

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Geografia
Mestrado Acadêmico

ILCILÉIA DOS SANTOS SILVA

**ARENIZAÇÃO EM SOLOS DERIVADOS DA FORMAÇÃO SANTO ANASTÁCIO:
ANÁLISE DOS IMPACTOS E TENDÊNCIAS AMBIENTAIS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL**

CAMPO GRANDE - MS
2026

ILCILÉIA DOS SANTOS SILVA

**ARENIZAÇÃO EM SOLOS DERIVADOS DA FORMAÇÃO SANTO ANASTÁCIO:
ANÁLISE DOS IMPACTOS E TENDÊNCIAS AMBIENTAIS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – Unidade Universitária Santo Amaro, Campo Grande, como requisito para obtenção do título de Mestre em Geografia.

Área de concentração: Integração, Território e Ambiente

Linha de pesquisa: Espaços urbanos, rurais e dinâmicas socioambientais

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Viviane Capoane

S58a Silva, Ilciléia Dos Santos

Arenização em solos derivados da formação Santo Anastácio : análise dos impactos e tendências ambientais na bacia hidrográfica do rio Verde, Mato Grosso do Sul, Brasil / Ilciléia dos Santos Silva. – Campo Grande, MS: UEMS, 2026.
105 p.

Dissertação (Mestrado) – Geografia– Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, 2026.

Orientadora: Profa. Dra. Viviane Capoane.

1. Solos arenosos 2. Degradação ambiental 3. Dinâmica da paisagem 4. Sensoriamento remoto I. Capoane, Viviane II. Título

CDD 23. ed. - 363.7

ILCILÉIA DOS SANTOS SILVA

**ARENIZAÇÃO EM SOLOS DERIVADOS DA FORMAÇÃO SANTO
ANASTÁCIO: ANÁLISE DOS IMPACTOS E TENDÊNCIAS AMBIENTAIS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – Unidade Universitária Santo Amaro, Campo Grande como requisito para obtenção do título de Mestre em Geografia.

Área de concentração: Integração, Território e Ambiente

Linha de pesquisa: Espaços urbanos, rurais e dinâmicas socioambientais

Campo Grande - MS. Data: 06 de agosto de 2026

Profa. Dra. Viviane Capoane

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Orientadora

Profa. Dra. Daiane Alencar da Silva

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Examinadora Interna

Profa. Dra. Maria Helena da Silva Andrade

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Examinadora Externa

Prof. Dr. Gustavo Roberto dos Santos Leandro

Universidade Federal da Grande Dourados
Examinador Externo

DEDICATÓRIA

Este trabalho é dedicado à minha família e a todas as pessoas que contribuíram para que eu pudesse chegar ao mestrado.

AGRADECIMENTOS

É sempre uma alegria esse momento, pois representa toda consciência do cuidado recebido de Deus durante a construção dessa trajetória desconhecida que escolhi enfrentar. Esse longo percurso começou inesperado, indefinido e imprevisto, lá em 2021, quando resolvi rascunhar um pré-projeto, e por vários motivos engavetá-lo. Foi só em 2023, durante a avaliação da defesa do TCC, que acreditei novamente que poderia e deveria tentar o ingresso em algum programa de mestrado, graças ao encorajamento de um avaliador da banca (eu nunca vou esquecer as palavras do Professor Wagner).

Então, antes de tudo gostaria de agradecer a Deus por toda bondade e cuidado comigo em todo esse caminho, Ele foi, e é o meu sustento. Em seguida, agradeço a minha família que me apoiou fielmente nessa jornada. Depois gostaria de, em uma “ordem cronológica do processo (não rigorosa - risos)” estender os agradecimentos a pessoas muito especiais, que foram fundamentais para que eu pudesse chegar (e permanecer) até aqui.

Especialmente, agradeço muito à Professora Viviane, que aceitou o desafio dessa orientação, e com muita paciência e maestria conduziu o processo. Muito obrigada, desde o primeiro contato por telefone, a recepção aqui, quando me buscou no aeroporto, na acolhida, quando fiquei mais uma vez sem computador já na reta final; por todos os cuidados e ensinamentos durante a trajetória, obrigada por tudo!

Agradeço de coração à amiga Luzia Machado, que pagou minha inscrição do processo seletivo do PPGEO - UEMS, me incentivando a tentar mesmo duvidando que era verdade o edital. Além de me ajudar em muitos outros momentos quando eu nem esperava. Eu nunca vou esquecer seus gestos de irmandade.

Agradeço infinitamente as minhas irmãs (Irisnéia e Iriscléia) que incentivaram a fazer uma rifa para arrecadação de fundos para ajudar a custear a mudança para o Mato Grosso do Sul. A dedicação e empenho de vocês juntamente com as minhas comadres e amigas amadas: Irisleica e Giselle, nas divulgações de vendas e na rede de apoio para que outras pessoas contribuíssem, foram excepcionais; eu amo vocês! Obrigada aos amigos, conhecidos, parentes e pessoas que eu nem conheci, do Pará, Maranhão, Mato Grosso, França, EUA, Irlanda, Alemanha e de vários outros lugares, por terem me ajudado, sem vocês eu não teria conseguido! À minha mãe, que mesmo quando parecia ser difícil acreditar que eu ficaria longe dela (cerca de 2.377 km), me incentivou a continuar. Especialmente agradeço ao meu pai que me acompanhou pessoalmente no processo inicial de adaptação em Campo Grande

(MS), e foi fundamental para que não desistisse! Obrigada Papai. E agradeço muito, a amiga Sue Ellen, por todo apoio (material e psicológico) quando vim para o Mato Grosso do Sul. E ainda, às amigas especiais do Pará, Cleidiane, Euclidiane e Priscila, por sempre me acolherem quando volto e chego pela madrugada em Marabá. Obrigada por toda recepção de vocês.

Agradeço ainda, a Kassia Raylene que me ajudou atentamente com as primeiras ideias e dicas sobre o MS, e as possibilidades que eu poderia considerar para firmar a minha vinda. Ela gentilmente me contatou a Adriana Bilar (sua colega de turma do mestrado) que prontamente me acolheu por telefone e me deu várias instruções para que eu pudesse me orientar melhor. Muito obrigada meninas!

Seguidamente, agradeço a Natali Veron e seu esposo, que nos receberam carinhosamente nos primeiros dias em Campo Grande e tornaram-se pessoas muito especiais aqui do MS, os levarei no coração sempre. Esses agradecimentos, não poderiam ficar sem se estender a dona Noirce, que corajosamente nos acolheu (eu e meu pai) numa tarde de um domingo chuvoso e nos colocou em seu carro, e ‘rodou’ a região do Santo Amaro inteira, nos auxiliando na busca por um local para alugar. A senhora sempre terá a minha gratidão dona Noirce! Mais à frente, agradeço muito generosamente a Laurinha e seu esposo, que por muitos meses depois que meu pai retornou ao Pará, cuidaram de mim, quando eu precisei e mesmo quando eu nem esperava. Muito obrigada, pelos lanches noturnos quando eu ficava até tarde escrevendo, pelo *wi-fi*, quando eu não tinha internet, pela recepção e apoio quando eu voltei do intercâmbio e chave de casa ficou na mala extraviada, obrigada por toda acolhida e zelo.

Agradeço imensamente, aos amigos do mestrado que me acolheram grandiosamente, e recepcionaram maravilhosamente bem. Com carinho agradeço, ao Douglas que mesmo antes de eu chegar aqui, me deu as boas-vindas e com muita gentileza me tranquilizou sobre a vinda para a UEMS. Deu-me dicas e orientações sobre várias coisas de Campo Grande, inclusive dos bairros mais próximos da universidade e, sobretudo me alertou sobre o frio que enfrentaria (risos); obrigada de coração! Ao Gabriel, obrigada por toda partilha no início do curso, quando nós estávamos mega perdidos com a mudança de projeto e área de estudos. Obrigada por toda força e disposição em ajudar.

Agradeço do fundo do coração, com extrema gratidão as amigas Marcia, Geizy, Jack e Selma, que durante o percurso me acolheram de modo particular. Eu nunca vou ter palavras suficientes para agradecer às vezes que a Geizy saiu da sua casa (do outro lado da cidade) para trazer um remédio, um chá para mim. Pela acolhida nas datas importantes. Por toda

escuta quando tive crises de ansiedade e pânico; por todo acolhimento e preocupação; por sempre! À Marcia, minha enorme gratidão por tudo, pelas conversas, pelas preocupações, pelo apoio e motivação, por ter ficado comigo no telefone quando tive uma crise de pânico dentro do uber. Por ter me acompanhado nos momentos de angústia com as falhas do computador. Por ter me emprestado seu PC quando fiquei sem o meu. Por me ajudar em várias questões médicas, burocráticas e me auxiliar quando eu nem esperava. Obrigada por me incentivar sempre! À Selminha, por todo companheirismo, paciência, cuidado e sensibilidade comigo, principalmente neste momento final, me ajudando nesta fase de ajustes de escrita com o seu PC. À Jackeline pela acolhida inicial nos trabalhos acadêmicos, pela compreensão, pelos cafés, pelas corridas e risadas! Obrigada meninas, vocês são maravilhosas!

Aos amigos Robinho, Nayara, Adalberto, Fernando e Pablo, obrigada por cada momento compartilhado em sala, pelo incentivo de vocês, pelo cuidado e por toda troca. Vocês são demais! A toda turma PPGEO 2024, a qual eu sempre que digo “eu amo minha turma 30+ (pois até os que não são, são!)” obrigada, por toda união (diretamente ligados pelo café).

Agradeço à banca examinadora pela disponibilidade de avaliar este trabalho (Professor e Professoras Daiane, Maria Helena e Gustavo). Agradeço a todo o corpo docente do PPGEO UEMS, por toda recepção, colaboração e ensinamentos. Especialmente, às professoras: Ana Paula, Maria Helena, Cláudia, Camila e Mara, minha gratidão a vocês, obrigada por todo acolhimento. Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia e a auxílio PIBAB pelo apoio financeiro, que foram fundamentais na permanência do processo.

Obrigada!

As mais belas histórias da vida têm começo, ‘medo’ e ‘sim’!
(Autor desconhecido)

RESUMO

A degradação de solos frágeis e arenosos constitui um desafio ambiental crítico no Brasil, a qual é particularmente severa em biomas como o Cerrado. Diante desse cenário, o objetivo geral deste trabalho foi investigar a morfodinâmica da arenização na Bacia Hidrográfica do Rio Verde (BHRV), com foco no mapeamento e na compreensão da gênese desse processo especificamente sobre a Formação Santo Anastácio, bem como na identificação dos impactos socioambientais decorrentes das transformações no uso e na cobertura da terra, propondo estratégias de mitigação. A área está localizada no estado de Mato Grosso do Sul e insere-se na Bacia Sedimentar Bauru, que apresenta alta vulnerabilidade ambiental em razão da natureza siliciclástica de seus depósitos. A metodologia utilizou uma abordagem multitemporal e geoespacial, integrando bases de dados do IBGE, ANA, Copernicus e MapBiomas, utilizando os softwares SNAP, ArcGIS e QGIS. Para a caracterização geomorfométrica foi utilizado o Modelo Digital de Superfície (SRTM-30). A análise do uso da terra abrangeu o período entre 1985 e 2023. O mapeamento dos focos de arenização foi realizado mediante a aplicação do Índice de Brilho 2 (BI2) em imagens do satélite Sentinel-2, abrangendo três Sub-bacias representativas do alto, médio e baixo curso da BHRV. Para a detecção dos areais, utilizaram-se cenas do período seco, dada a menor umidade e maior refletância dos solos expostos, enquanto as imagens do período chuvoso foram empregadas para a validação e filtragem das feições degradadas. A etapa de campo, realizada em 2024, permitiu a verificação *in loco* das feições erosivas e das áreas em processo de arenização, procedimentos que, integrados à interpretação multitemporal de imagens no *Google Earth Pro*, conferiram maior robustez à identificação e validação do mapeamento. A caracterização geomorfométrica revelou uma rede de drenagem de 6ª ordem, em um sistema de relevo suave e alongado, onde a supressão da vegetação nativa, que caiu de 57,41% em 1985 para 19,23% em 2023, desestabilizou a dinâmica natural, agravando a erosão em vertentes. A pecuária extensiva e a silvicultura de eucalipto, consolidaram-se como vetores de pressão sobre solos cuja gênese arenosa, sob regime climático monçônico (1.600–1.900 mm/ano), propicia o transporte sedimentar intensivo. Embora o mapeamento por meio do Índice de Brilho 2 (BI2) tenha revelado uma distribuição generalizada de focos de arenização ao longo de toda a extensão da BHRV, a análise integrada das três unidades amostrais permitiu uma compreensão mais refinada da dinâmica degradativa. Os resultados demonstram que, apesar de o processo ocorrer transversalmente em todos os compartimentos, o médio curso apresenta o quadro mais crítico, com maior severidade de feições como voçorocas e ravinas ativas que comprometem a estabilidade das vertentes. A silvicultura de eucalipto, que expandiu 1.586% entre o primeiro e o último ano analisado, ainda que difundida como alternativa econômica, tem mascarado a degradação real na BHRV e ocasionando impactos no regime hidrológico. Conclui-se que a BHRV enfrenta um estado crítico de saúde ambiental, em que a pressão do agronegócio frequentemente ignora os limites físicos dos solos de alta fragilidade edáfica. O processo de arenização na área é acelerado por ações antrópicas e pela ausência de uma gestão territorial eficaz. Diante desse diagnóstico, recomenda-se, com urgência, a institucionalização do Comitê da bacia hidrográfica do rio Verde para assegurar a governança dos recursos hídricos, bem como a implantação de práticas de manejo conservacionista, essenciais para mitigar os processos erosivos e salvaguardar a biodiversidade regional.

Palavras-Chave: Bacia Sedimentar Bauru. Solos arenosos. Degradação ambiental. Dinâmica da paisagem. Sensoriamento remoto.

ABSTRACT

The degradation of fragile and sandy soils is a critical environmental challenge in Brazil, which is particularly severe in biomes such as the Cerrado. In view of this scenario, the general objective of this work was to investigate the morphodynamics of arenization in the Rio Verde Hydrographic Basin (BHRV), focusing on mapping and understanding the genesis of this process specifically on the Santo Anastácio Formation, as well as on the identification of the socio-environmental impacts resulting from transformations in land use and land cover, proposing mitigation strategies. The area is located in the state of Mato Grosso do Sul and is part of the Bauru Sedimentary Basin, which has high environmental vulnerability due to the siliciclastic nature of its deposits. The methodology employed a multitemporal and geospatial approach, integrating databases from IBGE, ANA, Copernicus and MapBiomas, using SNAP, ArcGIS and QGIS software. For the geomorphometric characterisation, a Digital Surface Model (SRTM-30) was used. The analysis of land use covered the period between 1985 and 2023. The mapping of the arenization foci was carried out by applying the Brightness Index 2 (BI2) to images from the Sentinel-2 satellite, covering three representative microbasins in the upper, middle and lower reaches of the BHRV. To detect the sands, scenes from the dry season were used, given the lower humidity and greater reflectance of the exposed soils, whereas images from the rainy season were used to validate and filter the degraded features. The field stage, carried out in 2024, allowed the on-site verification of erosive features and areas in the process of arenization, procedures that, integrated with the multitemporal interpretation of images in Google Earth Pro gave greater robustness to the identification and validation of the mapping. The geomorphometric characterization revealed a 6th-order drainage network, in a smooth and elongated relief system, where the suppression of native vegetation, which fell from 57.41% in 1985 to 19.23% in 2023, destabilized the natural dynamics, aggravating erosion on slopes. Extensive cattle ranching and eucalyptus forestry have consolidated themselves as vectors of pressure on soils whose sandy genesis, under a monsoon climate regime (1,600–1,900 mm/year), provides intensive sedimentary transport. Although the mapping by means of the Brightness Index 2 (BI2) revealed a generalized distribution of arenization foci along the entire length of the BHRV, the integrated analysis of the three sampling units allowed a more refined understanding of the degradative dynamics. The results show that, although the process occurs transversally in all compartments, the middle course presents the most critical picture, with greater severity of features such as gullies and active ravines that compromise the stability of the slopes. Eucalyptus forestry, which expanded 1,586% between the first and last year analyzed, although widespread as an economic alternative, has masked the real degradation in the BHRV and causing impacts on the hydrological regime. It is concluded that the BHRV faces a critical state of environmental health, in which the pressure of agribusiness often ignores the physical limits of soils of high edaphic fragility. The arenization process in the area is accelerated by anthropogenic actions and the absence of effective territorial management. In view of this diagnosis, it is urgently recommended the institutionalization of the Rio Verde River Basin Committee to ensure the governance of water resources, as well as the implementation of conservation management practices, essential to mitigate erosive processes and safeguard regional biodiversity.

Keywords: Bauru Sedimentary Basin. Sandy soils. Environmental degradation. Landscape dynamics. Remote sensing.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
1.1. Área de estudo.....	15
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	19
2.1 A Bacia Sedimentar Paraná e a Supersequência Bauru.....	21
2.2 Solos arenosos e arenização: dinâmicas, características e implicações ambientais....	29
2.3 Formação socioespacial regional: dinâmicas socioterritoriais e os vetores de pressão no processo de arenização.....	37
3. METODOLOGIA.....	48
3.1 Procedimentos da caracterização geoambiental da área de estudo.....	48
3.2 Índice radiométrico do solo e mapeamento dos areais.....	49
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
4.1 Caracterização Geoambiental.....	52
4.2 Mapeamento e diagnóstico da arenização.....	66
4.2.1 Panorama Geral: análise dos pontos críticos e implicações ambientais.....	67
4.2.2 Análise sistêmica das sub-bacias amostrais.....	68
4.2.2.1 Alto Curso: sub-bacia hidrográfica ribeirão da Estiva.....	69
4.2.2.2 Médio Curso: sub-bacia hidrográfica ribeirão Varjão Largo.....	73
4.2.2.3 Baixo Curso: sub-bacia hidrográfica córrego Formoso.....	77
4.2.3 Evidências de campo entre Água Clara e Três Lagoas.....	81
4.3 Reflexões sobre a gestão territorial e o limite dos ecossistemas.....	87
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	89
6. REFERÊNCIAS.....	91

1. INTRODUÇÃO

A investigação de solos com fragilidade ambiental intrínseca tem se tornado central nos estudos geoambientais brasileiros, visto que a ocupação desordenada do território frequentemente ignora as limitações impostas pela morfodinâmica desses ambientes. Dentre os tipos de solos de maior vulnerabilidade, destacam-se os Neossolos Quartzarênicos (RQ). Estes solos apresentam textura arenosa, elevada fragilidade ambiental, reduzida capacidade produtiva para a agricultura (Spera *et al.*, 1999) e alta suscetibilidade à erosão (Suertegaray, 2011; Albuquerque *et al.*, 2015).

A incompatibilidade entre o manejo do solo e a sua capacidade de suporte natural desencadeia uma série de processos degradacionais. Sob uso inadequado, a susceptibilidade intrínseca desses solos à erosão hídrica e eólica torna-se acentuada, resultando em fenômenos como o ravinamento, a perda acelerada de horizontes superficiais e, em casos extremos, processos de arenização que comprometem a integridade das bacias hidrográficas, a qualidade dos recursos hídricos e a sustentabilidade dos agroecossistemas (Tilman *et al.*, 2002; Spera; Correia; Reatto, 2006; Petersen *et al.*, 2017; Capoane *et al.*, 2024; Capoane; Fushimi, 2024).

De acordo com Demattê (2017), solos arenosos ocupam cerca de 5,82% do território nacional. Estes solos, são naturalmente propensos ao processo de arenização, uma forma de degradação ambiental física, que vem crescendo nos últimos tempos, com registros em diferentes estados brasileiros (Verdum *et al.*, 2020; Sousa Silva, 2021). No bioma Cerrado este tipo de degradação de solos arenosos é observado há décadas, especialmente em regiões de forte expansão agropecuária, como o oeste baiano, o sul do Piauí e o nordeste tocantinense (Spera *et al.*, 1999).

Para compreender a amplitude desse fenômeno, é necessário observar que a degradação do solo se manifesta em três dimensões interconectadas: química, biológica e física. A degradação química resulta do uso inadequado de irrigação e fertilizantes; a biológica está associada à perda da diversidade edáfica decorrente de manejos inapropriados; e a física (foco desta análise), vincula-se à deterioração estrutural, manifestada de forma crítica pela arenização (Lal, 1989; Fageria; Stone, 2006).

