65% dos estudos aplicaram o Conjunto Mínimo de Dados (MDS) por meio de Análise de Componentes Principais (PCA). As funções de pontuação mais utilizadas foram as sigmoidais não lineares (35%) e as lineares (27%). Destaca-se também que 54% dos trabalhos utilizaram ecossistemas nativos como referência positiva. Os atributos químicos foram os mais frequentes entre os índices utilizados, especialmente pH, matéria orgânica, fósforo e potássio disponíveis, além do cálcio trocável. Entre os indicadores físicos, destacaram-se a densidade do solo e a umidade gravimétrica. Indicadores biológicos, como o carbono da biomassa microbiana, e bioquímicos, como a atividade da desidrogenase (DHA) e a enzima fosfatase ácida, demonstraram alta sensibilidade ao estresse ecológico, mas ainda são pouco utilizados nos IQS. A revegetação e a definição adequada de áreas de referência são fundamentais para orientar a seleção de atributos e avaliar a funcionalidade ecológica do solo. Conclui-se que o IQS é uma ferramenta promissora para o monitoramento de áreas mineradas, sendo essencial adaptar sua aplicação aos objetivos locais de recuperação, com a inclusão dos atributos mais frequentemente selecionados e uma maior incorporação de variáveis microbiológicas, a fim de alcançar uma avaliação mais integrada e abrangente da recuperação ecológica.

Palavras-Chave: Recuperação de áreas mineradas, Indicadores do solo, Monitoramento ambiental, Propriedades edáficas.

ABSTRACT

Mining land reclamation poses significant technical and ecological challenges. In this context, the Soil Quality Index (SQI) has become a valuable tool for assessing the success of environmental rehabilitation projects, as it considers physical, chemical, biological and, in some cases, plant attributes. This study conducted a systematic review of 24 scientific publications, which were selected according to PRISMA criteria from an initial pool of 444 articles. The aim was to analyse the methodologies used to construct the SQI, the attributes used in its composition and how it is applied in mined areas. The results showed that the majority of studies were conducted in Brazil and China. The weighted additive model was the most commonly used calculation method (81%), while 65% of studies applied the minimum data set (MDS) through principal component analysis (PCA). The most commonly used scoring functions were non-linear sigmoidal (35%) and linear (27%). It should also be noted that 54% of studies used native ecosystems as a positive reference. Chemical attributes were the most prevalent among the indices used, particularly pH, organic matter, available phosphorus and potassium, and exchangeable calcium. Notable physical indicators included soil density and gravimetric moisture. Although biological indicators such as microbial biomass carbon and biochemical indicators such as dehydrogenase (DHA) and acid phosphatase enzyme activities have been shown to be highly sensitive to ecological stress, they are still rarely used in IQS. Revegetation and the correct identification of reference areas are crucial for selecting attributes and evaluating the ecological functionality of soil. In conclusion, IQS is a promising tool for monitoring mined areas. To achieve a more integrated and comprehensive assessment of ecological reclamation, its application must be adapted to local reclamation objectives by incorporating the most frequently selected attributes and more microbiological variables.

Keywords: Reclamation of mined areas, soil indicators, environmental monitoring, soil properties.

1. INTRODUÇÃO

A mineração desempenha um papel significativo no fornecimento global de matérias-primas, viabilizando a produção de bens essenciais e sustentando os avanços tecnológicos que impulsionam o mundo moderno. No entanto, atividades como a remoção da cobertura vegetal, a retirada das camadas superficiais do solo, a exposição do substrato para extração mineral e a contaminação por resíduos tóxicos (Gastauer *et al.*, 2019) geram impactos ambientais significativos. Embora a extensão desses impactos seja menor do que outras atividades de uso do solo, como a agricultura e a pecuária, a sua intensidade na degradação do solo é maior (Franks, 2015). Estes fatores contribuem para a perda de biodiversidade, tornando a recuperação das áreas mineradas uma necessidade iminente (Cavalcante; Silva; Oliveira, 2023).

Para mitigar esses impactos, são aplicadas diferentes técnicas de recuperação. A recuperação ambiental permite estabilizar a superfície, minimizar os riscos ambientais e tornar a área adequada para uso humano. A reabilitação melhora a funcionalidade do solo, permitindo a sua utilização para fins alternativos. Já a restauração tem como objetivo restabelecer o ecossistema nas suas condições originais, recuperando os processos ecológicos e a biodiversidade (Gann *et al.*, 2019). No entanto, a recuperação total da função e estrutura do ecossistema é quase impossível a curto prazo (Levi *et al.*, 2021).

A recuperação eficaz de áreas mineradas depende da restauração das condições edáficas e biológicas para restabelecer os processos ecológicos, sendo necessário um monitoramento contínuo para garantir a eficácia das ações adotadas (Alves *et al.*, 2007). A avaliação objetiva deste processo permite assegurar que as empresas mineradoras cumpram os requisitos ambientais e os objetivos de restauração, garantindo a prestação de serviços ecossistêmicos e a sustentabilidade das áreas em recuperação (Comín *et al.*, 2018; Carabassa; Ortiz; Alcañiz, 2019).

O solo é um sistema dinâmico e interconectado, no qual componentes químicos, físicos e biológicos interagem para manter seu equilíbrio funcional. Sua qualidade reflete a capacidade de sustentar a produtividade vegetal e animal, além de contribuir para a manutenção da qualidade da água e do ar, seja em condições naturais ou sob manejo antrópico (Karlen *et al.*, 1997). Essa abordagem multifuncional é essencial para a compreensão dos processos de recuperação do solo, pois considera suas diversas funções

ecológicas, como a ciclagem de nutrientes, a retenção e filtragem de contaminantes e o suporte à biodiversidade, fatores fundamentais para sua resiliência e sustentabilidade (Karlen; Ditzler; Andrews, 2003).

Embora inicialmente desenvolvido para promover a produção agrícola sustentável (Karlen & Stott, 1994; Larson & Pierce, 1994), o conceito de qualidade do solo tem adquirido crescente relevância na recuperação de áreas degradadas pela mineração, onde os impactos são severos e as condições de recuperação particularmente desafiadoras. Nestes contextos, torna-se essencial estabelecer indicadores específicos para avaliar a eficácia das práticas de restauração (Mukhopadhyay *et al.*, 2016; Levi *et al.*, 2021).

O Índice de Qualidade do Solo (IQS) representa um indicador abrangente que permite, com uma única medida quantitativa, integrar e diagnosticar a funcionalidade do solo e sua recuperação em áreas mineradas, garantindo a sustentabilidade ambiental e produtiva (Blecker *et al.*, 2012; Levi *et al.*, 2021; Ramos *et al.*, 2022; Shi *et al.*, 2021). Este índice possibilita a integração de propriedades físicas, químicas e biológicas, proporcionando uma avaliação holística do estado edáfico e sua evolução temporal durante o processo de reabilitação ou restauração. A melhoria da qualidade do solo, mensurada através destes índices, é fundamental não apenas para a produtividade das áreas recuperadas, mas também para garantir a qualidade ambiental para as gerações futuras (Shi *et al.*, 2021).

Da mesma forma, os IQS podem ser incorporados a indicadores mais amplos, como os índices de qualidade da recuperação, contribuindo para a efetividade da restauração ecológica. Estudos demonstram que os IQS são ferramentas eficazes para monitorar a qualidade do solo em áreas mineradas após processos de fitoestabilização assistida, com aplicação de aditivos e estabelecimento de cobertura vegetal com espécies tolerantes a contaminantes, promovendo sua estabilização por mecanismos como adsorção, precipitação e complexação (Shi *et al.*, 2021). Além disso, esses índices auxiliam na escolha de práticas de manejo e na seleção de espécies vegetais mais adequadas ao processo de recuperação (Zhu *et al.*, 2009; Pietrzykowski, 2014).

A seleção criteriosa de atributos relevantes e consistentes permite compreender como diferentes parâmetros respondem às intervenções de restauração (Imbaná *et al.*, 2024). Neste contexto, os atributos biológicos desempenham papel determinante na avaliação do avanço nos processos de recuperação, sendo os principais impulsionadores da formação de matéria

orgânica do solo, que por sua vez influencia diversas propriedades edáficas. Indicadores biológicos e bioquímicos, como atividade enzimática e diversidade microbiana, apresentam alta sensibilidade ao estresse ecológico (Kumar, 2013) e constituem ferramentas valiosas para monitorar o progresso da recuperação (de Varennes *et al.*, 2011). As enzimas do solo viabilizam os ciclos biogeoquímicos e facilitam o desenvolvimento da cobertura vegetal (Kiss; Drăgan-Bularda; Rădulescu, 1975), enquanto a qualidade do solo restaurado depende tanto das práticas adotadas quanto das características do material exposto durante a mineração e dos métodos de reabilitação empregados (Corrêa; Bento, 2010).

Diversos autores têm proposto diferentes metodologias para o cálculo do IQS (Andrews *et al.*, 2003; Karlen; Ditzler; Andrews, 2003; Bloem *et al.*, 2005; Amacher; O'Neil; Perry, 2007; Wang *et al.*, 2018), cuja seleção adequada pode ser determinante para o sucesso das estratégias empregadas nos processos de recuperação de áreas de mineração, contribuindo assim para uma atividade minerária mais sustentável e responsável (Gastauer *et al.*, 2019). Embora a utilização de indicadores complexos aumente a precisão na avaliação da qualidade do solo, pode limitar sua aplicação devido ao alto custo, demanda de tempo e necessidade de conhecimentos especializados.

Por isso, o objetivo deste estudo sistemático da literatura é buscar identificar as metodologias mais eficientes para o cálculo de índices de qualidade do solo em áreas mineradas, visando oferecer ferramentas acessíveis e precisas para o monitoramento e a avaliação dos processos de recuperação ambiental em contextos de mineração.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A revisão sistemática da literatura científica foi realizada seguindo a metodologia PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses) (Page *et al.*, 2021) (Figura 1). A busca foi conduzida em seis bases de dados acadêmicas: Scopus, Web of Science, Scielo, Science Direct, EBSCO e DOAJ, durante novembro de 2024. Foram incluídos estudos que desenvolveram os índices de qualidade do solo e que descreveram detalhadamente as metodologias utilizadas nesses processos, com foco específico na avaliação da recuperação de áreas degradadas por atividades de mineração.

2.1 Critérios de Inclusão

A pesquisa abrangeu artigos científicos revisados por pares, publicados em periódicos indexados nos últimos dez anos (até 4 de novembro de 2024), excluindo artigos de revisão e literatura não avaliada por pares e/ou não indexadas. A busca foi realizada no título, no resumo e em palavras-chave utilizando a combinação de seis termos com operadores booleanos: "*soil indicator*" OR "*soil quality index*" OR "*soil quality*" AND "*restoration*" OR "*rehabilitation*" AND "*mining*", resultando em 444 publicações identificadas.

Como critérios de seleção, foram incluídos artigos que atendiam às seguintes condições: 1) Publicação em inglês, português ou espanhol; 2) Descrição clara da metodologia para o desenvolvimento do IQS; 3) Avaliação da recuperação de áreas impactadas pela mineração; 4) Inclusão de pelo menos dois tipos de indicadores de qualidade do solo.

O processo de triagem foi conduzido em duas etapas: primeiramente, foram analisados os títulos e resumos dos artigos; posteriormente, foi realizada a leitura integral dos textos. Após esse rigoroso processo de seleção, 24 artigos foram incluídos no estudo final.

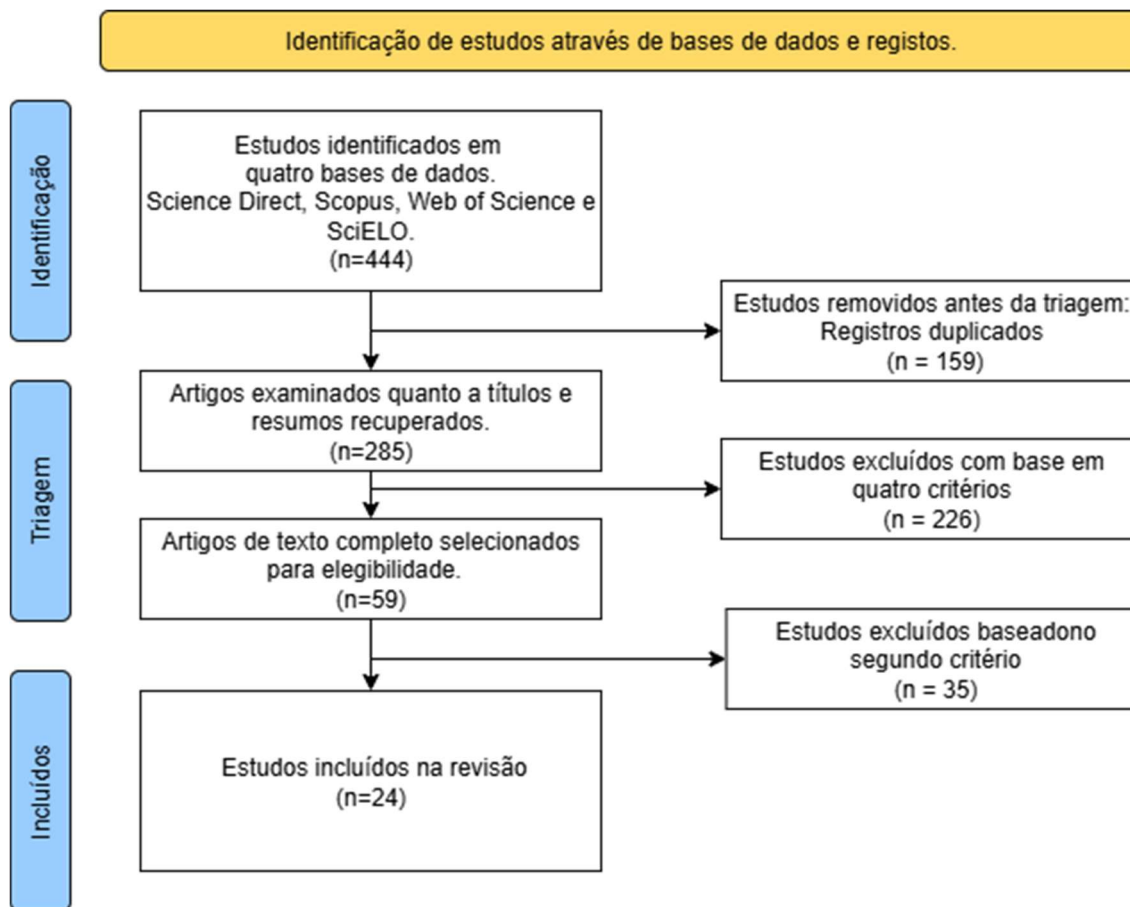


Figura 1. PRISMA: revisão sistemática sobre metodologias e usos de indicadores de qualidade do solo na recuperação de áreas de mineração degradadas.

A partir dos artigos incluídos no estudo, foi criada uma base de dados em planilha Microsoft Excel®. Essa base de dados foi estruturada para extrair e organizar sistematicamente as informações de cada estudo, classificadas de acordo com 13 critérios de análise: ano de publicação, localização geográfica do estudo, bioma estudado, método de lavra utilizado, material de mineração analisado, referência utilizada como base, tipo de referência, profundidade da amostragem do solo, atributos que constituem o IQS, tipo de indicadores utilizados, métodos utilizados para o cálculo do IQS, tipos de processos de recuperação objetivados, tempo de avaliação da recuperação.

3. RESULTADOS

Os estudos avaliados abrangeram nove países e sete biomas/fitofisionomias, de acordo com a classificação do *World Wide Fund for Nature* (WWF). A maior concentração

de estudos ocorreu no Brasil e na China, com sete estudos cada um. Seguidos de Espanha, Índia e Polónia, com dois estudos cada. Já em Portugal, Israel, Estados Unidos e Gana, foi identificado um estudo em cada país sobre a recuperação de áreas degradadas pela mineração, que envolveu a avaliação e o desenvolvimento de um IQS. O bioma Floresta Tropical Úmida concentrou o maior número de estudos, representando 38% do total, enquanto as fitofisionomias Campos, Savanas e Arbustos, tanto Tropical e Subtropical como Temperada, apresentaram a menor quantidade de pesquisas, correspondendo a apenas 8% dos estudos (Figura 2).

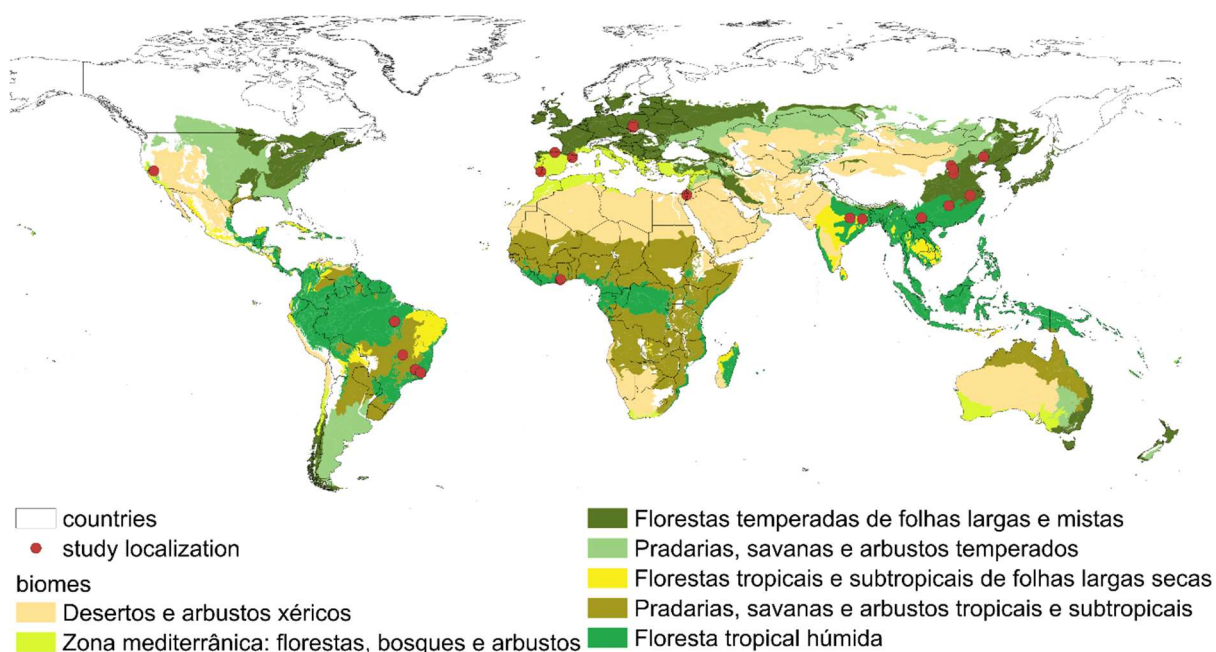


Figura 2. Localização dos estudos selecionados, indicando o bioma de acordo com a classificação do World Wide Fund for Nature (WWF) e o país em que foram realizados.

De acordo com a *Society for Ecological Restoration* (SER), o uso de locais de referência é fundamental para definir os objetivos dos processos de recuperação (Gann *et al.*, 2019) Em 54% dos estudos analisados, os ecossistemas nativos foram utilizados como referência, bem quanto 8% das referências se dirigiram à áreas agrícola e silvícola. No entanto, para avaliar o progresso das estratégias de recuperação, foram também consideradas referências de áreas degradadas em 42% dos casos. Além disso, 21% dos estudos utilizaram

simultaneamente referências de áreas do objetivo da recuperação e degradadas para conduzir o processo de restauração dos ecossistemas de forma mais abrangente.

Os estudos analisados centram-se majoritariamente na recuperação de áreas impactadas pela mineração de carvão, que representam 31% do total, seguidos por aqueles destinados à recuperação de áreas afetadas pela mineração de ferro, que correspondem a 10%. Todos os estudos avaliados referem-se a minas de lavra a céu aberto, um método caracterizado pela sua complexidade operacional e elevado custo, bem como pelo impacto em extensas áreas (Souza *et al.*, 2020). Este cenário exige a implementação de estratégias eficazes para a recuperação ambiental, seja após o encerramento das atividades minerárias ou de forma escalonada ao longo do processo de exploração.

A profundidade de amostragem do solo variou conforme as características do solo e os processos pedogenéticos da região estudada. Os valores oscilaram desde 0-2,5 cm no estudo de Alves *et al.* (2024) até 110 cm conforme reportado por Pietrzykowski (2014). A faixa de 0-20 cm foi a mais frequentemente utilizada, representando 54% dos estudos analisados.

Em áreas degradadas, as propriedades do solo apresentaram variações significativas ao longo do perfil, afetando tanto a superfície quanto as funções ecológicas em diferentes profundidades (Halecki; Klatka, 2021). Vale destacar que 29% dos estudos empregaram múltiplas profundidades de amostragem, evidenciando a importância de avaliar todo o perfil edáfico para uma compreensão mais completa da dinâmica e dos processos de recuperação do solo.

Para o cálculo do IQS, foram identificados seis métodos distintos nos estudos analisados. O Modelo Aditivo Ponderado (Andrews *et al.*, 2003) foi predominante, sendo utilizado em 81% dos trabalhos, tanto com o conjunto total de dados (TDS) quanto com o conjunto mínimo de dados (MDS).

Além do Modelo Aditivo Ponderado, outros métodos foram identificados para o cálculo do IQS. Um deles consiste na soma dos índices de propriedades individuais, expressa como porcentagem do valor máximo possível, conforme utilizado por Essandoh *et al.* (2021).

Outro método é o índice de qualidade do solo tratado (T-IQS), desenvolvido por Mijangos *et al.* (2010), que emprega transformação logarítmica considerando o valor ideal das propriedades na área de referência em comparação com o controle sem tratamento.

Similarmente, o método de áreas geométricas, proposto por (Corrêa; Bento, 2010), calcula o índice como a razão entre as áreas geométricas dos triângulos formados pelos valores de qualidade do substrato em recuperação e do solo sob vegetação nativa.

O índice de Nemerow modificado representa uma abordagem mais complexa, incorporando o Índice de Resiliência (IRS) e um Índice de Contaminação (ICS) para assegurar que tanto a recuperação quanto a contaminação do solo sejam consideradas na avaliação (Jiang *et al.*, 2025). Este método foi aprimorado e utilizado por Li *et al.* (2024) como uma das metodologias avaliadas em seu estudo. Os diferentes métodos de cálculo do IQS são sumarizados na Tabela 1.

Tabela 1. Sumário dos principais métodos de cálculo dos Índices de Qualidade do Solo - IQS

Método de cálculo de IQS	Fórmula de cálculo	Estudos que utilizam
<p>Modelo Aditivo Ponderado.</p>	$IQS = \sum_{i=1}^n W_i \times S_i$ <p>S_i = Pontuação do i-ésimo atributo W_i = Peso relativo do i-ésimo atributo n = número de atributos</p>	<p>Zhu <i>et al.</i> (2009), (Imbaná <i>et al.</i>, 2024), Blecker <i>et al.</i> (2012), Pietrzykowski, (2014), Mukhopadhyay <i>et al.</i> (2016), S. Li & Liber. (2018), Borges <i>et al.</i> (2019), Carabassa <i>et al.</i> (2019), Gu <i>et al.</i> (2019), Bandyopadhyay <i>et al.</i> (2020), (Halecki & Klatka, 2021), Levi <i>et al.</i> (2021), Sun <i>et al.</i> (2021), Shi <i>et al.</i> (2021), Ramos <i>et al.</i> (2022), Ribeiro <i>et al.</i> (2022), Cavalcante <i>et al.</i> (2023), Alves <i>et al.</i> (2024), (Imbaná <i>et al.</i>, 2024), Y. Li <i>et al.</i> (2024), S. Jiang <i>et al.</i> (2025)</p>
<p>Método aditivo de Índices de Propriedades Individuais baseado em Índice de qualidade de solos florestais.</p>	$IQS(\%) = \left(\frac{IQS \text{ total}}{IQS \text{ totalmáx}} \right) \times 100$ <p>$IQS \text{ totalmáx} = IQS \text{ total máximo possível para propriedades medidas}$</p>	<p>Essandoh <i>et al.</i> (2021)</p>
<p>Método de Transformação</p>	$IQS = 10^{\log m + \frac{\sum_{i=1}^n (\log x_i - \log m)}{n}}$	<p>Garaiyurrebaso <i>et al.</i> (2017)</p>

Logarítmica baseado em índice de qualidade do solo tratado (T-IQS).	<p>x = valor medido para cada parâmetro como uma porcentagem do valor de controle</p> <p>m = o valor para o solo CONTROLE (definido como 100%)</p> <p>n = atributos medidos</p>	
Áreas geométricas	<p style="text-align: center;">$IQS (\%) = A/Ax$</p> <p>A = área geométrica do triângulo formado pelos atributos mensurados no solo em processo de restauração.</p> <p>Ax = área geométrica do triângulo formado pelos atributos mensurados no solo de referência Nativa</p>	Corrêa & Bento. (2010)
Índice de Nemerow (NPI) Modificado	<p style="text-align: center;">$IQS = \text{Min} (IRS_{NPI}, ICS_{NPI})$</p> <p>$IRS_{NPI}$ = Índice de Resiliência do Solo calculado pelo método Nemerow</p> <p>ICS_{NPI} = Índice de Contaminação do Solo calculado pelo método Nemerow</p>	Jiang et al. (2025)
O índice Nemerow melhorado	$IQSN = \sqrt{\frac{\bar{f}_i^2 + f_{i,\min}^2}{2}} \times \frac{n-1}{n}$ <p>\bar{f}_i = Valor médio do grau de pertinência do fator nutriente de cada variável i.</p> <p>$f_{i,\min}$ = é o menor entre os graus de pertinência de cada fator nutriente.</p> <p>n = número de amostras</p>	Li et al. (2024)

3.1 Modelo aditivo ponderado

O IQS é calculado como a soma da pontuação de cada indicador (S_i) multiplicada por seu peso relativo (W_i). Quando se contempla um local de referência positiva, ela pode ser incluída nos valores para determinar a pontuação do indicador, ou ser usada na seleção do MDS ou como ponderação do índice. Quanto mais perto de 1, mais próximas estão as condições de recuperação da área de referência.

3.1.1 Conjunto mínimo de dados (MDS)

O MDS permite avaliar com precisão a eficiência das funções essenciais do solo em relação aos objetivos específicos de gestão, oferecendo uma abordagem otimizada de monitoramento (Karlen *et al.*, 1997). Entre os estudos analisados, 65% implementaram o

cálculo do MDS para simplificar a avaliação da qualidade do solo. Desses, todos utilizaram técnicas de estatística multivariada, especialmente a Análise de Componentes Principais (ACP), para a seleção desse conjunto. A escolha metodológica da ACP justifica-se por sua capacidade de reduzir significativamente o número de parâmetros independentes e minimizar os efeitos da multicolinearidade, tornando a avaliação mais eficiente sem comprometer sua precisão (Andrews; Carroll, 2001).

Considerando as diferentes unidades dos atributos que compõem o TDS, é necessário aplicar uma transformação prévia aos dados previamente a análise de ACP. Embora existam diferentes estratégias, como a normalização, a padronização é a mais adequada para eliminar o conflito entre unidades e garantir que todas as variáveis apresentem média igual a 0 e variância igual a 1. Esta abordagem impede que atributos com maior variabilidade tenham uma influência desproporcional sobre a análise. Para isso, se usa a fórmula $z_i = (x_i - \bar{x})/s_x$ em que z_i representa o valor padronizado do dado, x_i é o valor original do dado, \bar{x} é a média dos valores do TDS e s_x é o desvio padrão dos dados (Hair *et al.*, 2010). Esse procedimento permite a comparação direta entre variáveis com escalas distintas e assegura sua adequação ao uso em análises multivariadas como a ACP.

A aplicação da ACP reduz a redundância dos dados enquanto preserva as informações associadas às variáveis com elevados pesos fatoriais. O protocolo metodológico geralmente adotado inclui a seleção dos componentes principais com base na regra de Kaiser (1960), que conserva os CPs com autovalores superiores a 1 e que explicam no mínimo 5% da variância total dos dados (de Varennes *et al.*, 2011; Mukhopadhyay *et al.*, 2016; Li; Liber, 2018; Borges *et al.*, 2019; Ribeiro *et al.*, 2022; Cavalcante; Silva; Oliveira, 2023; Imbaná *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2024; Jiang *et al.*, 2025). Dentro de cada CP identificado, selecionam-se apenas as variáveis com pesos fatoriais expressivos, tipicamente dentro dos 10% dos valores mais elevados, para compor o MDS (Andrews; Carroll, 2001).

Alguns autores (24%) (de Varennes *et al.*, 2011; Bandyopadhyay; Maiti, 2019; Borges *et al.*, 2019; Cavalcante; Silva; Oliveira, 2023) utilizam a rotação Varimax para melhorar a interpretação dos componentes principais e identificar os atributos do solo mais influentes em cada CP. Esse procedimento reorganiza a distribuição da variância, tornando as relações entre os componentes e as variáveis mais claras.

Quando diversos atributos são selecionados dentro do mesmo CP, são realizadas análises complementares de correlação de Pearson para verificar possíveis redundâncias. Esse refinamento permite eliminar sobreposições desnecessárias, garantindo que o MDS seja realmente mínimo, mas suficientemente abrangente para caracterizar a qualidade do solo de forma integrada, conforme estabelecido por Andrews & Carroll (2001).

Os critérios para definir os limites de correlação entre as CP e as variáveis na seleção para compor o MDS variam entre os autores, situando-se entre $r = 0,50$ e $r = 0,85$. Em geral, variáveis com $|r| < 0,70$ são consideradas pouco informativas e eliminadas, priorizando-se aquelas com maior correlação para garantir uma seleção mais representativa dos atributos do solo (Andrews; Carroll, 2001; Rezaei; Gilkes; Andrews, 2006; Blecker *et al.*, 2012). No entanto, os limiares específicos diferem entre os estudos. Li et al. (2024) adotaram como critério para manter variáveis $|r| \geq 0,50$, enquanto Borges et al. (2019) utilizaram um limite mais alto, de 0,84. Já Bandyopadhyay et al. (2020) usaram uma abordagem flexível: se duas variáveis apresentassem $|r| \geq 0,70$, a de maior carga fatorial era mantida. Se ambas possuísem cargas fatoriais elevadas, mas baixa correlação entre si, ambas seriam incluídas na indexação, ampliando a representatividade da análise.

Entretanto, a escolha entre variáveis bem correlacionadas pode considerar aspectos práticos, como facilidade de amostragem, custo e facilidade de interpretação. Em contrapartida, variáveis não correlacionadas, mas altamente ponderadas, são consideradas essenciais e, portanto, incluídas no MDS (Andrews; Carroll, 2001).

Outro critério adotado para a seleção do MDS é o percentual de variância acumulada, para o qual se estabelece um limite a superar. Sun et al. (2021) o estabelecem em 85%. Em alguns casos, a seleção baseia-se nos três primeiros autovalores.

Assim, embora a regra de Kaiser seja predominante na identificação de PCs, diferentes pesquisas adotam metodologias variadas, como limites mínimos de variância explicada, escolha baseada em pesos fatoriais e análises de correlação. Além disso, alguns trabalhos avaliaram a eficácia do MDS, comparando-o com a análise do *Total Data Set* (TDS), para validar sua representatividade na avaliação da qualidade do solo.

3.1.2 Fatores de ponderação

Dos estudos avaliados que usam o ACP, 88% utilizaram os resultados desta análise para determinar os fatores de ponderação ou pesos (W_i) de cada parâmetro incluído no IQS. Cada componente principal explica uma porcentagem específica da variação no TDS. Essa porcentagem de variação explicada estabelece o peso relativo das variáveis selecionadas dentro de cada componente principal, criando uma base objetiva para sua ponderação no cálculo final do índice (Gu *et al.*, 2019; Mukhopadhyay *et al.*, 2016).

Os pesos normalizados (W_i) podem ser calculados utilizando a equação:

$$W_i = \sum_{j=1}^n (R_{ij}^2 F_j) / \sum_{i=1}^n \left[\sum_{j=1}^n (R_{ij}^2 F_j) \right]$$

Onde R_{ij} é a carga do atributo i no componente j (ou seja, a carga fatorial), F_j é o autovalor do componente j (ou variância explicada), i representa o índice do atributo, j é o índice dos componentes com autovalores superiores a 1 e n é o número de indicadores selecionados (Alves *et al.*, 2024; Imbaná *et al.*, 2024). Esse método distribui a influência de cada propriedade do solo com base em sua importância dentro do conjunto de dados, garantindo que as variáveis com maior capacidade explicativa recebam um peso proporcionalmente maior na avaliação da qualidade do solo (Mukhopadhyay *et al.*, 2016).

A atribuição dos fatores de ponderação também pode ser fundamentada na literatura científica ou na avaliação de especialistas em ciência do solo (Pietrzykowski, 2014; Carabassa; Ortiz; Alcañiz, 2019; Halecki; Klatka, 2021; Ramos *et al.*, 2022). Neste caso, um painel de pesquisadores experientes determina a importância relativa de cada atributo para a qualidade do solo, integrando conhecimento científico que reflete a relevância ecológica dos parâmetros analisados. Adicionalmente, os fatores atribuídos podem ser validados por meio da correlação com características da comunidade vegetal afetadas pela sucessão natural, como a biomassa aérea, conforme evidenciado no estudo de Pietrzykowski (2014).

3.1.3 Métodos de pontuação dos indicadores

Diversos métodos têm sido desenvolvidos para a pontuação (*scores*) de atributos do solo. Dentre os estudos analisados, destacam-se a pontuação não linear sigmoideal (35%), as funções lineares (27%), as funções de pertinência (11%), a padronização dos valores (19%)

e o uso de limiares estabelecidos por especialistas em estudos anteriores (8%). Essas metodologias minimizam as diferenças de escala entre variáveis, garantindo que cada atributo contribua proporcionalmente para a avaliação integrada da qualidade do solo.

3.1.3.1 Funções não lineares sigmoidais

As funções de pontuação não lineares foram inicialmente propostas por Wymore, (1993) e posteriormente aprimoradas por Karlen & Stott. (1994) para transformar indicadores de qualidade do solo em uma escala normalizada entre 0 e 1, tornando-os diretamente comparáveis. Estas funções baseiam-se em diferentes famílias de equações, nas quais o eixo y varia entre 0 e 1, enquanto o eixo x representa a faixa de valores específicos de cada atributo. A escolha da curva de pontuação adequada, seja do tipo "mais é melhor", "menos é melhor" ou "ótimo", depende essencialmente do comportamento do atributo analisado e sua relação com as funções do solo.

A expressão $S_i = \left(1/1 + ((B-L) \div (x-L))^{2s(B+x-2L)}\right)$ utilizada por Blecker et al. (2012), Gu et al. (2019), Ramos et al. (2022) e Ribeiro et al. (2022), estabelece a relação entre um valor observado do indicador (x) e três parâmetros fundamentais: o valor da linha base (B), correspondente ao ponto onde a função assume 0,5; a declividade da tangente da função no valor da linha base (s); e o limite inferior do indicador (L). Para atributos com comportamento "ótimo", utiliza-se um parâmetro adicional (Y) que atua como valor de transição entre as curvas "mais é melhor" e "menos é melhor". A declividade da tangente da função é calculada pela equação, $s = (\log(1/v) - 1) / (\log((B-L)/(x-L)) \times 2(B+x-2L))$. A definição precisa dos parâmetros B e L para cada indicador deve basear-se em informações de especialistas ou bancos de dados específicos.

A equação $S_i = 1/[1 + e^{-s(x-B)}]$ (Masto et al., 2007) é também amplamente utilizada para funções sigmoidais. Usada no estudo de Levi et al. (2021), nesta formulação, x corresponde ao valor da propriedade do solo em análise, B representa a base de referência (valor no qual a pontuação é igual a 0,5), e s determina a inclinação da curva, ajustando a sensibilidade da função às variações do atributo.

Uma variação importante das funções sigmoidais, adotada por Bastida et al. (2006) e aplicada em 15,4% dos estudos (Mukhopadhyay *et al.*, 2016; Li; Liber, 2018;

Bandyopadhyay; Maiti, 2019; Imbaná *et al.*, 2024), assume um valor fixo para a inclinação da equação (s), resultando em: $S_i = a / (1 + (x/x_0)^s)$, o valor de s pode ser definido como -2,5 para curvas do tipo "mais é melhor" e +2,5 para curvas do tipo "menos é melhor". O parâmetro a representa o valor máximo atingido pela função (assumido como 1), x é o valor do atributo analisado, e x_0 é a média dos valores do atributo para as amostras. O uso do valor médio centraliza a curva em um ponto normalizado de 0,5, facilitando a interpretação dos resultados.

3.1.3.2 Funções de Pontuação Linear

A função de pontuação linear avalia a qualidade do solo com base em uma escala diretamente proporcional aos valores dos atributos, conforme as seguintes equações para atributos do tipo "mais é melhor": $S_i = (x-s)/(t-s)$; e para atributos do tipo "menos é melhor": $S_i = 1 - [(x-s)/(t-s)]$. Nestas equações, x representa o valor do atributo do solo, enquanto s e t correspondem aos limites inferior e superior, respectivamente. Caso a pontuação calculada ultrapasse 1,0, ela é ajustada para este seja o valor máximo, garantindo consistência na avaliação (Pietrzykowski, 2014).

Supondo de igual forma um comportamento linear, alguns pesquisadores como Liebigh *et al.*, (2001), Bhardwaj *et al.* (2011) e Cavalcante *et al.* (2023), classificam as variáveis de acordo com sua influência na qualidade do solo, considerando-as benéficas ou prejudiciais. Indicadores positivos, em que valores mais altos são desejáveis, são ajustados em relação ao maior valor, enquanto os negativos têm o menor valor como referência. Para variáveis com faixa ideal, a normalização segue a lógica "quanto maior, melhor" até um limite específico, invertendo-se após esse ponto.

3.1.3.3 Métodos de Referência Comparativa

Os métodos lineares podem ser adaptados para utilizar uma referência de recuperação, frequentemente áreas de vegetação nativa. Nesta abordagem, os indicadores da área de referência recebem a pontuação máxima (1), servindo como meta para o processo de recuperação (Corrêa; Bento, 2010). No estudo de Alves *et al.* (2024), quando os indicadores da área em recuperação eram menores que os da referência, aplicava-se a função "quanto

mais, melhor" (dividindo o valor da área em recuperação pelo da referência). Caso contrário, utilizou-se a função "quanto menos, melhor", invertendo a relação.

3.1.3.4 Funções de Pertinência

O método utilizado por Li et al. (2024) para normalizar propriedades do solo envolveu funções de pertinência do tipo S e parabólica. A função S modela relações diretas ou inversas entre índices de qualidade do solo e rendimento agrícola, sendo definida por pontos de inflexão correspondentes aos valores mínimos e máximos dos indicadores. Estes pontos estabelecem os limites críticos da função, proporcionando uma representação precisa da influência dos atributos na produtividade.

A função de pertinência parabólica, por sua vez, considera a existência de faixas críticas ideais para cada indicador, dentro das quais o desempenho ótimo é alcançado. O ponto de inflexão é determinado através da análise da literatura e medições de campo, garantindo que os valores críticos se ajustem às condições reais do solo. Esta metodologia é particularmente eficiente quando o foco da recuperação é a produtividade agrícola.

3.1.3.5 Padronização dos valores relativos

A padronização dos valores é uma metodologia que busca estabelecer uma base comparativa comum entre diferentes atributos do solo. Consiste em dividir cada observação pela média geral do atributo no local em recuperação, como no estudo de Varennes et al. (2011). Este método permite avaliar o quanto cada ponto amostrado desvia da condição média da área, facilitando a identificação de zonas com qualidade superior ou inferior. Alternativamente, Garaiyurrebaso et al. (2017) sugeriram a padronização utilizando como denominador o valor do atributo na área de referência, estabelecendo assim uma métrica direta para avaliar o quanto a área em recuperação se aproxima das condições ideais ou naturais do ecossistema de referência. Ambas as abordagens de padronização apresentam a vantagem de produzir índices adimensionais facilmente interpretáveis, onde valores próximos a 1 indicam similaridade com a condição de referência, enquanto desvios significativos sugerem necessidade de intervenções específicas no manejo.

A diversidade de métodos para pontuação de atributos do solo reflete a complexidade da avaliação da qualidade edáfica e a necessidade de abordagens adaptadas a diferentes contextos e objetivos. Independentemente do método selecionado, a normalização dos indicadores em uma escala comum permite comparações diretas entre diferentes áreas e períodos, constituindo ferramenta essencial para monitoramento e gestão da qualidade do solo em programas de recuperação ambiental e sistemas agrícolas sustentáveis.

3.2 Método de Transformação Logarítmica baseado em índice de qualidade do solo tratado (T-IQS)

O índice de avaliação da qualidade do solo utilizado no estudo de Garaiurrebaso et al. (2017), chamado “índice de qualidade do solo tratado” (T-IQS), é proposto para estudos onde o solo é intencionalmente tratado para aumentar sua atividade biológica, em uma tentativa de superar as limitações do “índice de qualidade do solo” (IQS) (Bloem *et al.*, 2005) pois o IQS precisa de um solo “ideal” para fins de comparação e de acordo com Mijangos et al. (2010), tem limitações quando aplicado a solos que foram intencionalmente submetidos a tratamentos, por qualquer motivo, pois penaliza qualquer tipo de variação (positiva ou negativa) dos valores de referência mostrados por solos não tratados em qualquer um dos parâmetros estudados. Os solos de controle (sem tratamento) são usados como solos de referência, onde se o valor médio de cada parâmetro biológico no solo “referência” é considerado como 100%.

3.3 Método aditivo de Índices de Propriedades Individuais baseado em índice de qualidade de solos florestais

O Índice de Qualidade para solos florestais, proposto por Amacher et al. (2007), integra propriedades físicas e químicas num único valor numérico. Essas propriedades são analisadas com base em *threshold levels*, ou seja, limites críticos que, quando ultrapassados, podem indicar alterações significativas na "saúde do solo". Cada propriedade do solo é convertida num componente do IQS, somada e expressa como uma porcentagem do IQS máximo possível (IQS totalmáx), o que permite a padronização dos dados conforme a expressão $IQS(\%) = (IQS\ total / IQS\ totalmáx) \times 100$. Esta metodologia foi aplicada por Essandoh et

al. (2021) na avaliação de áreas mineradas em diferentes fases do processo de reabilitação, utilizando como referência áreas não mineradas em biomas florestais ou destinadas à recuperação agrícola.

3.4 Índice de Poluição de Nemerow Modificado (NPI)

O método de avaliação da qualidade do solo baseado no NPI Modificado ($I_{QS_{NPI}}$) originalmente proposto por Wang et al. (2018) e adotado no estudo de Jiang et al. (2025), é uma abordagem abrangente que combina diferentes indicadores numa única escala, considerando simultaneamente valores médios e mínimos dos parâmetros analisados, ele estima a resiliência do solo e sua contaminação. A metodologia integra dois índices principais: o Índice de Resiliência do Solo (IR_{NPI}), que avalia características de fertilidade e produtividade, e o Índice de Contaminação (ICS_{NPI}), que mede a presença de metais pesados. A fusão desses índices possibilita uma análise equilibrada entre a capacidade produtiva e os riscos ambientais do solo.

O cálculo do SRI_{NPI} começa com a seleção de indicadores através do MDS, com a utilização da PCA. Os indicadores de resiliência (IR) selecionados são normalizados utilizando funções de pontuação linear (Masto *et al.*, 2007), o que permite transformar os RI numa escala de 0 a 1 comparável.

Na avaliação do ICS_{NPI} , é utilizado o índice de geoacumulação (I_{geo}), definido pela fórmula $I_{geo} = \log_2(C_n/1.5B_n)$, em que C_n (mg/kg) representa as medições do metal pesado e B_n (mg/kg) corresponde ao *background* do metal n. O índice de contaminação é normalizado para segmentação, seguindo as condições: se $I_{geo} < 0$, $ICS = 1$; ou $I_{geo} \geq 0$, $ICS = 1/(I_{geo} + 1)$, onde ICS representa a pontuação do indicador de contaminação num intervalo de 0 a 1.

Ambos os índices passam por uma padronização usando a equação do NPI modificado, permitindo uma avaliação mais sensível e precisa. A fórmula utilizada para calcular o IR_{NPI} considera a raiz quadrada da média dos quadrados do mínimo valor de IR (IR_{min}) e o valor médio de IR (IR_{ave}), representada pela expressão:

$IR_{NPI} = \sqrt{(IR_{min}^2 + IR_{ave}^2)/2}$. O ICS_{NPI} é calculado pela fórmula

$SCI_{NPI} = \sqrt{(SCI_{min}^2 + SCI_{ave}^2)/2}$, em que SCI_{min} e SCI_{ave} são o mínimo e a média de SCI, respectivamente.

Por fim, o IQS_{NPI} é determinado considerando o menor valor entre os índices SRI_{NPI} e SCI_{NPI} com a expressão $SQI_{NPI} = \text{Min}(SRI_{NPI}, SCI_{NPI})$, alinhando-se ao princípio da "Lei do Mínimo na Produção Agrícola" (van der Ploeg; Böhm; Kirkham, 1999). Essa abordagem é especialmente útil para áreas em processo de recuperação ambiental, pois permite a identificação dos fatores mais limitantes para a qualidade do solo (Qi *et al.*, 2009), orientando ações de remediação e manejo sustentável.

3.5 Índice Nemerow Melhorado (ISQN)

Neste método o IQS é baseado no Índice de Nemerow Modificado (ISQN), utilizado no estudo de Li *et al.* (2024), em que os autores adotam uma perspectiva distinta ao enfatizar a influência dos fatores mais limitantes na qualidade do solo. Inspirado no índice de Nemerow tradicional, esse método considera múltiplos indicadores simultaneamente e atribui maior peso ao parâmetro mais crítico, ou seja, aquele que apresenta maior deficiência ou contaminação (Qi *et al.*, 2009). Ao combinar a média dos indicadores com o valor extremo, o ISQN oferece uma avaliação detalhada e sensível aos riscos ambientais.

Para melhorar a precisão do índice, foram incorporadas funções de pertinência e termos de correção, garantindo maior confiabilidade dos resultados à medida que o número de avaliações aumenta. O índice modificado é representado pela equação: $ISQN = \sqrt{(\bar{f}_i^2 + f_{i_{min}}^2)/2} \times (n - 1)/n$, onde \bar{f}_i é o valor médio do grau de pertinência de cada atributo da variável i . e $f_{i_{min}}$ corresponde ao menor grau de pertinência entre os atributos avaliados (Li *et al.*, 2024). A função de pertinência permite uma melhor representação dos efeitos dos indicadores menos associados à fertilidade do solo, tornando a análise mais realista e sensível às condições específicas da área estudada. A equação do ISQN inclui um fator corretivo $n-1/n$ (Qi *et al.*, 2009), que ajusta o impacto do número total de indicadores na avaliação, evitando superestimações da qualidade do solo quando há múltiplos parâmetros analisados.

A aplicação do método de Nemerow aprimorado no estudo de Li et al. (2024) demonstrou sua eficácia na identificação de desafios ambientais e na análise integrada da qualidade do solo. A abordagem possibilita uma melhor compreensão dos principais obstáculos enfrentados em diferentes locais de amostragem, tornando-se uma ferramenta útil para a avaliação de solos em ambientes complexos, como minas a céu aberto.

3.6 Áreas geométricas

O método de cálculo da qualidade do solo em processo de recuperação proposto no estudo de Corrêa & Bento (2010) baseia-se na comparação dos atributos do solo com vegetação nativa, com os atributos do solo em processo de recuperação. Os valores dos atributos obtidos no solo de referência são assumidos como ideais (100%). Por outro lado, os valores dos atributos do solo em processo de recuperação são normalizados em relação a essa referência.

Para realizar a normalização, calcula-se cada indicador (I_z) de acordo com a equação $I_z = a + [a((S - S_r)/S)b]$, onde z são os atributos analisados, a representa a proporção relativa de cada atributo na análise, sendo calculada como 100% dividido pelo número total de atributos avaliados. Os valores S e S_r correspondem, respectivamente, ao valor do atributo medido no solo sob a referência e no solo em processo de recuperação, permitindo a comparação entre as condições naturais e as recuperadas. O coeficiente b atua como um fator de ajuste, assumindo o valor 1,0 quando uma redução no valor do atributo indica uma melhoria na qualidade do solo e -1,0 quando o aumento do indicador é desejável para caracterizar uma condição mais favorável.

Por fim, os valores dos atributos foram integrados num modelo geométrico baseado num diagrama triangular, no qual cada vértice representa a qualidade física, química ou biológica do substrato revegetado. O IQS foi determinado pela razão entre as áreas geométricas dos triângulos formados pelos valores da qualidade do solo em recuperação e do solo de referência nativa $IQS (\%) = A/A_x$. Este método possibilita uma avaliação integrada da recuperação do solo, tendo em conta as suas múltiplas funções ecológicas.

3.7 Atributos mais utilizados para o TDS do IQS

Os atributos químicos foram os mais utilizados nos estudos analisados, estando presentes em aproximadamente 92% deles. Em contraste, apenas 30% dos estudos incorporaram atributos vegetais como componentes do TDS, conforme ilustrado na Figura 3b. No total, 166 atributos diferentes foram avaliados para a construção dos Índices de Qualidade do Solo (IQS), distribuídos entre quatro grandes categorias: 61 atributos químicos, 28 físicos, 62 biológicos e 15 relacionados à vegetação (Figura 3). Essa distribuição evidencia uma ênfase nos indicadores químicos e biológicos.

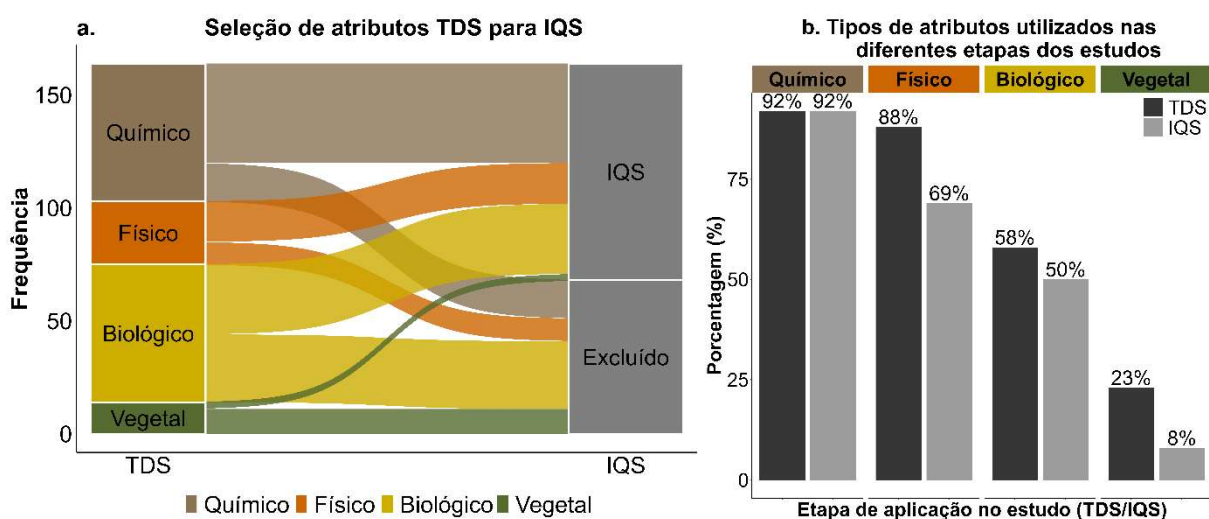


Figura 3. a. Quantidade total de atributos avaliados nos estudos que incorporam o TDS, classificados por categoria. b. Proporção de estudos que utilizaram atributos de cada categoria na composição do TDS.

De acordo com os dados compilados, os atributos mais utilizados por mais de 50% dos estudos foram: pH (88%), potássio disponível (69%), fósforo disponível (65%), densidade do solo (65%), fração silte (54%), fração argila (54%), cálcio trocável (Ca^{2+}) (50%), matéria orgânica do solo (MOS) (50%), magnésio trocável (50%) (Figura 4).

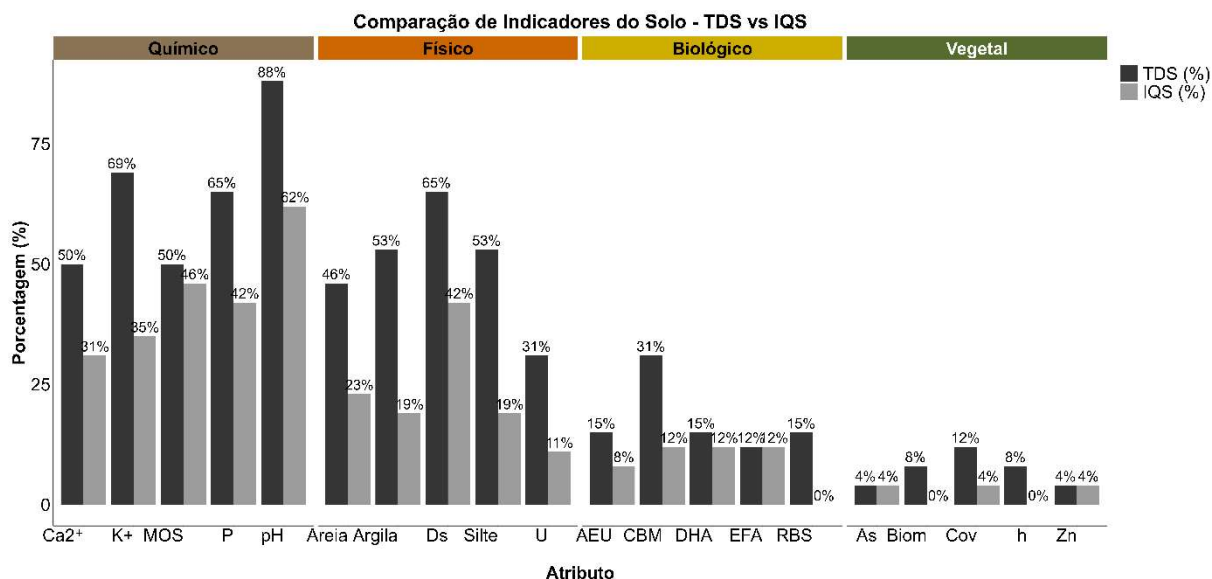


Figura 4. Os cinco atributos mais utilizados no conjunto total de dados (TDS) por categoria de indicadores e sua correspondente inclusão no Índice de Qualidade do Solo (IQS). Ca²⁺: Calcio Disponível, MOS: matéria orgânica do solo, K⁺: potássio disponível, P: fósforo disponível, Ds: densidade do solo, U: Umidade Gravimétrica, AEU: atividade da enzima urease, CBM: carbono da biomassa microbiana, DHA: atividade desidrogenase, EFA: enzima fosfatase ácida, RBS: respiração basal do solo, As_ arsênio em brotos, Biom: Biomassa, Cov: Cobertura, h: Altura, Zn: zinco em brotos.

Entre os atributos biológicos utilizados em mais de 10% dos estudos, destacam-se o carbono da biomassa microbiana (31%), a respiração basal (15%), indicadores bioquímicos como a DHA (15%), urease (15%), fosfatase ácida (12%) e β -glicosidase (12%) (Figura 4). O carbono da biomassa microbiana (CBM) indica a atividade microbiana e a disponibilidade de matéria orgânica, refletindo a capacidade de sustentação da vida microbiana em função da quantidade de carbono (Anderson; Dousch, 1989). A desidrogenase representa a atividade microbiana global do solo, estando relacionada ao metabolismo ativo dos microrganismos, à intensidade da respiração microbiana e à capacidade do solo de realizar processos bioquímicos essenciais (Casida; Klein; Santoro, 1964).

A enzima urease participa da decomposição da ureia no solo, liberando amônia e favorecendo a disponibilidade de nitrogênio para as plantas, funcionando como indicador do ciclo do nitrogênio (Kandeler; Gerber, 1988). A fosfatase ácida atua no ciclo do fósforo, mineralizando a matéria orgânica e disponibilizando fósforo para as plantas (Tabatabai; Bremner, 1969). A β -glicosidase participa da ciclagem do carbono através da degradação de

polissacarídeos e liberação de açúcares simples para os microrganismos, indicando a formação de matéria orgânica (Eivazi; Tabatabai, 1988).

Os atributos de vegetação foram os menos incorporados nos estudos analisados, com maior representação da cobertura vegetal do solo (13%) e da biomassa (8%) (Figura 4). No entanto, para o cálculo do IQS foram efetivamente utilizados apenas alguns parâmetros específicos: a cobertura do solo no estudo de Alves et al. (2024) e a concentração de As e Zn em brotos no estudo de Varennes et al. (2011), sendo estes últimos relacionados com a disponibilidade destes elementos no substrato.

Complementarmente, alguns estudos incorporaram índices fitossociológicos como Índice de valor de importância (IVI), dominância e abundância relativa na avaliação geral da recuperação, embora estes parâmetros não tenham sido incluídos diretamente na construção do IQS. Estes índices proporcionaram uma caracterização mais precisa da estrutura e dinâmica da comunidade vegetal em processo de recuperação. Posteriormente, o IQS calculado foi validado através de análises de correlação com estes e outros indicadores ecológicos, confirmando sua eficácia como ferramenta de monitoramento integrado (Li; Liber, 2018; Bandyopadhyay *et al.*, 2020; Halecki; Klatka, 2021; Shi *et al.*, 2021)

3.8 Atributos que compõem o IQS

Os indicadores mais frequentemente selecionados para o compor finalmente o IQS foram pH, matéria orgânica do solo (MOS), fósforo disponível (P), densidade do solo (Ds), potássio disponível e cálcio trocável (Ca^{2+}) (Figura 4). A predominância de indicadores químicos, enquanto a densidade do solo foi o único parâmetro físico amplamente selecionado, refletindo sua relevância na estrutura e compactação do solo. Essa seleção está alinhada a influência direta desses atributos na funcionalidade e saúde do solo, afetando processos como disponibilidade de nutrientes, retenção de água e atividade biológica.

4. DISCUSSÃO

A diversidade de contextos minerários abordados nos estudos avaliados evidencia a adaptabilidade metodológica dos IQS, permitindo sua aplicação em ambientes impactados pela extração de diferentes recursos, como carvão, ferro, fosfato e bauxita, entre outros

minerais. O desenvolvimento de índices específicos possibilita o monitoramento sistemático dessas áreas, permitindo comparações com ecossistemas de referência e fornecendo subsídios técnicos para o alcance de metas de reabilitação ou restauração ecológica. Nesse contexto, destaca-se a lacuna de estudos conduzidos em ambientes de savana, como o Cerrado brasileiro, ecossistema altamente suscetível à degradação e de grande relevância para a biodiversidade, a ausência de pesquisas mais aprofundadas nesses ambientes representa um desafio significativo para o desenvolvimento de estratégias adequadas de recuperação.

A avaliação da recuperação do solo em áreas mineradas é um processo complexo, que exige a integração de diferentes abordagens metodológicas. Os estudos analisados demonstram que os IQS vêm se consolidando como ferramentas essenciais para mensurar tanto a degradação quanto a recuperação do solo. Esses índices têm sido aplicados em diferentes etapas do processo de reabilitação, incluindo o planejamento inicial para a definição de práticas adequadas de manejo, a seleção criteriosa de espécies vegetais, o monitoramento contínuo da recuperação e, por fim, a avaliação dos resultados obtidos.

O uso do IQS permite também avaliar a eficácia de diferentes estratégias de mitigação, como a aplicação de polímeros estabilizadores (de Varennes *et al.*, 2011), lodo de esgoto tratado (Corrêa; Bento, 2010), compostos orgânicos (Garaiyurrebaso *et al.*, 2017), Technosolos (Imbaná *et al.*, 2024) e plantas de cobertura (Cavalcante; Silva; Oliveira, 2023).

A profundidade de amostragem influencia diretamente a avaliação da qualidade do solo, sendo que a camada superficial apresenta valores superior devido ao maior aporte de biomassa e atividade biológica. Contudo, a recuperação ocorre de maneira heterogênea ao longo do perfil, com persistência de atividade enzimática em camadas mais profundas, o que indica a presença de compostos orgânicos estáveis (Mukhopadhyay *et al.*, 2016; Jiang *et al.*, 2025).

A revegetação emerge como fator determinante na recuperação estrutural e funcional de áreas degradadas por mineração, pois minimiza a erosão e restabelece a funcionalidade ecológica desses ambientes. Estudos de Shi *et al.* (2021) confirmaram que a escolha de espécies vegetais tais como plantas fixadoras de nitrogênio e espécies adaptadas a ambientes degradados, bem como os métodos de recuperação utilizados, produzem variações significativas no IQS, confirmadas pela correlação positiva entre o índice e diversos

indicadores vegetais, como altura da planta, diâmetro à altura do peito, área do dossel e biomassa (Pietrzykowski, 2014). Esses resultados reforçam o IQS como ferramenta eficaz de avaliação e destacam a importância de práticas adequadas de recuperação para a sustentabilidade de áreas degradadas (de Varennes *et al.*, 2011).

As áreas pós-mineração apresentam potencial significativo de sequestro de carbono (Bandyopadhyay *et al.*, 2020), contribuindo positivamente para mitigação das mudanças climáticas. A definição precisa dos limites críticos para as propriedades do solo, geralmente baseada em ecossistemas naturais não degradados (Masto *et al.*, 2007), mostra-se útil para a normalização dos atributos do solo e sua posterior comparação (Ribeiro *et al.*, 2022; Alves *et al.*, 2024).

Outro aspecto crítico é a escolha dos materiais de reaterro e condicionadores de solo. Estudos como o de Essandoh *et al.* (2021) demonstram que substratos ricos em matéria orgânica e nutrientes promovem recuperação mais eficiente, enquanto materiais pobres demandam maior uso de insumos para atingir níveis adequados de fertilidade.

Na construção dos índices, observa-se uma predominância de atributos químicos, seguidos pelos físicos e biológicos. No conjunto de atributos do TDS, o pH, os nutrientes (macro e micronutrientes), as frações granulométricas e o CBM figuram entre os componentes mais utilizados. A análise de frequência revela o predomínio de atributos químicos na composição dos IQS, enquanto os atributos físicos são os menos frequentes, o que pode estar associado à sua elevada correlação com outros indicadores (Bandyopadhyay; Maiti, 2019), justificando sua exclusão em favor de uma análise mais eficiente. Essa predominância também reflete as características próprias das áreas mineradas e a facilidade de execução das análises químicas em laboratório, que não demandam cuidados adicionais de coleta ou refrigeração, ao contrário de muitos indicadores biológicos.

Entre os componentes físicos do TDS, além da granulometria, a densidade do solo (Ds) e a umidade (U) são relevantes para a qualidade física do solo. A Ds constitui um parâmetro estrutural relevante, cujos valores elevados indicam compactação e comprometimento da porosidade, da aeração e do desenvolvimento radicular (Corrêa; Bento, 2010; Bandyopadhyay; Maiti, 2019). A umidade, por sua vez, está diretamente associada à disponibilidade hídrica, influenciando processos microbianos e bioquímicos essenciais para o estabelecimento da vegetação (Blecker *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2024), e contribuindo

diretamente para o restabelecimento funcional do solo, contudo, apresenta elevada variabilidade durante os longos processos de recuperação.

Em relação aos atributos cuja quantificação demanda maior complexidade na amostragem, conservação do material e equipamentos analíticos, dificultando sua obtenção, o CBM aparece com maior frequência como indicador biológico (33%), evidenciando uma sub-representação dessa categoria nos estudos. Particularmente, destaca-se que o CBM foi mantido no IQS em apenas 12% dos casos. Já a respiração basal do solo foi contemplada somente no TDS, sendo incorporada ao IQS, provavelmente devido à sua elevada correlação com outros atributos de maior permanência, como a MOS e o pH (Ribeiro *et al.*, 2022), ou podendo estar associada à maior variabilidade intra-tratamentos desses indicadores, sendo necessários valores de n maiores. Em contraste, os indicadores bioquímicos apresentaram maior permanência quando incluídos no TDS foram mantidos no IQS, em média de 75% dos estudos analisados.

A proporção de atributos químicos selecionados no TDS mantém-se praticamente inalterada na transposição para o IQS, evidenciando a necessidade de estratégias metodológicas específicas para garantir representatividade adequada de todas as categorias. Duas abordagens principais podem mitigar essa limitação de sub-representação: primeiro, algumas metodologias estabelecem critérios que garantem a inclusão de pelo menos um atributo de cada grupo funcional químicos, físicos, biológicos e de cobertura vegetal na avaliação da qualidade do solo (Pietrzykowski, 2014; Borges *et al.*, 2019; Alves *et al.*, 2024). Como alternativa, propõe-se a obtenção de um MDS específico para cada categoria (químicos, físicos e biológicos) antes da etapa de seleção final de um MDS conjunto, mantendo dessa forma uma proporção equitativa entre as categorias. Essa estratégia mostra-se particularmente relevante em estudos com número restrito de repetições por atributo, onde a representatividade estatística pode ser comprometida.

Paralelamente, destaca-se a resiliência do solo e a influência da microbiota como elementos cruciais para a recuperação das funções edáficas, especialmente em áreas contaminadas. Embora estudos como o de Jiang *et al.* (2025) evidenciem o papel fundamental de microrganismos específicos na recuperação da resiliência edáfica, esses fatores biológicos permanecem pouco incluídos nos índices, prevalecendo variáveis físico-químicas mais facilmente mensuráveis (Zhu; Chen; Li, 2009; Sun *et al.*, 2021). Essa tendência manifesta-se

também na baixa inclusão de indicadores vegetais, constituindo uma lacuna na abordagem integrada da qualidade do solo e limitando a compreensão das complexas interações solo-vegetação essenciais aos processos de recuperação.

Por fim, não é viável estabelecer um índice único de qualidade do solo para todas as áreas mineradas. A construção do IQS deve considerar as especificidades locais e os objetivos de recuperação. Para isso, recomenda-se caracterizar a linha de base e áreas de referência, normalizar os dados com métodos como a função sigmoïdal, aplicar análises de componentes principais (PCA) para extrair os atributos mais representativos, e selecionar variáveis com base na correlação entre indicadores, a fim de reduzir redundâncias e aumentar a eficiência dos modelos.

5. CONCLUSÕES

A seleção do método de determinação do Índice de Qualidade do Solo pode alterar os resultados, conseqüentemente os monitoramentos e por fim o sucesso do processo de recuperação, influenciando o desenvolvimento das atividades de manejo necessárias para alcançar as metas estabelecidas. Considerando os resultados da revisão e o método proposto em conjunto com a maioria dos estudos, bem como os atributos mais utilizados, pode-se recomendar a inclusão no TDS dos atributos mais frequentemente selecionados no IQS dos estudos analisados: pH, matéria orgânica do solo, fósforo disponível, densidade do solo e potássio disponível

Embora importantes como fatores individuais, os indicadores biológicos frequentemente apresentam alta correlação com outros parâmetros, como a matéria orgânica e carbono orgânico total, além de apresentarem maior variabilidade intra-tratamentos ou dentro de uma mesma área. A redundância e/ou a baixa quantidade de repetições pode explicar por que esses indicadores são menos incluídos nos Índices de Qualidade do Solo. No entanto, entre os atributos biológicos utilizados nos estudos, destacam-se o carbono da biomassa microbiana, a enzima fosfatase ácida e a atividade da desidrogenase.

Para fornecer uma visão mais abrangente da recuperação ecológica, é recomendável que futuros modelos de monitoramento incluam. A restauração eficaz de solos degradados pela mineração exige uma abordagem integrada, combinando revegetação estratégica, manejo de fertilidade, avaliação microbiológica e tecnologias avançadas de monitoramento.

O sucesso desses esforços dependerá da adoção, do compromisso das empresas mineradoras e do contínuo aprimoramento das metodologias científicas para garantir a sustentabilidade a longo prazo desses ecossistemas.

6. REFÊRENCIAS

ALVES, M. Q. *et al.* Recovery quality index as a tool for monitoring the mined land reclamation. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 159, 2024.

AMACHER, M. C.; O'NEIL, K. P.; PERRY, C. H. **Soil vital signs: A new Soil Quality Index (SQI) for assessing forest soil health**. [S. l.: s. n.], 2007.

ANDERSON, T.-H.; DOUSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. [s. l.], 1989.

ANDREWS, S. S. *et al.* Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. **Geoderma**, [s. l.], v. 114, p. 187–213, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706103000417>. Acesso em: 3 jul. 2024.

ANDREWS, S. S.; CARROLL, C. R. DESIGNING A SOIL QUALITY ASSESSMENT TOOL FOR SUSTAINABLE AGROECOSYSTEM MANAGEMENT. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 11, n. 6, p. 1573–1585, 2001. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761%282001%29011%5B1573%3ADASQAT%5D2.0.CO%3B2>.

BANDYOPADHYAY, S. *et al.* Assessment of Forest Ecosystem Development in Coal Mine Degraded Land by Using Integrated Mine Soil Quality Index (IMSQI): The Evidence from India. **Forests**, [s. l.], v. 11, n. 12, p. 1310, 2020.

BANDYOPADHYAY, S.; MAITI, S. K. Evaluation of ecological restoration success in mining-degraded lands. **Environmental Quality Management**, [s. l.], v. 29, n. 1, p. 89–100, 2019.