Diante da relevância desse processo de degradação física, o interesse científico sobre o tema consolidou-se a partir da década de 1980. Os estudos pioneiros sobre a arenização em solos frágeis no Brasil foram conduzidos por Dirce Maria Suertegaray, em 1983, em áreas do bioma Pampa, no Rio Grande do Sul. Nesse contexto, a autora formulou o conceito de arenização em sua Tese, o definindo como o “retrabalhamento de depósitos arenosos pouco

ou nada consolidados, que promove, nessas áreas, uma dificuldade de fixação de vegetação, devido à constante mobilidade dos sedimentos” (Suertegaray, 1987, p. 112). O conceito foi inicialmente estabelecido para contextos de climas úmidos e subúmidos, onde a instabilidade é intensificada pela hidrodinâmica e ação eólica, e investigações subsequentes demonstraram que esse processo também é condicionado por um arranjo complexo de fragilidades litológicas e pedológicas, agravado pela supressão da cobertura vegetal (Verdum, 1997; Verdum *et al.*, 2020).

Essa fragilidade natural, contudo, tem sido potencializada pelo avanço da fronteira agrícola. Na região Centro-Oeste, a ocupação intensiva iniciada na década de 1970 incorporou solos arenosos à exploração agropecuária, muitas vezes por força da escassez de terras mais férteis (Demattê, 2017). Práticas como o superpastoreio, a mecanização intensiva, a monocultura e a ausência de conservação do solo atuam como catalisadores da erosão (Caneppele, 2017). Adicionalmente, a expansão da silvicultura de eucalipto influencia em severas alterações no ciclo hidrossedimentológico, intensificando feições típicas do processo de arenização, tais como ravinas, voçorocas e a formação de areais (Caneppele, 2017).

No estado de Mato Grosso do Sul (MS), especialmente na porção nordeste, pesquisas recentes confirmam a ocorrência de areais, influenciada pelo uso intensivo do solo. Estudos de Capoane (2023a); Capoane *et al.* (2024) e Capoane e Fushimi (2024) evidenciam que a instabilidade sedimentar em áreas da região, resulta em perda de fertilidade dos solos, no comprometimento dos recursos hídricos e logo no surgimento de areais. Esse cenário é agravado pela forte presença industrial – voltada principalmente à produção de pasta de celulose para exportação – responsável por intensificar pressões sobre o ambiente natural (Silva, 2017; IBGE, 2023).

Nesse contexto, insere-se a Bacia hidrográfica do rio Verde (BHRV), objeto de estudo deste trabalho. Localizada na porção nordeste do estado de Mato Grosso do Sul, a área enfrenta atualmente, o avanço do processo de arenização. Seus solos derivam de arenitos do Grupo Caiuá indiviso e da Formação Santo Anastácio, pertencentes à Bacia Sedimentar Bauru (BSB), ambos de natureza litológica frágil (IBGE, 2021). Predominam na bacia hidrográfica os Neossolos Quartzarênicos (Silva; Capoane, 2026) que, naturalmente, são solos suscetíveis à erosão devido à sua gênese arenosa e baixa estabilidade estrutural.

Além de sua fragilidade física, a bacia hidrográfica desempenha um papel estratégico como corredor ecológico, conectando o Pantanal ao rio Paraná (Lanza; Pott; Silva, 2014). Entretanto, pressões antrópicas recentes, como a instalação de Pequenas Centrais

Hidrelétricas (PCH), a presença de uma Usina Hidrelétrica (UHE), o consumo hídrico intensivo pela silvicultura de eucalipto, a evapotranspiração acentuada e o uso recorrente de agroquímicos, têm comprometido a disponibilidade hídrica e a integridade da biodiversidade (Silva; Capoane, 2024). A articulação dessas atividades com a conversão de remanescentes naturais em agroecossistemas intensifica o desequilíbrio ambiental, justificando a urgência de investigações científicas na região.

Desta maneira, o estudo se norteia pelo seguinte questionamento: Como as características litopedológicas, geoambientais e as transformações do uso e cobertura da terra, em solos da Formação Santo Anastácio, condicionam a ocorrência e a distribuição dos processos de arenização, na BHRV? A hipótese deste estudo sustenta que o processo de arenização na bacia hidrográfica do rio Verde possui uma base física predeterminada pela herança geológica de depósitos arenosos e pela presença de solos intrinsecamente frágeis e instáveis, considerando a predominância climática regional. Contudo, a deflagração e a evolução de feições erosivas graves (ravinas, voçorocas e areais) são primariamente intensificadas pela ação antrópica recente, cuja supressão da vegetação nativa e conversão para pastagens e silvicultura intensiva rompem o equilíbrio hidrossedimentológico da bacia.

Nesse contexto, o objetivo geral foi investigar a morfodinâmica da arenização na Bacia hidrográfica do rio Verde (BHRV), com foco no mapeamento e na compreensão da gênese desse processo especificamente sobre a Formação Santo Anastácio, bem como na identificação dos impactos socioambientais decorrentes das transformações no uso e na cobertura da terra, propondo estratégias de mitigação. Como objetivos específicos:

- a) Realizou-se a caracterização geoambiental da bacia hidrográfica do rio Verde (MS), buscando compreender a gênese e a dinâmica do processo de arenização, por meio da análise integrada de fatores climáticos, geomorfológicos, litológicos, edáficos e antrópicos, bem como da identificação dos impactos ambientais associados.
- b) Mapeou-se e espacializou-se os focos de arenização e as áreas em processo de degradação, correlacionando-os com as mudanças no uso e cobertura da terra e subsidiando estratégias de conservação e mitigação.

1.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Verde (BHRV) está localizada no quadrante nordeste do estado de Mato Grosso do Sul (figura 1) e possui extensão territorial de 22.507,357

Natureza (SNUC, 2000), como porções ecossistêmicas que se conectam às unidades de conservação, permitindo entre elas, o fluxo gênico, a dinamização biótica e a recolonização de áreas degradadas, além da dispersão de espécies e manutenção das populações presentes pela extensão.

Essa concepção do SNUC (2000) é reforçada pelo Zoneamento Ecológico-Econômico de Mato Grosso do Sul (ZEE-MS, 2009; 2015), e com base nas diretrizes da Lei Estadual n. 3.839/2009, o ZEE (2015) reconhece o entorno do rio Verde como o “Corredor Arterial do Rio Verde” e sua borda limítrofe com o rio Paraná como parte de um “Corredor Transfronteiriço”. Estas áreas desempenham funções estratégicas para a integração ecológica ao conectarem os remanescentes vegetais da porção central da Serra de Maracaju ao Parque Natural Municipal do Pombo, em Três Lagoas, e às zonas ripárias do rio Paraná. De tal modo, estes corredores consolidam-se como uma ferramenta de gestão essencial para mitigar a fragmentação da paisagem. Adicionalmente, para fins de análise da vulnerabilidade geoambiental e hidrogeológica, o documento estadual classifica a área da BHRV dentro da unidade denominada “Zona das Monções” (ZEE, 2015).

De acordo com o IBGE (2017), a BHRV integra ainda, a Região Intermediária chamada Campo Grande e abrange porções de nove municípios, distribuídos em quatro subdivisões imediatas. A maior porção está na região imediata de Três Lagoas, que engloba os municípios de Água Clara (27,43% da BHRV); Brasilândia (15,78%); Três Lagoas (11,21%) e Santa Rita do Pardo (0,003%). A subdivisão imediata de Campo Grande, abrange Ribas do Rio do Pardo (21,65%) e Camapuã (12,83%). A região imediata Paranaíba – Chapadão do Sul – Cassilândia inclui Paraíso das Águas e a subdivisão imediata de Coxim compreende Figueirão (2,30%) e Costa Rica (0,02%).

A região Imediata de Três Lagoas exerce grande influência econômica e socioambiental no estado de Mato Grosso do Sul. Essa dinamicidade é essencialmente influenciada pela inserção de atividades industriais diversas, entre elas, o alto cultivo de eucalipto para produção de pastas químicas e fibras de celulose para exportação (Lanza; Pott; Silva, 2014, IBGE, 2023). Esse arranjo regional, também é reconhecido sob diferentes nomenclaturas técnico-científicas: o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE, 2009) a denomina como porção “Leste”; Silva (2017) a define como “região geoeconômica Leste”; enquanto o caderno geoambiental do Escritório de Parcerias Estratégicas (EPE/Segov-MS, 2011) refere-se a ela como a “região do Bolsão” ou “Bolsão sul-mato-grossense”.

Ademais, no âmbito da configuração da ocupação humana, a BHRV apresenta particularidades relevantes, onde o perímetro urbano de Água Clara é o único integralmente inserido na bacia. Entretanto, estão presentes dentro da área também, o distrito de Bela Alvorada (no município de Paraíso das Águas) e o Reassentamento Porto João André (município de Brasilândia). Cabe destacar ainda, a proximidade da Aldeia Indígena Ofayé (Brasilândia) com o divisor de águas da BHRV, na altura do baixo curso do rio Verde, elemento pertinente para a compreensão da dinâmica territorial local.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A ciência geográfica nos permite a compreensão das dinâmicas espaciais a partir das interações naturais e humanas. Diante disso, a temática deste estudo será baseada fundamentalmente pela categoria geográfica de Paisagem, cujas análises carregam múltiplas interpretações com o passar dos tempos. Outrossim, de forma secundária e em momentos específicos, a investigação também recorrerá à categoria de Território, norteando uma breve compreensão da dinâmica socioespacial existente na área de estudo.

Neste sentido, a trajetória da categoria de Paisagem na Geografia percorreu uma transição profunda durante sua construção científica. Estudos mostram que, essa mudança partiu de interpretações morfológicas e descritivas no XIX, fundamentadas pela Filosofia, para sínteses sistêmicas e funcionais dos sistemas naturais e sociais a partir do século XX em diante, fortemente influenciada pela Ecologia (ramo da Biologia), até chegar nas análises ambientais do tempo presente (Schier, 2003; Guerra; Marçal, 2009; Barra; Silva e Vasconcelos, 2014).

Trabalhos abrangentes como o de Carl Troll, mostraram essa transição com o atrelamento à funcionalidade, onde o autor desenvolveu em 1939, o termo Geoecologia (Ecologia das Paisagens) com o intuito de unir processos biológicos e fluxos de energia à organização espacial, conforme aborda Vale (2012). Na década de 60, Viktor Sotchava, incorporou a Teoria dos Geossistemas à geografia física (a partir dos pensamentos de Ludwig von Bertalanffy, consolidador da Teoria Geral dos Sistemas) (Vale, 2012).

Simultaneamente na mesma década, Jean Tricart, propôs ordens de grandeza temporo-espaciais sobre as apreensões da geografia física e Georges Bertrand se utilizou de tais bases, definindo o termo “Geossistema” como uma unidade taxonômica que integra o potencial ecológico à ação antrópica, culminando em 1991, no método Geossistema-Território-Paisagem (GTP) que aborda uma articulação entre a natureza, recurso e identidade cultural (Oliveira; Neto, 2020). Isso permitiu a consolidação da Geoecologia da Paisagem como ferramenta de apoio na busca de uma visão integrada do modo funcional e espacial da paisagem (Vale, 2012).

No Brasil, essas abordagens mencionadas foram difundidas por geógrafos como Carlos Augusto Figueiredo Monteiro, Aziz Ab’Saber, Antônio Christofolletti, André Zaú

e Helmut Troppmair, embasando inúmeras pesquisas sobre análises ambientais em diversas escalas e a posteriori por estudos de Edson “Cacau” Vicente da Silva em parceria com José Manuel Mateo Rodriguez (Neves *et al.* 2014; Cavalcanti, 2025).

Essa abordagem funcional e geossistêmica, complementa-se pela perspectiva cultural, que considera a paisagem um produto da percepção humana sendo carregado de sistemas, como afirma Schier (2003). Para este mesmo autor, não há como compreender as formas de organização espacial atualmente, bem como as tensões que lhe afetam, sem considerar as dinâmicas culturais que sucedem, pois essas explicam as paisagens do passado e do presente (Schier, 2003). Essa leitura confirma a articulação de Bertrand (1991), quando se referia à porção P do sistema GTP, dizendo que nela, a paisagem alcança o âmbito da identidade e subjetividade, ofertando uma leitura sociocultural ao geossistema. De tal modo, Carl Sauer (1998), corrobora que, a cultura é o agente que modela a natureza para criar a paisagem cultural (o resultado).

Neste âmbito, se a paisagem cultural é o resultado, a dimensão do território (do GTP), portanto, é concebida como um espaço de recurso capaz de analisar a organização social, política e econômica sobre a base física (Oliveira e Neto, 2020). Estes estudiosos afirmam que, ocorre no território a dominação e impressão de lógicas produtivas que intensificam a artificialização desse recurso (território) (Oliveira e Neto, 2020).

Para Neves *et al.* (2014), o território evidencia o processo de apropriação e domínio antrópico sobre o ambiente natural para fins de produção e poder. Nesse contexto, é interessante destacar que todo ecossistema está imbricado em um geossistema, que associa a ação antrópica como parte fundamental dentro organização dos sistemas, contextualizando uma dinâmica socioambiental territorializada e complexa (Neves *et al.*, 2014; Rodriguez; Silva; Cavalcanti 2022).

A partir dessa perspectiva, observa-se que historicamente a categoria de paisagem acumulou uma pluralidade de interpretações, consolidando-se como um eixo central da análise geográfica. Para Schier (2003), a paisagem transcende a condição de produto estático e assume o papel de processo, em que o espaço recebe significados ideológicos e finalidades sociais moldadas pelas dinâmicas econômicas e culturais. Essa visão de interface entre natureza e sociedade é ampliada por Rodriguez e Silva (2002), que definem a paisagem como uma noção transdisciplinar, enquanto Ab’Sáber (2003, p. 9) sublinha seu “caráter de herança”, tratando-a como um patrimônio coletivo resultante de processos fisiográficos e históricos.

A complexidade do conceito de paisagem é refinada por Bertrand (2004, p. 141), como o “resultado de uma combinação dinâmica” de elementos físicos, biológicos e antrópicos em constante evolução. Convergindo para a materialidade dessa configuração, Santos (2006, p. 67) a descreve como um “conjunto de objetos reais-concretos” que coexistem no agora, apesar de terem sido criados em tempos históricos distintos.

Dessa forma, enquanto a paisagem revela a dimensão visível, herdada das formas, o território explicita os processos de apropriação e as relações de poder subjacentes. De acordo com Raffestin (1993), o território é o resultado da ação de um ator que, ao projetar trabalho, energia e informação sobre o espaço, o “territorializa”. Para Oliveira (2007) esse contexto envolve sobretudo, as dimensões políticas, econômicas e culturais, moldando os processos de produção, circulação, consumo e regulação estatal. No âmbito agrário, essa dinâmica é marcada pela monopolização e pela expansão do capital (Oliveira, 2007; 2016).

Nesse sentido, a aceleração de processos de degradação ambiental como a arenização, pode ser compreendida como um reflexo direto dessas interações socioespaciais. Conforme apontado por Bertrand (2004), as paisagens naturais são frequentemente remodeladas pela exploração antrópica. Assim, a arenização não é apenas um fenômeno de fragilidade física, mas um processo intensificado pela lógica do capital, que historicamente negligencia os limites ecossistêmicos; e por isso, torna-se fundamental promover o debate científico sobre a degradação física em solos frágeis brasileiros, articulando a compreensão da dinâmica natural com a necessidade premente de estratégias para a conservação da natureza.

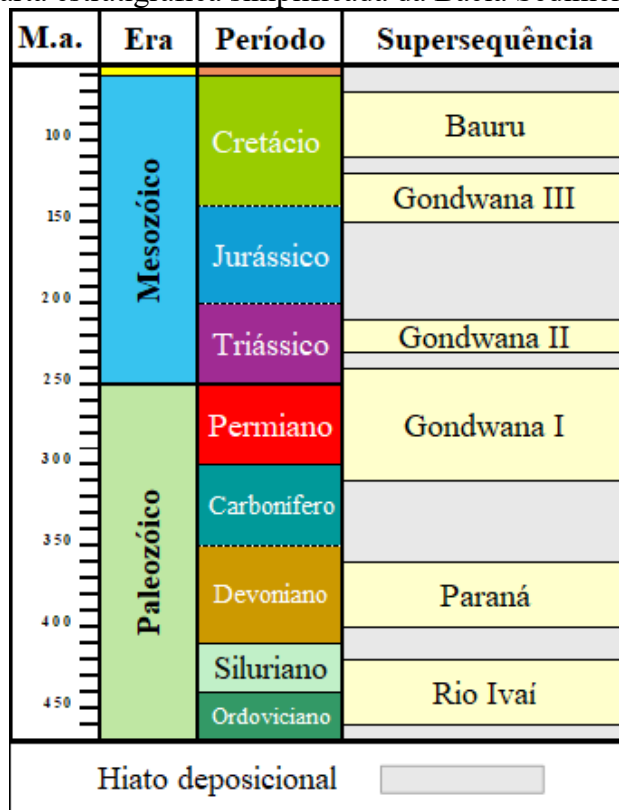
2.1 A Bacia Sedimentar Paraná e a Supersequência Bauru

Compreender o processo de arenização exige inicialmente fazer um resgate dos aspectos e concepções que envolvem a morfogênese e os cenários do passado, para apreensão das questões atuais. Desta forma, estudos de Milani *et al.* (2007) afirmam que a Bacia Sedimentar Paraná é uma extensa área disposta pelo continente sul-americano, que engloba porções do Brasil, Paraguai, Argentina e Uruguai com extensão territorial de cerca de 1,5 milhão de quilômetros quadrados.

O registro estratigráfico sedimentar da Bacia do Paraná, possui cerca de 7 mil metros de espessura, com evidências de seis unidades sequenciais em ampla escala, na forma de

pacote rochosos com tempos geológicos distintos (Milani *et al.*, 2007). Tais Supersequências (da mais antiga para a mais recente) são: Rio Ivaí, Paraná, Gondwana I, Gondwana II, Gondwana III e Bauru (figura 2). As três primeiras são datadas da Era Paleozóica e as três seguintes da Era Mesozóica, conforme representação a seguir, inspirada no estudo de Milani *et al.* (2007).

Figura 2: Carta estratigráfica simplificada da Bacia Sedimentar do Paraná



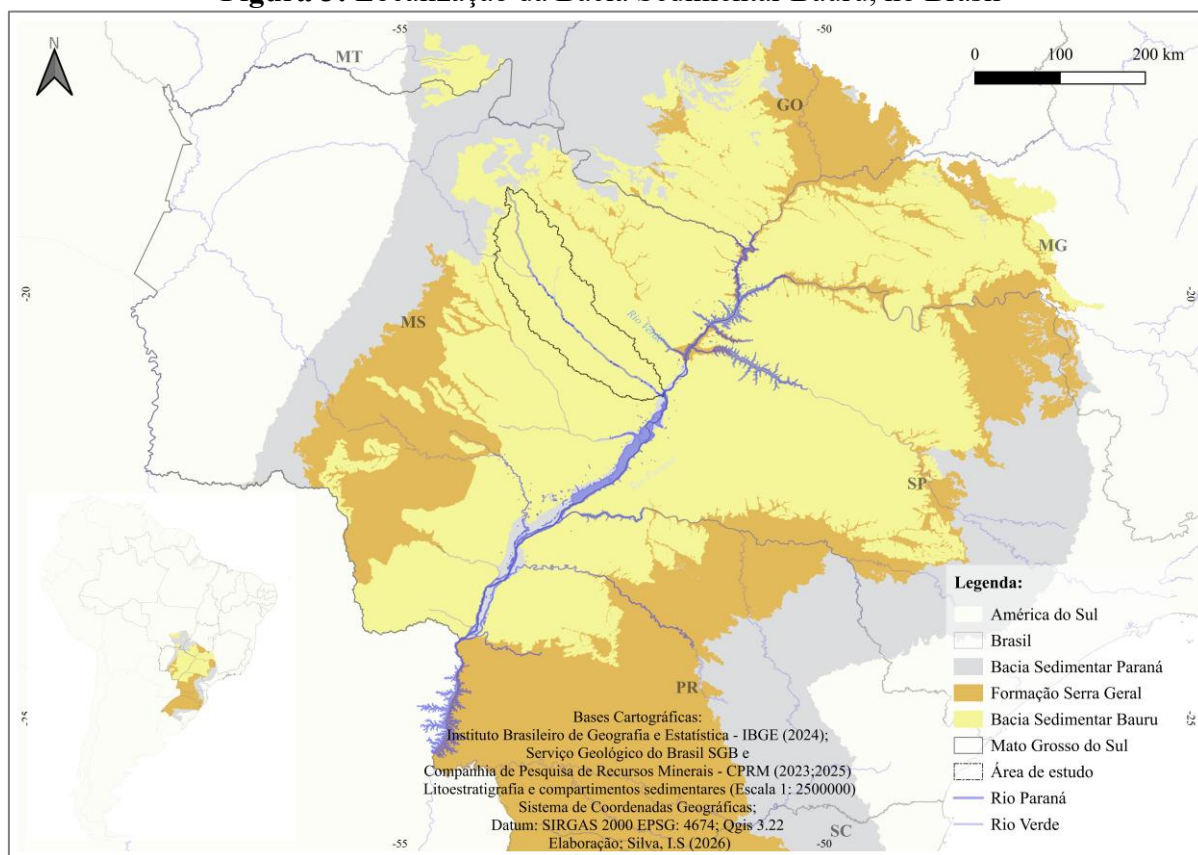
Fonte: Milani *et al.* (2007), reproduzido por Geotinga (2009) e adaptado pela autora (2026).