BASTIDA, F. *et al.* Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 38, n. 12, p. 3463–3473, 2006.

BHARDWAJ, A. K. *et al.* Ecological management of intensively cropped agroecosystems improves soil quality with sustained productivity. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 140, n. 3–4, p. 419–429, 2011.

BLECKER, S. W. *et al.* Development of vegetation based soil quality indices for mineralized terrane in arid and semi-arid regions. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 20, p. 65–74, 2012.

BLOEM, J. *et al.* Monitoring and evaluating soil quality. *In: MICROBIOLOGICAL METHODS FOR ASSESSING SOIL QUALITY*. UK: CABI Publishing, 2005. p. 23–49.

BORGES, S. R. *et al.* Practices for rehabilitating bauxite-mined areas and an integrative approach to monitor soil quality. **Land Degradation & Development**, [s. l.], v. 30, n. 7, p. 866–877, 2019.

CARABASSA, V.; ORTIZ, O.; ALCAÑIZ, J. M. RESTOQUARRY: Indicators for self-evaluation of ecological restoration in open-pit mines. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 102, p. 437–445, 2019.

CASIDA, L. E.; KLEIN, D. A.; SANTORO, T. SOIL DEHYDROGENASE ACTIVITY. **Soil Science**, [s. l.], v. 98, n. 6, p. 371–376, 1964.

CAVALCANTE, D. M.; SILVA, I. R. da; OLIVEIRA, T. S. de. Soil quality indicators for monitoring the short-term effects of mined soil rehabilitation strategies for bauxite. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 47, 2023.

COMÍN, F. A. *et al.* Prioritizing sites for ecological restoration based on ecosystem services. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 55, n. 3, p. 1155–1163, 2018.

CORRÊA, R. S.; BENTO, M. A. B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no distrito federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 34, n. 4, p. 1435–1443, 2010. Disponível em: <https://www.sobrestauracao.org/documentos/artigos/44866416603336qualidade.pdf>. Acesso em: 5 set. 2024.

DE VARENNES, A. *et al.* Soil quality indicators response to application of hydrophilic polymers to a soil from a sulfide mine. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 192, n. 3, p. 1836–1841, 2011.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 20, n. 5, p. 601–606, 1988.

ESSANDOH, P. K.; TAKASE, M.; BRYANT, I. M. Impact of Small-Scale Mining Activities on Physicochemical Properties of Soils in Dunkwa East Municipality of Ghana. **The Scientific World Journal**, [s. l.], v. 2021, p. 1–13, 2021.

FRANKS, D. M. **Mountain Movers**. [S. l.]: Routledge, 2015.

GANN, G. D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 27, n. S1, 2019.

GARAIYURREBASO, O. *et al.* Long-term effects of aided phytostabilisation on microbial communities of metal-contaminated mine soil. **FEMS Microbiology Ecology**, [s. l.], v. 93, n. 3, p. fiw252, 2017.

GASTAUER, M. *et al.* Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and techniques in the context of legal requirements. **Ambio**, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 74–88, 2019.

GU, L. *et al.* Monitoring soil biological properties during the restoration of a phosphate mine under different tree species and plantation types. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 180, p. 130–138, 2019.

HAIR, J. F. *et al.* **Multivariate Data Analysis**. 7. ed. New York: Pearson, 2010.

HALECKI, W.; KLATKA, S. Application of Soil Productivity Index after Eight Years of Soil Reclamation with Sewage Sludge Amendments. **Environmental Management**, [s. l.], v. 67, n. 5, p. 822–832, 2021.

IMBANÁ, R. *et al.* Assessing the quality of constructed technosols enabled holistic monitoring of ecological restoration. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 353, p. 120237, 2024.

JIANG, J.-P. *et al.* Soil Microbial Activity During Secondary Vegetation Succession in Semiarid Abandoned Lands of Loess Plateau. **Pedosphere**, [s. l.], v. 19, n. 6, p. 735–747, 2009.

JIANG, S. *et al.* Standardized framework for assessing soil quality at antimony smelting site by considering microbial-induced resilience and heavy metal contamination. **Journal of Environmental Sciences**, [s. l.], v. 148, p. 306–320, 2025.

KAISER, H. F. The Application of Electronic Computers to Factor Analysis. **Educational and Psychological Measurement**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 141–151, 1960.

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. **Biology and Fertility of Soils**, [s. l.], v. 6, n. 1, 1988.

KARLEN, D. L. *et al.* Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 61, n. 1, p. 4–10, 1997.

KARLEN, D. L.; DITZLER, C. A.; ANDREWS, S. S. Soil quality: why and how?. **Geoderma**, [s. l.], v. 114, n. 3–4, p. 145–156, 2003.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. E. A Framework for Evaluating Physical and Chemical Indicators of Soil Quality. [s. l.], 1994. Disponível em: <https://scihub.se/10.2136/sssaspecpub35.c4>. Acesso em: 26 jun. 2024.

KISS, S.; DRĂGAN-BULARDA, M.; RĂDULESCU, D. Biological Significance of Enzymes Accumulated in Soil. *In*: [S. l.: s. n.], 1975. p. 25–87.

KUMAR, S. Soil Dehydrogenase Enzyme Activity in Natural and Mine Soil -A Review. **Middle East Journal of Scientific Research**, [s. l.], v. 13 (7), p. 898–906, 2013.

LEVI, N. *et al.* Soil quality index for assessing phosphate mining restoration in a hyper-arid environment. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 125, p. 107571, 2021.

LI, Y. *et al.* A framework for selecting and assessing soil quality indicators for sustainable soil management in waste dumps. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 8491, 2024.

LI, S.; LIBER, K. Influence of different revegetation choices on plant community and soil development nine years after initial planting on a reclaimed coal gob pile in the Shanxi mining area, China. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 618, p. 1314–1323, 2018.

LIEBIG, M. A.; VARVEL, G. ; DORAN, J. A Simple Performance-Based Index for Assessing Multiple Agroecosystem Functions. **Agronomy journal**, [s. l.], v. 93, p. 313–318, 2001.

MASTO, R. E. *et al.* Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 136, n. 1–3, p. 419–435, 2007.

MIJANGOS, I. *et al.* Effects of liming on soil properties and plant performance of temperate mountainous grasslands. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 91, n. 10, p. 2066–2074, 2010.

MUKHOPADHYAY, S. *et al.* Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 542, p. 540–550, 2016.

PAGE, M. J. *et al.* The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. **BMJ**, [s. l.], p. n71, 2021.

PIETRZYKOWSKI, M. Soil quality index as a tool for Scots pine (*Pinus sylvestris*) monoculture conversion planning on afforested, reclaimed mine land. **Journal of Forestry Research**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 63–74, 2014.

QI, Y. *et al.* Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. **Geoderma**, [s. l.], v. 149, n. 3–4, p. 325–334, 2009.

RAMOS, S. J. *et al.* Changes in soil properties during iron mining and in rehabilitating minelands in the Eastern Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 194, n. 4, p. 256, 2022.

REZAEI, S. A.; GILKES, R. J.; ANDREWS, S. S. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. **Geoderma**, [s. l.], v. 136, n. 1–2, p. 229–234, 2006.

RIBEIRO, P. G. *et al.* Spectral and Soil Quality Index for Monitoring Environmental Rehabilitation and Soil Carbon Stock in an Amazonian Sandstone Mine. **Sustainability**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 597, 2022.

SHI, Z. *et al.* Develop a Soil Quality Index to Study the Results of Black Locust on Soil Quality below Different Allocation Patterns. **Land**, [s. l.], v. 10, n. 8, p. 785, 2021.

SOUZA, V. G. de *et al.* Planejamento operacional de minas a céu aberto: aplicação de otimização baseada em simulação. **Brazilian Journal of Development**, [s. l.], v. 6, n. 9, p. 70983–70998, 2020. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/17096/13908>. Acesso em: 1 set. 2024.

SUN, H. *et al.* Effects of Vegetation Restoration on Soil Enzyme Activity in Copper and Coal Mining Areas. **Environmental Management**, [s. l.], v. 68, n. 3, p. 366–376, 2021.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 301–307, 1969.

VAN DER PLOEG, R. R.; BÖHM, W.; KIRKHAM, M. B. On the Origin of the Theory of Mineral Nutrition of Plants and the Law of the Minimum. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 63, n. 5, p. 1055–1062, 1999.

WANG, D. *et al.* Comprehensive assessment of soil quality for different wetlands in a Chinese delta. **Land Degradation & Development**, [*s. l.*], v. 29, n. 10, p. 3783–3794, 2018.

WYMORE, A. W. **Model-Based Systems Engineering**. 1. ed. [*S. l.*]: CRC Press, 1993.

ZHU, X.; CHEN, Y.; LI, D. Soil environmental quality assessment in sustainable rehabilitation of mine waste area: establishing an integrated indicator-based system. **WSEAS Trans. Info. Sci. and App.**, Stevens Point, Wisconsin, USA, v. 6, n. 3, p. 457–466, 2009.

CAPÍTULO II

TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE EMPRÉSTIMO NO BIOMA CERRADO, SUDESTE DO BRASIL

RESUMO

Após a mineração, a cobertura vegetal e os serviços ecossistêmicos das áreas de empréstimo que foram exploradas precisam ser restaurados. Para avaliar a eficácia desse processo de restauração, este estudo analisou o progresso da restauração ecológica em áreas de empréstimo degradadas por mineração de ouro no Cerrado, utilizando indicadores da vegetação e do solo e tendo o Cerrado *stricto sensu* como ecossistema de referência. O trabalho foi realizado em uma área de empréstimo destinada à construção de barramento de bacia de disposição de rejeitos de mineração de ouro, localizada no sudeste do Brasil, no bioma Cerrado. Foram avaliadas três áreas em processo de restauração (A4, A5 e A6) e dois ecossistemas de referência, uma fitofisionomia savânica do Cerrado *stricto sensu* e uma pastagem com a gramínea *Uruchloa* sp. Além do plantio de mudas e semeadura direta, a área A4 teve enriquecimento de espécies arbóreas e a A6, transposição de topsoil. Entre 14 e 15 anos após a implantação, em três parcelas de 10 m × 10 m por área, foi realizado inventário da flora arbustivo arbórea. Para cada parcela, foi coletada uma amostra de solo (0 a 20 cm) e três amostras da biomassa acima do solo de herbáceas com um gabarito de 0,5 m × 0,5 m. A biomassa lenhosa acima e abaixo do solo e das herbáceas foi estimada com equações alométricas. Ao todo, foram identificadas 29 espécies de 17 famílias. A predominância de espécies de ecossistemas nativos e a composição florística similar entre as áreas indicam a evolução da sucessão ecológica. A riqueza e diversidade das espécies foram menores na área A5 comparativamente ao Cerrado (teste de Dunn, valor $p < 0,05$). As áreas em recuperação apresentaram estoque de carbono (biomassa vegetal + solo) similar ao Cerrado nativo, sendo a pastagem notoriamente superior com 18,62 Mg ha⁻¹ (teste de Tukey, valor $p < 0,05$). Em geral, as áreas A4 e A6 mostraram indicadores ecológicos mais favoráveis. A análise de correlação canônica evidenciou uma influência significativa dos atributos do solo sobre a biomassa e elementos da vegetação herbácea nas áreas avaliadas. Os resultados reforçam a importância da combinação de diferentes técnicas de restauração ativa em áreas de empréstimo de mineração.

Palavras-chave: enriquecimento florístico, savana tropical, topsoil, índice de valor de importância.

ABSTRACT

After mining, the vegetation cover and ecosystem services of exploited borrow areas need to be restored. This study analysed the progress of ecological restoration in areas degraded by gold mining in the Cerrado, using vegetation and soil indicators, and using the stricto sensu Cerrado as a reference ecosystem. The study was conducted in an area intended for the construction of a gold mining tailings disposal dam in southeastern Brazil, within the Cerrado biome. Three restoration areas (A4, A5 and A6) and two reference ecosystems were evaluated: Cerrado stricto sensu savannah vegetation and a pasture of *Uruchloa*. In addition to planting seedlings and direct seeding, area A4 was enriched with trees, while area A6 was enriched with topsoil transposition. Between 14 and 15 years after planting, a floristic survey of woody plants was conducted in three 10 m × 10 m plots per area. For each plot, a soil sample (0–20 cm) and three samples of above-ground herbaceous biomass were collected using a 0.5 m × 0.5 m template. Above- and below-ground woody and herbaceous biomass were estimated using allometric equations. A total of 29 species belonging to 17 families were identified. The predominance of species from native ecosystems, as well as the similar floristic composition of the areas, suggests that ecological succession has occurred. Species richness and diversity were lower in area A5 than in the Cerrado (Dunn's test, $p < 0.05$). Recovery areas exhibited carbon stocks (plant biomass + soil) comparable to those of the native Cerrado, whereas pasture areas exhibited significantly higher stocks (18.62 Mg ha⁻¹; Tukey test, $p < 0.05$). Areas A4 and A6 exhibited the most favourable ecological indicators. Canonical correlation analysis revealed a significant impact of soil attributes on biomass and herbaceous vegetation elements in the evaluated areas. These results emphasise the importance of combining various active restoration techniques in mining borrow areas.

Keywords: floristic enrichment, tropical savannah, topsoil, importance value index.

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado ocupa aproximadamente 23% do território do Brasil, sendo o segundo bioma em extensão, sendo reconhecido mundialmente por sua rica diversidade biológica, abrigando cerca de 12.400 espécies de plantas, muitas delas endêmicas (Amaral *et al.*, 2017). Classificado como savana úmida, o bioma constitui um complexo mosaico de tipos vegetacionais e é considerado o de maior biodiversidade do planeta (Murphy; Andersen; Parr, 2016). Sua importância ecológica é significativa, sendo um dos 35 *hotspots* globais prioritários para conservação da biodiversidade, devido à sua alta vulnerabilidade e insubstituibilidade (Myers *et al.*, 2000).

O Cerrado apresenta diferentes tipos de vegetação, incluindo o Cerrado *stricto sensu*, que se caracteriza por uma vegetação lenhosa, com cobertura de copas de 20 a 50%, com altura média de 3 a 6 m, e presença marcante de troncos tortuosos e inclinados, ocupando cerca de 70% da área total do bioma (Roquette, 2018; Aguiar; Epifânio; de Souza, 2019). No entanto, estima-se que aproximadamente 50% da extensão original do Cerrado já tenha sido transformada por atividades humanas, principalmente pela expansão agropecuária (Vieira *et al.*, 2022). Além da agricultura, as atividades mineradoras contribuem para a degradação do bioma, com impactos locais intensos.

Em 2020, a mineração ocupava cerca de 20 mil hectares do Cerrado brasileiro (Projeto MapBiomas, 2022). Neste bioma está localizada a mina Morro do Ouro, em Paracatu-MG, que detém a maior produção acumulada de ouro no Brasil, totalizando 37.135 t (Costa; Rios, 2022), o que evidencia a importância econômica da exploração aurífera na região. Essas atividades minerárias provocam alterações ambientais, como a remoção da vegetação, escavações que expõem o solo ao substrato mineral e a criação de áreas de empréstimo, locais onde se extrai material para nivelamento e construção de obras de engenharia (Alves; Nascimento; Souza, 2012). Os substratos resultantes dessas intervenções apresentam características físico-químicas adversas, como compactação, baixa fertilidade, contaminação e perda de atividade biológica, dificultando a regeneração natural (Corrêa; Bento, 2010; Timsina *et al.*, 2022).

Nesse cenário, a restauração ecológica no Cerrado torna-se uma necessidade respaldada por fatores como as metas estabelecidas na COP15, que derivam das Metas Nacionais de Biodiversidade para 2030 (CONABIO, 2024); pelo menos 30% das áreas

degradadas ou alteradas de cada bioma devem estar em processo de restauração efetiva, com vista a garantir a integridade e os processos ecológicos, bem como a recuperação e o incremento da biodiversidade nativa (Gann et al., 2019), sendo a revegetação com espécies nativas uma estratégia central. Esta abordagem, que consiste na reconstituição de múltiplos estratos vegetais, desde gramíneas e herbáceas até arbustos e árvores, desencadeia uma cascata de benefícios ecológicos que vão para além da simples recuperação da cobertura vegetal (Bandyopadhyay *et al.*, 2020).

O processo de restauração desencadeia um ciclo positivo de recuperação do ecossistema, no qual o aumento da diversidade genética e estrutural da vegetação promove melhorias contínuas nas condições do solo (Buta *et al.*, 2019; Teixeira *et al.*, 2020), que por sua vez aumentam a capacidade de retenção de carbono na atmosfera (IPCC, 2019). Este mecanismo de retroalimentação positiva pode acelerar o restabelecimento das funções ecológicas essenciais (Bandyopadhyay *et al.*, 2020).

Particularmente no contexto das alterações climáticas globais, a restauração ecológica é uma das estratégias de mitigação (FAO, 2024). À medida que os ecossistemas restaurados evoluem em direção à composição e estrutura características da vegetação nativa antes da perturbação, a sua capacidade de fixação de carbono atmosférico aumenta. Este processo ocorre simultaneamente em dois compartimentos principais: na biomassa vegetal, através da intensificação da atividade fotossintética, e no solo, através do acúmulo progressivo de matérias orgânicas e da melhoria da estrutura edáfica (Gann et al., 2019; IPCC, 2019).

Entre essas funções, destaca-se a contribuição para o desafio mundial de mitigar as alterações climáticas (FAO, 2024), à medida que a restauração ecológica progride e a vegetação se aproxima da composição e estrutura da vegetação nativa anterior à degradação, aumentando o potencial de sequestro de carbono na biomassa via fotossíntese na vegetação e o solo (Gann et al., 2019; IPCC, 2019). No entanto, a recuperação de áreas degradadas por atividades mineradoras representa um desafio considerável, exigindo métodos eficientes de monitoramento e avaliação do progresso da restauração.

Nesse contexto, a análise fitossociológica é uma ferramenta valiosa, pois permite descrever a estrutura das comunidades vegetais e identificar padrões espaciais relevantes para avaliar o estado da regeneração em termos de biodiversidade, além de subsidiar estratégias de manejo e restauração (Miranda *et al.*, 2019). Aliada a técnicas de análise multivariada,

como a análise de correlação canônica (CCA), é possível associar características do solo com a composição da vegetação, ampliando a compreensão sobre os fatores que influenciam o sucesso da restauração ecológica (Yan *et al.*, 2023).

Com base nessas abordagens, o presente estudo teve como objetivo avaliar o desempenho da recuperação de áreas de empréstimo sob a ótica da restauração ecológica, utilizando uma área de Cerrado *stricto sensu* como referência e propondo ações para promover a sua efetiva restauração.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e delineamento experimental

O estudo foi realizado em área degradada pelo decapeamento de uma camada de solo, denominada neste estudo como área de empréstimo. O solo retirado da área foi destinado a construção do barramento da bacia de deposição de rejeitos Santo Antônio, no Morro do Ouro, município de Paracatu, estado de Minas Gerais, Brasil (17° 6' 19,4" S; 46° 31' 49,6" W) (Figura 5). A região de estudo está inserida no bioma do Cerrado e o clima é do tipo Aw - tropical úmido de savana, com inverno seco e verão chuvoso, segundo a classificação climática de Köppen (Ferreira *et al.*, 2014). A temperatura média anual na região é de 24,7 °C, oscilando entre o mínimo de 11,5 °C e máximo de 39,6 °C, com precipitação pluviométrica média anual de 1.396 mm (INMET, 2023).

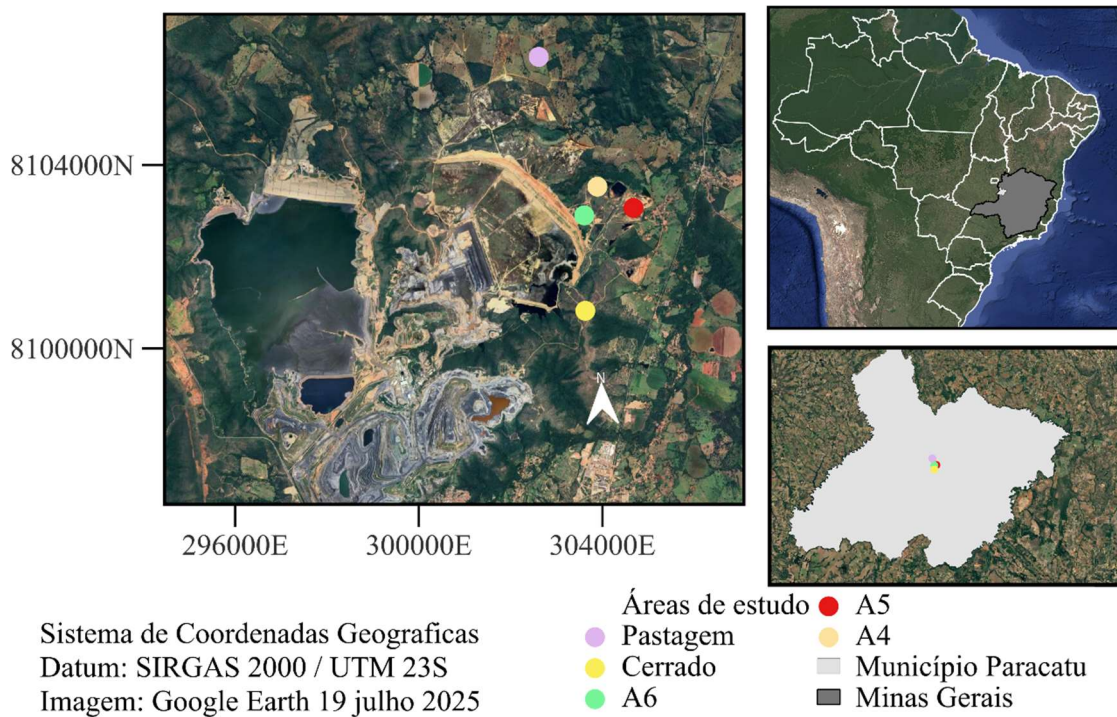


Figura 5. Localização da área de empréstimo por mineração de ouro que foram intervindas para sua restauração. Município de Paracatu, Minas Gerais, Brasil.

A área de empréstimo foi estratificada em três subáreas denominadas como A4, A5 e A6, que tiveram os trabalhos de restauração iniciados entre 2009 e 2010, com quatro técnicas de restauração ativa: 1) semeadura direta com mix de sementes, 2) plantio de mudas em área total, 3) enriquecimento de mudas e 4) transposição de topsoil. As áreas se diferenciaram pela combinação na qual estas técnicas foram aplicadas (Tabela 2 e Figura 6). Para avaliar o processo de restauração, foram selecionadas duas áreas de referência próximas às áreas em processo de restauração. Um ecossistema de referência do Cerrado classificado segundo a fitofisionomia em “stricto sensu” e um ecossistema de referência antropizado de pastagem não manejado há três anos, com *Uruchloa* sp. Em cada estrato foram lançadas aleatoriamente três parcelas de 10 m x 10 m. Nestas parcelas foram realizados o inventário da flora arbustivo arbórea e coleta das amostras de solo e de material vegetal.

Tabela 2. Histórico das atividades que foram reportadas pela empresa de mineração para a restauração de uma área de empréstimo. Paracatu, Minas Gerais, Brasil.

Atividade	Área	Ano			
		2009	2010	2011	2023
Implantação	A4	X			
	A5	X			
	A6		X		
Calagem e adubação	A4	X			
	A5	X			
	A6		X		
Semeadura direta (fabáceas herbáceas e gramíneas)	A4	X			
	A5	X			
	A6		X		
Plantio de arbóreas nativas	A4			X	
	A5			X	
	A6			X	
Enriquecimento de mudas	A4				X
	A5				
	A6				
Transposição de topsoil	A4				
	A5				
	A6		X		

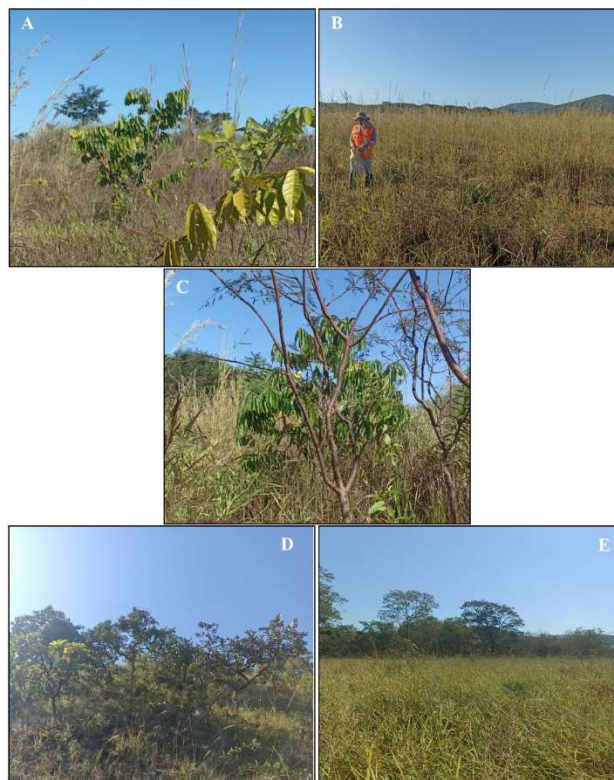


Figura 6. Áreas de estudo em maio de 2014 entre 14 e 15 anos a implantação. Áreas de restauração A4 (A), Área A5 (B) e A6 (C), Áreas de ecossistema de referência positiva Cerrado stricto sensu (D) e referência negativa pastagem com *Brachiaria* sp (E).

2.2 Composição florística e estrutura da vegetação

Os indivíduos tanto arbóreos como arbustivos, foram registados e medidos quando o diâmetro de base (a 30 cm de altura) era igual ou superior a 1,6 cm (Felfili; Carvalho; Haidar, 2005). Nos indivíduos amostrados, determinou-se a altura com uma trena e o diâmetro de base com um paquímetro digital. A identificação botânica foi realizada com acompanhamento de especialista. O sistema Angiosperm Phylogeny Group (APG) IV (Angiosperm Phylogeny Group [APG] 2016) da Lista de Espécies de Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>) foi utilizado para a classificação botânica e revisão da nomenclatura. As espécies foram classificadas segundo seu estágio sucessional (não pioneira e pioneira), grupo funcional (diversidade e preenchimento), síndrome de dispersão (anemocórica, autocórica e zoocórica) e forma de vida (arbórea, arbustiva, subarbustiva). Foram calculados os parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal densidade, frequência, dominância em seus valores absolutos e relativos e o índice de valor de importância (IVI, equação 1). Também foram avaliados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H' , equação 2) e equabilidade de Pielou (J' , equação 3).

$$IVI = \frac{(Fr_i + Dr_i + Dor_i)}{3} \quad (\text{Equação 1})$$

em que, Fr= frequência relativa, Dr= densidade relativa, Dr= dominância relativa, i= i-ésima espécie.

$$H' = \frac{(N \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i))}{N} \quad (\text{Equação 2})$$

em que, N= número total de indivíduos amostrados, n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie, S= número de espécies amostradas (riqueza), ln = logaritmo de base neperiana.

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (\text{Equação 3})$$

em que, $H'_{max} = \ln(S)$ = diversidade máxima, S= número de espécies amostradas (riqueza).

2.3 Caracterização do solo

A amostragem do solo nas áreas selecionadas foi realizada na profundidade de 0 a 20 cm, com a coleta de cinco subamostras de solo para compor uma amostra composta por parcela. As análises físicas incluíram os componentes granulométricos areia, silte e argila,

densidade de solo, densidade de partículas, porosidade total, índice de dispersão, argila dispersa em água e água disponível.

As análises químicas incluíram a mensuração da matéria orgânica (C.Org x 1,724 - método Walkley-Black), condutividade elétrica, pH em água, acidez potencial ($H + Al^+$), capacidade de troca catiônica efetiva, capacidade de troca catiônica a pH 7, fósforo remanescente, elementos disponíveis (P, K, Cu, Mn, Fe, Zn, Cd, Pb, Ni e Cr) utilizando extrator Mehlich-1. O enxofre foi extraído com fosfato monocálcico em ácido acético, enquanto os elementos trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+}) foram determinados com extrator KCl 1 mol L⁻¹ (Embrapa, 2017). Os elementos totais (As, Cr, Cu, Fe, Pb, S e Zn) foram quantificados após digestão das amostras de solo com água régia ($HNO_3 + HCl$, 3:1) (U.S. EPA, 2007). A dosagem dos elementos totais foi realizada por espectroscopia de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), com verificação da precisão analítica utilizando material de referência certificado SRM 1570A, *Trace Elements in Spinach Leaves* (NIST, 2023).

As análises biológicas do solo foram conduzidas com amostras mantidas sob refrigeração a 4°C. O carbono da biomassa microbiana foi obtido pelo método de irradiação-extração e quantificado por titulação (Tedesco et al., 1995, Mendonça; Matos, 2017). A respiração basal do solo foi determinada por respirometria em condições controladas (Stotzky, 1965), com quantificação do CO₂ por espectroscopia de decaimento de cavidade ressonante. A partir desses dados foram calculados o quociente metabólico (qCO₂) (Anderson; Domsch, 1993) e o quociente microbiano (qMIC) (Anderson; Dousch, 1989).

2.3.1 Nutrientes, carbono acima e abaixo do solo

A estimativa da biomassa da vegetação foi calculada separadamente em dois estratos da vegetação, herbácea e lenhosa, e cada uma em dois componentes, acima e abaixo do solo. A biomassa herbácea acima do solo foi estimada pelo método de quadrado vazado com auxílio de um gabarito de 0,5 m x 0,5 m. Três subparcelas foram lançadas aleatoriamente em cada parcela, totalizando nove por área (2,25 m²). O material coletado foi seco em estufa com circulação forçada de ar a 65 °C até peso constante. Após o processamento das amostras, foram determinados os elementos P, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Mn, Fe, As, Pb e Cd por digestão

nitro-perclórica, e o teor de N total pelo método Kjeldahl (Carmo *et al.*, 2000). A biomassa herbácea abaixo do solo foi estimada a partir da relação entre biomassa subterrânea e aérea, utilizando dois fatores de expansão: 0,5 para savanas semiúmidas, aplicado às áreas de recuperação e ao cerrado, e 1,6 para a pastagem semiúmidas (IPCC, 2006a).

A biomassa lenhosa acima do solo (AGB – do inglês *Aboveground Biomass*) de cada indivíduo amostrado foi estimada com a equação alométrica de Chave *et al.* (2014) (equação 4) e verificada no Cerrado *stricto sensu* (Roitman *et al.*, 2018). O valor foi usado para estimar a biomassa abaixo do solo (BGB – do inglês *Belowground Biomass*) usando a equação para florestas tropicais (equação 5) (IPCC, 2003). No cálculo da biomassa, o valor da densidade da madeira priorizou valores de literatura no Cerrado (Silva; Vale; Miguel, 2015; Silva *et al.*, 2018; Zanne *et al.*, 2009). Quando a espécie não estava listada, utilizou-se a média dos valores do respectivo gênero.

$$\text{AGB (kg árvore}^{-1}\text{)} = 0,0673 * (\rho D^2 H)^{0,976} \quad (\text{Equação 4})$$

em que ρ é a densidade da madeira (g cm^{-3}) Tabela S1, D é o diâmetro a 5 cm de altura, e H é a altura da árvore, em m.

$$\text{BGB (kg)} = e^{(-1,0587 + 0,8836 * \ln(\text{AGB}))} \quad (\text{Equação 5})$$

A AGB e BGB de todos os indivíduos lenhosos foram somados, por espécie, e os valores obtidos por parcela (100 m^2) extrapolados para hectare (Mg ha^{-1}). No caso do estrato herbáceo, a biomassa acima e abaixo do solo por parcela foi calculada a partir da média das três subparcelas (gabarito = $0,25 \text{ m}^2$) e o valor obtido extrapolado para área (Mg ha^{-1}). Os valores de biomassa foram multiplicados por 0,47 para calcular o estoque do carbono (IPCC, 2006b). Para estimar o estoque de carbono no solo (Mg ha^{-1}), a densidade do solo (g cm^{-3}) foi multiplicada pelo teor de carbono orgânico (em g kg^{-1}), a profundidade da camada analisada (em cm) e por fim multiplicado pelo fator 10 para conversão de unidade. O carbono total por área, ou seja, a somatória do carbono estocado na biomassa vegetal (acima e abaixo do solo) e do solo foi calculado.

2.4 Análise de dados

Os dados dos parâmetros fitossociológicos, estoque de carbono acima e abaixo do solo de cada estrato, solo e total foram verificados enquanto à normalidade e homogeneidade das variâncias pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. As variáveis foram submetidas a ANOVA unidirecional e, no caso de significância, seguido do teste post-hoc de Dunnett para comparar a área do Cerrado com as outras áreas. Para o estoque de carbono, foi adotado o teste post-hoc de Tukey, de forma a permitir comparações múltiplas entre todas as áreas, proporcionando uma análise mais detalhada das diferenças entre elas. Quando os pressupostos de normalidade e homogeneidade não foram atendidos, os dados foram analisados por métodos não paramétricos, utilizando o teste de Kruskal-Wallis seguido de comparações múltiplas pelo teste de Dunn.

A similaridade florística entre áreas foi analisada mediante agrupamento hierárquico. Inicialmente, uma matriz de dissimilaridade e ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) foi construída com base no índice de Bray-Curtis (presença e abundância das espécies). Para comprovar sua significância estatística, uma análise de similaridade (ANOSIM) foi adotada com a distância euclidiana como medida de dissimilaridade, utilizando o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2025).

A fim de investigar a influência entre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo com a concentração dos elementos nos tecidos vegetais e a biomassa dos estratos lenhoso e herbáceos foi aplicada a análise de correlação canônica. Para evitar os efeitos da multicolinearidade na análise e reduzir o conjunto inicial de atributos do solo (38 variáveis) foi utilizado o Fator de Inflação da Variância (VIF) com adoção de ponto de corte $VIF > 10$ para identificar colinearidade alta. Este procedimento foi realizado de forma automatizada e iterativa, tendo sido retidas apenas as variáveis independentes que não apresentaram correlação excessiva entre si. A CCA foi realizada por meio da Análise de Redundância (RDA), com vista a avaliar a relação entre os atributos da vegetação e os atributos edáficos. A significância estatística do modelo global e dos eixos canônicos individuais foi testada por meio de permutações (999 iterações). Todas as análises estatísticas foram conduzidas no software R (R Core Team, 2024) com um nível de significância de 5%, utilizando o ambiente integrado RStudio e os pacotes *usdm* (Naimi *et al.*, 2014) e *ggplot2* (Wickham, 2016).

3. RESULTADOS

3.1 Diversidade e índice de valor de importância das espécies

No levantamento florístico das cinco áreas, foram amostrados um total de 96 indivíduos distribuídos em 29 espécies de 17 famílias botânicas (Tabela S1). De acordo com estágio sucessional, a área A5 teve exclusividade de espécies não pioneiras e nas outras áreas a proporção variou entre 29 e 55% (Figura 7A). Na classificação do grupo funcional, a área A5 teve exclusividade de espécies de diversidade. Contrariamente, as áreas A4 e pastagem tiveram predominância de espécies de preenchimento (Figura 7B).

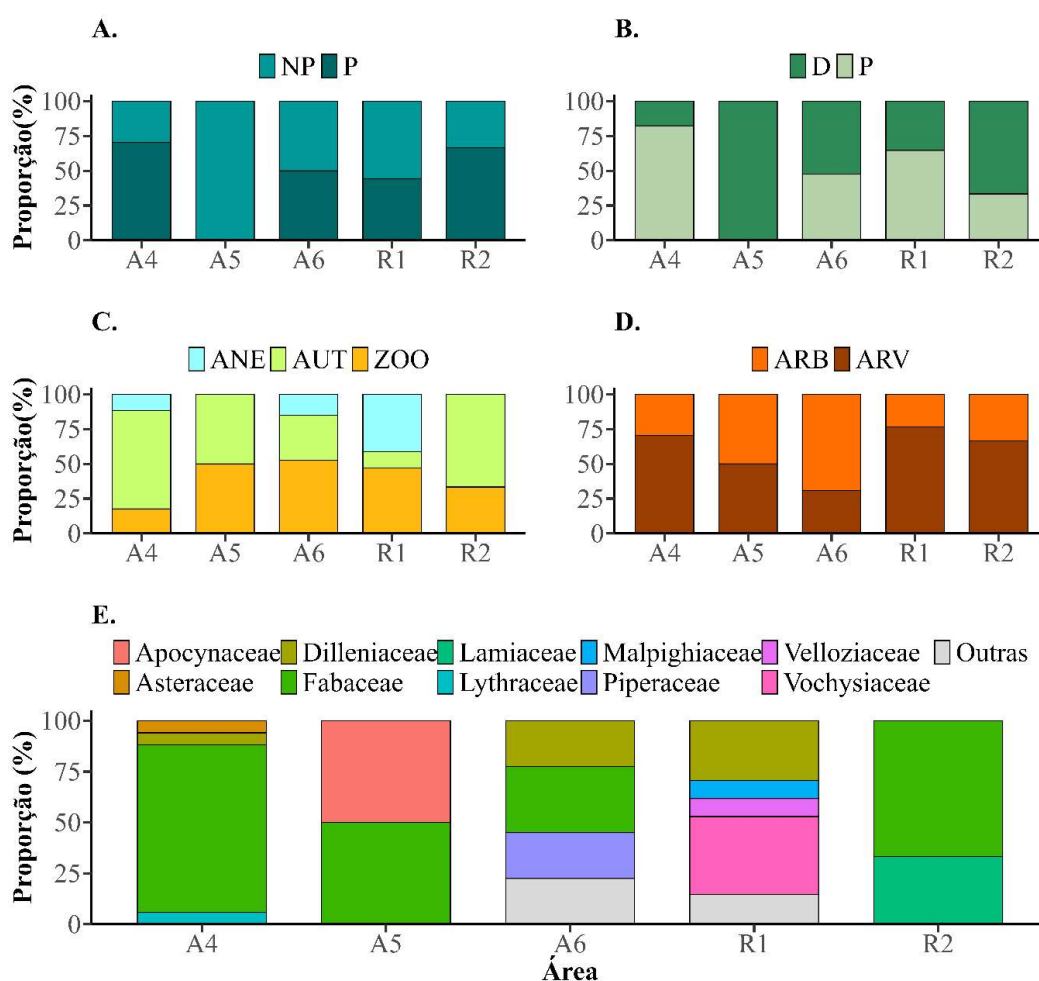


Figura 7. Distribuição das espécies entre as áreas de acordo com o estágio sucessional, NP = não pioneira, P = pioneira (A), grupo funcional, D = diversidade e P = preenchimento (B), síndrome de dispersão, ANE = anemocórica, AUT = autocórica e ZOO = zoocórica (C), formas de vida, ARB = arbustiva e ARV = arbórea, (D), e top 5 das famílias mais frequentes (E).

A metade das espécies nas áreas A5, A6 e Cerrado tinham síndrome de dispersão zoocórica. Poucas espécies tinham dispersão anemocórica (Figura 7C). Com exceção da área A6, a forma de vida predominante das espécies lenhosas amostradas nas áreas foi arbórea (Figuras 7D). A maioria destas espécies pertence à família Fabaceae, sendo mais comum nas áreas A4, A5 e pastagem (entre 32 e 82%). A exceção dessa tendência foi a área de referência do Cerrado, com a família Vochysiaceae sendo mais frequente (38%) (Figura 7E).

Os índices fitossociológicos das áreas restauradas tiveram variação com relação ao Cerrado. Em específico, a área A5 teve a menor densidade de indivíduos, riqueza de espécies e índice de Pielou com relação ao Cerrado. O índice de Shannon foi maior no Cerrado (Tabela 3). A área A4 apresentou valores mais similares com o Cerrado.

Tabela 3. Comparações post-hoc com o teste de Dunn entre as áreas restauradas com o Cerrado para os índices fitossociológicos entre 14 e 15 anos após implantação da restauração.

Comparações	Indivíduos ha⁻¹	Riqueza espécies	H	J
Cerrado vs. A4	378 a – 189 a	9,7 a - 3,7 a	2,1 a - 1,1 a	1,0 a – 0,9 a
Cerrado vs. A5	378 a – 22 b	9,7 a - 0,7 b	2,1 a - 0 b	1,0 a - 0 b
Cerrado vs. A6	378 a – 444 a	9,7 a – 5,0 a	2,1 a - 0,9 a	1,0 a - 0,6 b

Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) segundo o teste de Dunn.

O grupo com espécies de maior índice de valor de importância (IVI) foi ocupado por 14 espécies, no entanto, algumas semelhanças foram evidentes entre as áreas (Figura 8). Em geral, as áreas A4 e A6 apresentaram mais espécies em comum. Na área A4, *M. bimucronata* teve o mais alto IVI (24,8%), seguida por *Curatella americana* (17,1%), a qual ocupou a terceira e segunda posição na área A5 e Cerrado, respectivamente. *Stryphnodendron adstringens* (entre 45 e 60%) foi a primeira espécie de importância na área A5 (total de duas espécies) e pastagem (total de três espécies). *Hancornia speciosa* (entre 10 e 44%) foi importante na área A5 e Cerrado. De fato, houve maior densidade de indivíduos, frequência, dominância e equabilidade na distribuição de espécies no Cerrado (Tabela S2). *Mimosa pigra* com 30% dos indivíduos amostrados foi a espécie maior valor de importância na área A6 (29%), com densidade absoluta de 400 indivíduos ha⁻¹ (Tabela S2).

Quando se analisa o estrato herbáceo (Tabela S3), nas áreas de restauração predominam espécies herbáceas da família Poaceae, em sua maioria nativas, como *Hyparrhenia rufa* e *Andropogon spp.* No entanto, as áreas A4 e A6 possuem gramíneas exóticas como *Uruchloa humidicola* e *Melinis minutiflora* (Tabela S3).

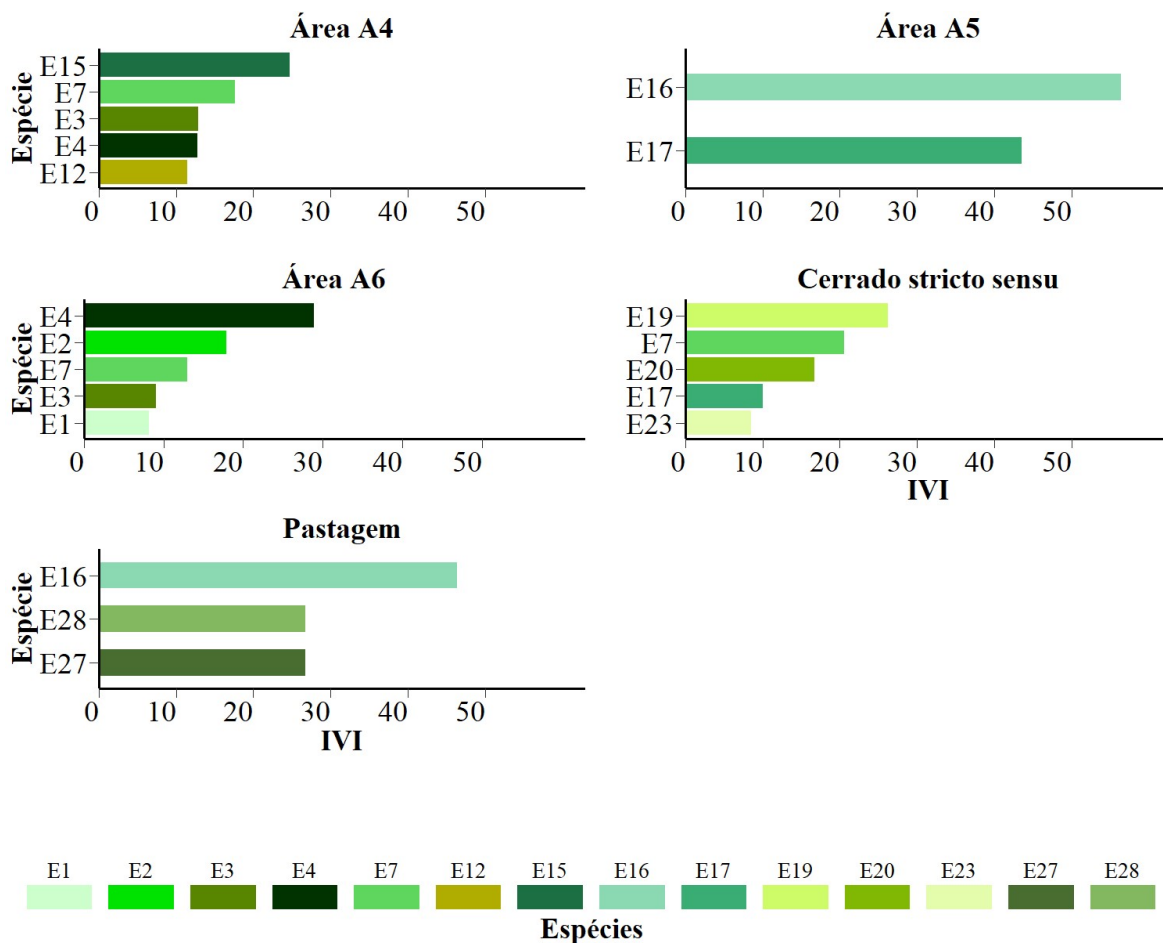


Figura 8. As cinco espécies com mais alto (IVI) em cada área de estudo, onde E1 = *Davilla elliptica*, E2 = *Piper gaudichaudianum*, E3 = *Lafoensia pacari*, E4 = *Mimosa pigra*, E7 = *Curatella americana*, E12 = *Inga edulis*, E15 = *Mimosa bimucronata*, E16 = *Stryphnodendron adstringens*, E17 = *Hancornia speciosa*, E19 = *Salvertia convallariodora*, E20 = *Qualea parviflora*, E23 = *Vellozia squamata*, E27 = *Aegiphila integrifolia* e E28 = *Bauhinia longifolia*

A ordenação da NMDS e o dendrograma hierárquico revelaram maior similaridade da composição florística em dois agrupamentos, uma com as áreas A4, A6 e o Cerrado. O segundo grupo foi conformado pela área A5 e pastagem. No entanto, a análise de similaridade (ANOSIM) não detectou diferenças significativas entre as áreas ($R = -0,03$; $p = 0,563$) (Figura 9). Embora os grupos A5 e Pastagem apresentem um comportamento distinto, isso

deve-se à baixa representatividade amostral, o que inviabiliza a sua comparação estatística com os restantes grupos, considerando-os floristicamente diferentes.

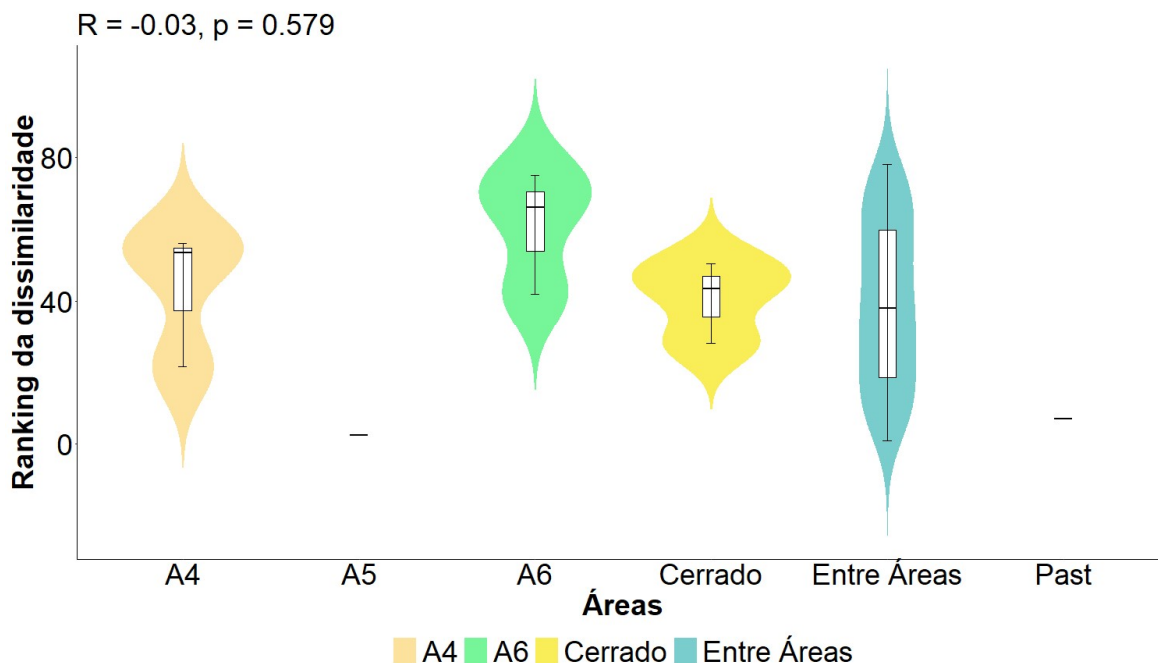


Figura 9. Análise de similaridade (ANOSIM) com distância euclidiana entre áreas com significância de 5%.

3.2 Estoque de carbono

No estoque de carbono houve diferenças dependendo do estrato de vegetação e componente analisado. Na biomassa acima e abaixo do solo da vegetação herbácea, o carbono na pastagem foi diferente e superior a todas as áreas (4,34 e 6,95 Mg ha^{-1} , respectivamente). As demais áreas apresentaram valores similares entre si. O estoque de carbono no solo da pastagem também diferiu significativamente do Cerrado (7,13 Mg ha^{-1} versus 2,44 Mg ha^{-1}). A vegetação lenhosa acumulou estoques similares de carbono acima e abaixo do solo, variando entre 0,15 e 4,69 Mg ha^{-1} , mantendo similaridades entre as áreas com estoques de carbono entre 0,04 e 1,14 Mg ha^{-1} . Considerando o estoque total de carbono, a pastagem apresentou diferenças significativas, sendo superior às demais áreas com média de 18,62 Mg ha^{-1} (Figura 10, Tabela S4).

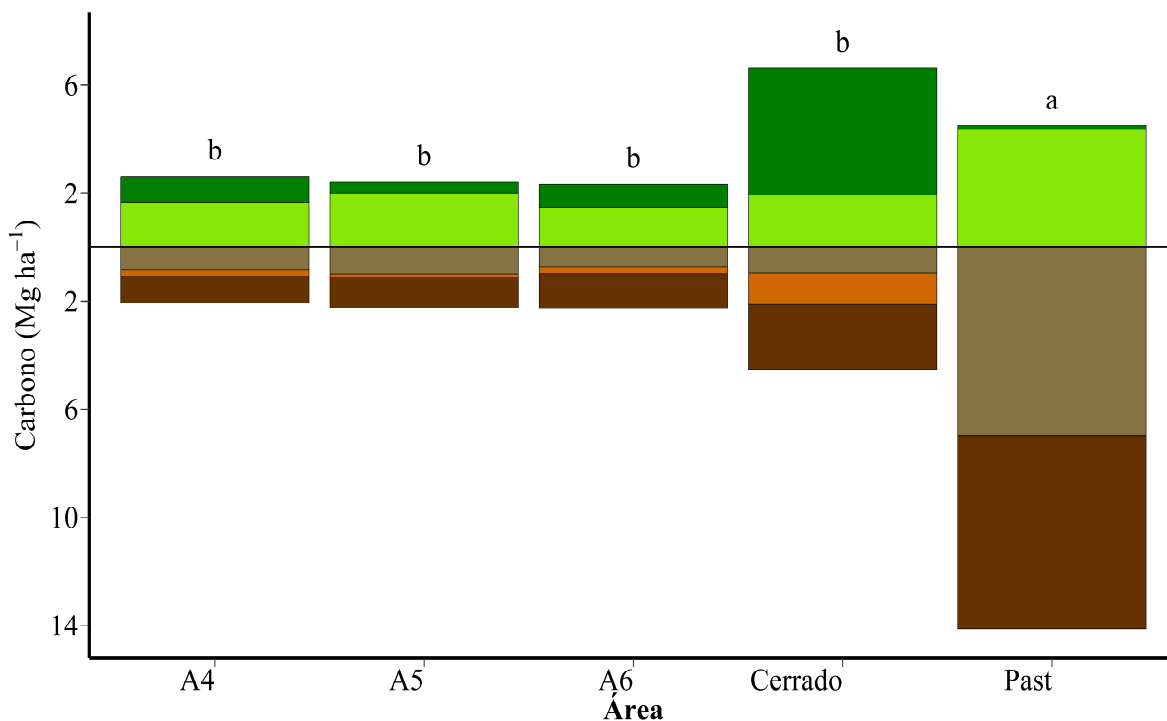


Figura 10. Distribuição do estoque de carbono na biomassa acima e abaixo do solo por estrato da vegetação (herbácea e lenhoso) e no solo até 20 cm de profundidade (SCOS), e total (biomassa vegetal + solo). Carbono da biomassa acima do solo (AGBH) e abaixo do solo (BGHBH) das espécies de gramíneas e carbono da biomassa acima do solo (AGB) e abaixo do solo (BGH) das espécies lenhosas. Letras diferentes indicam diferenças do estoque do carbono total das áreas restauradas, a pastagem e o Cerrado de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$). Para detalhes das comparações entre estratos, componentes de biomassa e solo das áreas, revisar Tabela S4.

3.3 Relação entre os atributos do solo e da vegetação

A análise de correlação canônica evidenciou uma influência dos atributos do solo sobre a biomassa e nutrientes da vegetação herbácea nas áreas avaliadas (Figura 11). O modelo explicou 88,8% da variância total dos dados. O primeiro gradiente (RDA1), estatisticamente significativo ($p = 0,049$), foi responsável por 82,98% da variância e representa o principal eixo ambiental da estruturação ecológica entre o solo e a vegetação. Neste eixo, os vetores de solo com maior representatividade foram o chumbo total (Pb) (0,725), chumbo disponível (Pbd) (0,493), o cobre total (Cu) (0,449) e o ferro total (0,339). Estes atributos foram os principais determinantes do padrão observado entre as áreas, com correlações significativas com a biomassa de parte aérea e raiz de espécies arbóreas ($p < 0,05$).

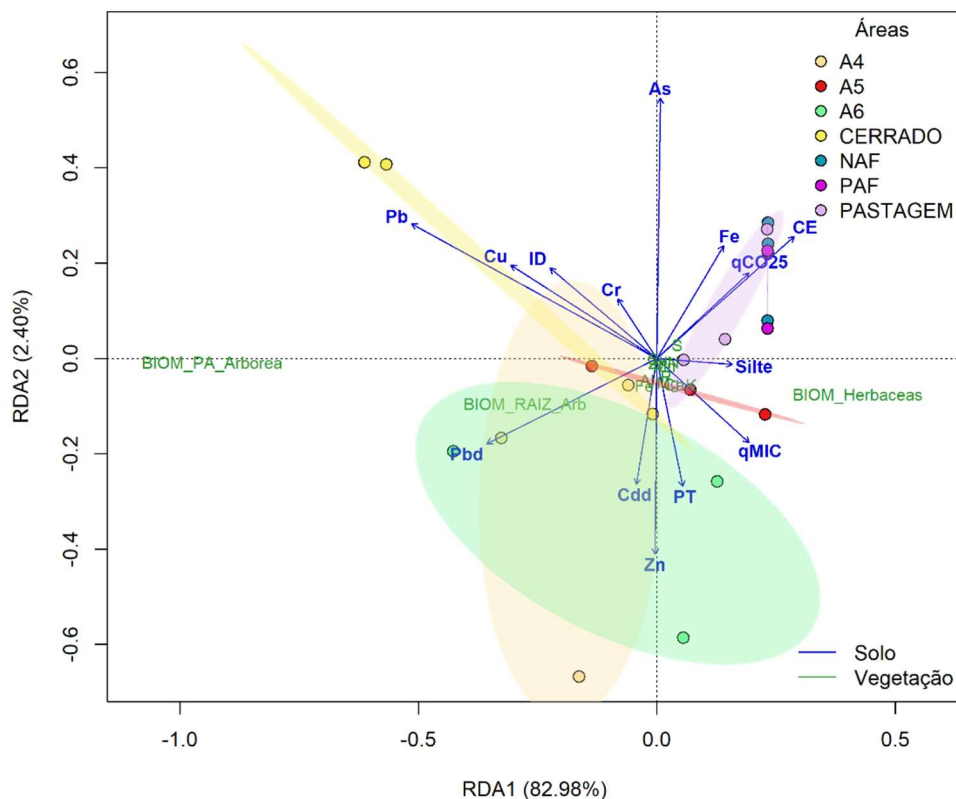


Figura 11. Correlação canônica dos atributos do solo e biomassa e nutrientes do estrato herbáceo, diversificando em zonas Pb = chumbo total (mg kg^{-1}), Cu = cobre total (mg kg^{-1}), ID = índice de dispersão (kg kg^{-1}), Cr = cromo total (mg kg^{-1}), As = Arsenio total (mg kg^{-1}), Fe = ferro total (g kg^{-1}), qCO25 = coeficiente metabólico de 5 dias (%), CE = condutividade elétrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$), Silte (g kg^{-1}), qMIC = quociente microbiano (%), PT = porosidade total, Zn = zinco total (mg kg^{-1}), Cdd = cádmio disponível (mg dm^{-3}), Pbd = Chumbo disponível (mg dm^{-3}), BIOMA_PA_Arborea: Biomassa acima do solo de lenhosas, BIOM_RAIZ_Arb: Biomassa abaixo do solo de lenhosas, BIOM_Herbacea: Biomassa acima do solo do estrato herbácea.

Entre os atributos da vegetação, a biomassa arbórea acima do solo apresentou as maiores correlações positivas com os metais pesados Pb (0,588), Pbd (0,414) e Cu (0,350). Cabe ressaltar que essas correlações são válidas para a faixa de concentrações observadas neste estudo, não implicando que essa relação positiva se manteria em concentrações mais elevadas desses metais, onde efeitos de toxicidade poderiam predominar. Por outro lado, a biomassa herbácea demonstrou correlações negativas com os mesmos metais, o que sugere possível sensibilidade a ambientes contaminados. Este padrão reflete-se espacialmente, uma vez que as áreas de referência do Cerrado e as áreas A4 e A6 se posicionaram nos quadrantes associados aos vetores de Pb, Pbd e Cu, evidenciando uma afinidade entre tais condições edáficas e a vegetação lenhosa característica dessas áreas.

De modo geral, a correlação canônica indica que as áreas com maiores teores de Pb total, bem como de Pb e Cu disponíveis (Tabela S5), como o cerrado e a área A4, apresentam maior acúmulo de biomassa arbórea, o que pode refletir um processo de seleção ecológica de espécies lenhosas mais tolerantes à presença desses elementos. O ferro total (Fe), por outro lado, apresentou correlação significativa sobretudo em locais onde predomina a biomassa herbácea.

4. DISCUSSÃO

4.1 Índice de valor de importância e composição florística

A transposição do topsoil e enriquecimento com arbóreas nativas afetaram significativamente alguns indicadores ecológicos das áreas restauradas. Os resultados foram parecidos com o Cerrado, o que sugere que estas duas técnicas de restauração ativa combinadas com o plantio de mudas foram mais eficazes nas áreas A4 e A6 que exclusivamente o plantio de mudas. As espécies mais com IVI maior nestas três áreas foram da família Fabaceae. Contrariamente, a dominância exclusiva de duas espécies na área A5 sugere menor sucesso na restauração porque seu ecossistema foi menos similar ao ecossistema nativo do Cerrado. No entanto, a presença de gramíneas exóticas nas áreas restauradas pode ser problemática comprometendo a regeneração de espécies nativas (Damasceno *et al.*, 2018). No Cerrado, a restauração pode ter drásticas limitações quando ocorre a invasão de gramíneas exóticas porque é um ecossistema aberto e por tanto susceptível à dispersão destas espécies.

Muitas espécies da família Fabaceae são pioneiras de rápido crescimento, com capacidade de estabelecer associações simbióticas com microrganismos fixadores de nitrogênio e solubilizadores de fósforo. Estas espécies aumentam a eficiência da absorção de nutrientes (Abd-Alla; Al-Amri; El-Enany, 2023). Nas condições de degradação das áreas em restauração, o plantio com estas espécies acelerou o processo de restauração, em especial, nos solos ácidos e pobres em nutrientes do Cerrado.

A presença de espécies da família Vochysiaceae, como a *Salvertia convallariodora*, pode se relacionar com sua capacidade de acumular alumínio nos tecidos. Também, esta característica das áreas em restauração confere uma vantagem competitiva nos Latossolos do

Cerrado com alta concentração deste elemento (Felfili et al., 1993). Estudos indicam que o alumínio pode desempenhar papel benéfico no metabolismo de espécies acumuladoras, como *Qualea grandiflora*, promovendo um crescimento radicular mais intenso e maior eficiência fotossintética (de Castro *et al.*, 2022).

As diferentes síndromes de dispersão observadas entre as áreas em recuperação e o Cerrado refletem estratégias adaptativas distintas. A predominância de espécies zoocóricas nas áreas em restauração sugere uma maior dependência da fauna para a dispersão de sementes. A diversidade de síndromes no Cerrado indica uma adaptação a múltiplas formas de dispersão, contribuindo para a resiliência e manutenção da biodiversidade do bioma. Além disso, a elevada representatividade da família Fabaceae nas áreas em restauração está em consonância com a sua reconhecida riqueza em ambientes de Cerrado. Esta família é uma das mais ricas em ecossistemas de savana (Moura et al. 2010).

As áreas A4 ou A6 reafirmaram a coexistência de múltiplas espécies com abundâncias mais equilibradas, promovendo maior diversidade e resiliência ecológica. Esse padrão pode indicar um estágio intermediário de restauração bem-sucedida, com comunidades ainda em processo de diversificação, mas com distribuição de abundâncias já equilibrada entre as espécies presentes. No estrato herbáceo, embora as áreas em restauração estejam se aproximando da composição florística do Cerrado, ainda enfrentam desafios, como a presença de espécies exóticas. Isto pode comprometer a efetividade da recuperação ecológica (ICMBio, 2025).

A densidade de indivíduos similares das áreas A4 e A6 com o Cerrado sugere que, após vários anos de intervenção, seus efeitos foram expressivos na restauração, ou seja, além de enriquecer com espécies nativas, as técnicas aumentaram o estabelecimento de espécies lenhosas.

4.2 Diversidade de espécies

O índice de Shannon-Wiener (H') encontrado estudos em áreas de vegetação nativa do Cerrado para o município de Paracatu, Minas Gerais, varia de 3,004 (Felfil et al., 1993), a 3,31, (Felfili et al., 2004), Estes valores são superiores à área de referência utilizada no presente estudo, o que reflete a fragmentação do bioma dentro da fitofisionomia no mesmo

local e sugere que é possível desenvolver estratégias para aumentar a diversidade florística em todas as áreas. Os menores valores de H' e índice de equabilidade de Pielou nas áreas A5 pode ser atribuído a uma menor estabilidade ecológica, entendida como a capacidade de um ecossistema em manter suas funções e estrutura frente a perturbações (Pimm, 1984; Loreau; de Mazancourt, 2013).

As limitações na estrutura florística da área A5 indicam que provavelmente não foi possível o estabelecimento com sucesso das espécies plantadas. Conforme observado por Vieira et al. (2022), que estudaram a recuperação de uma área de empréstimo em Paracatu, a taxa de mortalidade das mudas após seis anos foi de 62,5%, revelando as dificuldades de implantação nesses ambientes. A presença de poucas espécies em abundâncias semelhantes sugere sistemas ecologicamente simplificados e com baixa resiliência (Suding, 2011). Nesse contexto, para não comprometer o processo de restauração na área A5, é recomendável a adoção de técnicas adicionais, como a incorporação de material orgânico para acelerar a ciclagem biogeoquímica, e a introdução dirigida de espécies nativas por meio do enriquecimento florístico, a fim de impulsionar a disponibilidade de nutrientes, favorecer a sucessão ecológica e restaurar a complexidade florística (Yeong; Reynolds; Hill, 2016; Holl, 2023).

A aplicação de topsoil na área A6, técnica reconhecida por sua capacidade de transportar bancos de sementes, nutrientes e comunidades microbianas (Ribeiro *et al.*, 2018; Santos; Milani, 2021; Gerrits *et al.*, 2023), explica os resultados positivos obtidos na restauração. Paralelamente, a técnica de plantio de enriquecimento utilizada na A4 desempenhou papel fundamental ao introduzir espécies tardias da sucessão e grupos funcionais que favorecem o avanço contínuo da restauração ecológica, elementos que dificilmente colonizariam espontaneamente (Yeong; Reynolds; Hill, 2016; Santos; Milani, 2021; Holl, 2023).

A sinergia entre essas práticas contribuiu para acelerar a reconstituição estrutural e funcional da vegetação, promovendo maior resiliência ecológica. Embora a análise de similaridade (ANOSIM) não tenha identificado diferenças estatisticamente, os resultados indicam que as técnicas aplicadas, em maior ou menor intensidade, estão promovendo uma composição vegetal progressivamente mais semelhante à vegetação nativa do Cerrado.

Considerando os resultados favoráveis em ambas as áreas, destaca-se uma vantagem adicional da A4: ela obteve desempenho igualmente satisfatório em comparação à A6, mesmo sem a utilização de topsoil. Essa característica é particularmente relevante, uma vez que o topsoil, embora seja uma das principais técnicas de restauração, constitui um recurso escasso nesta região devido à presença de solos rasos.

4.3 Carbono

A ausência de diferenças do estoque de carbono nos estratos da vegetação entre as áreas A4, A5, A6 e o Cerrado reforça o sucesso da restauração na recuperação da estrutura ecológica após uma década das intervenções. Este resultado evidencia que, além da composição florística, as funções ecossistêmicas associadas ao acúmulo de carbono também estão sendo restabelecidas. A área de pastagem apresentou um padrão claramente distinto das áreas restauradas e do Cerrado, com valores maiores de carbono no solo e biomassa herbácea. Estes resultados refletem as características típicas de sistemas dominados por gramíneas (de Miranda *et al.*, 2014). O solo, com uma profundidade entre 0 e 20 cm, funciona como o principal reservatório, destacando-se também o componente de raízes finas, apresentando elevada produtividade primária herbácea, mas uma estrutura funcional e uma composição florística divergentes da vegetação nativa.

Vale destacar que neste estudo avaliou-se apenas o carbono orgânico total do solo, sem considerar sua labilidade. Nesse sentido, é possível que a área de pastagem, embora apresente maior estoque total de carbono, possua formas mais lábeis deste elemento, influenciando a dinâmica de ciclagem e a estabilidade dos estoques. Análises futuras das frações de carbono poderiam fornecer melhor compreensão sobre a qualidade dos estoques das áreas.

4.4 Relação dos atributos do solo e vegetação

A análise de ordenação demonstrou que o primeiro gradiente expressou um eixo de estresse ambiental relacionado à presença de metais pesados (Pb, Cu, Fe), os quais se opõem a atributos físicos e biológicos do solo, como silte, porosidade total (PT) e atividade microbiana (qMIC). A presença das áreas de referência do Cerrado, A4 e A6 nos quadrantes

associados aos metais destacou um possível traço ecológico adaptativo da vegetação nativa lenhosa do Cerrado, que evolutivamente pode ter desenvolvido tolerância a solos com altos teores de metais ou fortemente intemperizados (Araujo *et al.*, 2020).

Esses resultados indicam que as áreas mantiveram comunidades vegetais mais estruturadas e avançadas no processo de sucessão ecológica, o que pode refletir o sucesso das ações de restauração realizadas, particularmente no caso da área A6. O anterior reforça a hipótese de que áreas com maior acúmulo de metais podem apresentar menor diversidade e dominância de espécies arbóreas tolerantes, enquanto solos mais estruturados e biologicamente ativos favorecem comunidades vegetais mais diversificadas, incluído o hábito de herbáceas.

Apesar da tendência positiva, os resultados sugerem que a diversidade florística, por si só, não é um preditor direto da variação do carbono no solo. Essa ausência de associação pode ser atribuída à alta variabilidade dos dados e à influência de múltiplos fatores ecológicos e edáficos. Ainda assim, áreas com técnicas de restauração mais complexas, como A6 (topsoil) e A4 (enriquecimento), apresentaram maior diversidade. No entanto, apenas a área A4 demonstrou acúmulo de carbono no solo em níveis comparáveis ao Cerrado, de enriquecimento florístico, ao promover maior diversidade funcional e presença de espécies de estágios sucessionais avançados, podem favorecer simultaneamente a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema, especialmente no que se refere ao sequestro de carbono.

Essas observações contribuem para entender os mecanismos de resposta funcional da vegetação em processos de restauração, ressaltando o papel dos atributos do solo como filtros na seleção da estrutura da cobertura vegetal. A integração entre os resultados dos atributos vegetais e a análise de ordenação demonstra que o sucesso da restauração não depende apenas da riqueza de espécies, mas também da capacidade das comunidades vegetais em responder aos gradientes ambientais, particularmente aqueles relacionados ao solo e à disponibilidade de recursos.

5. CONCLUSÕES

A combinação do plantio de mudas com as técnicas de enriquecimento e transposição de topsoil promoveu, após 15 anos, promoveu aumentos na densidade de indivíduos, na diversidade e na riqueza de espécies lenhosas nativas do Cerrado nas áreas em processo de

restauração. Essas áreas se caracterizaram por indicadores ecológicos positivos e níveis de estoques de carbono similares aos do Cerrado nativo.