Segundo Fernandes e Coimbra (1994) no início do período Cretáceo Inferior (Era Mesozóica) a crosta da terra passou por uma ruptura gigantesca provocando a abertura do Oceano Atlântico Sul (fragmentação do Gondwana) e por consequência alterou o Grupo São Bento, formando os basaltos da formação Serra Geral, último estrato da Bacia Sedimentar do Paraná (BSP) com um extenso evento vulcânico fissural que recobriu grande parte da Formação Botucatu. Tais alterações proporcionaram novas e intensas condições de sedimentação intracratônica, onde na parte centro-meridional depositou-se em área de subsidência uma suprasequência denominada de Bacia Sedimentar Bauru (Fernandes; Coimbra, 1994).

A sedimentação que forma a Bacia Sedimentar Bauru (BSB) (figura 3) compreende

porções dos estados brasileiros de Minas Gerais (MG), São Paulo (SP), Paraná (PR), Mato Grosso do Sul (MS) e Mato Grosso (MT), e ainda parte do Paraguai (Manzano, 2022). A porção de Mato Grosso do Sul (estado da localização da área deste estudo) em que a BSB está presente, possui uma área de 190.000 km² com uma espessura preservada de cerca de 184 m de profundidade, verificados a partir da exposição de dados obtidos de superfície com poços tabulares (Manzano, 2022).

Figura 3: Localização da Bacia Sedimentar Bauru, no Brasil



Fonte: Adaptação de Manzano (2022); Bases cartográficas: IBGE (2024); CPRM (2023, 2025); elaborado pela autora (2026).

A respeito da configuração litoestratigráfica da BSB há algumas divergências entre os estudiosos. Os estudos de Carvalho (2000), por exemplo, qualificaram-na em Grupo Bauru (considerando o Grupo Caiuá como Formação Caiuá, e ainda a Formação Santo Anastácio, Formação Adamantina e Formação Marília, neste mesmo grupo) e Formação Uberaba. Todavia, esta pesquisa se seguirá com as denominações colocadas por Fernandes e Coimbra (1996) que subdividem a Bacia de Bauru em dois grupos (Caiuá e Bauru), aos quais também são aderidas pela Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais – CPRM (2006).

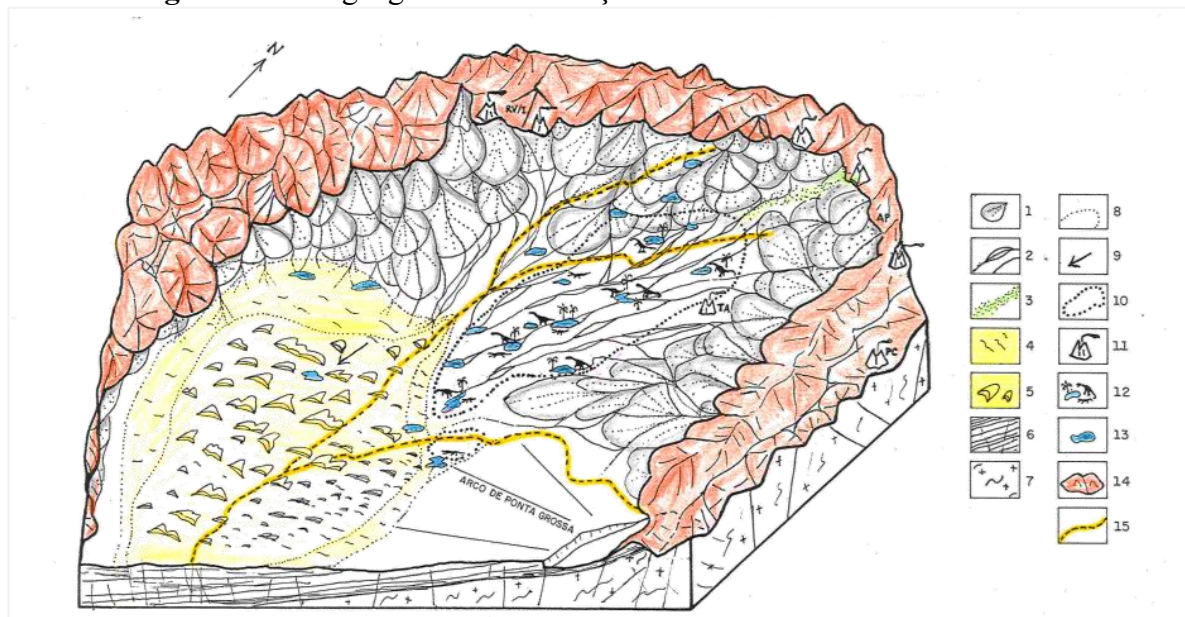
Assim, a Bacia Sedimentar Bauru formou-se a partir de um evento de compensação isostática, após o acúmulo de aproximadamente 2.000 m de lavas basálticas ocorrido no Cretáceo Inferior (Fernandes; Coimbra, 2000). Esta bacia sedimentar configurou-se como uma bacia continental, depois da ruptura do continente gondwânico, agrupando uma série de camadas predominantemente arenosas, que chegaram a 300 m e área total à 370.000 km² (Fernandes; Coimbra, 2000). O processo de acumulação sedimentar que originou esta bacia, pode ser compreendido por duas fases: a primeira, em que ocorreu uma subsidência térmica no Cretáceo Inferior, associando-se a ocorrências de camadas mais grossas da Formação Serra Geral e resultando na origem da BSB; e a segunda, onde registra-se soerguimentos a partir da ocorrência de atividades magmáticas no sudeste do Brasil, no Cretácio Superior, (Batezelli, 2010).

O desenvolvimento da BSB se deu no Cretáceo Superior, afirma Fernandes e Coimbra (1994), e suas feições em relação a seus limites, partem de processos erosivos advindos de eventos datados do período Paleógeno, que marcaram o levantamento da Serra do Mar e o Soerguimento do Alto Paranaíba (Batezelli, 2010). Seu formato se assemelha a uma elipse alongada, consolidando-se sobretudo a partir de depósitos siliciclásticos continentais. As camadas se configuraram a partir de climas com aspectos que variam entre semi-árido e árido (entre as idades Campiniana e Maastrichtiana, no Cretáceo Superior), de acordo com Batezelli (2015).

A forma progressiva do soerguimento das bordas do lado norte e leste da BSB, revelaram estratos rochosos oriundos da BSP e do embasamento pré-Cambriano adjacente, o que forneceu material para a constituição dos leques aluviais da Formação Marília. Esse material, foi deslocado para o interior da BSB, através de sistemas fluviais entrelaçados pela Formação Adamantina (Fernandes, 1992). De tal modo, essa dinâmica possibilitou, o retrabalhamento eólico destes sedimentos e alimentou os lençóis de areia da Formação Santo Anastácio, além dos campos de dunas presentes no interior da bacia sedimentar, isto é o Grupo Caiuá, com influência de ventos prevalecentes em sentido noroeste e sudoeste, relata Fernandes (1992).

Influenciado pelos estudos de Petri (1987), Fernandes (1992) corrobora ainda que, frente aos aspectos paleogeográficos e paleoclimáticos há indícios de que o Cretáceo Superior detinha predominantemente clima quente e seco, com alguns períodos úmidos. Nesse sentido, esquematizou uma reconstituição a respeito das condições de vida na BSB, cujas evidências fósseis são os marcos paleoambientais para nortear a representação que segue na figura 3.

Figura 4: Paleogeografia e delimitação da Bacia Bauru e Deserto Caiuá



Legenda descrita por Fernandes (1992): 1 - Sistema de leques aluviais (Fm. Marília); 2 - Sistema fluvial entreteçado (Fm. Adamantina); 3 - Sistema fluvial entreteçado com contribuição Vulcânica (Fm. Uberaba); 4 - Depósitos de lençóis de areais e extra dunas (Fm. Santo Anastácio); 5 - Campo de dunas (Grupo Caiuá); 6 - Substrato de pré - ks; 7 - Embasamento pré - E; 8 - Limite da área de ocorrência das unidades; 9 - Rumo predominante dos ventos; 10 - Limite da pareia de maior desenvolvimento de vida; 11 - províncias alcalinas (AP - Alto Paranaíba, PC - Poços de Caldas, RV/ I - Rio verde / Iporá; TA - Taiúva); 12 - Regiões de registro fóssilífero mais rico; 13 - Lagos e efêmeros; 14 - Borda da bacia ("terras altas"); 15 - Limite interestadual.

Fonte: Fernandes (1992).

A predominância destes fósseis foi evidenciada em faixas semicirculares em sentido norte/nordeste denotando favorecimento à existência de vida, em virtude da presença de água, a altura das estruturas da Formação Adamantina (figura 3). Possivelmente, o sistema de corpos aquosos existentes era efêmero concebendo canais entreteçados entre os leques aluviais da borda da Formação Marília e dos lençóis de areia da Formação Santo Anastácio (figura 4), acrescenta Fernandes (1992).

Fernandes (1992) enfatiza também que, as bordas da BSB apresentavam condições úmidas, com registros de descargas passageiras, diferentemente das condições ambientais de seu interior (figura 4). Para Fernandes e Magalhães-Ribeiro (2015), o contexto paleoambiental evolutivo da BSB era caracterizado por condições semiáridas nas margens, e condições desérticas na parte interiorana da bacia, o que justificava o designado "deserto caiuá", apresentando fósseis conservados em estratos de perfis fluviais.

Neste cenário, dois Grupos cronocorrelatos se originaram da supersequência sedimentar: o Bauru, que abrange as Formações: Uberaba, Adamantina, Marília e os analcimitos Taiúva e o grupo Caiuá, que abrange as Formações: Rio Paraná, Goio Erê e Santo

Anastácio (Fernandes; Coimbra, 1996). Esta última formação será a base para a análise da pesquisa.

O Grupo Bauru, possui registros de sedimentação continental, com rochas lamíticas na base. A composição é formada principalmente de arenitos finos e lamitos os caracterizam como estruturas hidrodinâmicas, dispostas em estratos tabulares e lenticulares (Fernandes; Coimbra, 1996; Batezelli, 2010). Características litológicas e paleontológicas indicam ainda, que os depósitos se formaram em condições de decantação fluvioaluviais e eólicas sob condições climáticas áridas e semi-áridas (Batezelli, 2010).

No Grupo Caiuá, as formações são originárias de ambiente desértico, e estão diretamente ligadas a condições eólicas. Tal ambiente, se manifestou com a presença de sub-ambientes diferentes, dando características próprias a cada Formação do Grupo. Suas características mais comuns são arenitos nas cores marrom avermelhados, arroxeadas, com tons mais pálidos na última coloração (Fernandes; Coimbra, 1994).

A Formação Rio Paraná apresenta arenitos de características fortemente quartzosas com carbonato de cálcio (CaCO_3) em sua base litológica. Possui estratificação cruzada de médio a grande porte e espessura máxima preservada de cerca de 277 metros, nela registrou-se a presença de icnofósseis (considerados raros). Está associada a fácies dunares, com ambiente deposicional eólico central do chamado “mar de areia” (Fernandes; Coimbra, 1996).

Em sua base formativa foi evidenciado brechas com cerca de um metro a altura, alicerçadas por material areno-argilosas e presença de esmecita e calcário. O seu contexto deposicional mais específico remete a eventos eólicos em grande escala, o que formou dunas amalgamadas na área central do paleodeserto Caiuá (Fernandes; Coimbra, 1994). Essa Formação apresenta também, composição arenítica de tonalidades avermelhadas e arroxeadas, consideradas finas e muito finas (Manzano, 2022).

A Formação Goio Erê, tem sua constituição geológica definida por Fernandes e Coimbra (1996) como aquela que apresenta arenitos finos a muito finos, quartzosos, cimentos e concreções de carbonato de cálcio. Na estrutura sedimentar evidencia-se estratificação cruzada de médio a pequeno porte, com estratos tabulares e maciços, apresentando cerca de 50 metros de espessura preservada e raros icnofósseis. Possui associações faciológicas de dunas, interdunares e úmidas e se formou em ambiente deposicional eólico, localizando na periferia do chamado “mar de areia”.

Nas bases desta formação comumente são encontradas intercalações de estratos subhorizontais de arenitos maciços silto-argilosos. Além de brechas sustentadas por matrizes

areno-argilosas, compostas por clastos abangulosos centimétricos de basalto e ágata e nódulos de argila e calcário. Estando tais brechas dispostas sobre os basaltos da Formação Serra Geral, afirmam Fernandes e Coimbra (1994). Sua composição possui características arroxeadas e avermelhadas, com texturas finas ou muito finas, apresentando superfícies foscas, características de transportados eólicos, encobertos por óxidos/hidróxidos de ferro (Manzano, 2022).

No estado de Mato Grosso do Sul, essas formações antes mencionadas (Rio Paraná e Goio Erê) não foram mapeadas por Lacerda-Filho *et al.* (2006), logo, foram denominadas de Grupo Caiuá Indiviso. Isso, muito devido ao tamanho da escala do mapeamento 1: 1.000.000, cujo detalhamento é impreciso.

Já os arenitos da Formação Santo Anastácio (base de investigação deste estudo) são pobremente selecionados e mostra a presença de feldspato em baixa quantidade, exibindo estratificação plano-paralela ou cruzada de baixa inclinação, mal definidas. Os contatos transicionais são com as formações Rio Paraná e Adamantina com contatos interdigitados e diastemas, e sua disposição perfaz um contorno na formação rio Paraná, transpassando-a de modo vertical e lateral (Fernandes; Coimbra, 1994).

É pertinente ressaltar que nos estudos de 1992, Fernandes correlacionou a formação Santo Anastácio como pertencente ao Grupo Bauru, por considerar à época a apresentação de passagens gradativas tanto para o Grupo Caiuá, quanto para a Formação Adamantina (pertencente ao grupo Bauru). Com isso, elucidava que as particularidades históricas da gênese do Grupo Caiuá, eram bastante peculiares para atribuir a Formação Santo Anastácio à tal grupo. Entretanto, em trabalho publicado em 1994, o mesmo autor anterior, formalizou em revisão estratigráfica sobre o contexto deposicional do Grupo Caiuá, que a Formação Santo Anastácio faz parte da conjunção deste grupo.

De acordo com Fernandes e Coimbra (2000), a Formação Santo Anastácio, possui composição de estratos arenosos, com aspecto maciço característico, contendo espessura decimétrica e raras intercalações de lamitos e argilitos. Forma-se de arenitos quartzosos subarcoseanos, em sua maioria maciço, finos ou muito finos, com frações de silte subordinada e pouca quantidade de silto-argilosa, em sua matriz.

As associações faciológicas são de lençóis de areia, com ambientes deposicional eólico (extradunas), afirmam Fernandes e Coimbra (1996). Para Lacerda Filho *et al.* (2004) a Formação Santo Anastácio é como um pacote de arenito muito fino ou médio, pouco argiloso, pobre em estruturas sedimentares e interpretado como depositado em ambiente fluvial

meandrante a entrelaçado.

Os grãos caracterizam-se entre subangulosos a subarredondados, foscos encoberto por uma fina camada de óxido de ferro. A estrutura máxima preservada é de 100 metros, e já foram encontrados nessa formação raros fragmentos ósseos de vertebrados e rizolitos (Fernandes; Coimbra, 2000). Ocorre principalmente nas calhas dos baixos vales dos afluentes do rio Paraná em São Paulo e no estado de Mato Grosso do Sul (Manzano, 2022). A Formação Santo Anastácio, “corresponde a depósitos de lençóis de areia (*sand sheets*), essencialmente secos, acumulados em extensas e monótonas planícies desérticas” originários do deserto Caiuá (Fernandes e Manzano, 2023, p. 88).

Essa Formação assenta-se sobre os basaltos da Formação Serra Geral apresenta contato interseccional com o Grupo Bauru Fernandes e Coimbra (2000). E no estado de Mato Grosso do Sul sua distribuição é irregular conforme relatos de Lacerda Filho *et al.* (2004). Há a predominância de espessos pacotes de arenitos de deposição mista (eólica e eluvial). Tais pacotes são verificados com a presença da formação Santo Anastácio principalmente em áreas dos municípios de Costa Rica e Três Lagoas, aponta Theodorovicz e Theodorovicz (2010).

A Formação Santo Anastácio, assim como as formações Rio Paraná e Vale do Rio do Peixe observadas nos estudos de Manzano (2022), se formaram num contexto árido, e por isso, suas principais características são depósitos de leques aluviais nas bordas da BSB e depósitos de lençóis de areia por toda extensão da bacia sedimentar. O que confere a área uma gênese predominantemente arenosa (Manzano, 2022). Diante desse cenário, o modo como a Formação Santo Anastácio e as outras, foram originadas, possibilitou uma composição geológica arenosa fundamental para determinar diretamente a pedogênese de solos naturalmente frágeis, como o Neossolos Quartzarênicos (RQ) (Spera *et al.*, 1999; Theodorovicz; Theodorovicz, 2010; Fernandes; Manzano, 2023).

Essa configuração explica a predominância dos Neossolos Quartzarênicos Órtico (RQo) na área de investigação deste estudo. Conforme a última classificação do SiBCS (2025), os Neossolos Quartzarênicos são caracterizados no segundo nível como solos jovens ou pouco evoluídos mineralogicamente, por isso, possuem ausência de horizonte B diagnóstico definido, apresentando sequência A-C e grande profundidade com espessuras superiores a 50 cm Santos *et al.* (2025). Estes solos são essencialmente quartzosos, apresentam textura altamente arenosa, com composição de 95% ou mais de areia, são muito pobres em minerais primários alteráveis (Santos *et al.*, 2025).

Alguns estudos consideram estes solos com alta porosidade, drenagem elevada, baixa

retenção de umidade e estrutura de grãos; além de considerados friáveis, possuem pouca fertilidade natural, baixa capacidade de troca de cátions (CTC) pela pouca presença de matéria orgânica e baixa teores de nutrientes (Ca, Mg, K, P); são comumente álicos (elevada saturação de alumínio) e ácidos (Ph médio ou alto), constituindo-se portanto, em solos frágeis, justamente devido a pouca resiliência e grande suscetibilidade à erosão hídrica e eólica (Spera *et al.* 1998; Spera *et al.* 1999; Coelho *et al.* 2002; Sousa, 2007; Takata; Cabral, 2015; Santos *et al.*, 2025). Esse contexto, revela a importância de observar brevemente algumas implicações sobre solos frágeis, como abordar-se-á a seguir.

2.2 Solos arenosos e arenização: dinâmicas, características e implicações ambientais

Como relatado anteriormente, o contexto geológico da Formação Santo Anastácio e outras Formações da BSB, compostos principalmente de arenitos, quartzos e sedimentos continentais recentes, proveniente de depósitos de lençóis de areia em períodos com clima desértico e árido, determinou a natureza instável dos sistemas pedológicos locais através do intemperismo, originando solos arenosos como os Neossolos Quartzarênicos (RQ) que são essencialmente frágeis (Spera *et al.*, 1999; Theodorovicz; Theodorovicz, 2010; Fernandes; Manzano, 2023).

Assim, existem vários tipos solos arenosos no Brasil, como os Latossolos Vermelhos de textura média; Argissolos Vermelhos, Amarelos e Vermelho-amarelos Abruptos, Arênicos e Espessarênicos, além dos Neossolos Quartzarênicos (Albuquerque *et al.*, 2015). Estes solos arenosos, estão dentro de um arcabouço mais amplo de solos frágeis ultrapassando a análise genética isolada e incorporando vários outros aspectos, principalmente questões ligadas à fragilidade, vulnerabilidade, degradação e até resiliência ambiental (Castro; Hernani, 2015).

Neste panorama, os solos se constituem como sistemas naturais organizados cujo desenvolvimento decorre da atuação integrada do clima e organismos sobre o material originário, sofrendo influência do tempo, relevo e da interferência antropogénica (Jenny, 1994). Para o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), seguindo as formulações de Santos *et al.* (2025), solos são seções próximas paralelas, estruturadas em camadas e/ou horizontes, que se distingue do material genético, após alterações ocorridas com o passar do tempo induzidas pelo clima, relevo e organismos. Tudo isso condiciona as características de desenvolvimento dos solos, principalmente se serão frágeis ou não.

Albuquerque *et al.* (2015) esclarece que, apesar de não haver definição precisa do

conceito de “solos frágeis”, esse termo se relaciona comumente aos solos com elevado risco de degradação, sobretudo por atividades humanas em áreas agrícolas, podendo se estender a locais que tenham risco de salinização, deslizamentos de encostas, compactação, erosão hídrica e erosão eólica. Segundo Fontana e Oliveira (2015 p. 74), podem ser considerados solos frágeis aqueles “que estão perdendo aceleradamente o potencial produtivo, pela redução da capacidade de suprir em nutrientes, água e oxigênio para as plantas, devido ao padrão de manejo e/ou intensidade de uso” em que são submetidos.

Logo, a capacidade de recuperação dos solos varia conforme as perturbações sentidas, e os solos frágeis se destacam pela alta sensibilidade e difícil restauração (Albuquerque *et al.*, 2011). Essas fragilidades (ou sensibilidades) podem ser natural e/ou intrínseca e também antropizada, podendo se mostrar mesmo sem a influência antrópica ou ser agravadas por ela, como a interferência da agricultura e pecuária por exemplo, diz Albuquerque *et al.* (2015).

Diante disso, torna-se complexo classificar ou ordenar graus dessa sensibilidade, sendo importante analisar os solos frágeis através das avaliações da fragilidade e resiliência, para que os processos degradativos possam ser compreendidos e depois mitigados, complementa Albuquerque *et al.* (2015). Com isso, solos frágeis apresentam características internas e/ou ocupam posição na paisagem que lhes conferem elevada suscetibilidade à degradação física, química e biológica quando submetidos à atividade humana e baixa resiliência (Hernani *et al.*, 2015).

A resiliência, por sua vez, é o tempo que um sistema leva para se recuperar de uma perturbação e voltar ao estado natural de equilíbrio, na definição de De Angelis *et al.* (1989) a resiliência pode ser mensurada por meio do tempo de retorno do sistema à sua condição de equilíbrio após sofrer alterações (por exemplo, remoção de biomassa). A resiliência refere-se à capacidade do sistema terrestre de resistir ou se recuperar de perturbações ecológicas ou causadas pelo ser humano (Lal, 1997). Para este mesmo autor, solos mais resilientes possuem maior capacidade de recuperar-se de uma perturbação, seja ela oriunda de dinâmicas naturais ou antrópicos.

Já a fragilidade não é quantificável em um ecossistema, e por isso não deve ser considerada o oposto da resiliência, tendo em vista que tanto uma parte, quanto um todo de um ecossistema, pode sofrer alterações irreversíveis, alega Milich (1997). “A fragilidade dos ambientes naturais face às intervenções humanas é maior ou menor em função de suas características genéticas” segundo Ross (1994, p. 63), e pode ser dividida em “fragilidade potencial” (baseada em análises de fatores naturais, relevos e tipos de solos) e “fragilidade

emergente” (baseada no uso da terra). Para Albuquerque *et al.* (2011), há uma fragilidade “intrínseca” inerente a cada tipo de solo e sua dinamicidade ambiental e outra “induzida”, quando é promovida pela ação humana ou quando a intrínseca é potencializada.

Corroborando, Albuquerque *et al.* (2015) afirma que, o conceito de fragilidade é multidimensional, não obedecendo uma fragilidade absoluta, já que um solo pode ser mais ou menos frágil em relação a um fator, força ou ação externa recorrente sobre ele. O autor exemplifica dizendo que, um solo argiloso em áreas de encosta se torna mais suscetível à erosão depois de um desmatamento, enquanto um solo arenoso fica mais vulnerável à decomposição de matéria orgânica, ou seja, depende de qual fator considerar, e a partir disso podem existir diversas fragilidades (mecânica, textural, hídrica, estrutural, ecológica e química).

Neste contexto, a compreensão de fragilidade por vezes se mistura ao entendimento de vulnerabilidade, e acaba por não haver um consenso sobre um conceito unânime na literatura a respeito deste último termo, inclusive pelo fato deste se direcionar à várias instâncias, como a ambiental, social ou econômica. Na perspectiva ambiental, Crepani *et al.* (2001), definiu a vulnerabilidade em relação à perda de solos, a partir da associação de unidades de paisagem natural integradas à Geologia, Geomorfologia, Solos e Uso e Cobertura da Terra. Figueiredo *et al.* (2010), analisando bacias hidrográficas como recortes de estudo, abordou que a análise deve considerar a vulnerabilidade de um sistema relacionando-a à degradação ambiental ocasionada por pressões relativas e à adoção de inovação ou atividades agroindustriais, considerando exposição, sensibilidade e capacidade de resposta do meio.

Já Aquino, Paletta e Almeida (2017), entendem a vulnerabilidade ambiental como a susceptibilidade (fragilidade ou sensibilidade) apresentada por um sistema natural ou socioambiental, em relação aos impactos ocasionados por fatores externos, sob interferência natural ou humana. Ou seja, “a vulnerabilidade ambiental pode ser definida como o grau em que um sistema natural é suscetível ou incapaz de lidar com os efeitos das interações externas” (Aquino; Paletta; Almeida, 2017, p. 15). Desta forma, Carvalho, Salvio e Figueiredo (2025) afirmam que a vulnerabilidade ambiental é um conceito relativo, e suas expressões visíveis podem se manifestar através da degradação ambiental resultada principalmente de pressões de atividades antrópicas sobre os sistemas naturais.

Portanto, sendo a degradação ambiental um reflexo da vulnerabilidade, fragilidade e resiliência, ela também não pode ser vista como um evento isolado. Segundo Aquino, Paletta e Almeida (2017), o processo degradativo do ambiente, atua como um indicador do

desequilíbrio ocasionado por perturbações naturais e/ou humanas, que desencadeiam a perda de funções ecológicas essenciais, a erosão de solos, a perda da biodiversidade e do funcionamento necessário aos ecossistemas para garantir a sustentabilidade socioambiental. Porém, Sousa Silva (2021) lembra que há várias interpretações na comunidade científica entorno do termo “degradação”, que também pode contemplar outras nomenclaturas, como degradação da terra e dos solos.

Assim, no âmbito da degradação ambiental, a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981) considera que este tipo de degradação, “é a alteração adversa das características do meio ambiente” (Brasil, 1981). A degradação ambiental é o mesmo que devastação ambiental, destruição, deterioração ou desgaste do meio ambiente, para Lemos (2001). É ocasionada pela ação humana que ultrapassa os limites da natureza. Tal degradação torna-se mais abrangente que a degradação dos solos por englobar a erosão dos solos, extinção de espécies de fauna e flora, poluição de cursos hídricos, assoreamentos e outros impactos, na concepção de Guerra e Guerra (1997).

A partir disso, a degradação da terra está imbricada com a degradação dos solos, dos recursos hídricos, da vegetação, da biodiversidade e da redução da qualidade de vida da população (Saadi, 2000; Matallo júnior, 2001). Na abordagem de Soares Filho (2015), a degradação da terra é o resultado de uma interação entre diversas variáveis atuantes na redução da capacidade ou potencial do solo para produção de bens e serviços (entre elas, a erosão pela ação hídrica e eólica, a redução de matéria orgânica e nutrientes e o acúmulo superficial de sais que prejudicam a estrutura do solo).

Alguns trabalhos confirmam que, a degradação dos solos ocorre por meio de mecanismos “físicos”, como a compactação, a erosão, remoção da camada superficial, da matéria orgânica e da vegetação; “químicos” como a lixiviação, acidificação, salinização, contaminação de poluentes e “biológicos” como a redução da biodiversidade e biomassa microbiana (Lal, 1997; Hernani *et al.* 2002; Albuquerque, 2011). Isso significa que, a degradação está diretamente relacionada a fatores edáficos, climáticos e antrópicos (Hernani *et al.* 2002).

Neste cerne, tanto Hernani *et al.* (2002) quanto a FAO (2025), apontam que a degradação ambiental e logo a degradação dos solos, manifestam-se de modo contundente na desestruturação dos sistemas biofísicos, e comprometem a funcionalidade e sustentabilidade do solo. Esse panorama de deterioração (física, química ou biológica), reflete no desencadeamento de dinâmicas severas, como exemplo os processos de arenização,

desertificação, e outros desequilíbrios (Flores *et al.* 2002). A desertificação inclusive, ainda é muito associada de forma errônea à áreas com a presença do processo de Arenização (Suertegaray, 1987), e a outros fenômenos de degradação ambiental física como a Toalização, conceituada mais recentemente por Sousa Silva (2021).

No entanto, ainda que exista semelhança fisionômica com outros processos de degradação física, a diferenciação conceitual da arenização (fenômeno aqui investigado) reside fundamentalmente nas dinâmicas climáticas e na herança litopedológica regional. Enquanto a desertificação, é rigorosamente definida pela degradação de terras em zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas com baixos índices de precipitação (UNCCD, 1994). A arenização ocorre sob regime pluviais significativos elevados, como em climas tropicais monçônicos presente na área deste estudo (Silva; Capoane, 2026). Nesses ambientes úmidos o fenômeno é condicionado geralmente pela extrema fragilidade do substrato geológico e textura do solo, características que revelam a vulnerabilidade física intrínseca da área.

Assim, as primeiras aproximações sobre o fenômeno da arenização se deram inicialmente partir da primeira metade da década de 80 (séc. XX), e estavam atreladas aos estudos da disciplina de Geomorfologia com levantamentos de campo realizados pelo interesse da pesquisadora Dirce Maria Suertegaray, no Rio Grande do Sul (RS). O que possibilitou posteriormente a fundamentação do conceito de arenização (como um processo degradação física dos solos), em sua tese de doutoramento divulgada em 1987, com a titulação “A trajetória da natureza nos areais de Quaraí (RS)”. Este trabalho determinou o marco conceitual a respeito da arenização em solos brasileiros, cuja análise o definiu como o processo de “retrabalhamento de depósitos arenosos pouco ou nada consolidados, que promove nessas áreas, uma dificuldade de fixação de vegetação, devido à constante mobilidade de sedimentos” (Suertegaray, 1987, p.112).

A priori, o debate a tratar na pesquisa de Suertegaray (1987) foi pensado a partir da discussão sobre temática da desertificação (que estava em alta naquela época). Mas, durante o período de levantamento de dados, novas interpretações sobre os areais de Quaraí foram concebidas, levando a confirmação da ocorrência do processo de arenização na região, desconsiderando a desertificação.

Sousa Silva (2021) lembra que em muito casos, vários autores como por exemplo: Cordeiro e Soares (1977) e Souto (1985), atribuíam a fisionomia de paisagens arenosas, como desertos, e respectivamente seu processo, como desertificação. Tal denominação também era influenciada pela dispersão jornalística, o que motivou o interesse de Dirce em aprofundar os

estudos sobre os areais da região da Campanha Gaúcha (Sudoeste do RS). No caso do estudo de Suertegaray (1987), as feições visíveis na paisagem foram designadas como Arais, e o processo, como Arenização.

Em seus resultados, Suertegaray (1987) concluiu que a formação dos areais na região gaúcha possui gênese natural, já que elementos da natureza, bem como registros históricos confirmaram a presença das formações de areais na área, antes mesmo do processo de apropriação antrópica da natureza. Todavia, salientou que com o passar dos tempos a interferência humana vem intensificando os processos de arenização.

Os postulados de Suertegaray, foram corroborados em 1995 pelo geógrafo Aziz Ab'Saber, que enfatizou a importância de a pesquisadora ter considerado os registros históricos nas suas bases metodológicas, para a confirmação do caráter natural das formações dos areais da Campanha Gaúcha. Para Ab'Saber, o estudo de Dirce comprovou a origem natural dos areais, a partir dos relatos de ocorrências antigas, desvinculando-as da relação com a expansão agrícola mecanizada e outros usos recentes inapropriados nos solos da região.

Posteriormente, o estudo de Verdum (1997) intitulado *“Approche géographique des deserts dans les communes de São Francisco de Assis et Manuel Viana – Etat do Rio Grande do Sul – Brésil”* ratificou as análises de Suertegaray. A pesquisa, que se concentrou nos municípios de São Francisco de Assis (RS) e Manuel Viana (RS), buscou compreender as relações climáticas e os processos de existência ou não dos “desertos” reais da região. Suas principais conclusões foram que, as precipitações eram superiores a 1.400 mm anuais e o clima era subtropical úmido, invalidando a presença de desertos, assim como o processo de desertificação; ao final associando as feições ao processo de arenização.

Suertegaray e Verdum (2008), relataram que os processos hídricos superficiais juntamente com as chuvas torrenciais expõem, transportam e depositam areia, formando os areais, sob influência do vento, ocasionando uma remobilização dos sedimentos, numa dinâmica morfogenética. Além disso, Verdum *et al.* (2020), aborda que existem áreas que são mais suscetíveis ao processo de arenização, em virtude de suas fragilidades naturais, advindas da condição litológica, pedológica e/ou da cobertura vegetal.

Dentro da ocorrência do processo de arenização, o retrabalhamento (a movimentação) dos depósitos estão primordialmente associados às dinâmicas hídricas e eólicas, e quando relacionados a uma topografia favorável, permitem o surgimento de três fases básicas: a primeira, a formação de degraus de abatimento; a segunda, a formação de ravinas e voçorocas, e a terceira, a constituição dos areais em si (Suertegaray, 1987; Suertegaray, 2011).

Em realidade, o desenvolvimento do processo de arenização se desencadeia de modo evolutivo, onde a atuação da força hídrica é o agente principal (Suertegaray, 1995). No entanto a autora lembra que, não obrigatoriamente a ocorrência de feições arenosas se darão nessas fases sequenciais.

De tal modo, os degraus de abatimento surgem quando ocorrem fraturas internas no relevo e a água da chuva se infiltra no solo e dissolve os minerais (como óxidos de ferro) responsáveis pela agregação de partículas, fazendo com que o terreno afunde. No caso do processo da segunda fase, acontece uma erosão lateral e regressiva no compartimento de relevo, alargando as bordas de ravinas e voçorocas, por meio da dinâmica de transposição sedimentar ocorrida pelo escoamento das águas de chuvas torrenciais, convergindo ao final, na formação de depósitos arenosos com características de leques (Suertegaray, 1987; Suertegaray, 2011).

Geralmente, áreas com inclinação acentuada são desfavoráveis à pedogênese e logo à fixação de vegetação, e ao se associarem ao escoamento superficial favorecem o surgimento de ravinas, que ao entrarem em contato com o lençol freático, se transformam em voçorocamentos (Suertegaray, 1995). A constância dessa atividade sob o clima úmido, não deixa a área ser revegetada, tornando-se mais exposta ao intemperismo eólico (deflação), aumentando assim a ocorrência dos ravinamentos e voçorocamentos. Estas feições erosivas, também se tornam comuns em áreas de médias vertentes limitadas a montante por escarpas areníticas, em divisores de água, ou até em rampas na base de morros testemunhos (Suertegaray, 1995; Suertegaray, 2011).

Assim, a gênese do processo de arenização tem relação direta com a fragilidade natural de solos com características arenosas e por consequência facilmente erodem (Suertegaray, 1987; Capoane, 2024). A erosão do solo é considerada um processo natural de evolução de vertentes, afirma Guerra (2005). Mas, a erosão acelerada é influenciada diretamente pelas atividades humanas, tornando-se um dos problemas ambientais mais graves da atualidade, pois intensificam os processos erosivos e transformam profundamente os ambientes naturais (Guerra, 2005; Silva, 2021).

Os trabalhos de Suertegaray e Sousa Silva (2020) e Sousa Silva (2021) apontam que processo de arenização no Brasil já foi evidenciado nos estados do Rio Grande do Sul, Goiás, Maranhão, Piauí, Tocantins, Bahia, Pernambuco, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Amazonas, São Paulo e Paraná. Nas áreas mostradas na obra dos autores, em 2020, denominada “Feições arenosas do Brasil”, visualiza-se pontos em comum, como estruturas

sedimentares de embasamento, formações de predominância arenosas, processos erosivos ligados ao escoamento superficial e à ação eólica, e a presença de RQ. Ressalta-se ainda, que a maior parte das áreas relatadas de cada estado possui forte uso por atividades agrícolas, que influenciam a ocorrência e ampliação de processos erosivos em solos frágeis.

Especificamente no estado de Mato Grosso do Sul (MS), foi evidenciado que o processo de arenização também ocorre nas Formações geológicas (Rio Paraná e Goio Erê) pertencentes ao Grupo Caiuá “indiviso”, além da Formação Santo Anastácio (Grupo Caiuá) (Capoane, 2023; 2024). Em estudos de campo feitos na parte leste do estado, Capoane *et al.* (2024) investigaram a gênese e a morfodinâmica da ocorrência dos areais na bacia hidrográfica do rio Pardo - BHRP (circunvizinha à bacia hidrográfica do rio Verde), e observou que o processo também se apresentava nas áreas vizinhas a BHRP, mas não aprofundou as observações externamente. Nestas pesquisas, constou-se que nas áreas desta região predominam solos arenosos. Estes solos possuem características frágeis, e quando expostos e submetidos ao contato com a pluviosidade tornam-se mais vulneráveis a erosão (Serviço Geológico do Brasil/Companhia de pesquisa de Recursos Minerais – CPRM, 2009; Capoane *et al.* 2024).

Conforme Capoane *et al.* (2024), na BHRP o processo de arenização ocorre em diferentes compartimentos da vertente, como na base da encosta, na encosta e interflúvios. As características físicas e químicas dos solos arenosos, os baixos teores de carbono no solo, associados às elevadas taxas de exposição superficial, tornam frágeis as estruturas dependentes de cargas, propiciando sua degradação. Segundo os autores, o processo ocorre onde a vegetação natural foi suprimida e o solo exaurido por processos produtivos mal manejados.

Os estudos feitos por Capoane *et al.* (2024) confirmam as fundamentações expostas por Theodorovicz e Theodorovicz (2010) no levantamento sobre a geodiversidade do MS, que revelou a propensão da ocorrência do processo de arenização na região leste do estado em virtude de feições degradadas verificadas. De acordo com Theodorovicz e Theodorovicz (2010), os solos presentes na parte nordeste do MS são predominantemente recobertos por sedimentos arenosos pouco consolidados e estão sujeitos ao processo de arenização. A relação eólica da formação original, conferem-lhes características quartzosas esféricas, e essencialmente quartzarenosas altamente friáveis e com elevado potencial erosivo.

Estes solos são considerados altamente ácidos, permeáveis, com baixa capacidade de fertilidade natural e hídrica, baixa capacidade de retenção e fixação de nutrientes e também

absorção de matéria orgânica, caracterizando assim, alto potencial erosivo. Por terem sustentação baseada em solos fortemente permeáveis, o potencial erosivo, tende ao processo de arenização haja visto, sua relação com as formas de relevo associada e à origem litológica (Theodorovicz; Theodorovicz, 2010).

Entre as principais menções e evidências feitas no estudo de Theodorovicz e Theodorovicz (2010), podem ser citadas: cicatrizes de erosão induzida por retirada de material e presença de voçoroca sobre relevo ondulado, em Ribas do Rio Pardo; estradas com espessos areões, associados à formação Santo Anastácio, além de desmatamento de vegetação natural para o uso de pastagens em Costa Rica; processo erosivo evoluindo para voçoroca, induzido pelo desmatamento e pisoteamento do gado nas cabeceiras de uma drenagem em terrenos do município de Camapuã; imensa voçoroca desenvolvida na formação Santo Anastácio em relevo suavizado no município de Três Lagoas e Processo de arenização acelerado induzido pelo pisoteamento de gado em relevo ondulado em Água Clara.