A semelhança na composição florística entre as áreas com enriquecimento e transposição de topsoil, além do plantio de mudas, reforça a ideia de que a seleção e a interpretação dos indicadores de sucesso devem ser orientadas pelos objetivos específicos da restauração, sobretudo porque as áreas convertidas em pastagens podem apresentar elevados níveis de carbono, mas baixa biodiversidade.

Por fim, o levantamento fitossociológico indicou que a área restaurada exclusivamente com o plantio de mudas ainda necessita de intervenções complementares para acelerar a recuperação da biodiversidade e alcançar níveis ecológicos mais próximos aos da vegetação nativa do Cerrado.

6. REFERÊNCIAS

ABD-ALLA, M. H.; AL-AMRI, S. M.; EL-ENANY, A.-W. E. Enhancing Rhizobium–Legume Symbiosis and Reducing Nitrogen Fertilizer Use Are Potential Options for Mitigating Climate Change. **Agriculture**, [s. l.], v. 13, n. 11, p. 2092, 2023.

AGUIAR, B. A. C.; EPIFÂNIO, M. L. G.; DE SOUZA, P. B. Fitossociologia de uma área de cerrado sensu stricto e do sub-bosque de clones de Eucalyptus, Aliança, Tocantins, Brasil. **Élisée - Revista de Geografia da UEG**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. e82197, 2019. Disponível em: [//www.revista.ueg.br/index.php/elisee/article/view/9473](http://www.revista.ueg.br/index.php/elisee/article/view/9473).

ALVES, M. C.; NASCIMENTO, V. do; SOUZA, Z. M. de. Recuperação em área de empréstimo usada para construção de usina hidrelétrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 16, n. 8, p. 887–893, 2012.

AMARAL, A. G. *et al.* Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. **Journal of Vegetation Science**, [s. l.], v. 28, n. 4, p. 848–858, 2017.

ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biol. Biochem**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 393–395, 1993.

ANDERSON, T.-H.; DOUSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. [*s. l.*], 1989.

ARAUJO, M. A. *et al.* Tolerance evaluation and morphophysiological responses of *Astronium graveolens*, a native Brazilian Cerrado, to addition of lead in soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [*s. l.*], v. 195, p. 110524, 2020.

BANDYOPADHYAY, S. *et al.* Assessment of Forest Ecosystem Development in Coal Mine Degraded Land by Using Integrated Mine Soil Quality Index (IMSQI): The Evidence from India. **Forests**, [*s. l.*], v. 11, n. 12, p. 1310, 2020.

BARBOSA, L. M. *et al.* **Lista de espécies indicadas para restauração Ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2017. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/wp-content/uploads/sites/235/2019/10/lista-especies-rad-2019.pdf>. Acesso em: 15 maio 2025.

BUTA, M. *et al.* Soil Reclamation of Abandoned Mine Lands by Revegetation in Northwestern Part of Transylvania: A 40-Year Retrospective Study. **Sustainability**, [*s. l.*], v. 11, n. 12, p. 3393, 2019.

CARMO, C. A. F. de S. do *et al.* **Métodos de Análise de Tecidos Vegetais utilizados na Embrapa Solos**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, Circular Técnica n° 6, 2000. v. 1 Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/62212/1/Methodo-de-analise-de-tecido.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2024.

CHAVE, J. *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [*s. l.*], v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.

COMISSÃO NACIONAL DE BIODIVERSIDADE (CONABIO). **Resolução CONABIO nº 9, de 28 de novembro de 2024**. Dispõe sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2030. Brasil: 28 nov. 2024.

CORRÊA, R. S.; BENTO, M. A. B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no distrito federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [*s. l.*], v. 34, n. 4, p. 1435–1443, 2010. Disponível em: <https://www.sobrestauracao.org/documentos/artigos/44866416603336qualidade.pdf>. Acesso em: 5 set. 2024.

COSTA, M. A. da; RIOS, F. J. **The gold mining industry in Brazil: A historical overview**. [*S. l.*]: Elsevier B.V., 2022.

DAMASCENO, G. *et al.* Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. **Biological Invasions**, [s. l.], v. 20, n. 12, p. 3621–3629, 2018.

DE CASTRO, L. M. R. *et al.* Molecular and physiological aspects of plant responses to aluminum: what do we know about Cerrado plants?. **Brazilian Journal of Botany**, [s. l.], v. 45, n. 2, p. 545–562, 2022.

DE MIRANDA, S. do C. *et al.* Regional Variations in Biomass Distribution in Brazilian Savanna Woodland. **Biotropica**, [s. l.], v. 46, n. 2, p. 125–138, 2014.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília DF: Embrapa solos, 2017. v. 1

EMBRAPA CERRADO. **Comunicado Técnico 110: Cultivo de Espécies Nativas do Bioma do Cerrado**. Planaltina, DF: [s. n.], 2004. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/569243/1/comtec110.pdf>. Acesso em: 15 maio 2025.

FELFILI, J. M. *et al.* Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha. **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 3, p. 27–43, 1993.

FELFILI, J. M. *et al.* Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology**, [s. l.], v. 175, n. 1, p. 37–46, 2004.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Floresta, 2005.

FERREIRA, F. G. *et al.* **Comunidade lenhosa de cerrado sentido restrito sobre neossolo flúvico em Paracatu-MG** *Ecologia/Ecology Rev. Biol. Neotrop.* [S. l.: s. n.], 2014.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **El estado de los bosques del mundo 2024**. Roma: FAO, 2024.

GANN, George D *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 27, n. S1, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/rec.13035>.

GANN, George D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 27, n. S1, 2019.

GERRITS, G. M. *et al.* Synthesis on the effectiveness of soil translocation for plant community restoration. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 60, n. 4, p. 714–724, 2023.

HARIDASAN, M.; DE ARAÚJO, G. M. Aluminium-accumulating species in two forest communities in the cerrado region of central Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 15–26, 1988.

HOLL, K. D. **Fundamentos da Restauração Ecológica**. México, CDMX: CopitarXives, 2023. Disponível em: <https://copitarxives.fisica.unam.mx/LT0004PT/LT0004PT.pdf>. Acesso em: 4 jul. 2024.

INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. [S. l.], 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 27 jun. 2024.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Lista de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais**. [S. l.: s. n.], 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/manejo-de-especies-exoticas-invasoras/listas-de-eei-em-ucs>. Acesso em: 8 jun. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Agriculture, Forestry and Other Land Use, Grassland. *In*: EGGLESTON H.S. *et al.* (org.). **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japon: IGES, 2006a. v. 4. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_06_Ch6_Grassland.pdf. Acesso em: 27 ago. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. [S. l.: s. n.], 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. Japon: IGES, 2006b. v. 1

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto Protocol. *In*: PENMAN, J. *et al.* (org.). **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and**

Forestry. Kanagawa: [s. n.], 2003. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/GPG_LULUCF_FULLEN.pdf. Acesso em: 31 maio 2025.

LOREAU, M.; DE MAZANCOURT, C. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 16, n. s1, p. 106–115, 2013.

MENDONÇA, E. de S.; MATOS, E. de S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. 2. ed. Viçosa, MG: UFV-Gefert, 2017.

MIRANDA, C. do C. *et al.* Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 29, n. 4, p. 1601–1613, 2019.

MOURA, I. O. de *et al.* Diversidade e estrutura comunitária de cerrado sensu stricto em afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pirineus, Goiás. **Revista Brasil. Bot.**, [s. l.], v. 33, p. 455–467, 2010.

MURPHY, B. P.; ANDERSEN, A. N.; PARR, C. L. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 371, n. 1703, p. 371, 2016.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [s. l.], v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501#citeas>. Acesso em: 26 ago. 2024.

NAIMI, B. *et al.* Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. **Ecography**, [s. l.], v. 37, p. 191–203, 2014.

NIST – NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY. **Certificate of Analysis: Standard Reference Material® 1570a – Trace Elements in Spinach Leaves**. Gaithersburg, MD, USA: [s. n.], 2023.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan: Community Ecology Package**. [S. l.: s. n.], 2025. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

PIMM, S. L. The complexity and stability of ecosystems. **Nature**, [s. l.], v. 307, n. 5949, p. 321–326, 1984.

PROJETO MAPBIOMAS. **Mapeamento anual de cobertura e uso da terra no Brasil Destaques agropecuária no Brasil (1985-2022)- Coleção 8**. [S. l.: s. n.], 2022. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/wp->

content/uploads/sites/4/2023/10/FACT_MapBiomass_Agropecuaria_04.10_v2.pdf. Acesso em: 27 ago. 2024.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: [s. n.], 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, R. A. *et al.* Topsoil application during the rehabilitation of a manganese tailing dam increases plant taxonomic, phylogenetic and functional diversity. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 227, p. 386–394, 2018.

ROITMAN, I. *et al.* Optimizing biomass estimates of savanna woodland at different spatial scales in the Brazilian Cerrado: Re-evaluating allometric equations and environmental influences. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 13, n. 8, p. e0196742, 2018.

ROQUETTE, J. G. DISTRIBUIÇÃO DA BIOMASSA NO CERRADO E A SUA IMPORTÂNCIA NA ARMAZENAGEM DO CARBONO. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 28, n. 3, p. 1350–1363, 2018.

SANTOS, G. D. A.; MILANI, J. E. D. F. SYSTEMATIC REVIEW: THE MAIN METHODS OF RESTITUTION OF DEGRADED AREAS IN THE CERRADO. **BIOFIX Scientific Journal**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 93, 2021.

SILVA, V. P. G. da *et al.* **Densidade básica da madeira em diferentes posições da árvore de espécies arbóreas de cerrado** V Congresso de ensino, pesquisa e extensão da UEG. [S. l.: s. n.], 2018. Disponível em: <https://www.anais.ueg.br/index.php/cepe/article/view/12315>. Acesso em: 30 maio 2025.

SILVA, C. J. da; VALE, A. T. do; MIGUEL, E. P. Densidade básica da madeira de espécies arbóreas de Cerradão no estado de Tocantins. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [s. l.], v. 35, n. 82, p. 63–75, 2015.

STOTZKY, G. Microbial respiration. *In*: NORMAN, A. G. (org.). **Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties**. . Madison, Wisconsin : American Society of Agronomy, 1965. p. 1550-1572.

SUDING, K. N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 42, n. 1, p. 465–487, 2011.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solos plantas e outros-materiais**. 2. ed. Potto Alegre: Departamento de Solos,UFRGS, 1995. v. Boletim Técnico N5

TEIXEIRA, H. M. *et al.* Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 457, p. 117696, 2020.

TIMSINA, S. *et al.* Tropical surface gold mining: A review of ecological impacts and restoration strategies. **Land Degradation and Development**, [s. l.], ano 33, n. 18, 1 dez. 2022. p. 3661–3674.

VIEIRA, D. A. *et al.* Relationships between soil properties and species establishment in the restoration of mined soils in the Cerrado biome. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 17, n. 11, p. e0277193, 2022.

VIEIRA, L. T. A. *et al.* Reviewing the Cerrado's limits, flora distribution patterns, and conservation status for policy decisions. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 115, 2022.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. [S. l.]: Springer-Verlag New York, 2016. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org>.

YAN, K. *et al.* Trajectories of soil microbial recovery in response to restoration strategies in one of the largest and oldest open-pit phosphate mine in Asia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 262, p. 115215, 2023.

YEONG, K. L.; REYNOLDS, G.; HILL, J. K. Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 25, n. 5, p. 957–973, 2016.

ZANNE, A. E. *et al.* Dados de: Rumo a um espectro mundial de economia da madeira . **Dryad**, [s. l.], 2009.

CAPÍTULO III

ÍNDICE DE QUALIDADE DA RECUPERAÇÃO COMO FATOR CHAVE NO MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

RESUMO

Além das áreas diretamente mineradas, as áreas de empréstimo utilizadas para construção de estruturas como barragens, cascalho e demais obras da construção civil sofrem intensas alterações devido à remoção da vegetação e do solo original. Diante desse cenário, torna-se fundamental o desenvolvimento de metodologias eficazes de avaliação e monitoramento da recuperação ambiental destas áreas, em consonância com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e as metas nacionais para o bioma Cerrado. Este estudo analisou 38 atributos do solo e três da vegetação com o objetivo de desenvolver um Índice de Qualidade da Recuperação (IQR) para áreas degradadas no Cerrado. A pesquisa foi conduzida em uma mina de ouro a céu aberto localizada em Paracatu, Minas Gerais, onde foram avaliadas, após 14 e 15 anos de restauração, três áreas de empréstimo (A4, A5 e A6) e duas áreas de disposição de estéril: uma com Potencial de Geração de Drenagem Ácida (PAF) e outra sem potencial de Drenagem Ácida (NAF). A comparação foi realizada com dois ecossistemas de referência: uma área nativa com fitofisionomia de Cerrado stricto sensu e uma de pastagem com *Uruchloa* sp. A seleção do conjunto mínimo de dados foi feita por meio de Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando análise paralela e coeficientes de correlação de $|r| \geq 0,7$ (para Cerrado) e $|r| \geq 0,6$ (para pastagem). Os resultados revelaram predominância de atributos químicos (74%), com as áreas A4, A5, A6 e NAF alcançando valores de IQR entre 0,81 e 0,87 quando comparadas ao Cerrado. Quando comparadas com a pastagem, os valores do IQR foram consistentemente baixos (inferiores a 0,65) nas áreas em recuperação, o que evidencia o avanço dos processos de recuperação em direção à restauração ecológica. Em contraste, a área PAF apresentou valores inferiores a 0,38, associados ao seu potencial de geração de drenagem ácida (pH 3,76) e aos altos teores de elementos potencialmente tóxicos (S, Ni, Fe). A trajetória da recuperação indicou uma aproximação das características do Cerrado, com a biomassa lenhosa emergindo como componente-chave do índice. Esses resultados reforçam a eficácia do IQR como ferramenta de monitoramento ambiental, contribuindo para o planejamento de estratégias de restauração mais sustentáveis e adaptadas às condições do bioma Cerrado.

Palavras-chave: Índice de Qualidade da Recuperação, Drenagem ácida, mineração, Cerrado.

ABSTRACT

In addition to directly mined areas, areas used for the construction of structures such as dams and gravel pits undergo intense alteration due to the removal of vegetation and the original soil. Against this backdrop, it is essential to develop effective methodologies for assessing and monitoring the environmental recovery of these areas in line with the Sustainable Development Goals (SDGs) and national targets for the Cerrado biome. This study analysed 38 soil and three vegetation attributes with the aim of developing a Recovery Quality Index (RQI) for degraded Cerrado areas. The research was conducted in an open-pit gold mine in Paracatu, Minas Gerais, where three borrow areas (A4, A5, and A6) and two waste rock disposal areas (one with Acid Drainage Generation Potential (ADGP) and one without (NADGP)) were evaluated 14–15 years after restoration began. Comparisons were made using two reference ecosystems: a native area with Cerrado physiognomy and a pasture area with *Urochloa* sp. The minimum dataset was selected using Principal Component Analysis (PCA) with parallel analysis, applying correlation coefficients of ≥ 0.7 for Cerrado and ≥ 0.6 for pasture. The results revealed a predominance of chemical attributes (74%), with areas A4, A5, A6 and NAF achieving IQR values ranging from 0.81 to 0.87 compared to the Cerrado region. When compared to pasture, the IQR values were consistently low (below 0.65) in areas undergoing recovery, indicating progress towards ecological restoration. By contrast, the PAF area exhibited RQI values below 0.38, indicating its potential to generate acid drainage (pH 3.76) and its high concentrations of potentially toxic elements (S, Ni and Fe). The recovery trajectory showed convergence towards Cerrado characteristics, with aboveground woody biomass emerging as a key component of the index. These findings reinforce the effectiveness of the RQI as a tool for environmental monitoring and contribute to the planning of more sustainable, biome-specific restoration strategies for the Cerrado.

Keywords: Recovery Quality Index, acid drainage, mining, Cerrado.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil destaca-se como uma das dez maiores economias mundiais, com o setor da mineração representando 2,31% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional, com destaque para o minério de ferro e o ouro, que são os principais responsáveis pelo faturamento, além de gerarem mais de 2,5 milhões de empregos diretos e indiretos (IBGE, 2024; IBRAM, 2024). Nesse contexto, a mina Morro do Ouro, localizada no município de Paracatu, em Minas Gerais, destaca-se como a maior produtora acumulada de ouro do país, com 37.135 toneladas de ouro (Costa; Rios, 2022).

Embora os produtos da mineração sejam um bem requerido em todo o mundo, a sua extração requer linhas de mineração sustentável, a fim de mitigar os impactos ambientais gerados pela atividade mineradora (Gastauer *et al.*, 2019). Em Paracatu, assim como noutras regiões de extração mineral, esses impactos não se restringem às áreas diretamente exploradas, mas também às áreas denominadas de empréstimo, zonas de onde é retirado material necessário para colmatar desníveis no terreno e viabilizar a construção de barragens, aterros e demais estruturas associadas (Corrêa; Bento, 2010).

As áreas de empréstimo sofrem alterações severas devido à remoção da vegetação e dos horizontes pedológicos originais (Alves; Nascimento; Souza, 2012). Tal condição impõe desafios adicionais para a sua recuperação. Em muitos casos, os substratos expostos até o horizonte C apresentam características físicas, químicas e biológicas distintas das do solo natural, fortemente influenciadas pelas condições geológicas locais; contudo, é importante destacar que essa situação não ocorre de forma homogênea em todas as áreas de empréstimo, podendo variar conforme o tipo de rocha predominante, como a presença de arsenopirita, o que pode resultar em áreas com potencial de geração de drenagem ácida (PAF) (Sims, 2020). Desafios semelhantes também são observados nas pilhas de rejeito, que compartilham limitações edáficas e riscos geoquímicos que dificultam os processos de revegetação e restauração ecológica.

Frente a isso, torna-se essencial alinhar as ações de recuperação ambiental alinhadas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 15.3) das Nações Unidas, que propõem a restauração de terras e solos degradados até 2030, bem como às metas nacionais de recuperação do bioma do Cerrado estabelecidas pela CONABIO (2024). O desenvolvimento de metodologias eficazes para avaliação e monitoramento da recuperação é, portanto,

indispensável. Compreender a trajetória da recuperação ecológica é fundamental para tomar decisões informadas sobre a necessidade (ou não) de intervenção, sendo a gestão adaptativa um componente-chave para o sucesso dos processos de recuperação (Carabassa; Ortiz; Alcañiz, 2019; Holl, 2023; IBAMA, 2024).

A partir dessa realidade, a utilização de indicadores químicos, físicos e biológicos do solo, associados a atributos da vegetação e integrados por meio de análises multivariadas, como a Análise de Componentes Principais (PCA), tem-se destacado como uma abordagem eficiente para otimizar o Conjunto Mínimo de Dados (MDS) (Karlen; Ditzler; Andrews, 2003; Imbaná *et al.*, 2024). Este procedimento possibilita a construção dos Índices de Qualidade (IQ), ferramentas que sintetizam múltiplos parâmetros num único valor numérico, permitindo uma avaliação holística do estado do solo em relação ao cumprimento das suas diversas funções ecológicas, como a ciclagem de nutrientes, a retenção e filtragem de contaminantes e o suporte à biodiversidade, aspectos fundamentais para a resiliência e a sustentabilidade dos ecossistemas (Karlen; Ditzler; Andrews, 2003; Asensio *et al.*, 2013; Cavalcante; Silva; Oliveira, 2023; Maghami Moghim *et al.*, 2024).

Complementarmente, os Índices de Qualidade da Recuperação (IQR) emergem como instrumentos quantitativos eficazes para comparar áreas em processo de restauração com áreas de referência, possibilitando análises a longo prazo e a identificação de lacunas nos processos de recuperação. Além de melhorar o controle ambiental e o monitoramento, estes índices contribuem para reduzir os custos operacionais, sem comprometer a eficácia das avaliações (Carabassa; Ortiz; Alcañiz, 2019; Alves *et al.*, 2024;).

Considerando a importância econômica da mineração aurífera, a relevância ecológica do bioma Cerrado e os desafios impostos pela degradação de áreas de empréstimo e pilhas de estéril, este estudo propõe-se a avaliar o processo de recuperação ambiental dessas áreas, por meio da análise integrada de indicadores edáficos e da vegetação, visando selecionar os parâmetros físicos, químicos, biológicos e vegetais mais representativos e, a partir deles, desenvolver um Índice de Qualidade da Recuperação (IQR) específico para as condições locais. Dessa forma, espera-se contribuir para o aprimoramento das práticas de recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado brasileiro, ampliando a base científica para estratégias mais eficientes de monitoramento e gestão ambiental.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O monitoramento da qualidade da recuperação das áreas degradadas foi conduzido no município de Paracatu, localizado no estado de Minas Gerais, Brasil, especificamente na mina Morro do Ouro (17° 6' 19,4" S; 46° 31' 49,6" W). A área de estudo está inserida no bioma Cerrado. De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante é o Aw, tropical úmido de savana, caracterizado por verões chuvosos e invernos secos (Ferreira *et al.*, 2014). A temperatura média anual na região é de 24,7 °C, com valores extremos variando entre 11,5 °C e 39,6 °C. A média anual de precipitação é de aproximadamente 1.396 mm (INMET, 2023).

Na área de empréstimo de solo utilizada para a construção da barragem Santo Antônio, foram definidas três subáreas em processo de recuperação ambiental (A4, A5 e A6). Outras duas áreas em recuperação localizadas em pilhas de estéril foram incluídas no estudo: uma associada a material com Potencial de Geração de Drenagem Ácida (PAF) e outra caracterizada como sem potencial de Drenagem Ácida (NAF) (Figura 12, 13).

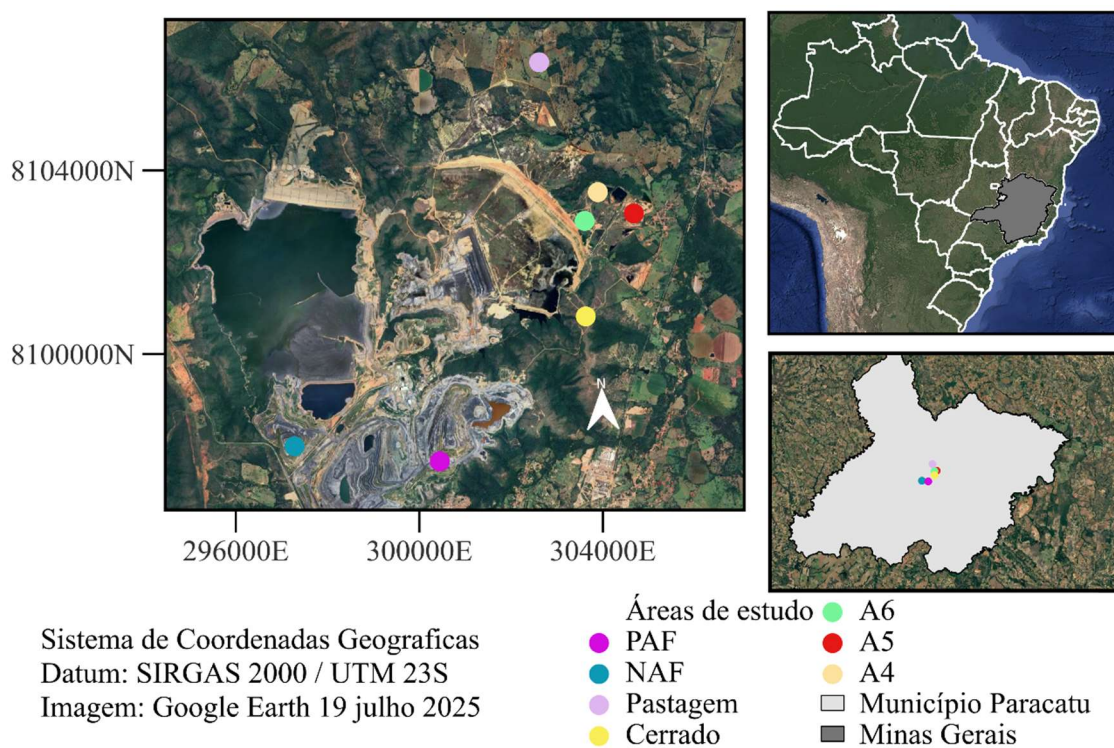


Figura 12. Localização das áreas de estudo no município de Paracatu, Minas Gerais.

As cinco áreas em recuperação foram estabelecidas em diferentes períodos e submetidas a distintos protocolos (Tabela 4). Para comparar o processo de restauração, foram selecionadas duas áreas de referência próximas às áreas intervencionadas. Um ecossistema de referência para o objetivo da restauração do Cerrado, classificado segundo a fitofisionomia em "*stricto sensu*", e um ecossistema de referência antropizado de pastagem exótica com *Uruchloa* sp não manejado há três anos, utilizado como referência para o objetivo de reabilitação. Em cada área (Figura 13) foram lançadas aleatoriamente três parcelas de 10 m x 10 m. Nestas parcelas foram realizados o inventário da flora arbustivo arbórea, a coleta das amostras do solo e de material vegetal.

Tabela 4. Histórico das atividades que foram reportadas pela empresa de mineração para a restauração de uma área de empréstimo (A4, A5 e A6) e pila estéril (PAF e NAF). Paracatu, Minas Gerais, Brasil.

Atividade	Área	Ano				
		2009	2010	2011	2022	2023
Implantação	A4	X	-	-	-	-
	A5	X	-	-	-	-
	A6	-	X	-	-	-
	PAF	-	-	-	X	-
	NAF	-	-	-	X	-
Calagem e adubação	A4	X	-	-	-	-
	A5	X	-	-	-	-
	A6	-	X	-	-	-
	PAF	-	-	-	X	-
	NAF	-	-	-	X	-
Semeadura direta (fabáceas herbáceas e gramíneas)	A4	X	-	-	-	-
	A5	X	-	-	-	-
	A6	-	X	-	-	-
	PAF	-	-	-	X	-
	NAF	-	-	-	X	-
Plantio de arbóreas nativas	A4	-	-	X	-	-
	A5	-	-	X	-	-
	A6	-	-	X	-	-
Enriquecimento de mudas	A4	-	-	-	-	X
Transposição topsoil	A6	-	X	-	-	-



Figura 13: Diferentes técnicas de restauração aplicadas em áreas de empréstimo A) A4, B) A5, C) A6 e em áreas de estéril D) com potencial de geração de drenagem ácida (PAF), E) sem potencial de drenagem ácida (NAF). Áreas de referência F) Cerrado e G) pastagem.

2.2 Caracterização e quantificação da vegetação

A vegetação herbácea presente nas áreas foi amostrada com o uso de um quadrado vazado de 0,5 x 0,5 m, lançado aleatoriamente dentro de cada parcela (Souza *et al.*, 2022) (Figura S3). Foram registrados todos os indivíduos lenhosos com diâmetro de base (mensurado a 30 cm de altura) $\geq 1,6$ cm (Felfili; Carvalho; Haidar, 2005). Nos indivíduos amostrados, foram determinadas a altura com trena e o diâmetro de base com paquímetro digital.

A estimativa da biomassa da vegetação foi realizada separadamente em dois estratos da vegetação, herbácea e lenhosa, cada uma em dois componentes, abaixo e acima do solo. A biomassa herbácea acima do solo foi estimada pelo método do quadrado vazado. O material coletado foi seco em estufa com circulação forçada a 65 °C até peso constante

seguida de pesagem para a quantificação de biomassa herbácea. No caso do estrato herbáceo, a biomassa por parcela e área foram calculadas a partir da média das três subparcelas (gabarito = 0,25 m²) e o valor obtido extrapolado a hectare (Mg ha⁻¹).

A biomassa lenhosa acima do solo de cada indivíduo amostrado foi estimada com a equação alométrica de Chave et al. (2014) (equação 1) e verificada no Cerrado *stricto sensu* (Roitman *et al.*, 2018). O valor foi usado para estimar a biomassa abaixo do solo usando a equação para florestas tropicais (equação 1) (IPCC, 2003). No cálculo da biomassa, o valor da densidade da madeira priorizou valores de literatura no Cerrado (Silva; Vale; Miguel, 2015; Silva *et al.*, 2018; Zanne *et al.*, 2009). Quando a espécie não estava listada, utilizou-se a média dos valores do respectivo gênero.

$$\text{AGB (kg árvore}^{-1}\text{)} = 0,0673 * (\rho D^2 H)^{0,976} \text{ (Equação 1)}$$

em que ρ é a densidade da madeira (g cm⁻³), D é o diâmetro a 5 cm de altura, e H é a altura da árvore, em m.

$$\text{BGB (kg)} = e^{(-1.0587 + 0.8836 * \ln(\text{AGB}))} \text{ (Equação 2)}$$

A somatória da biomassa acima e abaixo do solo de todos os indivíduos lenhosos foram somados, separadamente, e os valores obtidos por parcela (100 m²) extrapolados a hectare (Mg ha⁻¹).

2.3 Caracterização do solo

Em cada parcela, a amostragem de solo foi realizada por meio da coleta aleatória de cinco subamostras, nas profundidades de 0–20 cm e 20–40 cm, totalizando seis amostras por área. As propriedades físicas avaliadas incluíram a densidade do solo (Ds) (Almeida et al., 2017a), densidade de partículas (Dp) (Viana; Teixeira; Donagemma, 2017), porosidade total calculada indiretamente com base na relação $PT = 1 - (Ds/Dp)$ (Almeida et al., 2017b). A retenção hídrica foi medida em câmara de Richards sob pressões de 10 kPa e 1500 kPa (Teixeira & Bhering, 2017), o que permitiu determinar a água disponível. A granulometria do solo para quantificar as frações texturais e o teor de argila dispersa em água (Donagemma et al., 2017; Donagemma; Viana, 2017).

Os atributos químicos incluíram o pH, matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (Walkley-Black), fósforo remanescente (P-rem), fósforo disponível (P), potássio (K) cobre

(Cu d), manganês (Mn d), ferro (Fe d), zinco (Zn d), cromo (Cr d), níquel (Ni d), cádmio (Cd d), chumbo (Pb d) (usando extrator Mehlich-1), e enxofre (S) disponíveis (usando o extrator Fosfato monocálcico em ácido acético), cálcio (Ca^{2+}), magnésio disponível (Mg^{2+}), alumínio trocável (Al^{3+}) (usando extrator: KCl 1 mol L^{-1}), acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$), capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), capacidade de troca catiônica total (CTCt), soma de bases (SB), condutividade elétrica (Oliveira *et al.*, 1991) e teores totais de arsênio (As), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), chumbo (Pb), enxofre (S), zinco (Zn), boro (B), molibdeno (Mo) (digestão com água régia ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$, 3:1; EPA 3051A) (U.S. EPA, 2007), A dosagem dos elementos totais foi realizada por espectroscopia de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), com verificação com material de referência certificado SRM 1570A, *Trace Elements in Spinach Leaves* (NIST, 2023).

Para a avaliação biológica, o solo foi mantido refrigerado a $4 \text{ }^\circ\text{C}$ até o processamento. O carbono da biomassa microbiana foi determinado pelo método de extração-irradiação (Ferreira *et al.*, 1999) e quantificado por titulação (Mendonça; Matos, 2017; Tedesco *et al.*, 1995). A respiração basal (RBS) foi avaliada por meio de respirometria em ambiente controlado (Stotzky, 1965), com a quantificação do dióxido de carbono liberado realizada por espectroscopia de decaimento de cavidade ressonante, o que permitiu o cálculo dos quocientes metabólico (qCO_2) (Anderson; Domsch, 1993) e microbiano (qMIC) (Anderson; Dousch, 1989).

2.4 Índice de Qualidade da Recuperação (IQR)

Considerando as diferentes unidades dos atributos que compõem o conjunto total de dados (TDS) composto por 38 atributos do solo e três da realizou-se a padronização previa dos (Equação 3).

$$z_i = (x_i - \bar{x})/s_x \text{ (Equação 3)}$$

em que z_i representa o valor padronizado do dado, x_i é o valor original do dado, \bar{x} é a média dos valores do conjunto de dados e s_x é o desvio padrão dos dados (Hair *et al.*, 2010).

A seleção do Conjunto Mínimo de Dados (MDS) foi realizada por Análise de Componentes Principais (PCA) (Andrews; Carroll, 2001) aliado a análise paralela que permite reduzir a multidimensionalidade por meio de iterações até que não ocorram mais

eliminações de componentes ou até que seja gerada a eliminação das variáveis-alvo. Neste caso, o objetivo é manter pelo menos um conjunto de dados misto que inclua variáveis do solo e da vegetação, mantendo pelo menos uma variável de cada componente. Em cada iteração, são removidas variáveis com baixa correlação absoluta ($|r|$) com os componentes retidos, sendo o banco de dados atualizado com as variáveis mais explicativas com maior relevância estatística e ecológica. Só então é realizada a próxima PCA.

Limiares distintos de correlação foram adotados, sendo $|r| \geq 0,7$ para a área de referência do Cerrado, com vista a selecionar indicadores para a restauração de forma mais rigorosa, e $|r| \geq 0,6$ para a referência de Pastagem com objetivo de reabilitação funcional, permitindo maior flexibilidade na identificação de atributos relevantes. Esse processo assegurou a construção de um MDS suficientemente robusto e eficiente para caracterizar a qualidade da recuperação de forma integrada.

2.4.1 Fatores de ponderação dos atributos do IQR

Para determinar os fatores de ponderação dos atributos (W_i), foram utilizados os resultados dos componentes principais retidos na construção do MDS, considerando que cada componente principal explica uma proporção específica da variância presente no conjunto total do TDS. Essa proporção de variância explicada estabelece o peso relativo das variáveis selecionadas dentro de cada componente através dos autovalores do componente (Gu *et al.*, 2019; Mukhopadhyay *et al.*, 2016). Os pesos normalizados foram calculados utilizando a equação 4.

$$W_i = \sum_{j=1}^n (R_{ij}^2 F_j) / \sum_{i=1}^n [\sum_{j=1}^n (R_{ij}^2 F_j)] \quad (\text{Equação 4})$$

em que R_{ij} é a carga do atributo i no componente j (ou seja, a carga fatorial), F_j é o autovalor do componente j (isto é, a variância explicada), i é o índice do atributo, j o índice dos componentes principais e n o número total de indicadores selecionados (Alves *et al.*, 2024; Imbaná *et al.*, 2024).

2.4.2 Pontuações dos atributos do MDS

As pontuações dos atributos selecionados foram obtidas por meio de uma função de normalização linear, utilizando o valor máximo observado para cada variável (Equação 5). Em seguida, as pontuações (S_i) foram determinadas (Equação 6) com base na diferença entre os valores normalizados de cada área e os valores observados na área de referência, considerada como meta nos processos de recuperação.

$$x_{i \text{ norm}} = x_i / x_{\text{max}} \text{ (Equação 5)}$$

onde $x_{i \text{ norm}}$ é o valor normalizado da variável na área i , x_i é o valor médio do atributo na área i , e x_{max} é o valor máximo observado para essa variável em todas as áreas.

$$S_i = 1 / |x_{i \text{ norm}} - x_{\text{ref norm}}| \text{ (Equação 6)}$$

S_i representa a pontuação do atributo i na área, sendo $x_{i \text{ norm}}$ a observação i da área normalizada e $x_{\text{ref norm}}$ é o valor normalizado do atributo da área de referência.