Desta maneira, em virtude do manejo inadequado dos solos, atrelado a intensificação de atividades promovidas pela ação humana, solos arenosos cada vez mais vêm sendo submetidos a condições de degradação acelerada, fazendo surgir pontos vulneráveis ao processo de arenização (Capoane; Fushimi, 2024), como na área deste estudo, cuja região de localização passou por grandes mudanças nas últimas décadas, decorrentes também, do processo de formação socioespacial regional e das conseqüentes alterações no uso e cobertura da terra. Para tanto, faz-se necessário resgatar o histórico formativo da área, bem como, perspectivas voltadas pela territorialização do capital e a monopolização do território, auxiliando interpretar a presença de fatores e impactos socioambientais atuais que influenciam na ruptura das dinâmicas naturais da paisagem local atual.

2.3 Formação socioespacial regional: dinâmicas socioterritoriais e os vetores de pressão no processo de arenização

Segundo Schmitz, Beber e Veroneze, (2015), as datações mais antigas de ocupação humana na porção nordeste sul-mato-grossense, remonta entre 10.500 e 6.700 anos atrás, nas proximidades do alto curso do rio Sucuriú. Entre os séculos XVI e XVIII, a região fez parte de incursões espanholas e das rotas das monções direcionadas às minas cuiabanas (Pavão, 2005; Schmitz; Beber; Veroneze, 2015). Já nos séculos XIX e XX, as populações indígenas Cayapó e Ofaié, residentes na região, vivenciaram longos períodos de perseguição e conflitos territoriais com a chegada de migrantes de outros estados, que culminaram na dizimação de quase todo povo originário ali presente, restando apenas alguns remanescentes (Ofaiés) nas

proximidades do rio Paraná, no município de Brasilândia, e outros (Caiapós) pelos limites do município de Paranaíba (Chamorro; Combès, 2015; Dutra, 2015; Kudlavicz, 2017).

A vinda de poderosas famílias migrantes oriundas de São Paulo e Minas Gerais ainda na primeira metade do século XIX, deu origem a uma ocupação histórica que marcou uma estruturação fundiária altamente concentrada na região (Kudlavicz, 2017). Segundo Leonardo (2025), o adentramento dessas oligarquias no nordeste do MS, se deu principalmente a base de violência e de um esbulho sistemático das terras indígenas, configurando grandes latifúndios demarcados a “olho” e consolidando o chamado “Sertão dos Garcia”. Esta mesma autora confirma que, essa conjuntura propiciou o avanço da fronteira demográfica e econômica da região muito embasado pela pecuária extensiva bovina, abrindo-se portas para a chegada de novos migrantes e empresas que buscavam explorar novas terras (territórios originários) sob o pretexto de terras “vazias”.

Com o passar dos tempos, as elites agrárias apoiadas pelos líderes políticos locais compreendiam consensualmente que, as terras da região possuíam inaptidão para agricultura em virtude da baixa fertilidade dos solos, e conceberam a ideia de que estas terras tinham “vocações” para pecuária e posteriormente para silvicultura de eucaliptos (Kudlavicz, 2017; Baratelli; Medeiros; Luiz, 2020). Tal pensamento serviu de manobra para a inibição de movimentos sociais, bem como para espera de valorização das terras (Baratelli; Medeiros; Luiz, 2020).

Essa passagem da ocupação indígena para os latifúndios bovinos, representou não só uma alteração do modo de vida, mas um processo de produção do território, pois implicou na disposição de trabalho, energia e informação sobre o meio, transformando o espaço em território manifestado pelas relações de poder e controle (Raffestin, 1993; Leonardo, 2025). Por consequência, fundamentou a efetivação das relações de trabalho (escravo), que detinham indígenas, escravos, pobres e agregados sob o comando dos latifundiários (Leonardo, 2025).

Esse momento do cenário pode ser interpretado pela ótica de Raffestin (1993), que elucida o território e logo as relações de poder, como uma produção do espaço, considerando o controle uma representação espacial que se torna uma apropriação. Isto é, o controle da região do bolsão pelos grandes fazendeiros instituiu uma ordem territorial baseada na exclusão social, onde a terra passa a ser mercadoria e reserva de valor para obtenção do lucro fundiário (Leonardo, 2025).

Essa nova lógica, reconfigurou o arranjo territorial da região a medida em que o tempo passou, sobretudo entre as décadas de 60 e 80, com a implantação de vários projetos

institucionais nacionais e estaduais que incentivaram ondas migratórias para o Centro-Oeste, a abertura da fronteira agrícola ao exterior, a introdução de culturas agrícolas como a soja e na sequência, a inserção de plantios de eucaliptos no nordeste do estado (Pavão, 2005). Esse novo cenário, trazia um discurso desenvolvimentista em sua base, e fomentou programas governamentais que incentivavam a modernização agrícola, e instrumentalizou a infraestrutura rodoviária e energética no estado, permitindo a incorporação produtiva do mercado capitalista global nas dinâmicas locais (Pavão, 2005, Kudlavic, 2017).

Essa fase materializou um contexto que na literatura de Santos (2006) é dotado de forças centrípetas e centrífugas, atrelados à nexos horizontais e verticais sob forte influência do Estado. Ou seja, primeiro, o Estado atuou como importante agente fiador, planejador e normatizador da inserção de novas empresas globais em todo estado; e segundo, o território que antes era dinamizado por uma horizontalidade, cuja vida local e o território vivido prevaleciam, passa a ser firmado por uma verticalidade, cujo cotidiano é obediente à ordem da lógica e interesse externo (no caso, do setor industrial, principalmente de papel e celulose e do mercado financeiro (Santos, 2006; Kudlavic, 2017).

Assim, segundo Santos (2006), as forças centrípetas são resultadas dos processos econômicos e sociais podendo ser subordinadas ao processo de produção, e são condutoras das horizontalidades. E as forças centrífugas são quando elementos de uma região são retirados de comando e busca-se outros fora e longe dali, como o comércio internacional e demandas de grandes indústrias, estas forças são direcionadas ao processo de verticalização. A área passa a ser conduzida pela lógica do dinheiro e baliza a territorialização do capital e monopolização do território na região (Kudlavic, 2017; Leonardo, 2025).

A região então, passa a ser orientada para atender uma demanda internacional sobre o consumo de *commodities*, e ao instalar grandes indústrias na área, gera uma “corporativização do território”, que consequentemente instaura uma monopolização do território pelo capital (Silva, 2016). Ocorre assim, o exercício de uma soberania empresarial (avalizada pelo Estado) que dita os novos usos da terra, como a expropriação camponesa e arrendamento de terra (Silva, 2016; Whitacker, 2019).

Na concepção de Oliveira (2016), no âmbito do espaço agrário, os processos de monopolização do território e territorialização do capital, se articulam à mecanismos de controle. No caso do primeiro, a circulação de mercadorias pode ser dada como exemplo, nela as empresas regulam o mercado de insumos e seus segmentos, o processamento, a comercialização e a imposição de preços (recurso de subordinação). E no caso do segundo,

ocorre uma espécie de unificação entre as figuras do capitalista industrial, do capitalista agrário e do proprietário de terras em um grupo empresarial ou negócio único. O controle acontece mutuamente sobre a propriedade privada, sobre o processo produtivo no campo e sobre o processo industrial de produção, unificando os lucros (Oliveira, 2016).

No cenário regional mais recente, a territorialização e monopólio capitalista se configuram não só pela agropecuária, mas principalmente pela forte introdução do cultivo do eucalipto no nordeste estadual (Baratelli; Medeiros; Luiz, 2020). Inicialmente, o setor da silvicultura de eucalipto era voltado à produção de carvão vegetal para abastecimento de fornos de outros setores industriais (Pavão, 2005). Depois a atividade produtiva foi fomentada, ainda na década de 70, por meio do Programa Nacional de Papel e Celulose (PNPC) à larga expansão. Em 2009, recebeu ampliação a partir do Plano Estadual para o Desenvolvimento Sustentável de Florestas Plantadas, com atualização em 2022, direcionando atendimento ao mercado internacional, como a China, por exemplo (Pavão, 2005; Mato Grosso do Sul, 2022; Leonardo, 2025).

De acordo com Fernandes (2020), essa dinâmica demonstra que abertura estatal para a chegada de multinacionais nesta área, foi estrategicamente lucrativa pois, promoveu uma especulação imobiliária intensa sobre a venda e arrendamento das terras do bolsão-sul-mato-grossense e de modo implícito, estruturou simultaneamente uma configuração onde a desapropriação de terras para a reforma agrária torna-se impossível, visto que os contratos de arrendamento feitos entre os proprietários das terras com as empresas de produtoras de papel e celulose, duravam em média 14 anos e legalmente blindavam essa ação. Esse contexto causou uma reestruturação territorial na região, principalmente a partir da instalação da primeira fábrica de produção de Papel e Celulose, no ano de 2007 em Três Lagoas (Dabos-Raoul; Almeida, 2022).

Hoje a região nordeste do MS, conta a presença de um extenso complexo produtivo da matéria-prima base para produção de papel e celulose direcionadas ao exterior, com três fábricas instaladas ativamente, três em Três Lagoas e uma Ribas do Rio Pardo, além de deter áreas destinadas a plantação de eucalipto em vários municípios da região (IBGE, 2023; Leonardo, 2025). Também, vivencia atualmente a implantação da quinta fábrica do setor, que terá instalação no município de Inocência e previsão para iniciar operações em 2027, sob o comando da multinacional Arauco S/A, de acordo com informações do Portal ms.gov.br, divulgadas em 2024 (Notícia Online, SEMADESC, 2024).

Essa reestruturação territorial gerada pela dinâmica do capital no cenário regional, é operada, portanto, através de mecanismos de controle e subordinação da terra, da natureza e do trabalho. Os trabalhos de Oliveira (2010); Kudlavičz, (2011); Camacho (2012); Baratelli; Medeiros; Luiz (2020) demonstram que, a territorialização do capital neste contexto, ocorre quando empresas como a Suzano S/A e a Eldorado Brasil S/A (e logo a Arauco S/A) se instalam e assumem o controle direto ou a posse das terras, unificando a figura do proprietário e a do capitalista industrial, através de mecanismos como: compra ou arrendamento (ao assumirem o controle da terra, geram uma expropriação do campesinato e promovem um desemprego de antigos funcionários de fazendas ou o êxodo rural de pequenos e médios produtores); a extração da alta renda (quando tornam-se proprietários, as corporações eliminam o pagamento da renda a terceiros, absorvendo todo lucro adicional) relata Leonardo (2025); e em muitos casos ocorre até um apagamento da historicidade social da propriedade, quando as máquinas derrubam as sedes das fazendas, para aumentar o espaço de plantio, como aborda Dubos-Raoul e Almeida (2022).

De modo simultâneo, a monopolização do território, se dá a partir dos controles de fluxos, redes de circulação e da imposição de quais produtores permanecerão sobre as terras, mesmo que as corporações sejam somente arrendatárias (Oliveira, 2010; Kudlavičz, 2011). Os mecanismos de controle usados para tanto, são principalmente, o estabelecimento de contratos “florestais” rigorosos aos produtores rurais, que os tornam associados para o fornecimento de matéria-prima produzida sob rígidas condições contratuais (Cerqueira Netto e Silva, 2008; Oliveira, 2010). E por isso, ficam “presos” no que foi denominado por Lopes e Miranda (2017) de “cativeiros da celulose”, sem poderem diversificar os cultivos ou estabelecer o preço final.

Além disso, em casos de áreas de assentamentos, ocorre uma espécie de cercamento a medida em que os plantios avançam, fazendo com essas comunidades fiquem em uma “redoma” entre as plantações do eucalipto (Lelis; Avelino Júnior, 2016). Essa configuração, pressiona ambientalmente as comunidades, pois o agrotóxico usado nas monoculturas plantadas nas proximidades e o ressecamento das fontes de água, ameaçam suas pequenas produções alimentícias de agricultura familiar (Lelis; Avelino Júnior, 2016; Silva; Almeida, 2017).

A consolidação desse cenário, é sustentada pela atuação direta do Estado, que avalizou o setor por meio de políticas públicas e vultosos investimentos. Exemplos mais notáveis incluem a aprovação da Lei 093/2001 conhecida como MS Empreendedor, que serviu para

atração de mais empresas à região; e a captação de créditos bilionários angariados junto ao BNDES (Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social) para financiamento dessas indústrias de papel e celulose, apontam os estudos de Silva (2016) e Baratelli (2022).

Simultaneamente, outras ações facilitaram a expansão do cultivo ao permitirem a flexibilização ambiental, como a Resolução SEMAC nº 17/2007 e no Decreto estadual nº 12.528/2008, que dispõe sobre a dispensa de licenciamentos ambientais e “(re)composição” de áreas de Reserva Legal com as espécies exóticas, respectivamente (Baratelli; Medeiros; Luiz, 2020; Baratelli, 2022). Cabe notar que o referido Decreto estadual de 2008, foi revogado e substituído pelo Decreto nº 13.977/2014 e posteriormente, sofreu alterações com o Decreto nº 14.272/2015 (ajustou termos técnicos) e, mais recentemente, com o Decreto nº 16.516/2024 que regulamentou as Cotas de Reserva Ambiental (CRA), consolidando um modelo de mercado para a regularização ambiental.

Todas essas ações significaram grandes mudanças na porção nordeste do estado. Para Dubos-Raoul e Almeida (2022), a consequência mais visível e significativa é a homogeneização da paisagem, transformando-a em um grande “deserto verde”. Essa configuração impacta diretamente no balanço hídrico, na biodiversidade local, no desaparecimento de nascentes e em riscos à saúde pela contaminação dos agrotóxicos (Kudlavicz, 2011; Camacho, 2012; Almeida; Dubos-Raoul, 2023). Tais alterações na paisagem refletem transformações pertinentes sobre as formas de uso e cobertura da terra no decorrer das últimas décadas, e por isso, é preciso compreender que há uma distinção acentuada entre a paisagem antiga (natural-originária) a paisagem atual (influenciada por ações antrópicas), imposta pelos padrões humanos (capitalistas) de ocupação da terra.

As mudanças ocorridas no uso e cobertura da terra acontecem pela manifestação de processos atrelados aos vetores ambientais, sociais, políticos ou econômicos, que pressionam o local (Geist; Lambin, 2002). Por isso, também é importante discernir sobre o uso e a cobertura da terra, bem como sua ocupação, para em seguida, perceber como a dinâmica entre estes fatores desencadeia e materializa pressões que consolidam as transformações sobre a terra.

Nesse contexto, Casimiro (2007) argumenta que o solo é um componente específico da terra; e a utilização humana do solo implica a noção de solo – terra. Por meio dessa associação, compreende-se que a “cobertura da terra” indica à condição biofísica visível da superfície, considerando elementos naturais e estruturas feitas por humanos, podendo uma cobertura possuir múltiplos usos. Enquanto o “uso do solo” exprime o objetivo para qual o

solo é utilizado, a intenção social e/ou econômica empregada na cobertura do solo, apontando o porquê da transformação espacial ocorrida (Casimiro, 2007). De modo complementar, a “ocupação do solo” vincula-se à apropriação da terra (solo), quem ou o que, domina aquele local/região; engloba desde os usos práticos temporários, até atribuições jurídicas impostas pelo Estado, confirma Miranda (2016).

Diante disso, embora os fatores naturais (como a erosão e a lixiviação, induzidas pelo vento e água), exerçam forças pressionadoras para a ocorrência da degradação ambiental, as mudanças nas dinâmicas ecossistêmicas da Terra têm sido intensificadas por distintos usos antrópicos e têm provocado grandes transformações nos sistemas naturais (Guerra, 1994). Nesta visão, diversos são os fatores causadores de degradação do solo, e estes podem ocorrer de forma direta ou indireta, geralmente associados aos processos dos usos em que área é submetida (Guerra, 2014). Neste cenário, um vetor pode ser compreendido como agente de causa (quem ou o que causa), enquanto a pressão define os mecanismos operantes dos processos (como causa) que impactam os sistemas naturais.

Essa dinâmica de vetores e pressão pode ser visualizada no século XXI, na configuração do que Thomaz Júnior (2010) denomina como “agrohidronegócio” cujo modelo é pautado pela expansão territorial, controle estratégico e livre acesso à água. Comumente, grupos transnacionais e o capital externo se fixam em novas terras, e o apoio estatal viabiliza infraestrutura física, hídrica e/ou energética para que ocorra a exploração dos recursos naturais (água, solos, recursos minerais) e a produção de produtos (gado, cana-de-açúcar, soja, eucaliptos) para exportação. Essa engrenagem ao se materializar, confere pressões socioambientais severas por todos os biomas brasileiros, mas sobretudo no Cerrado, assim como nas bacias hidrográficas do Centro-Oeste, confirma Tomaz Júnior (2010).

Na porção nordeste do MS, o processo de arenização é fortemente influenciado por fatores antrópicos e está associado às mudanças no uso e cobertura terra (Capoane; Fushimi, 2024). As principais pressões de modificação da paisagem são processos como o desmatamento da vegetação nativa, a utilização de solos para pastagens, o manejo inadequado dos solos, a compactação do solos pelo pastoreio de gado, as plantações de monoculturas, o uso de agrotóxicos, a instalação de usinas hidrelétricas e pequenas centrais hidrelétricas, que desencadeiam sérios impactos ambientais, propiciando a aceleração da erosão dos solos, sedimentação, lixiviação, a arenização, dentre outros (Capoane, 2023; 2024). Esses processos são expressões reais do atendimento à demanda de vetores como a agronegócio e silvicultura de eucalipto para exportação.

De acordo com o Relatório Anual de Desmatamento no Brasil – RAD (2025), com dados do ano de 2024, a agropecuária por meio da pressão do desmatamento, é um forte vetor da degradação no cerrado sul-mato-grossense (Mapbiomas, 2025). Mas, nos últimos anos, com as inserções da silvicultura de eucaliptos, seringueiras e pinus, a ecodinâmica na região do bolsão tem sido seriamente modificada (IBGE, 2023; Lanza; Pott; Silva, 2014). A produção destes monocultivos, substituiu áreas destinadas antes à pastagem, e alterou significativamente a paisagem da região (Dubos-Raoul, 2022).

Essas plantações de espécies exóticas, necessitam do uso de fertilizantes e agroquímicos em abundância para sua manutenção e as consequências de tal uso, podem resultar na extinção de animais essenciais para disseminação da flora, como as abelhas; no desaparecimento de nascentes e no desequilíbrio do bioma local, afirma Dubos-Raoul (2023). Outros estudos assinalam que, agroquímicos pesticidas principalmente, são poluentes ambientais e a intensificação do consumo destes produtos possui relação direta na otimização da produção de sementes transgênicas, assim como dos plantios de eucalipto, ocasionando uma viabilidade de ciclos produtivos cada vez mais curtos (Ribeiro *et al.*, 2008; Bustamante *et al.*, 2019; Guimarães; Soares; Cruz, 2020). O uso contínuo de agroquímicos em culturas agrícolas contamina o meio aquático, por meio do transporte por escoamento de chuva, rios e córregos, o que culmina numa questão de saúde pública e ambiental, já que os resíduos destes poluentes podem ser detectados nas águas até muitos anos depois de seu uso (Bustamante *et al.*, 2019).

Conjuntamente pesquisas indicam que, exsudatos radiculares e extratos de cascas de diferentes clones de *Eucalyptus* liberam substâncias químicas naturalmente, como o ácido p-cumárico, que inibem drasticamente a germinação e o crescimento inicial de outras plantas (Serafim *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2021). Essa concepção sobre os efeitos alelopáticos que o eucalipto pode ter, corroboram as explicações de Carneiro; Karam e Garcia (2008), aos quais alegaram que, mesmo quando espécies nativas do Cerrado (como angico e tamboril) conseguem germinar sob a influência de extratos de eucalipto, elas apresentam danos pós-seminais graves, incluindo a necrose da radícula, oxidação da coifa e ausência de pelos absorventes.

Para Peixoto, Guimarães e Alves (2024) áreas com a presença de silvicultura de eucalipto fragilizam a dinâmica ecológica dos ambientes naturais, de modo que as nascentes são diretamente afetadas, podendo ter seus parâmetros de presença de valores de condutividade elétrica ou sólidos totais, alterados. Adicionalmente, também pode afetar

negativamente a presença dos macroinvertebrados bentônicos existentes naquele ambiente. Zardo *et al.* (2013), explica que os macroinvertebrados bentônicos são organismos que habitam os fundos aquáticos, e concentram uma diversidade e abundância de fatores físicos e químicos nestes ambientes, sua distribuição e diversificação, é influenciada pelo regime de chuvas, mudanças nos substratos, estruturas de sedimentos e quantidade de detritos.

Ainda conforme Zardo *et al.* (2013), esse grupo biológico constitui importante fonte de energia para níveis tróficos superiores. Também são considerados bioindicadores da qualidade da água e da integridade ambiental, como mostrou os estudos de Mosca (2008) e Peixoto (2019). As áreas estudadas por estas autoras, com a presença de eucalipto apresentaram significativamente menores riqueza e diversidade bentônica, do que em as áreas compostas por vegetação nativa. Assim como confirmou-se que, eventos de precipitação associados a picos de vazão e a maior produção de sedimentos, desestabilizam o substrato e propicia o deslocamento dos organismos, resultando na indicação de que a infiltração e percolação da água no solo se altera, potencialmente devido ao manejo dos cultivos (Mosca, 2008).

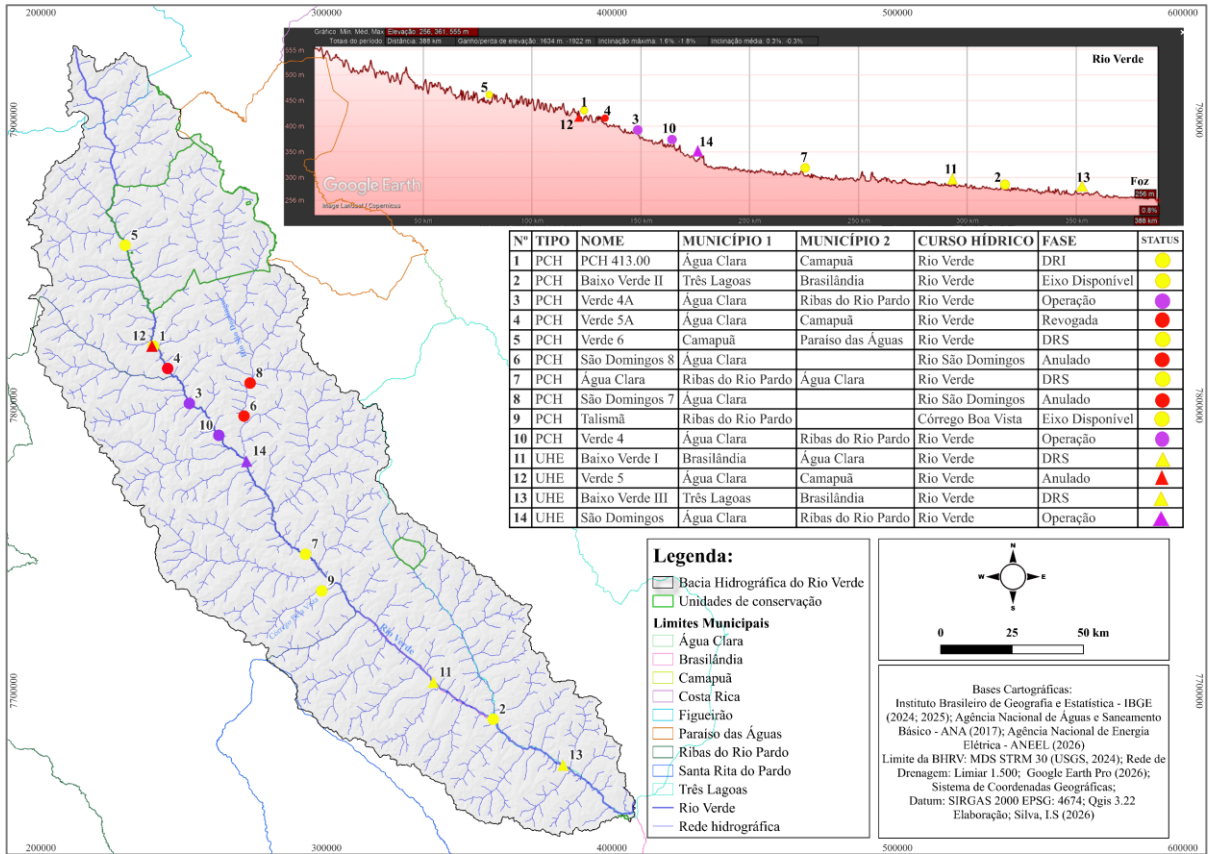
Nesta mesma abordagem, Reichert *et al.* (2017), corrobora que os plantios das monoculturas de eucaliptos contribuem significativamente nas alterações do regime hidrológico, interferindo diretamente no fluxo da água a jusante e na qualidade da saúde da bacia hidrográfica. O autor acrescenta que, monoculturas como as de eucaliptos, intensificam a escassez de águas, comprometendo a segurança hídrica. O pensamento de Reichert, pode ser abonado pelas pesquisas de Gerofolo e Rodriguez (2022), ao enfatizarem que o uso e o manejo indevido dos solos modificam bruscamente o ciclo hidrológico. A qualidade e quantidade da disponibilidade hídrica é totalmente modificada, assim como o fluxo e a energia da água necessária para a manutenção dos sistemas aquáticos (Gerofolo; Rodriguez, 2022).

Somado à insegurança hídrica influenciada pela silvicultura de eucalipto, está a implantação de Usinas Hidrelétricas (UHEs) e Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) que impõem pressões adicionais aos ecossistemas locais. O trabalho de Capoane (2023), enfatiza que no MS, especialmente no leste estadual, a presença de empreendimentos hidrelétricos (UHEs) e (PCH) implantados na região, mascaram as taxas de erosão do solo, pois os reservatórios atuam como sumidouros de sedimentos. Esses empreendimentos, promovem mudanças na paisagem, essencialmente a partir dos processos de erosão e sedimentação. Por

esta razão, o fluxo de água e o regime de correntezas se altera em decorrência do barramento feito pelos empreendimentos hidrelétricos (Piton; Oliveira, 2020).

Em consonância, há também uma reorganização da deposição sedimentar e distribuição dos nutrientes e oxigênio, a partir das alterações ocasionadas pela implantação de UHEs e PCHs (Capoane, 2024). Essas áreas ficam expostas ao adensamento dos sedimentos transportados pelo escoamento superficial, pois a função de filtro natural que era exercido pela vegetação ciliar, se torna inexistente devida a supressão vegetal (Silva; Capoane, 2024). No caso da BHRV há três empreendimentos em operação atualmente (símbolos roxos da figura 5), e o recurso hídrico é o principal afetado.

Figura 5: Novos eixos prospectados para possíveis empreendimentos geradores de energia



Fonte: Sigel Aneel (2026); **Legenda:** DRI - Despacho de Registro de Intenção (fase seguinte à aprovação de inventário, para elaboração de sumário executivo); DRS - Despacho de Registro de Adequabilidade do Sumário Executivo etapa que busca a aprovação e indicação se a proposta é técnica e economicamente viável; **Eixo disponível** – local apto a novos estudos. **Anulação** – Quando constatado algum tipo de irregularidade/omissão pelo requerente após a concessão da licença. **Revogação** – Quando o empreendedor solicita a revogação ou quando há a alteração de algo no empreendimento (uma construção a mais, etc.) a licença vigente é substituída por uma nova.

Os empreendimentos em funcionamento estão instalados no médio curso do rio Verde, e são a UHE Usina Hidrelétrica São Domingos e as PCHs denominadas Verde 4 e Verde 4A,

na divisa Ribas do Rio Pardo e Água Clara (como mostrado nas figuras 1 e 5). Além disso, de acordo com o Sistema Geral de Informações da ANEEL (2026), a área está com sete registros entre prospecção e estudos em andamento (símbolos em amarelos) para implantações de novos eixos de PCH ou UHE, conforme figura 5.

Assim, essa análise integrada do perfil longitudinal do rio Verde permiti inferir que, se esses novos eixos prospectados se materializarem, desenhar-se-á um cenário futuro de barramento contínuo, decentralizando a distribuição dos empreendimentos operantes do médio curso do rio, para o alto e baixo curso hídrico. Por sua vez, sob uma perspectiva geomorfológica, essa fragmentação sequencial do canal principal configurará uma ruptura no fluxo contínuo de água e sedimentos, propiciando a formação de processos erosivos e o assoreamento do rio, uma vez que esta bacia hidrográfica está assentada sobre os arenitos friáveis da Formação Santo Anastácio.

Neste panorama, a instalação de grandes empreendimentos sejam eles hidrelétricos ou industriais propiciam ainda um processo de urbanização desordenado. Como consequências, ocorrem principalmente uma demanda de fluxo migratório de mão de obra, o aumento do custo de vida local e sobrecarregam os serviços públicos, como aconteceu em Três Lagoas, segundo Kudlavicz (2011) e ocorre no tempo atual em Ribas do Rio Pardo.

Assim, não somente impactos ambientais podem ser avistados neste contexto, mas também impactos sociais. A concentração fundiária por exemplo, já identificada por Feiden (2012), atua como fator importante para a escassez de recursos naturais e é intensificada pela especulação imobiliária, decorrente das prospecções em torno destes empreendimentos. Sob esta ótica, a dinâmica socioeconômica da região, é tensionada principalmente por uma lógica prévia de exploração territorial a partir destes novos projetos. Dubos-Raoul (2023) confirma, portanto, que, as mudanças de uso da terra na região leste – onde a BHRV está situada – proporcionou um desequilíbrio das relações locais evidenciando disparidades sociais e intensificando a vulnerabilidade socioambiental das comunidades.

3. METODOLOGIA

3.1 Procedimentos da caracterização geoambiental da área de estudo

A caracterização geoambiental da BHRV se constituiu de índices geoespaciais, utilizando para base de extração cartográfica dos atributos geomorfométricos (Tabela 1) o Modelo digital de Superfície (MDS) da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) do ano 2000 (USGS, 2020 - *United States Geological Survey*). Os dados foram processados no *software* ArcGIS 10.8.2 (ESRI, 2022) para delimitação da área.

Para a quantificação e cartografia temática da drenagem ficou estabelecido o limiar 1.500 pixels, utilizando o *World Imagery* do ArcMap, considerando o valor como o mais representativo para a proximidade real da rede da drenagem, quando sobreposta às imagens espaciais. Esse procedimento pode ser conferido no Qgis, pelo caminho: Complemento – *QuickMapService* – *SearchQMS* (pesquisar) – *World Imagery*. Os atributos topográficos primários como: hipsometria, declividade (classificação de Lepesch *et al.*, 2015) e relevo sombreado (*hillshade*, azimuth 315°, altitude 45 m), foram calculados a partir do MDS.

Para a representação litológica, extraiu-se base vetorial disponibilizada pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) na escala 1:1.000.000 (Lacerda Filho *et al.*, 2006), com atualização do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021). A análise de solos teve como base o banco de dados do IBGE (2021). As classes para os limites dos biomas, também foi extraído do IBGE (2021) com escala correspondente a 1.250.000. Já para a análise do clima, utilizou-se o trabalho de Alvares *et al.* (2014). Essas análises também foram embasadas pelo trabalho de Sano *et al.* (2019).

Para a análise do uso e cobertura da terra, utilizou-se dados extraídos no *hub* da Rede MapBiomas, Coleção 9 (MapBiomas, 2024), que está fundamentado pela metodologia classificatória descrita por Souza *et al.* (2020). A escolha dos recortes temporais partiu da divisão proporcional do período disponível de dados (39 anos) até o momento da produção da caracterização da área, considerando intervalos de cinco anos, representados pelos anos de: 1985, 1990, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 e 2023. A quantificação das classes, foi executada no *software* QGis, 3.22 (2021), com auxílio do plugin “*r.report*” do complemento Grass da caixa de ferramentas. (Destaca-se que, o marco temporal escolhido (1985-2023), justifica-se pela disponibilidade dos dados do

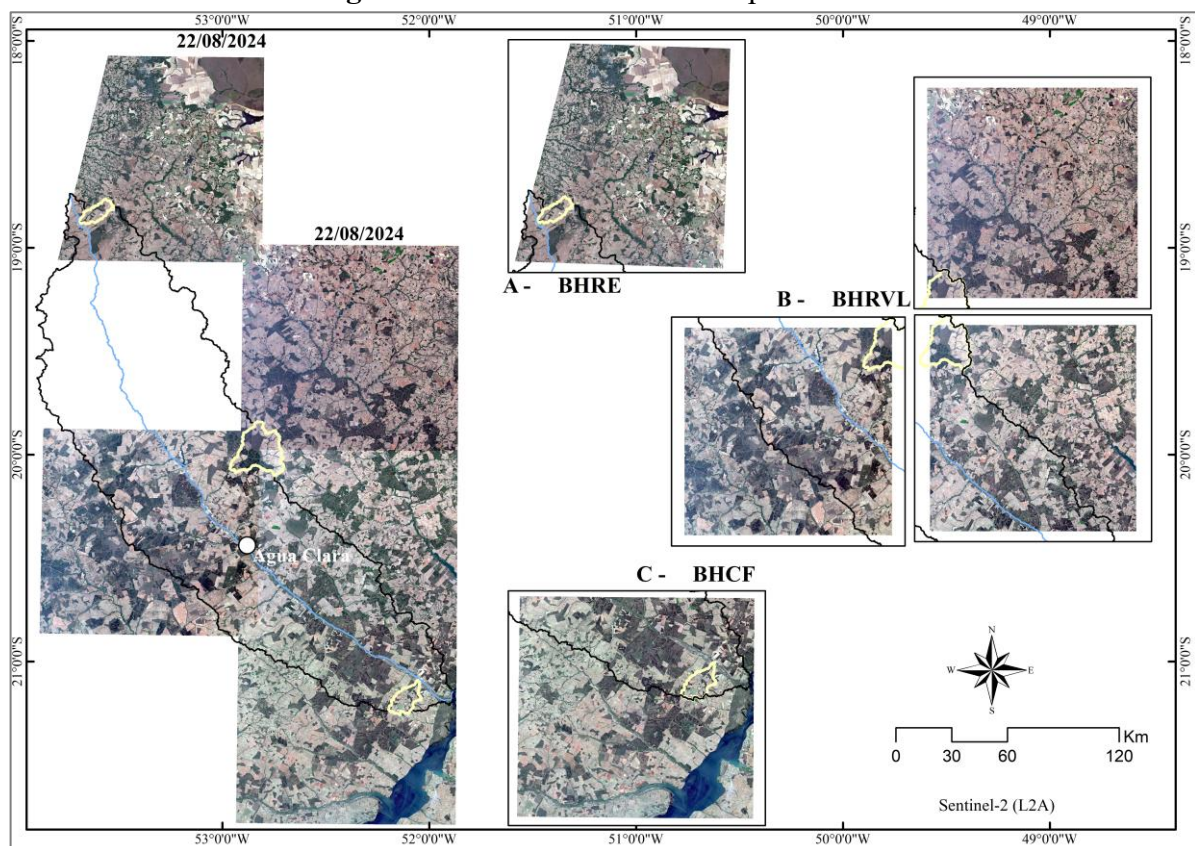
MapBiomas à época da elaboração do primeiro resultado da pesquisa, submetido em 2025 e publicado em 2026 em revista científica, conforme exigência do PPGeo-UEMS).

Os resultados da caracterização geoambiental estão apresentados em mapas temáticos, elaborados no QGis 3.22 e quantificação percentual executada pelo *software Microsoft Excel 365 Insider*. Este mesmo *software*, também foi utilizado para obtenção de valores de parâmetros de rede drenagem, gradiente, geometria e característica específica de relevo.

3.2 Índice radiométrico do solo e mapeamento dos areais

Na análise espacial do processo de arenização na BHRV, selecionaram-se pequenas áreas amostrais nos cursos alto, médio e baixo da bacia, visando um panorama multidimensional. As sub-bacias escolhidas foram: ribeirão da Estiva (alto curso), ribeirão Varjão Largo (médio curso) e córrego Formoso (baixo curso) (figura 6).

Figura 6: Cenas utilizadas no mapeamento dos areais



Fonte: Imagens Sentinel-2: Copernicus, ESA (2024). Elaboração da autora. (2026). **Legenda:** **A** – sub-bacia hidrográfica ribeirão da Estiva (alto curso – uma cena); **B** – sub-bacia hidrográfica ribeirão Varjão Largo (médio curso – três cenas); **C** – sub-bacia hidrográfica córrego Formoso (baixo curso – uma cena).

A seleção destas áreas fundamenta-se em um critério de representatividade espacial e geoambiental, visando abranger a ampla extensão da BHRV. Tais recortes amostrais refletem as condições de integridade e a saúde ambiental da bacia ao longo da segmentação fluvial do curso principal, contemplando porções que interceptam a Formação Santo Anastácio.

A partir disso, o mapeamento dos areais foi realizado a partir de imagens do satélite Sentinel-2, adquiridas no *hub* do site *Copernicus*, utilizando cenas do período seco (cenas do dia 22/08/2024) (figura 6), momento marcado por menores níveis de umidade e maior índice de brilho, enquanto a etapa de validação empregou imagens do período chuvoso (cenas dos dias 30/11/2025, 22/01/2026 e 24/01/2026), caracterizado por maior umidade e menor refletância superficial.

O índice radiométrico de solo aplicado foi o Brightness Index 2 (BI2). O BI2 é sensível às variações de brilho do solo, correlacionando-se com fatores como umidade, sais e teor de matéria orgânica (Escadafal, 1989). A literatura corrobora que o BI2 é eficiente para reconhecer diferentes níveis de erosão e estados de degradação, visto que solos lixiviados e degradados tendem a apresentar maior refletância que solos conservados ou ricos em matéria orgânica (Bachaoui et al., 2014; Saadat et al., 2014; Bannari et al., 2016; Vieira et al., 2021).

O processamento das imagens se deu segundo o protocolo do nível 2, aplicado sobre produtos do nível L2A, a partir do sensor MSI, contendo correções radiométricas e geométricas (incluindo ortorretificação), fornecendo refletância corrigida tanto na parte superior (TOA) quanto inferior da atmosfera (BOA), conforme descrição do manual técnico da ESA (2015). O BI2 foi calculado por cena (Figura 6), considerando que o ângulo de incidência varia conforme a posição dos objetos na faixa imageada, sendo que o coeficiente de retroespalhamento, a rugosidade superficial e a umidade são determinantes nas características espectrais dos alvos (Ponzoni; Shimabukuro; Kuplich, 2012).

O cálculo do BI2 foi conduzido no software Sentinel Application Platform (SNAP), versão 12.0.1 (ESA, 2025), utilizando as bandas espectrais verde (B3), vermelha (B4) e infravermelha próxima (B8). A equação para o BI2 já se encontra operacionalizada no software:
$$BI2 = \sqrt{((red_factor * red * red_factor * red) + (green_factor * green * green_factor * green) + (IR_factor * near_IR * IR_factor * near_IR)) / 3}.$$

Os valores derivados do BI2 foram segmentados em classes com base em histogramas, inspeção visual das imagens e pontos de controle por verificação utilizando o Google Earth Pro. A conversão de imagens raster para polígonos permitiu a eliminação de pixels que indicam áreas não correspondentes a areais, tais como: regiões de deposição (bases de

encostas e depressões); pastagens em fases de recuperação ou reforma (Dias-Filho, 2011); lavouras com solo exposto; reservatórios de cabeceira assoreados; estradas; processos erosivos lineares causados por pisoteio animal. Essa etapa foi feita no ArcGIS, 10.8.2.