Esta estratégia permitiu atribuir pontuações coerentes com o grau de recuperação esperado em cada contexto. Neste procedimento garantiu-se a comparabilidade entre atributos com diferentes escalas e unidades.

2.4.3 Cálculo de IQR

O IQR foi calculado pelo método aditivo ponderado, definido como a soma das pontuações dos atributos multiplicadas por seus respectivos pesos. Duas perspectivas de referência distintas foram consideradas, conforme o objetivo da recuperação: a pastagem foi adotada como referência para avaliar o avanço da reabilitação funcional da área, enquanto o Cerrado stricto sensu foi utilizado para medir o grau de restauração ecológica. Desta forma, dois índices distintos de IQR foram calculados, consoante o enfoque desejado para o monitoramento ambiental.

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core Team, 2024), por meio do ambiente integrado RStudio, utilizando os pacotes tidyverse (Wickham *et al.*, 2019), FactoMineR (Lê; Josse; Husson, 2008), factoextra (Kassambara; Mundt, 2020), psych (William Revelle, 2025), e ggplot2 (Wickham, 2016) para visualização.

3 RESULTADOS

O conjunto total de dados (TDS) estava composto por 28 atributos químicos, oito físicos, dois biológicos do solo e três atributos do componente vegetal. As médias, mínimos e máximos dos atributos avaliados nas áreas, nas profundidades de 0–20 cm e 20–40 cm, estão disponíveis na Tabela S5 e S6, respectivamente. Os dados do componente vegetal estão apresentados na Tabela S7

Os solos das áreas em restauração foram classificados como distrófico, com saturação por bases inferior a 50%, com média igual a 14,36 % e pH em H₂O de 4,91, que está abaixo do ideal para a disponibilidade de nutrientes. Estas condições não são adequadas para a fase inicial da recuperação, que precisa de condições de fertilidades melhores para acelerar o processo.

A área de referência de pastagem é classificada como eutrófica, com pH de 5,58 e teores de matéria orgânica característicos de solos sob uso com gramíneas, apresentando acúmulo superficial de carbono devido à deposição contínua de resíduos vegetais e à menor perturbação do solo. Além disso, apresenta valores elevados de capacidade de troca catiônica (CTC), o que contribui para uma maior fertilidade e disponibilidade de nutrientes.

3.1 Conjunto mínimo de dados (MDS)

No componente de referência do Cerrado, associado ao objetivo de restauração, na camada de 0–20 cm do solo, após três iterações, o conjunto mínimo de dados (MDS) foi composto por 10 variáveis com forte associação aos três primeiros componentes principais selecionados pela análise paralela. Esses componentes explicaram, em conjunto, 91,59% da variância total, com contribuições individuais de 54,97%, 18,66% e 17,96%, respectivamente. Esses resultados indicam que o modelo é eficiente na captação da estrutura multivariada dos dados.

Com base no critério de retenção de correlação linear $|r| \geq 0,7$, os atributos selecionados incluíram indicadores químicos (pH, fósforo, H+Al, enxofre, níquel disponível, ferro total, enxofre total e condutividade elétrica), físicos (água disponível) e vegetais (biomassa da parte aérea lenhosa), refletindo uma integração entre a fertilidade do solo, a

estabilidade estrutural e a vegetação nativa. As variáveis biológicas qCO_2 e $qMIC$, com baixa contribuição explicativa, foram excluídas do conjunto.

Na profundidade de 20–40 cm com a referência do Cerrado, após uma iteração, foram mantidas 21 variáveis associadas a três componentes principais selecionados, que explicaram conjuntamente 85,90% da variância total (PC1 = 48,86%; PC2 = 20,49%; PC3 = 16,55%). Nessa profundidade, houve maior participação de micronutrientes (Cu, Mn, Fe, Zn, tanto em formas totais quanto disponíveis), além de atributos estruturais (silte, densidade do solo e argila dispersa em água), matéria orgânica e biomassa, indicando maior complexidade pedogenética em camadas mais profundas.

Voltada à reabilitação com a referência de pastagem, na camada de 0–20 cm, após uma iteração, também foram identificados três componentes principais selecionados, explicando 84,28% da variância total (PC1 = 40,14%; PC2 = 29,25%; PC3 = 14,89%). Com o critério de retenção $|r| \geq 0,6$, foram mantidos 30 atributos, abrangendo amplamente variáveis químicas (macro e micronutrientes, acidez, matéria orgânica), físicas e de vegetação, o que evidencia elevada heterogeneidade edáfica e forte influência do manejo antrópico. A biomassa herbácea foi incluída como principal indicador da vegetação, sendo a cobertura predominante nesta área de referência.

Na camada de 20–40 cm da pastagem, após duas iterações, também foram mantidos três componentes principais, os quais explicaram 88,52% da variância total (PC1 = 43,83%; PC2 = 37,85%; PC3 = 6,85%). 26 variáveis foram selecionadas, em geral semelhantes às da camada superficial, com exceção de pH, Mg^{2+} , Zn e densidade de partículas (D_p), que foram eliminados do modelo por apresentarem baixa contribuição explicativa nessa profundidade.

Esses resultados demonstram que a profundidade e o uso do solo influenciam diretamente a estrutura multivariada dos atributos edáficos e de vegetação, impactando a composição ideal do conjunto mínimo de dados (MDS) utilizado no monitoramento da qualidade da recuperação ambiental em áreas mineradas.

3.1.1 Atributos químicos

Os atributos químicos incluídos no MDS evidenciaram diferenças marcantes entre as áreas de referência e as áreas em recuperação. A área de referência do Cerrado destacou-se

por apresentar diferenças significativas de pH em relação às áreas A4, A5 e A6, bem como à pilha PAF na camada de 0–20 cm (Figura 14), com valores superiores a 5,5 nas áreas de empréstimo, enquanto a área PAF apresentou média de pH extremamente ácida, com cerca de 3,7.

A área de referência sob pastagem apresentou os maiores valores de pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , CTC efetiva e potencial, bem como baixos teores de Al^{3+} e acidez potencial ($\text{H}+\text{Al}$), refletindo características típicas de áreas destinadas à produção, com fertilidade adequada para o desenvolvimento de pastagens. Estes valores diferiram expressivamente dos valores registados nas áreas em recuperação, especialmente em termos de Mg^{2+} e CTCe na camada de 0–20 cm (Figura 14), indicando maior fertilidade e estabilidade química do solo.

As áreas em recuperação (A4, A5 e A6) apresentaram valores intermediários para a maioria dos atributos químicos do solo, embora ainda distantes das condições observadas nas áreas de referência, em especial para os teores de Mg^{2+} , acidez potencial e pH. Por outro lado, a área PAF apresentou atributos químicos altamente heterogêneos, com pH extremamente ácido, elevada concentração de Al^{3+} e acidez potencial, baixa CTC e teores desbalanceados de nutrientes como Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Notavelmente, a área PAF também apresentou os maiores valores de P, K e P-rem (Figuras 14 e 16), o que pode estar relacionado com a baixa capacidade de retenção e utilização desses nutrientes pelas plantas. Além disso, nesta área observaram-se os maiores teores disponíveis e totais de S, Cu, Ni, Zn e Fe (Figuras 15 e 17), possivelmente associados às características mineralógicas do material. Em contraste, as áreas de referência do Cerrado e da pastagem exibiram os menores teores destes elementos, refletindo condições mais naturais e equilibradas.

O teor disponível de Cu foi mais elevado nas áreas A5 e PAF, enquanto os teores disponíveis de Ni e Fe também se destacaram nessas mesmas áreas. A concentração de Zn total foi particularmente elevada em A5 e A6 (Figuras 15 e 17), diferindo da área de referência sob pastagem. A condutividade elétrica (CE) não apresentou diferenças significativas entre as áreas, embora a PAF tenha exibido uma variabilidade elevada. Já o teor total de ferro foi mais alto na área de pastagem.

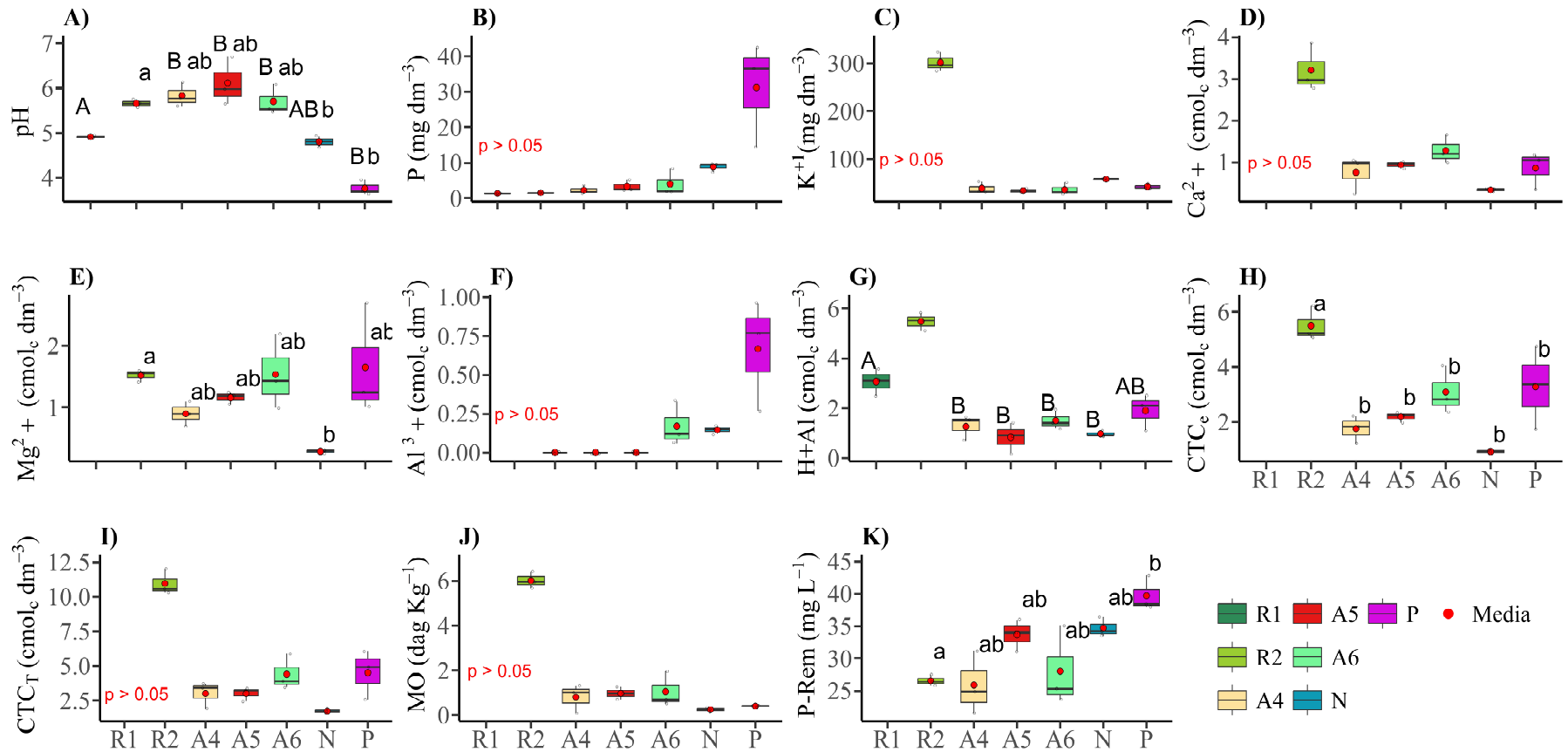


Figura 14. Distribuição dos atributos químicos na camada de 0–20 cm que compõem o MDS: **A)** pH em H_2O , **B)** Fósforo disponível (P), **C)** Potássio trocável (K^+), **D)** Cálcio trocável (Ca^{2+}), **E)** Magnésio (Mg^{2+}), **F)** Alumínio trocável (Al^{3+}), **G)** Acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$), **H)** Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), **I)** Capacidade de troca catiônica total a pH 7 (CTCt), **J)** Matéria orgânica (MO) e **K)** Fósforo remanescente (P-Rem), nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (figuras A, E, H, K) ou Dunn (figuras B, C, D, F, G, I, J), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem.

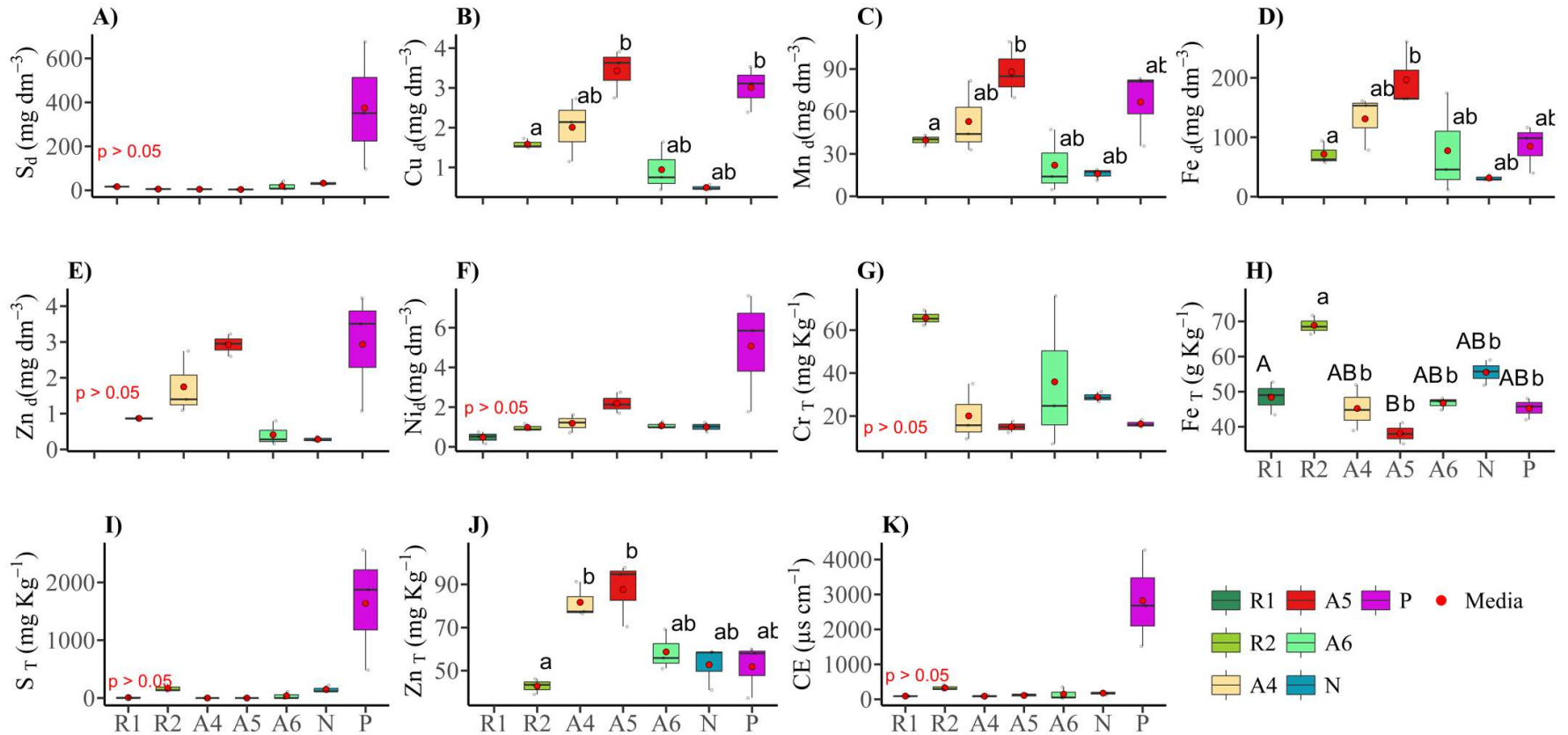


Figura 15. Distribuição dos atributos químicos na camada de 0–20 cm que compõem o MDS: **A)** Enxofre disponível (S_d), **B)** Cobre disponível (Cu_d), **C)** Níquel disponível (Ni_d), **D)** Ferro disponível, (Fe_d), **E)** Zinco disponível (Zn_d), **F)** Níquel total (Ni_T), **G)** Cromo total (Cr_T), **H)** Ferro Total (Fe_T), **I)** Enxofre total (S_T), **J)** Zinco (Zn_T), **K)** Condutividade elétrica (CE) nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (figuras B, C, D, H, J) ou Dunn (figuras A, E, F, G, I, K), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem

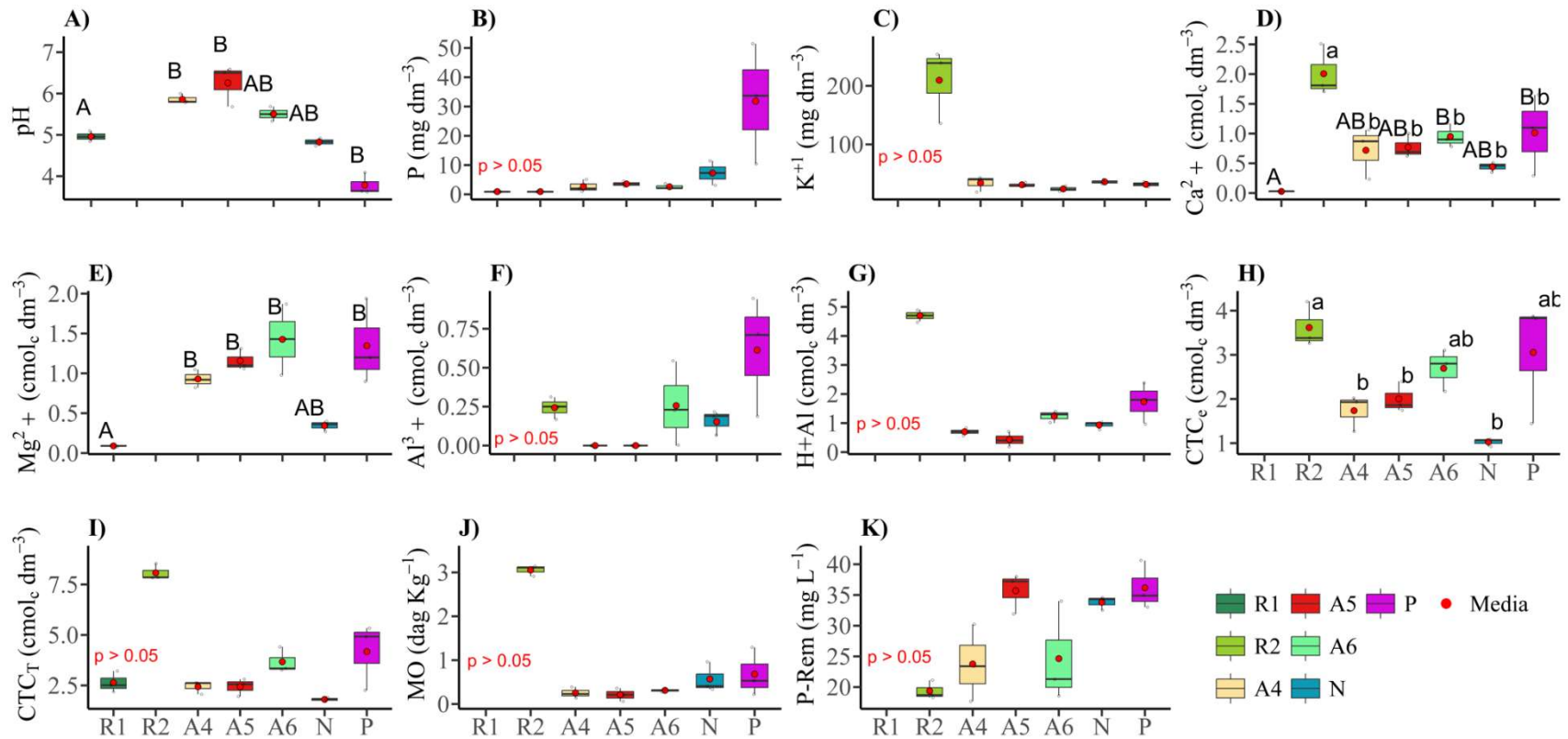


Figura 16. Distribuição dos atributos químicos na camada de 20–40 cm que compõem o MDS: **A)** pH em H_2O , **B)** Fósforo disponível (P), **C)** Potássio trocável (K^+), **D)** Cálcio trocável (Ca^{2+}), **E)** Magnésio (Mg^{2+}), **F)** Alumínio trocável (Al^{3+}), **G)** Acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$), **H)** Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), **I)** Capacidade de troca catiônica total a pH 7 (CTCt), **J)** Matéria orgânica (MO) e **K)** Fósforo remanescente (P-Rem), nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($\alpha = 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (Figuras A, D, E, H) ou Dunn (Figuras B, C, F, G, I, J, K), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem.

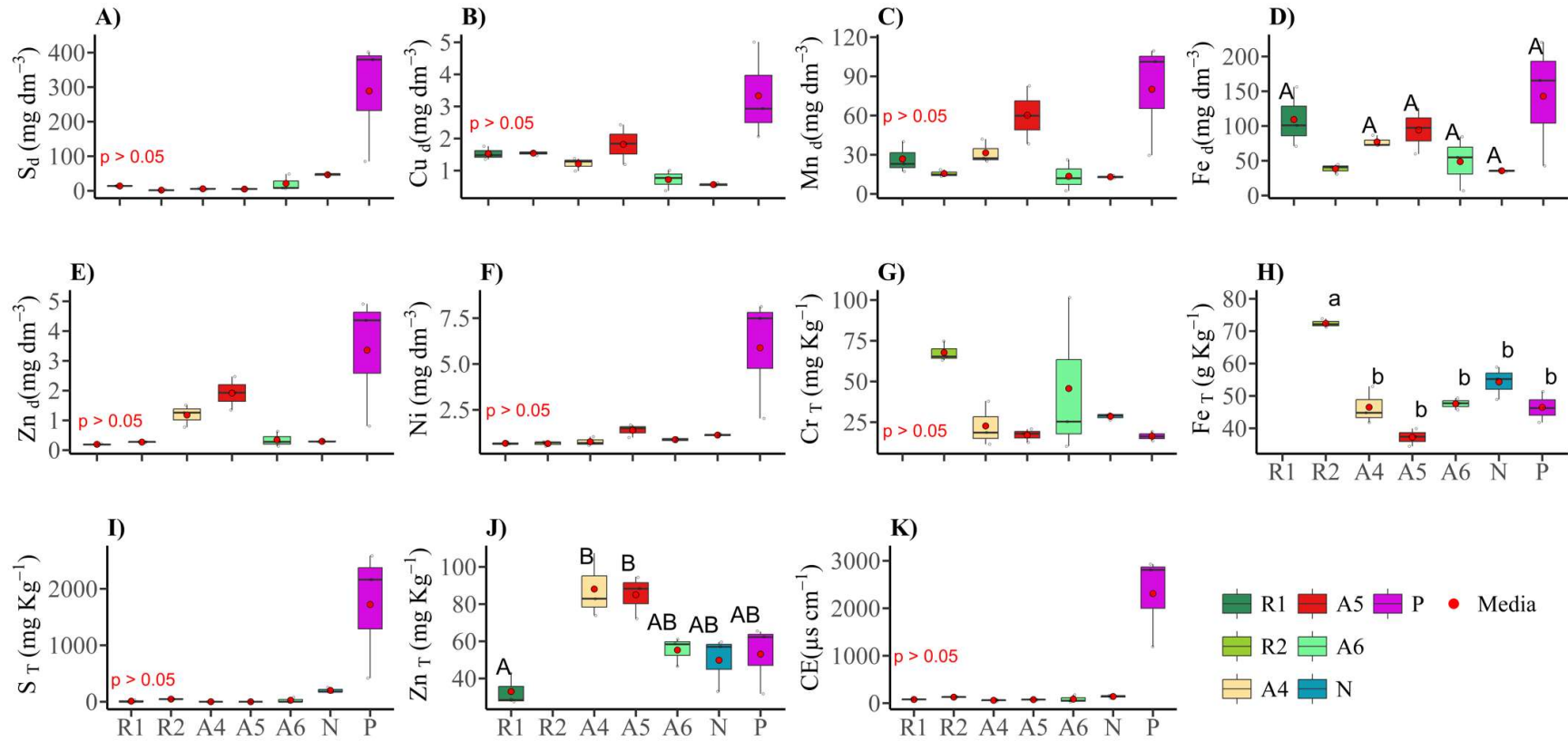


Figura 17. Distribuição dos atributos químicos na camada de 20–40 cm que compõem o MDS: **A)** Enxofre disponível (S_d), **B)** Cobre disponível (Cu_d), **C)** Níquel disponível (Ni_d), **D)** Ferro disponível, (Fe_d), **E)** Zinco disponível (Zn_d), **F)** Níquel total (Ni_T), **G)** Cromo total (Cr_T), **H)** Ferro Total (Fe_T), **I)** Enxofre total (S_T), **J)** Zinco (Zn_T), **K)** Condutividade elétrica (CE) nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnnett (Figuras D, H, J) ou Dunn (Figuras A, B, C, E, F, G, I, K), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem.

3.1.2 *Atributos físicos*

Nas áreas de referência, observou-se predominância de textura muito argilosa na pastagem, enquanto no Cerrado foram identificadas texturas franco-argilosa e franco-siltosa. Nas áreas em recuperação (A4, A5 e A6), a textura apresentou-se heterogênea, com predominância da classe argilo-siltosa. Na área A4, também foram identificadas texturas franco-siltosa e franco-argilo-siltosa; na A5, além da argilo-siltosa, verificou-se a presença de textura franca; e na A6, a textura predominante foi franco-argilo-siltosa.

Já nas áreas NAF e PAF predominou a textura franco-siltosa, com teores de silte superiores a 68% (Figura 18A e 19A), indicando o aporte de material inerte característico de rochas filíticas, formação principal do Morro do Ouro.

A densidade do solo (D_s) foi significativamente menor na área de referência, o que indica maior porosidade e uma melhor estrutura, por outro lado, a área PAF apresentou os maiores valores (Figura 18D e 19C), o que sugere material mais compactado. A densidade de partículas (D_p) foi superior nas áreas em recuperação (Figura 18C), a porosidade total (PT) foi mais elevada na área NAF (Figura 18F e 19F), sugerindo maior espaço livre para infiltração de água e aeração. A água disponível (AD) foi menor na pastagem e significativamente maior na área NAF (Figura 18G e 19G), fortemente relacionados a textura dos solos/materiais destas áreas. Por fim, a estabilidade dos agregados, medida pela argila dispersa em água (ADA) (Figura 18E e 19D), apresentou os maiores valores na área de referência de pastagem, refletindo a elevada proporção de argila e revelando que mesmo áreas com elevada estabilidade estrutural podem estar sob risco de degradação se não forem manejadas adequadamente.

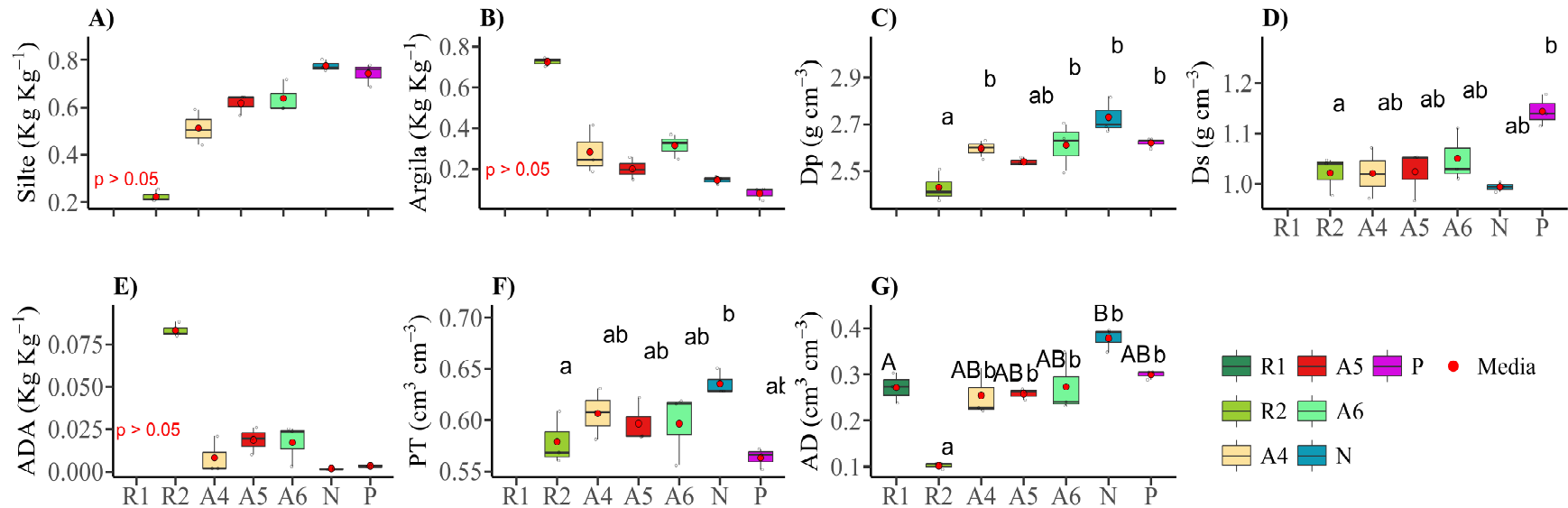


Figura 18. Distribuição dos atributos Físicos na camada de 0–20 cm que compõem o MDS: **A)** Silte **B)** Argila **C)** Densidade de partículas (D_p) **D)** Densidade de solo (D_s), **E)** Argila dispersa em Água (ADA), **F)** Porosidade total (PT) **G)** Água Disponível (AD), nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (Figuras C, D, F, G) ou Dunn (Figuras A, B, E), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem.

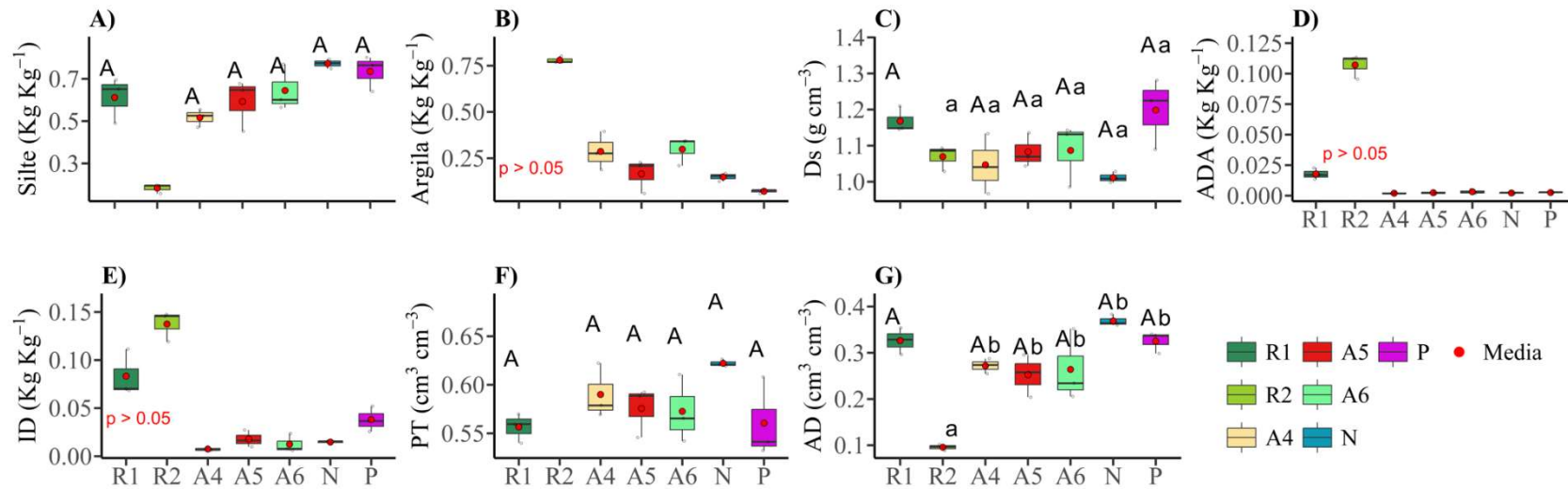


Figura 19. Distribuição dos atributos Físicos na camada de 20–40 cm que compõem o MDS: **A)** Silte **B)** Argila **C)** Densidade de solo(Ds), **D)** Argila dispersa em Água(ADA), **E)** Índice de dispersão (ID) **F)** Porosidade total (PT) **G)** Água Disponível (AD), nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($p < 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (A, C, F, G) ou Dunn (B, D, E), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem.

3.1.3 Atributos da Vegetação

A biomassa de herbáceas, com maiores valores na área de pastagem, foi incluída no conjunto de atributos selecionados pelo MDS quando o Índice de Qualidade da Recuperação (IQR) utilizou essa área como referência. Nessa perspectiva, os resultados mostraram que a biomassa herbácea foi significativamente menor nas áreas A4 e A6 (Figura 20A) em comparação com a área de pastagem, sendo essas as áreas com os menores valores. Já as áreas A5, NAF e PAF apresentaram valores intermediários, sem diferença em relação à pastagem

Por outro lado, quando o IQR adotou o Cerrado nativo como referência, a importância dos atributos vegetais esteve principalmente associada à biomassa da parte aérea de arbustos e árvores (componentes lenhosos) (Figura 20B). Neste caso, a biomassa lenhosa foi mais elevada na área de referência do Cerrado em comparação com todas as demais áreas, que apresentaram medianas bastante reduzidas.

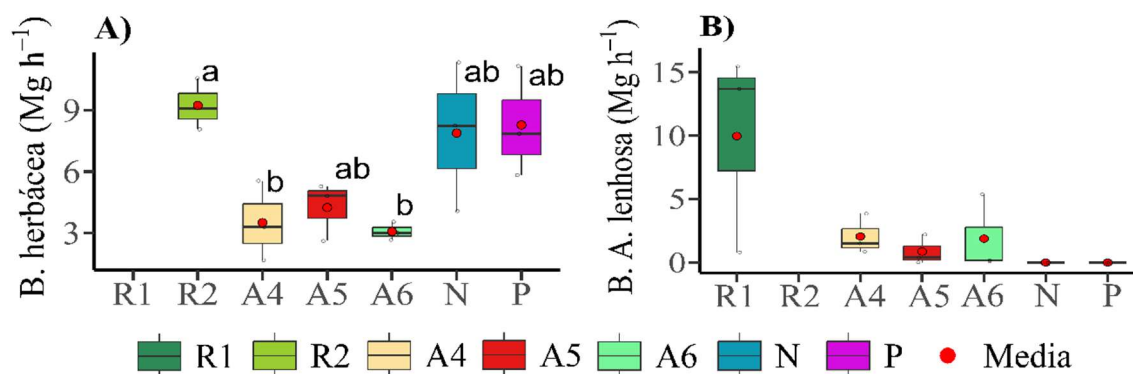


Figura 20. Distribuição dos atributos vegetais que compõem o MDS: **A)** Biomassa de herbáceas (*B. herbácea*), **B)** biomassa da parte aérea lenhosa (*B.P.A. lenhosa*) nas diferentes áreas de estudo (N: área NAF e P: área PAF), representada por boxplots. As caixas indicam os quartis, os círculos vermelhos representam a média e os pontos dispersos mostram observações individuais. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas entre as áreas ($\alpha = 0,05$), conforme testes pós-hoc realizados de acordo com a natureza dos dados, utilizando os testes de Dunnett (A) ou Dunn (B), quando apropriado. Letras maiúsculas referem-se à comparação com a referência R1: Cerrado stricto sensu, e letras minúsculas, à referência R2: Pastagem.

3.1.4 Variação na Composição do IQR Entre Sistemas de Referência

A análise da composição das variáveis do IQR revelou diferenças marcantes entre os sistemas de referência Cerrado e Pastagem, bem como entre as profundidades estudadas. No sistema Cerrado, a camada superficial (0-20 cm) apresentou maior contribuição de variáveis químicas relacionadas à fertilidade do solo, com destaque para S, CE e P como os principais atributos do índice. Esta predominância de indicadores químicos na camada superficial reflete a maior atividade biológica e acúmulo de nutrientes típicos de solos sob vegetação nativa. Na camada subsuperficial (20-40 cm), observou-se uma redistribuição da importância das variáveis, com Ni_d , S_T e S_d sendo os atributos mais importantes. Esta mudança na composição da importância no IQR indica uma transição gradual na dinâmica de nutrientes com o aumento da profundidade onde os teores podem variar e passar de nutrientes a elementos potencialmente tóxicos dependendo da concentração e da forma presente no solo.

Na área de referência Pastagem, tanto na camada superficial quanto na subsuperficial (0-20 cm e 20-40 cm), verificou-se uma composição mais equilibrada das variáveis do IQR, (Figura 21). Na camada superficial Argila, Matéria Orgânica (MO) e Ca^{2+} apresentaram as maiores contribuições, sugerindo maior influência de características físicas e da ciclagem de nutrientes mediada pela atividade das gramíneas. A camada subsuperficial mostrou padrão similar, com Argila, CTCt e ADA como principais atributos.

A análise comparativa entre as profundidades revelou que, independentemente do sistema de referência, ocorre uma redução na magnitude dos valores das variáveis do IQR com o aumento da profundidade. Esta tendência indica menor atividade biológica e química nas camadas mais profundas, refletindo a diminuição natural da influência dos processos superficiais relacionados ao aporte de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes.

3.1.5 Índice de Qualidade da Recuperação

Ao considerar o Cerrado como área de referência para a restauração, os maiores valores do Índice de Qualidade da Recuperação (IQR), avaliando a camada de 0–20 cm (curto prazo) foram observados nas áreas A4 e A6 (0,87), seguidas por A5 e NAF (0,81). A área PAF, por outro lado, apresentou o valor mais baixo (0,25), destacando-se negativamente. Na profundidade de 20–40 cm (médio e longo prazos), os valores de IQR permaneceram

elevados para as mesmas áreas (entre 0,75 e 0,77), enquanto a PAF continuou com um desempenho inferior, com valor inferior a 0,5 (Figura 21).

Já com a pastagem como referência, os valores de IQR foram inferiores a 0,65 em todas as áreas em recuperação, sendo os maiores valores observados na área A6 e os menores novamente na pilha de estéril (PAF). Na profundidade de 20–40 cm, os índices foram ainda mais reduzidos, com destaque negativo para a PAF, que obteve o valor mais baixo (0,30).

A análise das contribuições individuais dos atributos revelou que, quando se considera a pastagem como referência, a biomassa de herbáceas foi um dos principais atributos do IQR. Por outro lado, tendo o Cerrado como referência, destacaram-se atributos físicos e químicos, como a acidez trocável (Al^{3+}), a acidez potencial ($H+Al$), o S total e S e Ni disponíveis e total, bem como a biomassa de plantas lenhosas, refletindo a maior complexidade ecológica do Cerrado.

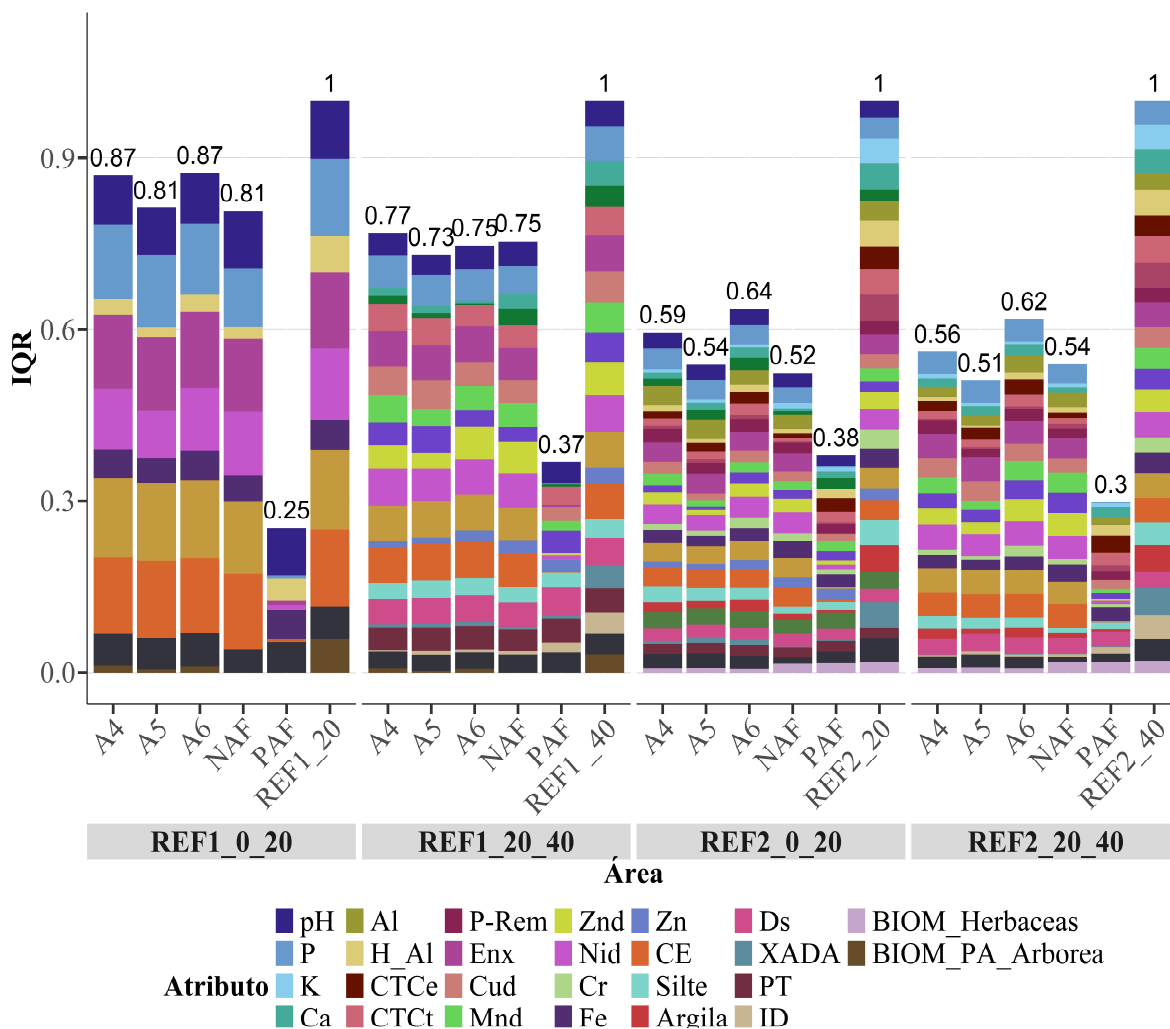


Figura 21: Índices de Qualidade da Recuperação (IQR) das áreas em processo de recuperação nas profundidades de 0–20 cm e 20–40 cm, em comparação com duas áreas de referência REF 1: Cerrado stricto sensu e REF 2: Pastagem, indicando a contribuição dos atributos do MDS.

4 DISCUSSÃO

Embora muitas metodologias de Índices de Qualidade do Solo adotem o critério de Kaiser (autovalores >1) para seleção dos componentes principais (de Varennes *et al.*, 2011; Levi *et al.*, 2021; Ribeiro *et al.*, 2018), optou-se pela análise paralela como critério de seleção dos componentes do Índice de Qualidade da Recuperação (IQR). A análise paralela identifica componentes significativamente distintos do acaso ao comparar autovalores observados com dados aleatórios, enquanto o critério de Kaiser pode superestimar ou subestimar componentes em conjuntos de dados complexos como os de qualidade do solo. Esta escolha metodológica

garantiu que cada componente retido contribuísse efetivamente para explicar a variabilidade real da qualidade do solo, evitando fatores redundantes ou estatisticamente irrelevantes. A análise paralela resultou numa seleção mais conservadora, porém estatisticamente robusta, conferindo maior confiabilidade ao IQR como ferramenta de avaliação da recuperação em áreas drasticamente alteradas.

Em média, para a construção de cada IQR, predominaram os atributos químicos do solo, com representação de 74% e peso superior a 0,73, enquanto nenhum atributo biológico foi incluído no MDS de qualquer IQR. A ausência de indicadores biológicos no conjunto mínimo de dados pode dever-se à alta variabilidade intragrupo (dentro da mesma área) intrínseca destes parâmetros pode ter limitado sua inclusão no modelo estatístico de seleção de atributos. Embora os atributos biológicos apresentem alta sensibilidade ao estresse ecológico (Kumar, 2013) e constituam ferramentas valiosas para monitorar o progresso da recuperação (de Varennes *et al.*, 2011), como demonstrado pelo comportamento do quociente metabólico (qCO_2), que evidenciou variação entre as áreas de estudo.

Na camada superficial (0-20 cm), o qCO_2 apresentou comportamento contrastante entre os diferentes sistemas avaliados. Os valores elevados observados na NAF-2 ($42,0211 \mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) e em PAF-1 ($10,6634 \mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) contrastaram marcadamente com os valores consistentemente baixos registados na área de pastagem, que variaram entre $0,0648$ e $0,1119 \mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$. As áreas de empréstimo apresentaram um comportamento heterogêneo, com a parcela A6 exibindo elevada variabilidade interna ($0,0212$ a $1,4490 \mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$), o que sugere diferentes estágios de estresse ou recuperação microbiana. Estes resultados sugerem que, embora os indicadores biológicos não tenham sido selecionados pelo modelo estatístico para compor o IQR, fornecem informações complementares importantes sobre a funcionalidade ecológica dos solos em processo de recuperação.

O Índice de Qualidade da Recuperação (IQR), calculado com base em ambas as referências, manteve no MDS um número de variáveis superior ao normalmente incluído em modelos que avaliam a qualidade do solo, os quais frequentemente utilizam, em média, cinco atributos (Cavalcante; Silva; Oliveira, 2023; Shi *et al.*, 2021). A natureza iterativa do processo de seleção garantiu que as variáveis só fossem eliminadas quando deixassem de fornecer informação relevante. Além disso, o critério baseado no limiar de correlação

permitiu preservar atributos informativos, ao mesmo tempo em que eliminava os considerados redundantes, garantindo a robustez do conjunto final de indicadores. Esta abordagem multivariada permitiu capturar com maior sensibilidade as diferenças entre áreas em recuperação e as respectivas referências ecológicas.

É importante ressaltar que os processos de restauração ecológica envolvem não apenas a melhoria das condições físico-químicas do solo, mas também a reestruturação da vegetação, cuja composição, diversidade e estrutura funcional são fundamentais para o restabelecimento dos serviços dos ecossistemas (Holl, 2023). A vegetação atua como agente estabilizador do solo, facilitando a ciclagem de nutrientes e promovendo a sucessão ecológica, sendo, portanto, indispensável em diagnósticos mais abrangentes. A inclusão de atributos vegetais no IQR ampliou a sua capacidade de representar o estado funcional das áreas, contribuindo para uma avaliação mais holística da trajetória de recuperação (Alves *et al.*, 2024; Pietrzykowski, 2014).

Os baixos valores de IQR observados na área PAF, independentemente da referência considerada, evidenciam que ainda são necessários maiores esforços para sua recuperação, uma vez que o grau de alteração ainda compromete a funcionalidade do solo e a capacidade de estabelecimento da vegetação. Esse desempenho consistentemente inferior pode ser explicado por suas características geoquímicas particulares, que resultam em um substrato altamente restritivo ao desenvolvimento de processos ecológicos. A composição química da PAF, marcada por elevados teores de S_d ($374,7 \text{ mg dm}^{-3}$), S_T (1.638 mg kg^{-1}), Nid ($5,07 \text{ mg dm}^{-3}$), Fe_d ($142,93 \text{ mg dm}^{-3}$), na camada de 20–40 cm, e pH extremamente baixo (3,76), configura um sistema sujeito à geração de drenagem ácida.

A oxidação de minerais sulfetados, como a arsenopirita (Sims, 2020), pode gerar acidificação do solo (Mello; Dias; Corrêa, 2003). A acidificação causa a protonação das cargas nos argilominerais e óxidos do solo, diminuindo a geração de cargas negativas que retêm nutrientes catiônicos no solo e aumentando a solubilidade de metais potencialmente tóxicos. Estas condições não só limitam o crescimento vegetal, como também suprimem a atividade microbiana, dificultando a ciclagem de nutrientes e a formação de agregados estáveis (Mendez; Maier, 2008). A presença contínua de enxofre em altas concentrações contribui para um ciclo persistente de acidificação, dificultando significativamente os processos de recuperação ecológica. Dessa forma, os baixos valores de IQR observados na

PAF refletem não apenas a ausência de vegetação estruturada, mas também um sistema em que as propriedades físico-químicas e biológicas do solo estão severamente comprometidas. Esse cenário demanda intervenções específicas, como a correção da acidez, a neutralização de metais, a avaliação de estratégias de fitoestabilização e a adoção de práticas de revegetação adaptadas a ambientes com elementos potencialmente tóxicos.

Entre as áreas avaliadas, os IQR's evidenciam diferentes graus de sucesso na trajetória de restauração ecológica. As áreas A4, A5, A6 e NAF, com valores de IQR entre 0,81 e 0,87 (considerando o Cerrado como referência), demonstraram capacidade de restabelecer condições químicas parcialmente compatíveis com o ecossistema nativo. Essa aproximação se reflete nos atributos que dominaram a composição dos índices, como o enxofre, o alumínio trocável (Al^{3+}), a acidez potencial ($H+Al$) e o níquel, elementos comumente associados à fertilidade e à geoquímica de áreas impactadas. A inclusão da biomassa lenhosa como componente relevante do IQR nessas áreas reforça a ideia de uma vegetação mais estruturada, capaz de promover sombreamento, retenção de umidade e ciclagem de nutrientes, fatores-chave para a estabilidade ecológica de longo prazo (Bandyopadhyay *et al.*, 2020; Gann *et al.*, 2019).

Em contraste, quando a pastagem serviu como referência, os menores valores de IQR ($< 0,65$) refletem que as áreas em recuperação estão mais distantes das condições de pastagem do que do Cerrado nativo. Isto indica que o processo de recuperação está direcionando as áreas em direção às características do Cerrado, com desenvolvimento de atributos químicos complexos e biomassa lenhosa, afastando-se do padrão simplificado da pastagem dominada por biomassa herbácea. A manutenção de valores elevados de IQR na camada subsuperficial (20–40 cm) indica que, em algumas áreas, a recuperação avança além da superfície, sugerindo formação de um perfil funcional mais estável, com maior garantia de um processo de restauração sustentável. No entanto, os resultados também revelam limitações do índice frente à variação com a profundidade. A concentração de atributos de fertilidade na camada superficial reflete a dinâmica esperada das correções realizadas e subsequente ciclagem de nutrientes, enquanto a relevância do níquel disponível na subsuperfície do Cerrado aponta para controles geoquímicos distintos, possivelmente ligados às características geológicas locais.

Os resultados revelam estratégias funcionais distintas entre os sistemas avaliados. O Cerrado, com cerca de 50% de cobertura de dossel, demonstra adaptações para conservar nutrientes em solos pobres, o que justifica a predominância de enxofre e fósforo no IQR. Já nas pastagens, a qualidade edáfica está mais relacionada a propriedades físicas, como a fração de argila, refletindo maior dependência da capacidade do solo de reter água e nutrientes. Essas diferenças sugerem que a recuperação de pastagens deve priorizar melhorias na estrutura física e no teor de matéria orgânica, enquanto a restauração do Cerrado demanda o restabelecimento de processos biogeoquímicos complexos por meio da revegetação com espécies nativas. Esses resultados reforçam a necessidade de considerar atributos específicos por profundidade para aprimorar a sensibilidade do IQR em ecossistemas altamente intemperizados.

Nesse contexto, torna-se fundamental incorporar aos índices de recuperação atributos relacionados à vegetação, como densidade de arbustos, cobertura do solo e abundância relativa, além de métricas de diversidade estrutural, como o índice de importância ecológica (IVI) e o índice de Shannon, entre outros (Alves *et al.*, 2024; Blecker *et al.*, 2012; Mukhopadhyay *et al.*, 2016). Esses parâmetros ampliam a sensibilidade dos indicadores compostos, como o IQR, permitindo avaliar melhor o progresso ecológico da restauração com base na complexidade funcional da vegetação (Holl, 2023). A integração desses componentes vegetais representa um avanço significativo na capacidade de diagnóstico e monitoramento de áreas em processo de recuperação, proporcionando uma visão mais abrangente e precisa do estado ecológico dessas áreas.

5 CONCLUSÕES

O Índice de Qualidade da Recuperação (IQR), desenvolvido com base na análise integrada de indicadores do solo (físicos, químicos e biológicos) e da vegetação, é uma ferramenta eficaz para avaliar o progresso da recuperação de áreas drasticamente alteradas no Cerrado. A seleção criteriosa dos atributos, por meio de métodos estatísticos robustos como a análise multivariada, garantiu um índice sensível, confiável e representativo das condições edáficas e ecológicas.

A predominância de atributos químicos nos modelos reflete a centralidade do solo como fator-chave na composição do IQR, em razão de seu papel no suporte às múltiplas

funções ecológicas essenciais à recuperação, como a ciclagem de nutrientes, a retenção de água, a estabilidade estrutural e o suporte à vegetação. Embora indicadores biológicos, como o qCO_2 , não tenham sido incorporados ao conjunto mínimo de dados, demonstraram valor complementar na avaliação da funcionalidade do solo. A inclusão de atributos da vegetação, como a biomassa lenhosa, reforçou ainda mais a capacidade do índice em captar aspectos estruturais e funcionais da restauração.

As diferenças observadas entre as áreas de recuperação, conforme a referência adotada, revelaram trajetórias ecológicas distintas e reforçaram a importância de uma escolha adequada de referência. Apesar das limitações relacionadas à profundidade, o IQR mostrou-se uma ferramenta promissora para apoiar o monitoramento e orientar estratégias mais eficientes e sustentáveis de recuperação ambiental em áreas impactadas no Cerrado.

6 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, B. G. de *et al.* Capítulo 7: Densidade do solo. *In*: TEIXEIRA, P. C. *et al.* (org.). **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília DF: Embrapa, 2017a. v. 1, p. 65–76.

ALMEIDA, B. G. de *et al.* Capítulo 9: Porosidade. *In*: TEIXEIRA, P. C. *et al.* (org.). **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília DF: Embrapa, 2017b. v. 1, p. 85–95.

ALVES, M. Q. *et al.* Recovery quality index as a tool for monitoring the mined land reclamation. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 159, 2024.

ALVES, M. C.; NASCIMENTO, V. do; SOUZA, Z. M. de. Recuperação em área de empréstimo usada para construção de usina hidrelétrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 16, n. 8, p. 887–893, 2012.

ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biol. Biochem**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 393–395, 1993.

ANDERSON, T.-H.; DOUSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. [s. l.], 1989.

ANDREWS, S. S.; CARROLL, C. R. DESIGNING A SOIL QUALITY ASSESSMENT TOOL FOR SUSTAINABLE AGROECOSYSTEM MANAGEMENT.

Ecological Applications, [s. l.], v. 11, n. 6, p. 1573–1585, 2001. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761%282001%29011%5B1573%3ADASQAT%5D2.0.CO%3B2>.

ASENSIO, V. *et al.* A soil quality index for reclaimed mine soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [s. l.], v. 32, n. 10, p. 2240–2248, 2013. Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.2315>.

BANDYOPADHYAY, S. *et al.* Assessment of Forest Ecosystem Development in Coal Mine Degraded Land by Using Integrated Mine Soil Quality Index (IMSQI): The Evidence from India. **Forests**, [s. l.], v. 11, n. 12, p. 1310, 2020.

BLECKER, S. W. *et al.* Development of vegetation based soil quality indices for mineralized terrane in arid and semi-arid regions. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 20, p. 65–74, 2012.

CARABASSA, V.; ORTIZ, O.; ALCAÑIZ, J. M. RESTOQUARRY: Indicators for self-evaluation of ecological restoration in open-pit mines. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 102, p. 437–445, 2019.

CAVALCANTE, D. M.; SILVA, I. R. da; OLIVEIRA, T. S. de. Soil quality indicators for monitoring the short-term effects of mined soil rehabilitation strategies for bauxite. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 47, 2023.

CHAVE, J. *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.

COMISSAO NACIONAL DE BIODIVERSIDAD (CONABIO). **Resolução CONABIO nº 9, de 28 de novembro de 2024**. Dispõe sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2030. Brasil: 28 nov. 2024.

CORRÊA, R. S.; BENTO, M. A. B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no distrito federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 34, n. 4, p. 1435–1443, 2010. Disponível em: <https://www.sobrestauracao.org/documentos/artigos/44866416603336qualidade.pdf>.

Acesso em: 5 set. 2024.

COSTA, M. A. da; RIOS, F. J. **The gold mining industry in Brazil: A historical overview**. [S. l.]: Elsevier B.V., 2022.

DE VARENNES, A. *et al.* Soil quality indicators response to application of hydrophilic polymers to a soil from a sulfide mine. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 192, n. 3, p. 1836–1841, 2011.

DONAGEMMA, G. K. *et al.* Capítulo 10 Análise Granulométrica. *In*: TEIXEIRA, P. C. *et al.* (org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3ªed. Brasília DF: Embrapa, 2017. p. 95–116.

DONAGEMMA, G. K.; VIANA, J. H. M. Capítulo 11: Argila dispersa em água e grau de floculação. *In*: TEIXEIRA, P. C. *et al.* (org.). **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília DF: Embrapa, 2017. v. 1, p. 117–124.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Floresta, 2005.

FERREIRA, F. G. *et al.* **Comunidade lenhosa de cerrado sentido restrito sobre neossolo flúvico em Paracatu-MG** *Ecologia/Ecology Rev. Biol. Neotrop.* [S. l.: s. n.], 2014.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, [s. l.], v. 23, p. 991–996, 1999.

GANN, G. D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 27, n. S1, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/rec.13035>.

GASTAUER, M. *et al.* Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and techniques in the context of legal requirements. **Ambio**, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 74–88, 2019.

GU, L. *et al.* Monitoring soil biological properties during the restoration of a phosphate mine under different tree species and plantation types. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 180, p. 130–138, 2019.

HAIR, J. F. *et al.* **Multivariate Data Analysis**. 7. ed. New York: Pearson, 2010.

HOLL, K. D. **Fundamentos da Restauração Ecológica**. México, CDMX: CopitarXives, 2023. Disponível em: <https://copitarxives.fisica.unam.mx/LT0004PT/LT0004PT.pdf>. Acesso em: 4 jul. 2024.

IBAMA. **INSTRUÇÃO NORMATIVA IBAMA Nº 14, DE 1º DE JULHO DE 2024**. Brasil: 1 jul. 2024. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-ibama-n-14-de-1-de-julho-de-2024-569632282>. Acesso em: 8 set. 2024.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produto Interno Bruto - PIB**. [S. l.], 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/pib.php>. Acesso em: 11 jul. 2025.

IBRAM. **Mineração em números**. [S. l.: s. n.], 2024. Disponível em: <https://ibram.org.br/publicacoes/?txtSearch=&checkbox-section%5B%5D=1236>. Acesso em: 9 jun. 2025.

IMBANÁ, R. *et al.* Assessing the quality of constructed technosols enabled holistic monitoring of ecological restoration. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 353, p. 120237, 2024.

INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. [S. l.], 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 27 jun. 2024.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto Protocol. *In*: PENMAN, J. *et al.* (org.). **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry**. Kanagawa: [s. n.], 2003. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/GPG_LULUCF_FULLEN.pdf. Acesso em: 31 maio 2025.

KARLEN, D. L.; DITZLER, C. A.; ANDREWS, S. S. Soil quality: why and how?. **Geoderma**, [s. l.], v. 114, n. 3–4, p. 145–156, 2003.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. **Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses**. [S. l.: s. n.], 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>.

KUMAR, S. Soil Dehydrogenase Enzyme Activity in Natural and Mine Soil -A Review. **Middle East Journal of Scientific Research**, [s. l.], v. 13 (7), p. 898–906, 2013.

LÊ, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis. **Journal of Statistical Software**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 1–18, 2008.

LEVI, N. *et al.* Soil quality index for assessing phosphate mining restoration in a hyper-arid environment. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 125, p. 107571, 2021.

MAGHAMI MOGHIM, F. *et al.* Evaluation of soil quality and land suitability in different management systems. **Archives of Agronomy and Soil Science**, [s. l.], v. 70, n. 1, p. 1–19, 2024. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/377459395_Evaluation_of_soil_quality_and_land_suitability_in_different_management_systems. Acesso em: 18 ago. 2024.

MELLO, J. W. V. De; DIAS, L. E.; CORRÊA, M. L. T. Drenagem ácida: Avaliação de potencial de ocorrência, mitigação e revegetação de substratos sulfetados. *In*: TÓPICOS EM CIÊNCIA DO SOLO. . Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, p. 401–430.

MENDEZ, M. O.; MAIER, R. M. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—An Emerging Remediation Technology. **Environmental Health Perspectives**, [s. l.], v. 116, n. 3, p. 278–283, 2008.

MENDONÇA, E. de S.; MATOS, E. de S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. 2. ed. Viçosa, MG: UFV-Gefert, 2017.

MUKHOPADHYAY, S. *et al.* Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 542, p. 540–550, 2016.

NIST – NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY. **Certificate of Analysis: Standard Reference Material® 1570a – Trace Elements in Spinach Leaves**. Gaithersburg, MD, USA: [s. n.], 2023.

OLIVEIRA, A. J. de *et al.* **Metodos de pesquisa em fertilidade do solo**. Brasília, DF: EMBRAPA-SEA, 1991.

PIETRZYKOWSKI, M. Soil quality index as a tool for Scots pine (*Pinus sylvestris*) monoculture conversion planning on afforested, reclaimed mine land. **Journal of Forestry Research**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 63–74, 2014.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: [s. n.], 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, R. A. *et al.* Topsoil application during the rehabilitation of a manganese tailing dam increases plant taxonomic, phylogenetic and functional diversity. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 227, p. 386–394, 2018.

ROITMAN, I. *et al.* Optimizing biomass estimates of savanna woodland at different spatial scales in the Brazilian Cerrado: Re-evaluating allometric equations and environmental influences. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 13, n. 8, p. e0196742, 2018.

SHI, Z. *et al.* Develop a Soil Quality Index to Study the Results of Black Locust on Soil Quality below Different Allocation Patterns. **Land**, [s. l.], v. 10, n. 8, p. 785, 2021.

SILVA, V. P. G. da *et al.* **Densidade básica da madeira em diferentes posições da árvore de espécies arbóreas de cerrado** V Congresso de ensino, pesquisa e extensão da UEG. [S. l.: s. n.], 2018. Disponível em: <https://www.anais.ueg.br/index.php/cepe/article/view/12315>. Acesso em: 30 maio 2025.

SILVA, C. J. da; VALE, A. T. do; MIGUEL, E. P. Densidade básica da madeira de espécies arbóreas de Cerradão no estado de Tocantins. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [s. l.], v. 35, n. 82, p. 63–75, 2015.

SIMS, J. **Paracatu Mine Brazil National Instrument 43-101 Technical Report**. [S. l.: s. n.], 2020.

SOUZA, W. M. de *et al.* Parâmetros do levantamento fitossociológico para avaliar a abundância, distribuição e diversidade da comunidade de plantas daninhas. *In*: MENDES, K. F.; SILVA, A. A. da (org.). **Plantas Daninhas Biologia e manejo**. 1. ed. Viçosa, MG: [s. n.], 2022. v. 1, p. 83–99.

STOTZKY, G. Microbial respiration. *In*: NORMAN, A. G. (org.). **Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties**. . Madison, Wisconsin : American Society of Agronomy, 1965. p. 1550-1572.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solos plantas e outros-materiais**. 2. ed. Potto Alegre: Departamento de Solos,UFRGS, 1995. v. Boletim Técnico N5

TEIXEIRA, W. G.; BHERING, S. B. Capítulo 4: Retenção de água no solo Pelos métodos da mesa de Tensão e da câmara de Richards. *In*: TEIXEIRA, P. C. *et al.* (org.). **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília DF: Embrapa, 2017. v. 1, p. 33–46.

U.S. EPA. METHOD 3051A Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. **1**, Washington, DC., 2007.

VIANA, J. H. M.; TEIXEIRA, W. G.; DONAGEMMA, G. K. Capítulo 8: Densidade de partículas. *In*: TEIXEIRA, P. C. *et al.* (org.). **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília DF: Embrapa, 2017. v. 1, p. 76–81.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. [S. l.]: Springer-Verlag New York, 2016. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org>.

WICKHAM, H. *et al.* Welcome to the tidyverse. **Journal of Open Source Software**, [s. l.], v. 4, n. 43, p. 1686, 2019.

WILLIAM REVELLE. **Psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research**. Evanston, Illinois: [s. n.], 2025. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=psych>.

ZANNE, A. E. *et al.* Dados de: Rumo a um espectro mundial de economia da madeira . **Dryad**, [s. l.], 2009.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos ao longo deste estudo reforçam o solo como um indicador central da recuperação ecológica, desempenhando papel essencial no suporte às funções ecossistêmicas em áreas degradadas do Cerrado. A integração entre atributos do solo e da vegetação mostrou-se decisiva para o monitoramento dos processos de restauração.

A aplicação combinada de técnicas como o plantio de mudas, o enriquecimento e a transposição de *topsoil* nas áreas em restauração promoveu uma maior semelhança com o ecossistema nativo de referência em termos de densidade, riqueza e diversidade de espécies nativas após 15 anos. Estes resultados demonstram a eficácia de estratégias integradas, especialmente em áreas drasticamente alteradas.

Nesse contexto, o Índice de Qualidade da Recuperação (IQR) consolidou-se como uma ferramenta de monitoramento robusta e abrangente, ao integrar de forma objetiva atributos edáficos e vegetais na avaliação do progresso da restauração ecológica. O índice demonstrou sensibilidade às variações entre áreas com diferentes históricos de uso e técnicas aplicadas, refletindo avanços consistentes rumo à recuperação, além de evidenciar a necessidade de ações específicas de manejo.