A etapa de validação foi realizada no QGIS 3.22 (2022) com o uso das cenas do período chuvoso, mediante verificação por polígonos, a fim de confirmar os locais de maiores valores do índice radiométrico correlacionando-os com os mesmos locais no período seco. A série histórica do *Google Earth Pro* também subsidiou a análise, mas, é importante ressaltar que os períodos temporais representados na validação por meio das séries históricas de cada sub-bacia referem-se aos períodos disponíveis no momento da coleta das imagens e por isso, se diferem do período temporal determinando pela análise de uso e ocupação da terra disposta por meio do MapBiomas.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

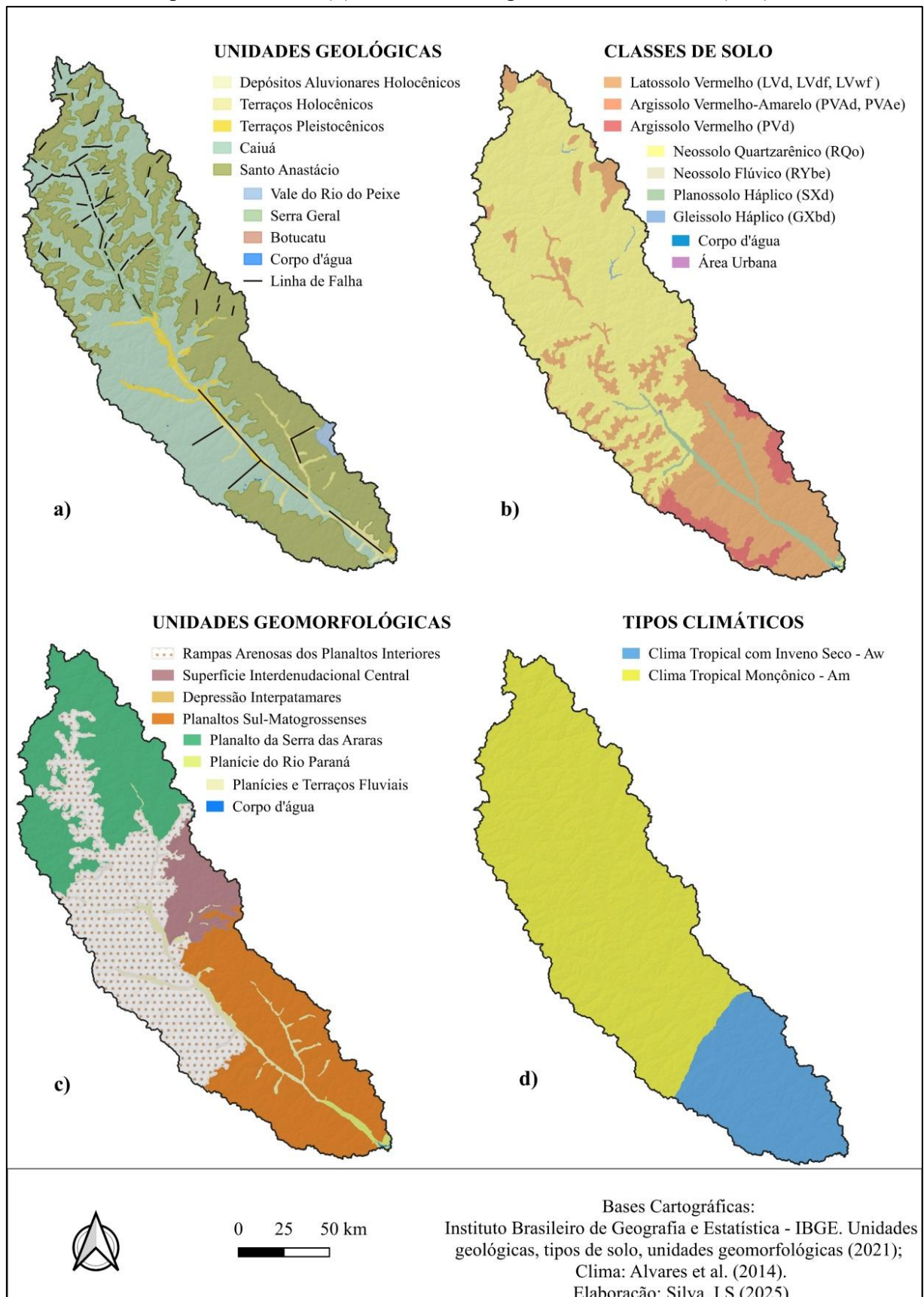
4.1 Caracterização Geoambiental

A configuração litológica da BHRV (figura 7a) é composta por 1,20% de basaltos da Formação Serra Geral, que estão sobre os arenitos eólicos da Formação Botucatu (0,005%) e sotopostos pelas rochas siliciclásticas neocretáceas do Grupo Caiuá indiviso (Grupo Caiuá) que representam 50,25% da área, e Formação Santo Anastácio que representa 43,65% da bacia hidrográfica. Outras formações como: Terraços Pleistocênicos, Terraços Holocênicos, Depósitos Aluvionares Holocênicos, Vale do Rio do Peixe (Grupo Bauru), representam respectivamente, 1,68%; 2,21%; 0,53%; 0,52% e 0,04% da BHRV (Silva; Capoane, 2026).

As classes de solo com maior representação em área (figura 7b) são: Neossolos Quartzarênicos órtico (Rqo) 62,07% e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) 30,37%. Outras classes como: Argissolo Vermelho distrófico (PVd), Planossolo Háplico distrófico (SXd), Latossolo Vermelho acriférico (LVwf), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf), Gleissolo Háplico Tb distrófico (GXbd), Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe), Neossolo Flúvico Tb eutrófico (Rybe), representam, na mesma ordem: 4,21%; 2,29%; 0,67%; 0,16%; 0,15%; 0,02%; 0,01%; 0,004%, respectivamente. Ressalta-se que, apesar de a base cartográfica do mapeamento seja apresentada na escala 1:250.000, o conteúdo temático de pedologia condiz com a densidade de informações de um levantamento em escala 1:1.000.000.

A predominância expressiva dos RQ na área estudada constitui o principal determinante da fragilidade ambiental da BHRV. Por possuírem textura essencialmente arenosa, esses solos apresentam reduzida capacidade de retenção de água e baixa fertilidade natural, características que limitam significativamente sua aptidão agrícola (Spera et al., 1999). Essa natureza pedológica está intrinsecamente ligada à sua origem geológica: os RQ derivam de antigos depósitos de lençóis de areia formados sob condições climáticas áridas e semiáridas pretéritas (Fernandes; Coimbra, 2000). Dessa forma, a fragilidade atual desses ambientes, marcada pela baixa CTC, saturação por alumínio e vulnerabilidade à erosão, consolida-se como um legado direto de uma dinâmica sedimentar que, periodicamente reativada por chuvas torrenciais, mantém um substrato altamente instável e de difícil conservação (Spera et al., 1999).

Figura 7: Unidades geológicas (a), Classes de solo (b), Unidades geomorfológicas (c) e Tipos climáticos (d) na bacia hidrográfica do rio Verde (MS)



Fonte: Silva e Capoane (2026).

Geomorfologicamente, as unidades presentes (figura 7c) são compostas por Rampas Arenosas dos Planaltos Interiores (31,42%), Planaltos Sul-mato-grossenses (30,19%) Planalto da Serra das Araras (27, 36%), Superfície Interdenudacional Central (6,99%), Planícies e Terraços Fluviais (3,35%), Planície do Rio Paraná (0,67%) e Depressão Interpatamares (0,015%) (IBGE, 2021). Essa configuração geomorfológica (figura 7d) interage intrinsecamente com o regime climático local, fator determinante para a dinâmica da bacia.

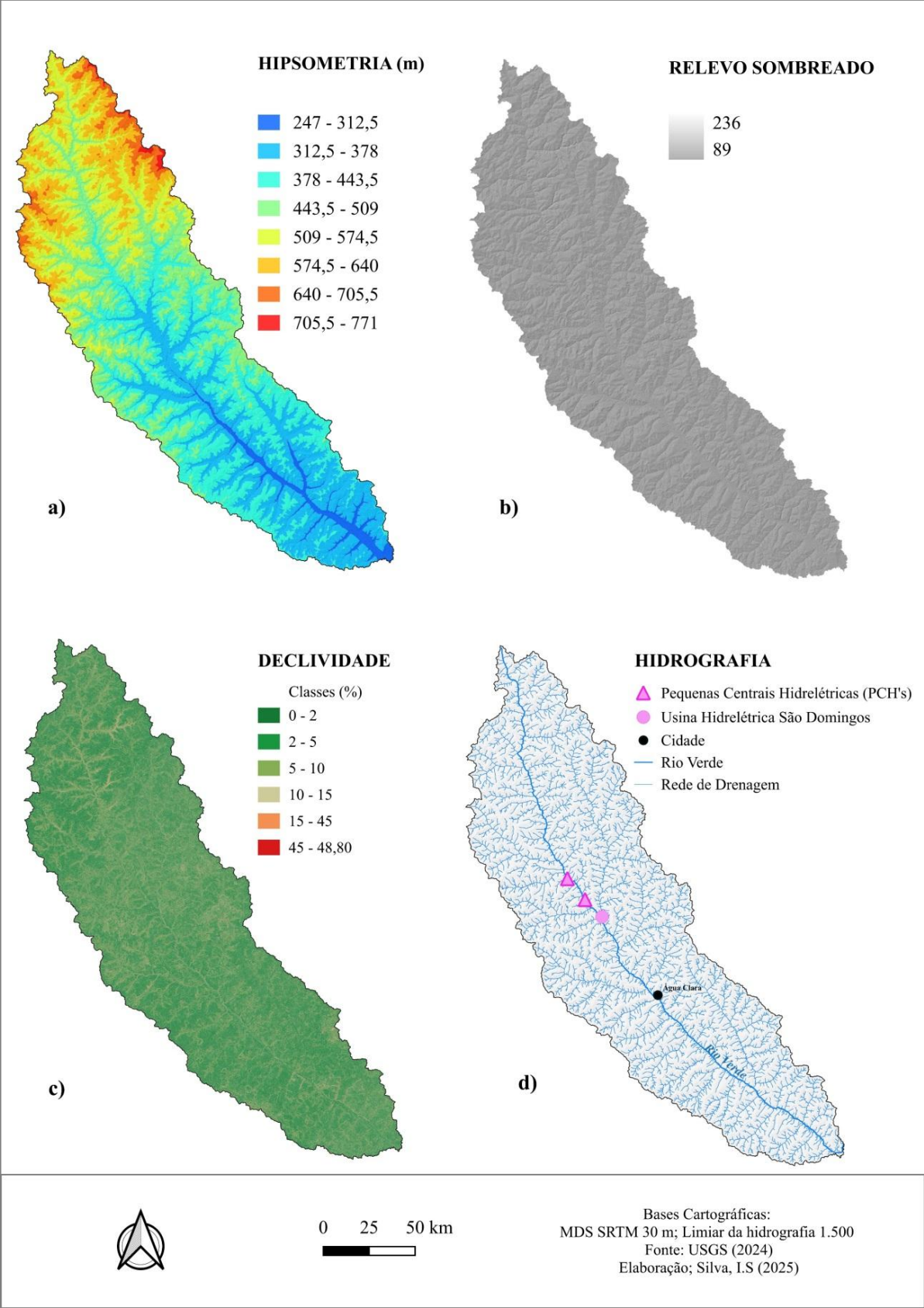
O clima predominante é o tropical monçônico (Am), que abrange 76,98% do território com pluviosidade anual entre 1.600 e 1.900 mm (Alvares *et al.*, 2014). Os 23,02% restantes da área são classificados como clima tropical savânico (Aw), caracterizado por uma sazonalidade marcada pelo inverno seco, com influência mais pronunciada no baixo curso da BHRV, junto ao vale do rio Paraná (Alvares *et al.*, 2014). A combinação desses verões chuvosos e invernos secos, associada à ocorrência de ventos recorrentes, atua como um catalisador das fragilidades inerentes ao substrato arenoso anteriormente descrito.

O relevo da BHRV caracteriza-se por uma amplitude altimétrica de 524,0 m, variando de uma cota mínima de 247,0 m a uma máxima de 771,0 m (figura 8a, Tabela 1), com média de 453,8 m. Para a análise estrutural da topografia, aplicou-se a técnica de relevo sombreado (*hillshade*), com valores variando de 89 a 236 (figura 8b). Conforme Imhof (2007), o sombreado em mapas, fundamenta-se no reconhecimento e identificação de elementos do relevo por meio do efeito de iluminação e sua interpretação se assemelha as de imagens de sensoriamento remoto.

Para Tinós *et al.*, (2014) o efeito sombreado oferece uma representação mais fiel da realidade, possibilitando a visualização de feições de grande escala, como escarpas, variações bruscas declivosas, topografia, e nuances mais sutis do terreno. Tal técnica facilita a identificação de escarpas e compartimentos de relevo, ressaltando-se que fragmentos florestais podem ser interpretados como artefatos de elevação ("ruídos"), uma vez que o modelo capta a altitude do dossel e não apenas do solo nu (Tinós *et al.*, 2014; Capoane, 2023; Silva; Capoane, 2026).

A análise da declividade, que oscila entre 0 e 48,8% (figura 8c), corrobora a complexidade do terreno. Embora a média de 4,7% indique um predomínio de relevos suaves, os valores máximos sinalizam áreas de dissecação acentuada, concentradas nos vales e encostas íngremes.

Figura 8: Hipsometria (a), Relevo sombreado (b), Declividade (c) e Hidrografia (d) na bacia hidrográfica do rio Verde (MS)



Fontes: Silva e Capoane (2026). USGS (2020); Base cartográfica: MDS SRTM 30 m; Limiar hidrografia 1.500 (D8).

Seguindo os intervalos de Lepsch *et al.* (2015), observa-se a seguinte distribuição: plano ou quase plano (0–2%): 13,2% da área, com escoamento superficial muito lento; suavemente ondulado (2–5%): predominante em 49,4% da bacia, com escoamento lento a médio; moderadamente inclinado (5–10%): 34,0% da área, apresentando escoamento médio a rápido; muito inclinado (10–15%): 2,9% da área, com escoamento rápido; fortemente inclinado e montanhoso (>15%): representa menos de 0,5% da área total.

Essa compartimentação topográfica possui implicações diretas na estabilidade da bacia hidrográfica. A interação entre vertentes de declividade moderada a acentuada e a fragilidade estrutural do substrato arenoso favorece o escoamento superficial; quando estas áreas se encontram desprovidas de proteção vegetal, intensifica-se a concentração de fluxos hídricos, potencializando o ravinamento. Dessa forma, a declividade, aliada à hipsometria, atua como um fator que modula a energia do relevo, consolidando-se como um dos principais condicionantes morfodinâmicos para o desencadeamento e a evolução dos processos de arenização na BHRV.

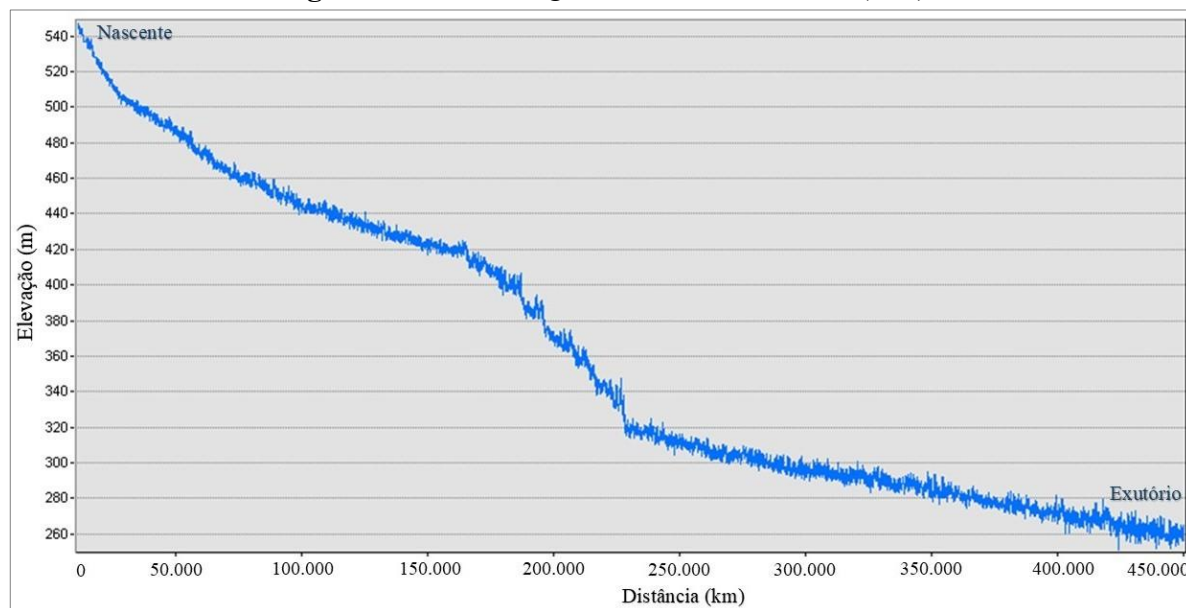
A rede hidrográfica (figura 8d) evidencia o controle estrutural do substrato (figura 7a), sobre o padrão de drenagem relacionando-se diretamente à natureza litológica e aos processos climáticos que governam o fornecimento e o transporte de material detrítico. Observa-se que a densidade de drenagem na bacia é inversamente proporcional à permeabilidade dos solos. Em áreas com Latossolos, que apresentam maior teor de argila, o escoamento superficial é favorecido, facilitando a formação e a manutenção de canais.

Em contrapartida, nas extensas áreas dominadas por solos arenosos, cujas rochas de origem possuem granulometria mais grosseira, a densidade de drenagem é visivelmente menor. Esse comportamento é justificado pela elevada macroporosidade e pela capacidade de infiltração desses solos, que reduzem a formação de escoamento superficial direto, conforme estabelecido pelos princípios de Horton (1945) e corroborado por estudos recentes de Pedron, Dalmolin e Flores (2019).

O perfil longitudinal do canal principal apresenta um gradiente médio de 0,69 m/km (Tabela 1). Este valor, quando observado em conjunto com a variação altimétrica da bacia (figura 8a e figura 9), indica um sistema com inclinação acentuada, característica que exerce influência direta sobre a energia do fluxo hídrico. A combinação desse gradiente com a fragilidade estrutural dos solos arenosos impõe uma

elevada instabilidade às margens dos rios; em eventos de alta pluviosidade, o escoamento rápido favorece processos de desbarrancamento e erosão lateral. Consequentemente, essa dinâmica sedimentar contribui para o assoreamento do leito, induzindo mudanças na morfologia do canal, como a formação de bancos de areia e variações constantes na profundidade e no traçado do curso d'água.

Figura 9: Perfil longitudinal do rio Verde (MS)



Fonte: Silva e Capoane (2026).

A BHRV abrange uma área de 22.507,35 km², com um perímetro de 1.522,2 km e um comprimento axial de 356,68 km (Tabela 1). Essa extensão confere à bacia um sistema de drenagem amplo e complexo; o elevado comprimento axial implica que o tempo de concentração das águas é prolongado, pois o escoamento, mesmo que gradual, percorre distâncias significativas antes de atingir o exutório. A rede hidrográfica, de sexta ordem hierárquica (com limiar de acumulação de fluxo: 1.500), estende-se por um comprimento total de 12.394,19 km, com o canal principal somando 438,40 km. O índice de sinuosidade (1,23) revela um padrão moderado, comportamento típico de ambientes sedimentares onde a granulometria do solo influencia a dinâmica meândrica e o regime de escoamento (Silva; Capoane, 2026).

Quanto aos índices de forma, o fator de forma ($Ff = 0,18$), a razão de alongação ($Re = 0,47$) e o coeficiente de compacidade ($Kc = 2,86$) convergem para a caracterização de uma bacia alongada e irregular ($Rc = 0,12$). Essa morfometria favorece um escoamento célere em detrimento da retenção hídrica, elevando o risco de inundações

em eventos de pluviosidade intensa (Schumm, 1956). No que tange à energia do relevo, a relação de relevo ($R_{hp} = 0,0015$) e a percentagem de relevo relativo (0,034) apresentam valores baixos, indicando que, sob condições naturais, a propensão à erosão das vertentes seria reduzida devido à suavidade topográfica. Contudo, o índice de dissecação (0,68) aponta para um estágio moderado de entalhamento, demonstrando que, sob o uso inadequado do solo e a presença de materiais frágeis, os processos erosivos e a dissecação do relevo são intensificados, extrapolando a resistência natural que a geomorfometria da bacia indicaria à primeira análise (Silva; Capoane, 2026).

A análise conjunta desses atributos geomorfométricos (Tabela 1) revela um cenário de contrastes na BHRV: ainda que, a topografia seja majoritariamente suave, a combinação da forma alongada da bacia com a elevada fragilidade estrutural dos Neossolos Quartzarênicos e o uso do solo para pastagens degradadas eleva drasticamente a vulnerabilidade a processos de erosão linear e assoreamento. Esse diagnóstico morfométrico evidencia que a estabilidade dos recursos hídricos e edáficos da bacia está sob pressão contínua, tornando imperativa a implementação de estratégias voltadas à conservação do solo e à restauração dos ecossistemas para a mitigação dos impactos ambientais observados.