Finalmente, recomenda-se que estudos futuros incorporem, ao conjunto de atributos utilizados para o desenvolvimento do IQR, mais variáveis relacionadas à vegetação, como densidade de arbustos, cobertura do solo e abundância relativa. Além disso, métricas de diversidade estrutural, como o Índice de Valor de Importância (IVI) e o Índice de Shannon, entre outras, podem ampliar a sensibilidade dos indicadores compostos, como o IQR, permitindo uma avaliação mais precisa do progresso ecológico da restauração.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Lista de espécies lenhosas encontradas nas áreas de estudo. DM = densidade de madeira, em g cm⁻³, segundo (Silva; Vale; Miguel, (2015), Silva et al. (2018) e Zanne et al. (2009). ES = Estadio sucessional, em pioneira (P) e não pioneira (NP). GF = grupo funcional, preenchimento (P) e diversidade (D). SD = síndromes de dispersão, em anemocórica (ANE), autocórica (AUT) e zoocórica (ZOO). FM = forma de vida, em arbórea (ARV) e arbusto (ARB). O = Origem segundo o bioma Cerrado, em nativa (N) e exótica (E). EN = endemismo segundo o Brasil, endêmica (E) e não endêmica (NE)), segundo Barbosa et al. (2017) e Embrapa Cerrado (2004)

IN	Nome popular	Nome científico	Nome do autor	Família	DM	ES	GF	SD	FV	O	EN
A4											
6	Espinho de maricá	<i>Mimosa bimucronata</i>	(DC.) Kuntze	Fabaceae	0,61	P	P	AUT	ARV	N	NE
1	Lixeira, Sambaiba	<i>Curatella americana</i>	L.	Dilleniaceae	0,65	P	P	ZOO	ARV	N	NE
1	Dedaleiro, Milho verde	<i>Lafoensia pacari</i>	A.St.- Hil	Lythraceae	0,8	NP	D	ANE	ARV	N	NE
4	Mimosa	<i>Mimosa pigra</i>	L	Fabaceae	0,73	P	P	AUT	ARB	N	NE
2	Inga	<i>Inga edulis</i>	Mart.	Fabaceae	0,76	NP	P	ZOO	ARV	N	NE
1	Angico	<i>Anadenanthera colubrina</i>	Vell.	Fabaceae	0,99	NP	D	AUT	ARV	N	NE
1	Vinhático, Vinhático do campo, Candeia	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Benth.	Fabaceae	0,53	NP	D	AUT	ARV	N	NE
1	Assa peixe	<i>Vernonanthura ferruginea</i>	(Less.) H.Rob	Asteraceae	0,54	P	P	ANE	ARB	N	NE
A5											
1	Barbatimão	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	(Mart.) Coville	Fabaceae	1,19	NP	D	AUT	ARB	N	E
1	Mangabeira	<i>Hancornia speciosa</i>	Gomes	Apocynaceae	0,47	NP	D	ZOO	ARV	N	NE
A6											
12	Mimosa	<i>Mimosa pigra</i>	L	Fabaceae	0,729	P	P	AUT	ARB	N	NE
9	Pigirucu	<i>Piper gaudichaudianum</i>	Kunth	Piperaceae	0,457	NP	D	ZOO	ARB	N	NE
5	Lixeira, Sambaiba	<i>Curatella americana</i>	L.	Dilleniaceae	0,65	P	P	ZOO	ARV	N	NE

4	Dedaleiro, Milho verde	<i>Lafoensia pacari</i>	A.St.-Hil	Lythraceae	0,8	NP	D	ANE	ARV	N	NE
4	Lixeirinha	<i>Davilla elliptica</i>	A.St.-Hil	Dilleniaceae	0,56	NP	D	ZOO	ARB	N	NE
1	Embaúba	<i>Cecropia pachystachya</i>	Trécul	Urticaceae	0,41	P	D	ZOO	ARv	N	NE
1	Assa peixe	<i>Vernonanthura ferruginea</i>	(Less.) H.Rob	Asteraceae	0,54	P	P	ANE	ARB	N	NE
1	Gabiroba	<i>Campomanesia guazumifolia</i>	(Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	0,84	NP	D	ZOO	ARV	N	NE
1	Pequi	<i>Caryocar brasiliense</i>	(Cambess.)	Caryocaraceae	0,65	NP	D	ZOO	ARV	N	NE
1	Santa nia	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	DC	Asteraceae	0,561	P	P	AUT	ARB	N	NE
1	Carvoeiro	<i>Tachigali vulgaris</i>	L.G.Silva & H.C.Lima	Fabaceae	0,675	NP	D	ANE	ARV	N	E

Cerrado stricto sensu (referência)

8	Pau de arara, Pautujo	<i>Salvertia convallariodora</i>	A.St.-Hil	Vochysiaceae	0,65	NP	P	ANE	ARV	N	NE
9	Lixeira, Sambaiba	<i>Curatella americana</i>	L.	Dilleniaceae	0,65	P	P	ZOO	ARV	N	NE
5	Pau terrinha	<i>Qualea parviflora</i>	Mart.	Vochysiaceae	0,8	NP	D	ANE	ARV	N	NE
3	Mangabeira	<i>Hancornia speciosa</i>	Gomes	Apocynaceae	0,47	NP	D	ZOO	ARV	N	NE
3	Canela de ema	<i>Vellozia squamata</i>	Pohl	Velloziaceae		P	P	AUT	ARB	N	E
1	Mimosa de cheiro	<i>Mimosa clausenii</i>	Benth	Fabaceae	0,729	P	P	AUT	ARB	N	E
1	Canela de velho	<i>Miconia albicans</i>	(Sw.) Steud	Melastomataceae	0,7	P	D	ZOO	ARB	N	NE
1	Sambaibinha	<i>Davilla nitida</i>	(Vahl) Kubitzki	Dilleniaceae	0,56	NP	D	ZOO	ARB	N	NE
1	Caju, cajuzinho-do-campo	<i>Anacardium humile</i>	A. St.-Hil	Anacardiaceae	0,44	NP	D	ZOO	ARB	N	NE
1	Orelha de lebre	<i>Strophopappus speciosus</i>	(Less.) R.Esteves	Asteraceae		P	P	ANE	ARB	N	NE
1	Caparrosa do campo	<i>Neea theifera</i>	Oerst.	Nyctaginaceae	0,724	NP	D	ZOO	ARV	N	NE

Pastagem (referência)

1	Barbatimão	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	(Mart.) Coville	Fabaceae	1,19	NP	D	AUT	ARB	N	E
1	Cambui	<i>Aegiphila integrifolia</i>	(Jacq.) Moldenke	Lamiaceae	0,86	P	D	ZOO	ARV	N	NE

1	Mororó, Pata-de-vaca	<i>Bauhinia longifolia</i>	(Bong.) Steud.	Fabaceae	0,67	P	P	AUT	ARV	N	NE
---	----------------------	----------------------------	----------------	----------	------	---	---	-----	-----	---	----

Tabela S2. Estimativa dos parâmetros fitossociológicos das áreas. In = número de indivíduos amostrados, DA = densidade absoluta (número de indivíduos ha⁻¹). DR = densidade relativa (%). FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa (%). DoA = dominância absoluta (m² ha⁻¹); DoR = dominância relativa (%). IVI = índice de valor de importância (%).

In	Família	Espécie	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
A4									
6	Fabaceae	<i>Mimosa bimucronata</i>	200,00	35,29	8,00	12,50	0,31	26,51	24,77
1	Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> *	33,33	5,88	8,00	12,50	0,40	34,41	17,60
1	Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> *	33,33	5,88	8,00	12,50	0,24	20,38	12,92
4	Fabaceae	<i>Mimosa pigra</i>	133,33	23,53	8,00	12,50	0,03	2,26	12,76
2	Fabaceae	<i>Inga edulis</i>	66,67	11,76	8,00	12,50	0,12	10,23	11,50
1	Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> ~	33,33	5,88	8,00	12,50	0,06	5,08	7,82
1	Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> ~	33,33	5,88	8,00	12,50	0,01	0,56	6,32
1	Asteraceae	<i>Vernonanthura ferruginea</i> ~	33,33	5,88	8,00	12,50	0,01	0,56	6,32
A5									
1	Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i> +	33,33	50,00	2,00	50,00	0,24	69,21	56,4
1	Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> *	33,33	50,00	2,00	50,00	0,11	30,79	43,6
A6									
12	Fabaceae	<i>Mimosa pigra</i>	400,00	30,00	15,00	13,33	0,67	43,48	28,94
9	Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i>	300,00	22,50	15,00	6,67	0,38	24,60	17,92
5	Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> *	166,67	12,50	15,00	20,00	0,10	6,57	13,02
4	Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> *	133,33	10,00	15,00	13,33	0,06	3,78	9,04
4	Dilleniaceae	<i>Davilla elliptica</i> *	133,33	10,00	15,00	6,67	0,12	7,95	8,21
1	Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> ~	33,33	2,50	15,00	6,67	0,11	6,92	5,36
1	Asteraceae	<i>Vernonanthura ferruginea</i> ~	33,33	2,50	15,00	6,67	0,04	2,92	4,03
1	Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> ~	33,33	2,50	15,00	6,67	0,04	2,49	3,88
1	Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> ~	33,33	2,50	15,00	6,67	0,01	0,43	3,20
1	Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> ~	33,33	2,50	15,00	6,67	0,01	0,43	3,20
1	Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i>	33,33	2,50	15,00	6,67	0,01	0,43	3,20
Cerrado stricto sensu (referência)									
8	Vochysiaceae	<i>Salvertia convallariodora</i> *	266,67	23,53	18,00	16,67	2,94	38,53	26,24
9	Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> *	300,00	26,47	18,00	16,67	1,43	18,71	20,62
5	Vochysiaceae	<i>Qualea parviflora</i> *	166,67	14,71	18,00	11,11	1,87	24,47	16,76
3	Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> *	100,00	8,82	18,00	16,67	0,35	4,56	10,02
3	Velloziaceae	<i>Vellozia squamata</i> ~	100,00	8,82	18,00	5,56	0,86	11,21	8,53
1	Fabaceae	<i>Mimosa clausenii</i> +	33,33	2,94	18,00	5,56	0,10	1,25	3,25

1	Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> +	33,33	2,94	18,00	5,56	0,06	0,78	3,09
1	Dilleniaceae	<i>Davilla nitida</i>	33,33	2,94	18,00	5,56	0,02	0,22	2,91
1	Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> ~	33,33	2,94	18,00	5,56	0,01	0,09	2,86
1	Asteraceae	<i>Strophopappus speciosus</i>	33,33	2,94	18,00	5,56	0,01	0,09	2,86
1	Nyctaginaceae	<i>Neea theifera</i> +	33,33	2,94	18,00	5,56	0,01	0,09	2,86
Pastagem (referência)									
1	Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i> +	33,33	33,33	3,00	33,33	0,14	72,60	46,42
1	Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i>	33,33	33,33	3,00	33,33	0,03	13,70	26,79
1	Fabaceae	<i>Bauhinia longifolia</i>	33,33	33,33	3,00	33,33	0,03	13,70	26,79

Tabela S3: Espécies herbáceas identificadas nas áreas de estudo. Origem segundo o bioma Cerrado, em nativa (N) e exótica (E). * espécie invasora de acordo com ICMBio (2025)

Nome científico	Família	Origem
A4		
<i>Melinis minutiflora</i> *	Poaceae	E
<i>Andropogon virgatus</i>	Poaceae	N
<i>Andropogon bicornis</i>	Poaceae	N
<i>Hyparrhenia rufa</i>	Poaceae	N
<i>Urochloa humidicola</i>	Poaceae	E
A5		
<i>Hyparrhenia rufa</i>	Poaceae	N
<i>Andropogon virgatus</i>	Poaceae	N
<i>Andropogon bicornis</i>	Poaceae	N
A6		
<i>Hyparrhenia rufa</i>	Poaceae	N
<i>Andropogon virgatus</i>	Poaceae	N
<i>Melinis minutiflora</i> *	Poaceae	E
<i>Urochloa humidicola</i>	Poaceae	E
Cerrado stricto sensu (referência)		
<i>Axonopus brasiliensis</i>	Poaceae	N
<i>Paspalum lachneum</i>	Poaceae	N
<i>Dyckia brasiliana</i>	Bromeliaceae	N
Pastagem referência)		
<i>Urochloa humidicola</i>	Poaceae	E

Tabela S4. Médias \pm desvio padrão de estoque de carbono ($Mg\ ha^{-1}$) na biomassa acima e abaixo do solo por estrato da vegetação (espécies de herbáceas e lenhosas) e no solo, e total do sistema (solo + vegetação)

<i>Área</i>	<i>Acima do solo</i>		<i>Abaixo do solo</i>		<i>Solo (0 – 20 cm)</i>	<i>Total (solo + vegetação)</i>
	<i>herbáceas</i>	<i>lenhosas</i>	<i>herbáceas</i>	<i>lenhosas</i>		
<i>Cerrado</i>	1.93 \pm 0.23 b	4.69 \pm 2.17 a	0.96 \pm 0.11 b	1.14 \pm 0.52 a	2.44 \pm 0.44 b	11.16 \pm 2.31 b
<i>A4</i>	1.65 \pm 0.53 b	0.97 \pm 0.43 a	0.82 \pm 0.26 b	0.26 \pm 0.11 a	0.97 \pm 0.44 b	4.67 \pm 1.45 b
<i>A5</i>	2 \pm 0.39 b	0.41 \pm 0.32 a	1.00 \pm 0.19 b	0.10 \pm 0.08 a	1.14 \pm 0.17 b	4.65 \pm 1.02 b
<i>A6</i>	1.45 \pm 0.12 b	0.88 \pm 0.82 a	0.72 \pm 0.06 b	0.27 \pm 0.24 a	1.27 \pm 0.54 b	4.59 \pm 1.58 b
<i>Pastagem</i>	4.34 \pm 0.34 a	0.15 \pm 0.11 a	6.95 \pm 0.54 a	0.04 \pm 0.03 a	7.13 \pm 0.33 a	18.62 \pm 1.06 a

Letras diferentes na coluna são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).

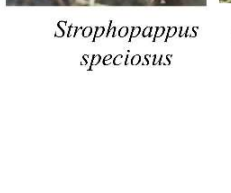
*Aegiphila integrifolia**Anacardium humile**Anadenanthera colubrina**Baccharis dracunculifolia**Bauhinia longifolia**Byrsonima verbascifolia**Campomanesia guazumifolia**Caryocar brasiliense**Cecropia pachystachya**Curatella americana**Davilla elliptica**Davilla nitida**Enterolobium contortisiliquum**Hancornia speciosa**Inga edulis**Lafoensia pacari**Miconia albicans**Mimosa bimucronata**Mimosa clausenii**Mimosa pigra**Neea theifera**Piper gaudichaudianum**Qualea parviflora**Salvertia convallariodora**Strophopappus speciosus**Stryphnodendron adstringens**Tachigali vulgaris**Vellozia squamata**Vernonia ferruginea*

Figura S1. Relação das imagens das espécies dos indivíduos amostrados nas áreas de estudo.

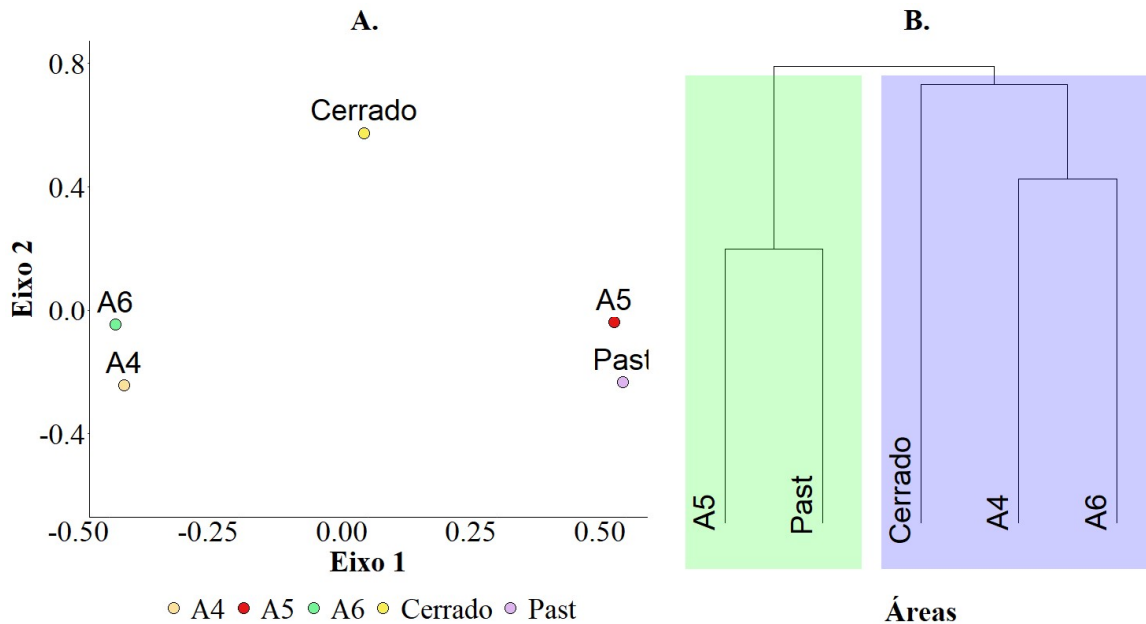


Figura S2. A) Análises de similaridade florística entre as áreas de estudo mediante ordenação NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling). B) dendrograma de agrupamento hierárquico com base no índice d.

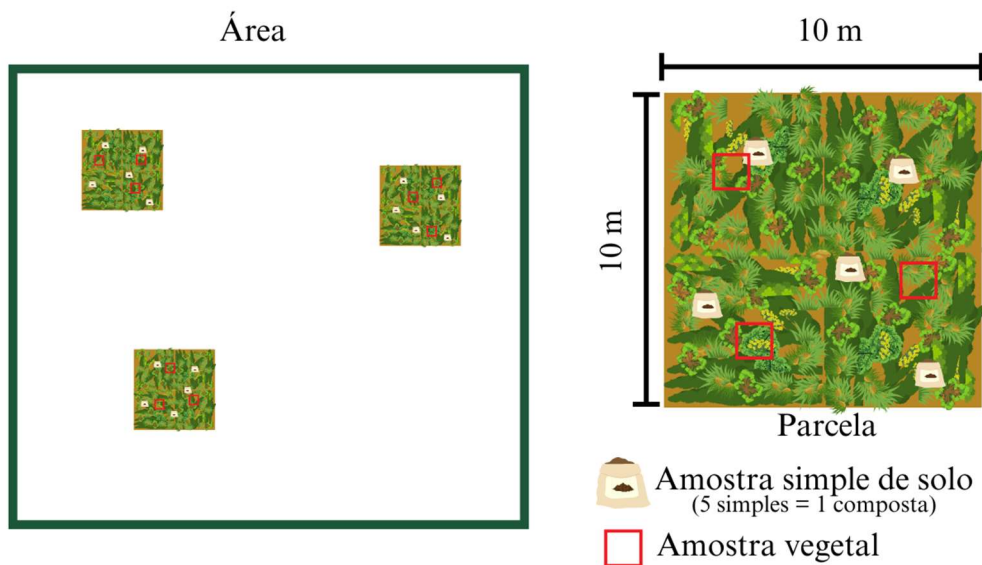


Figura S3. Esquema das parcelas de 10 m x 10 m que foram lançadas aleatoriamente em cada área para a caracterização da vegetação e sol

Tabela S5. Valor mínimo (Min) e máximo (Máx), e mediana (Med) dos 38 atributos do solo avaliados nas áreas de referência e nas áreas em processo de recuperação na profundidade de 0-20 cm.

Atributo	Áreas de referência						Áreas em recuperação															
	Cerrado			Pastagem			A4			A5			A6			NAF			PAF			
	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	
Atributos químicos																						
pH	5,60	5,77	6,13	5,66	5,98	6,70	5,48	5,54	6,09	4,89	4,91	4,95	4,69	4,80	4,93	3,64	3,70	3,96	5,58	5,66	5,74	
P (mg dm ⁻³)	1,40	1,80	3,60	2,30	2,50	5,20	1,80	2,00	8,30	1,20	1,40	1,50	7,40	9,50	9,60	14,50	36,50	42,50	1,30	1,50	1,80	
K (mg dm ⁻³)	31,00	32,00	53,00	30,00	33,00	39,00	27,00	31,00	51,00	39,00	44,00	54,00	55,00	59,00	60,00	39,00	40,00	48,00	284,00	297,00	324,00	
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,24	0,98	1,05	0,84	0,97	1,01	0,99	1,20	1,66	0,12	0,14	0,25	0,29	0,36	0,37	0,35	1,06	1,17	2,78	2,97	3,86	
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,70	0,90	1,10	1,05	1,19	1,24	0,99	1,43	2,19	0,19	0,20	0,31	0,25	0,30	0,31	1,01	1,24	2,70	1,41	1,55	1,60	
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,12	0,33	0,73	0,75	0,77	0,12	0,15	0,17	0,27	0,77	0,96	0,00	0,00	0,00	
H+AL (cmol _c dm ⁻³)	0,70	1,50	1,60	0,20	0,90	1,40	1,20	1,40	1,90	2,50	3,10	3,60	0,90	0,90	1,10	1,10	2,10	2,50	5,10	5,50	5,80	
t (cmol _c dm ⁻³)	1,22	1,83	2,22	1,97	2,24	2,35	2,38	2,83	4,04	1,19	1,19	1,43	0,85	0,93	0,98	1,73	3,38	4,74	5,06	5,21	6,22	
T (cmol _c dm ⁻³)	1,92	3,43	3,72	2,44	3,25	3,37	3,46	3,90	5,88	2,92	3,54	4,30	1,58	1,71	1,93	2,56	4,92	6,07	10,31	10,56	12,02	
MO (dag kg ⁻¹)	0,08	1,02	1,30	0,68	0,98	1,25	0,52	0,68	1,96	1,25	1,91	2,38	0,13	0,26	0,35	0,37	0,41	0,43	5,67	5,97	6,41	
P-Rem (mg L ⁻¹)	21,50	24,90	31,20	31,10	34,00	36,00	23,60	25,30	35,10	34,90	36,50	38,50	33,50	34,20	36,40	38,00	38,40	42,80	25,80	26,40	27,50	
S (mg dm ⁻³)	4,10	5,30	5,90	3,10	3,90	5,00	7,00	7,60	42,70	16,60	16,90	17,10	28,30	29,20	40,60	97,00	351,10	676,00	3,50	5,80	7,50	
Cu (mg dm ⁻³)	1,15	2,14	2,73	2,75	3,63	3,91	0,44	0,75	1,64	1,58	1,81	1,82	0,45	0,46	0,57	2,39	3,11	3,53	1,49	1,53	1,73	
Mn (mg dm ⁻³)	32,90	44,10	81,70	69,80	84,90	109,30	4,70	14,00	47,20	16,50	27,60	51,30	11,30	17,40	18,90	35,50	81,20	83,30	35,60	40,30	43,20	
Fe (mg dm ⁻³)	78,40	153,40	161,20	164,50	164,90	260,80	11,90	45,70	174,60	85,70	94,30	104,40	28,40	28,80	37,20	39,40	98,50	116,70	57,80	62,80	94,00	
Zn (mg dm ⁻³)	1,09	1,40	2,75	2,60	2,95	3,22	0,16	0,28	0,79	0,25	0,28	0,32	0,23	0,26	0,36	1,07	3,51	4,22	0,84	0,86	0,90	
Cr (mg dm ⁻³)	0,19	0,19	0,40	0,34	0,36	0,72	0,53	0,70	0,76	0,14	0,22	0,36	0,53	0,78	0,82	0,37	0,67	1,29	0,76	0,94	1,02	
Ni (mg dm ⁻³)	0,71	1,22	1,62	1,69	2,13	2,75	0,95	0,98	1,27	0,15	0,52	0,75	0,75	1,02	1,23	1,77	5,85	7,60	0,87	0,87	1,17	
Cd (mg dm ⁻³)	0,13	0,15	0,18	0,00	0,17	0,19	0,18	0,22	0,25	0,00	0,13	0,17	0,01	0,08	0,21	0,00	0,06	0,21	0,04	0,20	0,22	

Continua

Áreas de referência

Áreas em recuperação

Atributo	Cerrado			Pastagem			A4			A5			A6			NAF			PAF		
	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx
Pb (mg dm ⁻³)	0,00	0,51	2,59	0,00	0,11	0,30	0,78	1,20	1,28	0,00	0,22	1,04	0,06	0,07	0,14	0,00	0,48	0,70	0,00	0,25	0,64
As _T (mg Kg ⁻¹)	2,94	4,45	6,35	2,60	3,32	4,85	0,00	1,48	2,48	34,89	48,01	91,53	27,94	60,20	108,91	39,98	48,44	96,19	0,33	0,98	2,58
Cr _T (mg Kg ⁻¹)	9,44	15,74	35,07	12,45	14,93	17,59	7,10	24,75	75,91	19,12	21,85	26,98	26,70	28,49	31,30	14,90	15,86	18,24	62,28	65,30	69,27
Cu _T (mg Kg ⁻¹)	41,67	43,34	51,45	33,65	38,85	39,01	20,11	25,19	43,62	49,36	50,85	52,80	37,52	39,22	39,76	34,35	37,37	39,29	39,99	45,59	47,37
Fe _T (g Kg ⁻¹)	38,92	44,80	51,93	35,15	37,99	41,18	44,72	47,32	48,11	43,43	49,02	52,76	51,80	55,74	58,99	42,02	45,78	48,02	66,42	68,50	71,70
Pb _T (mg Kg ⁻¹)	14,66	22,43	26,45	16,87	17,00	19,21	13,13	14,86	15,41	36,73	47,89	86,03	13,74	15,65	17,83	16,85	17,42	25,04	14,29	16,83	20,05
S _T (mg Kg ⁻¹)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	112,10	0,00	0,00	22,39	112,28	114,45	218,29	481,02	1874,01	2560,23	121,79	134,93	243,45
Zn _T (mg Kg ⁻¹)	76,45	77,42	91,21	70,49	94,75	97,62	51,06	55,87	69,21	28,03	32,94	55,85	40,94	58,46	58,79	37,40	58,02	60,07	38,86	43,45	46,11
CE (μs cm ⁻¹)	58,50	84,40	128,80	55,10	134,80	145,80	37,60	50,80	356,00	83,60	89,60	106,70	130,00	168,80	233,00	1517,00	2680,00	4270,00	267,00	294,00	421,00
Atributos físicos																					
Silte (Kg Kg ⁻¹)	0,44	0,50	0,59	0,57	0,64	0,64	0,60	0,60	0,72	0,36	0,58	0,71	0,76	0,77	0,80	0,69	0,76	0,78	0,21	0,21	0,25
Argila (Kg Kg ⁻¹)	0,19	0,24	0,42	0,15	0,20	0,26	0,25	0,33	0,37	0,12	0,25	0,29	0,12	0,15	0,16	0,04	0,10	0,10	0,70	0,73	0,74
Dp (g cm ⁻³)	2,56	2,60	2,63	2,53	2,53	2,56	2,50	2,63	2,70	2,60	2,60	2,67	2,67	2,70	2,82	2,60	2,63	2,63	2,38	2,41	2,50
Ds (g cm ⁻³)	0,97	1,02	1,07	0,97	1,05	1,05	1,01	1,03	1,11	1,13	1,14	1,15	0,98	0,99	1,00	1,11	1,14	1,18	0,98	1,04	1,05
ADA (Kg Kg ⁻¹)	0,00	0,00	0,02	0,01	0,02	0,03	0,00	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,08	0,09
ID (Kg Kg ⁻¹)	0,00	0,01	0,09	0,05	0,10	0,13	0,01	0,06	0,10	0,09	0,11	0,13	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,10	0,11	0,12	0,12
PT (cm ³ cm ⁻³)	0,58	0,61	0,63	0,58	0,58	0,62	0,56	0,62	0,62	0,56	0,57	0,57	0,63	0,63	0,65	0,55	0,57	0,57	0,56	0,57	0,61
AD (cm ³ cm ⁻³)	0,22	0,23	0,31	0,25	0,26	0,27	0,23	0,24	0,35	0,24	0,27	0,30	0,35	0,39	0,40	0,29	0,31	0,31	0,09	0,11	0,11
Atributos biológicos																					
qCO ₂ (%)	0,31	0,58	0,71	0,23	0,27	0,31	0,02	0,11	1,45	0,25	0,44	0,49	0,34	0,71	42,02	0,16	1,07	10,66	0,06	0,09	0,11
qMIC (%)	35,47	83,87	276,71	108,13	121,93	129,52	29,81	162,40	189,92	23,27	39,57	127,22	47,00	63,62	299,51	21,06	31,05	255,78	141,75	151,28	193,38

Tabela S6. Valor mínimo (Min) e máximo (Máx), e mediana (Med) dos 38 atributos do solo avaliados nas áreas de referência e nas áreas em processo de recuperação na profundidade de 20-40 cm.

Atributo	Áreas de referência						Áreas em recuperação															
	Cerrado			Pastagem			A4			A5			A6			NAF			PAF			
	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	
	Atributos químicos																					
pH	4,84	4,95	5,09	5,40	5,42	5,56	5,78	5,80	6,00	5,68	6,50	6,59	5,33	5,50	5,68	4,73	4,83	4,92	3,62	3,64	4,09	
P (mg dm ⁻³)	0,90	0,90	1,00	0,80	0,90	1,10	1,00	2,00	5,10	2,80	3,40	4,50	2,00	2,10	3,70	3,10	7,30	11,40	10,40	33,70	51,40	
K (mg dm ⁻³)	32,00	35,00	37,00	136,00	239,00	254,00	19,00	40,00	43,00	29,00	29,00	35,00	20,00	23,00	29,00	33,00	35,00	40,00	27,00	32,00	36,00	
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,02	0,03	0,03	1,70	1,81	2,51	0,23	0,87	1,06	0,62	0,69	1,00	0,78	0,90	1,17	0,35	0,46	0,51	0,29	1,10	1,65	
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,08	0,09	0,10	0,78	0,79	0,92	0,82	0,92	1,05	1,06	1,10	1,31	0,98	1,43	1,87	0,27	0,36	0,40	0,90	1,20	1,94	
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,73	0,83	0,94	0,17	0,25	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,54	0,06	0,19	0,21	0,19	0,71	0,94	
H+AL (cmol _c dm ⁻³)	2,00	2,30	3,00	4,50	4,70	4,90	0,60	0,70	0,80	0,20	0,40	0,70	1,00	1,30	1,40	0,80	1,00	1,00	1,00	1,80	2,40	
t (cmol _c dm ⁻³)	0,94	1,02	1,15	3,26	3,38	4,21	1,26	1,93	2,02	1,75	1,86	2,40	2,17	2,80	3,11	0,92	1,07	1,09	1,45	3,83	3,88	
T (cmol _c dm ⁻³)	2,19	2,51	3,21	7,83	7,85	8,54	2,06	2,62	2,63	1,95	2,56	2,80	3,26	3,34	4,41	1,71	1,81	1,90	2,26	4,92	5,34	
MO (dag kg ⁻¹)	0,96	1,01	1,25	2,91	3,11	3,14	0,14	0,23	0,39	0,06	0,21	0,36	0,28	0,31	0,34	0,34	0,41	0,96	0,22	0,53	1,29	
P-Rem (mg L ⁻¹)	33,20	37,00	40,00	18,30	18,70	21,10	17,70	23,40	30,20	31,90	37,20	38,00	18,60	21,30	34,00	32,50	34,30	34,60	33,00	34,90	40,60	
S (mg dm ⁻³)	13,20	14,00	14,20	0,10	1,60	3,70	4,50	5,60	7,20	3,40	5,30	5,80	6,50	8,10	48,40	41,40	48,40	49,30	85,00	379,50	401,30	
Cu (mg dm ⁻³)	1,35	1,48	1,76	1,47	1,56	1,60	0,99	1,28	1,37	1,19	1,84	2,43	0,37	0,77	1,01	0,52	0,55	0,62	2,06	2,93	5,01	
Mn (mg dm ⁻³)	17,20	23,00	40,10	13,40	14,70	18,60	25,00	27,30	42,00	38,20	59,80	82,60	2,40	12,00	26,10	12,20	12,80	14,10	29,60	101,20	109,50	
Fe (mg dm ⁻³)	70,90	100,90	156,10	30,30	40,60	44,30	71,80	72,80	86,70	59,60	97,40	125,70	6,90	54,90	84,30	34,10	35,30	37,40	42,70	165,30	220,80	
Zn (mg dm ⁻³)	0,18	0,19	0,22	0,25	0,28	0,28	0,77	1,26	1,51	1,35	1,93	2,47	0,13	0,28	0,63	0,28	0,29	0,32	0,81	4,36	4,91	
Cr (mg dm ⁻³)	0,09	0,23	1,57	0,66	0,72	1,03	0,17	0,20	0,36	0,15	0,33	0,48	0,42	0,77	0,82	0,57	0,68	0,81	0,49	0,66	0,98	
Ni (mg dm ⁻³)	0,64	0,64	0,74	0,51	0,72	0,75	0,56	0,69	1,03	0,99	1,49	1,67	0,76	0,89	0,97	1,05	1,13	1,19	2,03	7,49	8,13	
Cd (mg dm ⁻³)	0,06	0,07	0,19	0,04	0,15	0,17	0,00	0,15	0,17	0,01	0,18	0,19	0,13	0,15	0,25	0,16	0,19	0,23	0,18	0,21	0,28	

Continua

Atributo	Áreas de referência						Áreas em recuperação															
	Cerrado			Pastagem			A4			A5			A6			NAF			PAF			
	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	
Pb (mg dm ⁻³)	0,15	0,15	0,60	0,34	0,68	1,46	0,12	0,27	2,47	0,00	0,00	0,00	0,22	0,97	1,13	0,00	0,06	0,07	0,00	0,44	0,96	
As _T (mg Kg ⁻¹)	0,00	35,54	65,35	0,00	0,00	1,12	2,25	4,63	4,80	1,59	3,62	3,86	0,19	1,26	4,48	26,03	43,38	107,87	40,28	55,66	62,67	
Cr _T (mg Kg ⁻¹)	20,91	22,61	64,87	63,15	65,31	74,84	11,40	18,61	38,09	12,60	18,00	20,66	10,30	25,38	101,44	26,42	29,13	30,32	13,56	16,25	19,43	
Cu _T (mg Kg ⁻¹)	37,10	44,48	59,34	44,94	48,19	52,81	47,96	50,96	54,07	22,59	39,99	40,76	21,12	22,31	40,82	32,72	39,31	39,50	32,74	34,41	44,90	
Fe _T (g Kg ⁻¹)	43,91	49,84	70,54	71,19	72,13	73,85	41,78	44,79	52,92	34,43	37,40	39,89	45,67	47,73	49,29	48,90	55,20	58,87	41,78	46,24	51,36	
Pb _T (mg Kg ⁻¹)	15,02	37,57	47,32	14,70	16,38	17,11	15,27	17,66	32,56	20,69	22,15	28,99	16,92	17,20	20,79	15,44	15,57	19,53	12,19	20,41	22,25	
S _T (mg Kg ⁻¹)	0,00	0,00	32,11	42,53	46,96	50,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	80,20	170,23	178,63	256,63	418,72	2161,46	2585,08	
Zn _T (mg Kg ⁻¹)	27,46	28,49	43,03	35,63	38,51	45,89	73,90	82,91	107,40	72,12	88,30	94,70	46,41	58,41	61,11	32,81	57,04	59,63	31,85	62,27	65,21	
CE (μs cm ⁻¹)	67,70	79,20	85,00	111,10	131,30	136,70	39,30	64,00	74,20	70,60	75,50	77,00	28,00	50,80	175,20	106,70	149,80	163,00	1190,00	2810,00	2930,00	
Atributos físicos																						
Silte (Kg Kg ⁻¹)	0,49	0,65	0,69	0,16	0,20	0,20	0,47	0,53	0,55	0,45	0,65	0,68	0,56	0,60	0,77	0,75	0,77	0,79	0,64	0,76	0,80	
Argila (Kg Kg ⁻¹)	0,19	0,20	0,25	0,77	0,77	0,80	0,19	0,28	0,40	0,06	0,21	0,23	0,21	0,34	0,34	0,12	0,15	0,17	0,06	0,08	0,08	
Dp (g cm ⁻³)	2,60	2,63	2,67	2,53	2,63	2,70	2,47	2,56	2,63	2,50	2,56	2,60	2,47	2,53	2,63	2,63	2,70	2,70	2,67	2,74	2,78	
Ds (g cm ⁻³)	1,15	1,15	1,21	1,03	1,09	1,09	0,97	1,04	1,13	1,04	1,07	1,14	0,99	1,13	1,14	1,00	1,01	1,03	1,09	1,22	1,28	
ADA (Kg Kg ⁻¹)	0,01	0,02	0,02	0,10	0,11	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
ID (Kg Kg ⁻¹)	0,07	0,07	0,11	0,12	0,15	0,15	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	
PT (cm ³ cm ⁻³)	0,54	0,56	0,57	0,57	0,58	0,62	0,57	0,58	0,62	0,55	0,59	0,59	0,54	0,57	0,61	0,62	0,62	0,63	0,53	0,54	0,61	
AD (cm ³ cm ⁻³)	0,30	0,33	0,35	0,09	0,10	0,10	0,25	0,27	0,29	0,20	0,26	0,30	0,21	0,23	0,35	0,36	0,36	0,38	0,30	0,34	0,34	
Atributos biológicos																						
qCO ₂ (%)	0,01	1,22	7,38	0,01	0,05	0,08	0,05	0,18	0,27	0,02	0,15	0,24	0,18	0,46	63,48	0,41	0,58	0,79	0,18	0,28	0,34	
qMIC (%)	20,25	82,54	126,43	93,36	114,60	177,01	146,52	320,40	596,90	200,20	454,26	514,14	1,58	95,55	146,00	41,62	53,83	126,73	14,60	56,96	89,30	