Tabela 1: Características geoambientais da BHRV (MS)

Rede de drenagem			
Ordem dos canais	Classificação hierárquica	Strahler (1964)	6 ^a
Índice de Sinuosidade (I_s)	$I_s = L_c (km) / L_v (km)$	Schumm (1963)	1,23
Densidade de drenagem (Dd)	$Dd = Lt / A$	Horton (1945)	0,55
Comprimento de todos os canais (Lt) (km)	$Lt = L_1 + L_2 + \dots + L_n$	Horton (1945)	12394,19
Gradiente dos canais	$G_c = (Alt_{nasc} - Alt_{fz}) / L_{comprimento\ rio\ principal}$		0,69
Geometria da bacia hidrográfica			
Comprimento da bacia (L_b) (km)	–	Horton (1932)	356,68
Área (A) (km ²)	–	–	22507,35
Perímetro (P) (km)	–	–	1522,2
Fator forma (F_f)	$F_f = A / L_b^2$	Horton (1932)	0,18
Razão de alongação (R_e)	$R_e = (2 / L_b) \times (A / \pi)^{0.5}$	Schumm (1956)	0,47
Razão de circularidade (R_c)	$R_c = 4\pi A / P^2$	Miller (1953)	0,12
Coefficiente de compacidade (K_c)	$K_c = 0,282 * P / raiz\ A$	Gravelius (1941)	2,86
Características do relevo			
Altura da saída da bacia (Z_{min}) (m)	–	–	247,0
Altura máxima da bacia (Z_{max}) (m)	–	–	771,0
Amplitude altimétrica (H) (m)	$H = Z_{max} - Z_{min}$	Strahler (1952)	524,00
Relação de relevo (R_h)	$R_h = H (km) / L_b$	Schumm (1956)	0,0015
Percentagem de relevo relativo (R_{hp})	$R_{hp} = H (km) \times 100 / P$	Melton (1957)	0,034
Índice de dissecação (Dis)	$Dis = H / Z_{max}$	Gravelius (1941)	0,68

Fontes: Silva e Capoane (2026).

A morfodinâmica da BHRV, marcada pela fragilidade estrutural dos RQ e pela energia de seu relevo, encontra na cobertura vegetal um fator crítico de regulação ou aceleração dos processos erosivos (Capoane, 2023). Predominantemente inserida no bioma Cerrado (99,78%) e influenciada pela ecorregião Paraná-Guimarães (Sano *et al.*, 2019), a bacia apresenta ainda uma reduzida, porém significativa, porção de Mata Atlântica (0,22%) no vale do rio Paraná. Contudo, essa diversidade fitogeográfica tem sofrido uma supressão histórica contínua, conforme evidenciado por Lanza, Pott e Silva (2014), processo que compromete diretamente a estabilidade do ciclo hidrossedimentológico e a integridade da biodiversidade local.

O cenário de conservação atual é limitado, com apenas 9,09% da área da bacia amparada por Unidades de Conservação (UCs). Dentre estas, destacam-se as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) Municipais Rio Verde (8,59%), Rio Sucuriú-Paraíso (0,12%) e Nascentes do Rio Sucuriú (0,01%), que permitem o uso sustentável, além do Parque Natural Municipal do Pombo (0,36%) e da RPPN Estadual de Cisalpina (0,01%), categorizadas como de proteção integral. Essa escassez de áreas protegidas reflete-se na drástica redução da vegetação nativa ao longo das últimas décadas (Tabela 2). A análise temporal revela uma retração expressiva das fitofisionomias.

Tabela 2: Classes de uso e cobertura da terra em nove recortes temporais

Classes de uso da Terra	% (ha)								
	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
Formação Florestal	19,21	11,46	8,34	7,34	6,56	6,20	6,01	6,09	6,15
Formação Savânica	33,68	23,80	16,65	12,75	11,03	10,83	10,57	10,04	9,03
Silvicultura	0,76	2,70	2,91	3,53	3,34	6,56	10,17	12,26	12,74
Campo Alagado	4,50	4,01	3,70	3,60	3,69	3,86	3,95	4,13	4,05
Formação Campestre	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Pastagem	28,27	50,07	63,13	68,26	71,23	68,58	64,24	61,37	58,46
Cana-de-açúcar	****	****	****	0,00	0,00	0,00	0,08	0,08	0,09
Mosaico de Usos	12,60	4,84	1,92	1,38	1,21	1,46	2,64	3,23	6,45
Área Urbanizada	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Outras Áreas não vegetadas	0,05	0,08	0,05	0,04	0,07	0,07	0,11	0,08	0,12
Rio e Reservatórios	0,16	0,21	0,21	0,18	0,20	0,19	0,22	0,28	0,30
Soja	0,62	2,64	2,45	2,01	1,85	0,86	1,28	1,61	1,97
Outras Lavouras Temporárias	0,13	0,18	0,63	0,77	0,79	1,35	0,70	0,80	0,61
Algodão (beta)	****	****	****	****	<0,01	<0,01	0,01	****	<0,01

Fonte: Coleção 9, MapBiomias (2024). **Legenda:** * Não há registro. Organizado pela autora (2025).

Os recortes temporais (Tabela 2), mostram que no ano de 1985 a formação florestal abrangia 19,21% da área da BHRV; em 1990 era 11,46%; em 1995, 8,34%; em 2000, 7,46%; em 2005, 6,56%; em 2010, 6,20%; em 2015, 6,01%; em 2020, 6,09%; e

em 2023 (último ano até o momento desta produção), 6,23%. A formação savânica, representava 33,68% em 1985; 23,80% em 1990; 16,65% em 1995; 12,75% em 2000; 11,03% em 2005; 10,83% em 2010; 10,57% em 2015, 10,04% em 2020; e 9,03% em 2023. Já a formação campestre em 1985 correspondia a 0,02%; em 1990 a 0,001%; em 1995 a 0,001%; em 2000 a 0,002%, em 2005 a 0,001%, em 2010 o percentual não atinge nem 0,001%; mas, nos anos de 2015, 2020 e 2023 voltam a representação de 0,001% em cada ano. Por sua vez, a formação campo alagado em 1985 representava 4,50% da cobertura vegetal; em 1990, 4,01%; em 1995 3,70%; em 2000 3,60%; em 2005 3,69%; em 2010 3,86%; em 2015 3,95%; em 2020 4,13%; e 2023 4,05%.

Esse declínio acentuado dos ecossistemas naturais acompanha a transformação produtiva da região. Conforme Sano *et al.* (1999; 2008), na década de 1990, a então denominada região do "Bolsão" já apresentava uma forte predominância de pastagens destinadas à pecuária extensiva, atividade que consolidou a base da ocupação territorial local. A série temporal de cobertura vegetal reflete essa transição: enquanto em 1985 as áreas de vegetação natural ocupavam 57,41% da bacia, esse percentual despencou para 39,27% em 1990, mantendo uma tendência de queda constante até atingir 19,23% em 2023 (figura 10; Tabela 2).

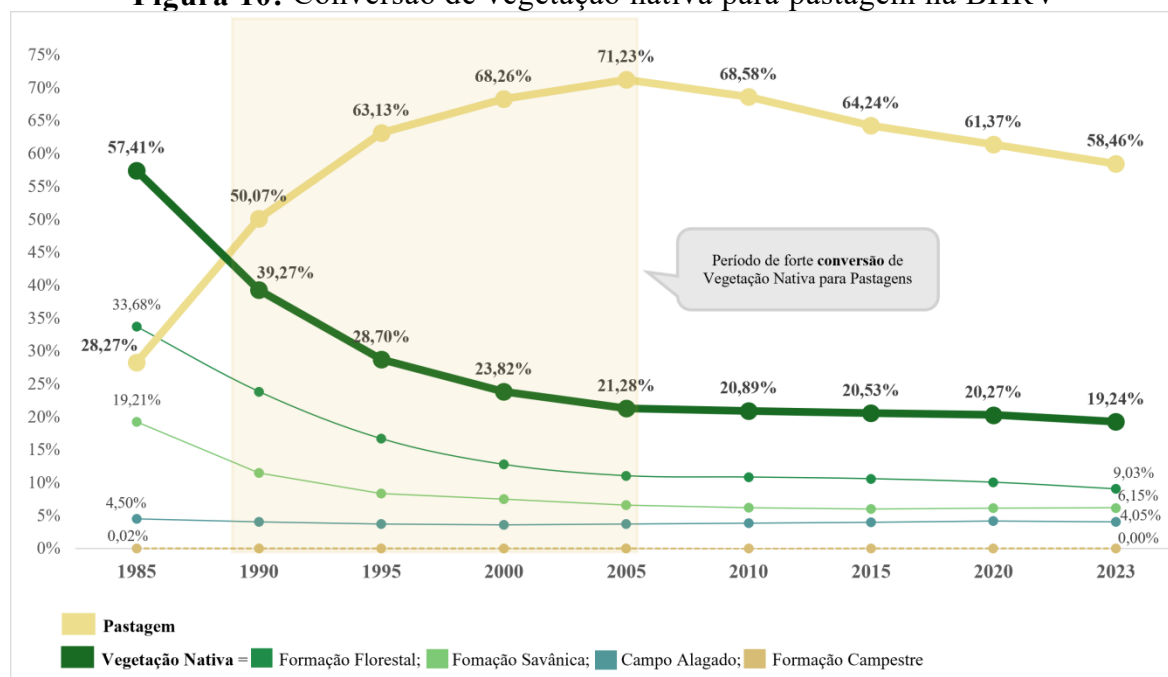
Essa rápida conversão de terras, ao remover a proteção física das superfícies arenosas, potencializa a exposição dos solos arenosos aos agentes erosivos. A substituição da vegetação nativa por pastagens, historicamente manejadas sem as devidas práticas conservacionistas, tornou-se o principal motor para a desestruturação do solo, acelerando os fenômenos de arenização que hoje se observam na paisagem da BHRV.

Os resultados mostram que houve uma diminuição de 66,49% da vegetação nativa presente no primeiro ano (1985) em relação ao último ano observado (2023). Isto é, cerca de 859.145 hectares da vegetação nativa foram eliminados num período de 38 anos (figura 10). A formação campestre foi a mais suprimida no período todo, com apresentação no último ano, próximo a zero. A formação savânica perdeu 73,19% de área; a formação florestal perdeu 67,97% e campo alagado 10,01% (Tabela 2; figura 11).

A classe pastagem (Tabela 2; figura 10) representava no ano de 1985 28,27% da área da BHRV; em 1990, 50,07%; em 1995, 63,13%; em 2000, 68,26%; em 2005, 71,23%; no ano de 2010, 68,58%; em 2015, 64,24%; no ano de 2020, 61,27; e 2023, 58,46%. Com isso, se vê que, durante o período das cinco primeiras amostras (1985-

2005) houve um aumento nessa classe de uso, representando um percentual de expansão na área de 152% em 20 anos (figura 10). Entretanto, a partir de 2005 foi possível notar que houve uma redução de 18% no uso. Isso significa que, a predominância da conversão de vegetação natural para pastagens era crescente, mas, nas últimas décadas uma nova tendência de uso vêm se firmando na BHRV, onde as pastagens estão sendo convertidas para silvicultura de eucalipto, e ainda seringueira e pinus.

Figura 10: Conversão de vegetação nativa para pastagem na BHRV



Fonte: Coleção 9, MapBiomas (2024). Organizado pela autora (2026)

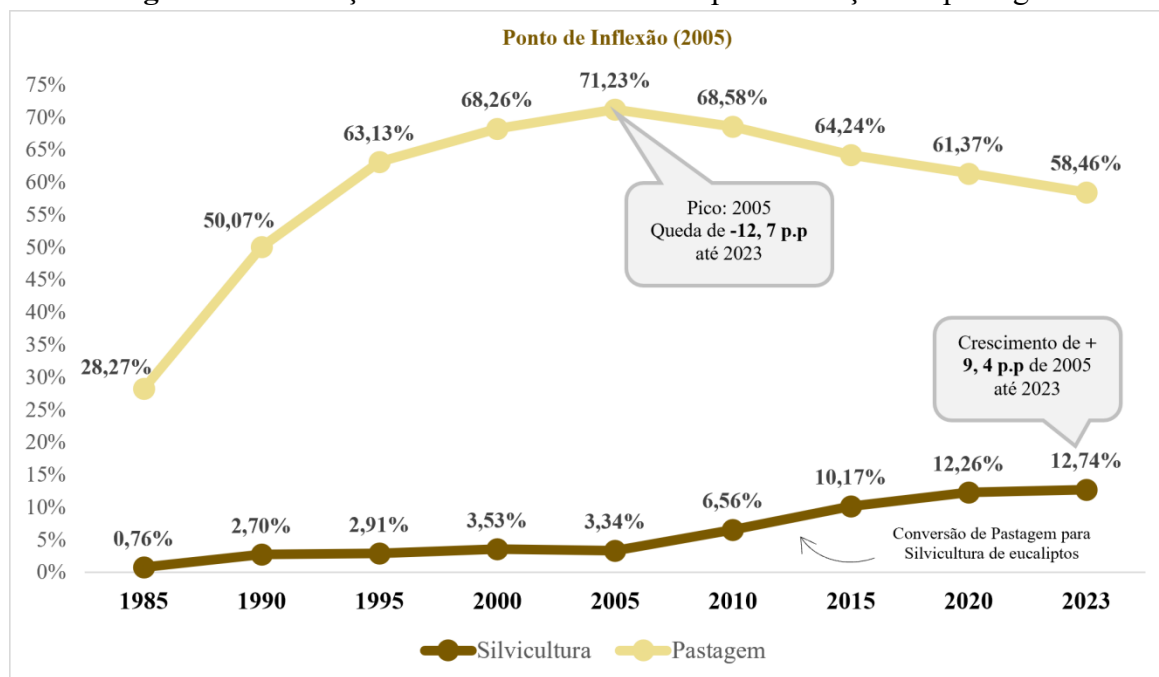
Em 1985 a classe silvicultura, representava 0,76% da área; em 1990, 2,70%; em 1995, 2,91%; em 2000, 3,53%; em 2005, 3,34%; em 2010, 6,56%; em 2015, 10,17%; em 2020, 12,26%, e 2023 12,74% (Tabela 2, figura 11). Esses números mostram que essa classe expandiu no período estudado o equivalente a 17 vezes o tamanho da área do primeiro ano (17,007 ha) (figura 11).

É possível verificar que entre 1985 e 2000, a classe silvicultura quadruplicou (o que era 0,76% passou a representar 3,53% de uso) (Tabela 2). O aumento mais significativo se dá, no período entre 2005 e 2010, quando os percentuais quase dobram (3,34 % a 6,56%) num curto período de cinco anos (Tabela 2). Dubos Raoul e Almeida (2022), explicam que a intensificação das áreas destinadas à silvicultura se deu, sobretudo a partir de 2007, quando grandes fábricas de produção de papel e celulose se instalaram

na região, alterando os padrões produtivos e intensificando o agronegócio. Em crescimento percentual de área, entre 1985 e 2023, o aumento da silvicultura representa 1.586%.

A expansão dos povoamentos de eucalipto, confirma a diminuição das áreas de pastagens, enquanto em 2005 o percentual de uso de pastagem na BHRV era de 71,23% (a maior representação da classe entre as amostras), o percentual de uso da silvicultura era de 3,34% no mesmo ano (figura 11). Em 2023, a classe pastagem representava 58,46% da área da BHRV e a silvicultura, 12,74%. Isso mostra uma conversão no padrão do uso da terra, que antes era a substituição de vegetação natural para pastagens e agora, de pastagens para silvicultura.

Figura 11: Avanço da silvicultura de eucalipto e redução da pastagem



Fonte: Coleção 9, MapBiomias (2024). Organizado pela autora (2026)

Paralelamente a esse movimento, as *commodities* soja, algodão e cana-de-açúcar mantêm uma presença constante, ainda que oscilante, na paisagem (Tabela 2). A soja, por exemplo, que cobria 0,62% da bacia em 1985, atingiu 1,97% em 2023. Esse conjunto de atividades agrícolas e silvicultoras, ao introduzir um manejo mecanizado e intensivo sobre solos inerentemente frágeis, impõem novos desafios à conservação da BHRV, exigindo uma análise rigorosa de como esses diferentes tipos de cobertura, e as pressões a eles associadas, interagem com a morfodinâmica dos solos arenosos.

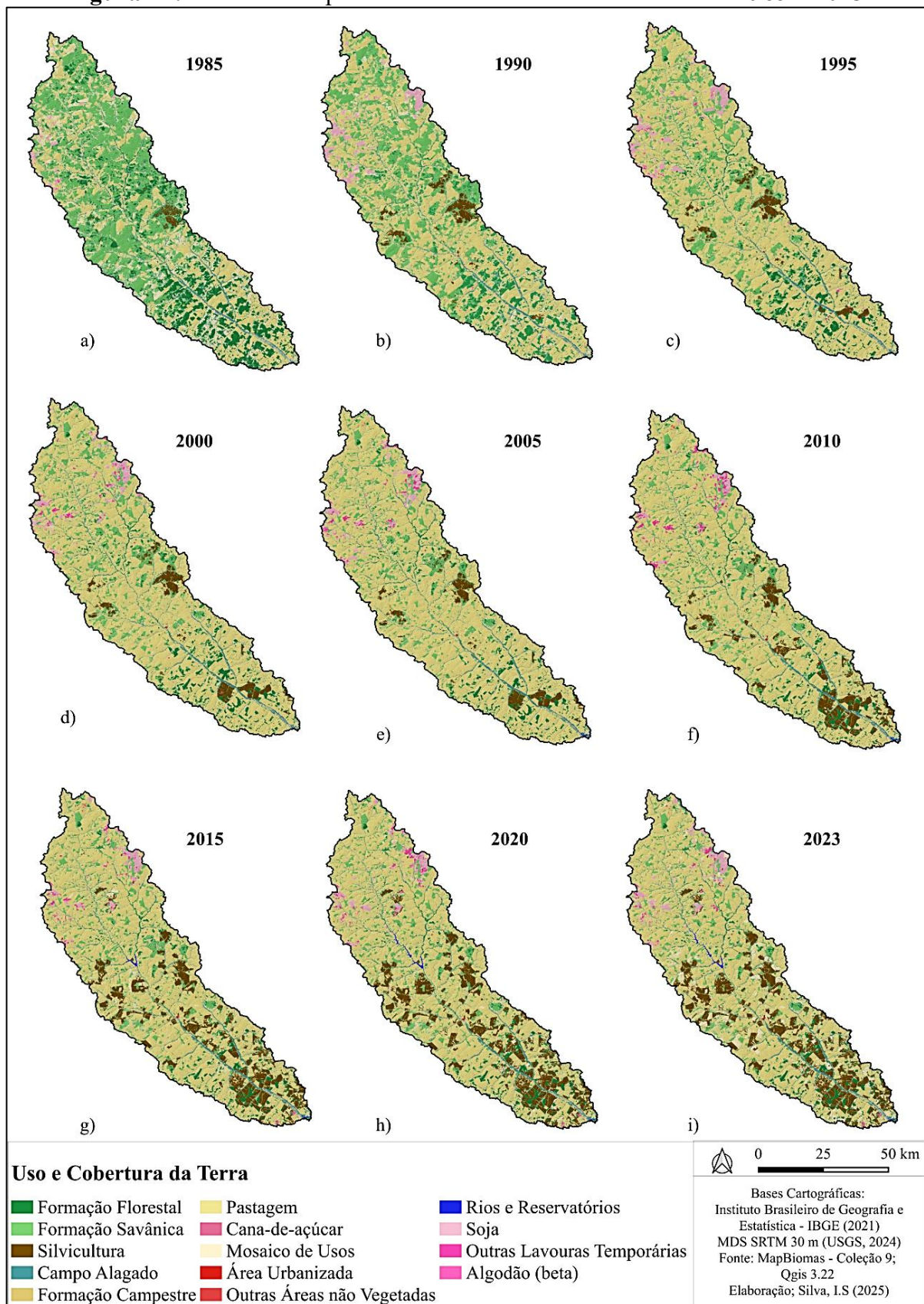
Apesar de quantitativo da referência da soja apresente uma incidência percentual menor na BHRV do que a silvicultura de eucalipto, Mariano e Teixeira (2022) ressaltam que esta cultura é um vetor estratégico do agronegócio voltado à exportação de *commodities*, impondo padrões de manejo mecanizado que podem comprometer a estrutura física dos solos. No que tange às culturas de cana-de-açúcar e algodão (Tabela 2), observa-se uma entrada tardia na matriz produtiva regional: a cana-de-açúcar passou a registrar representatividade a partir de 2015, atingindo 0,09% em 2023, enquanto o algodão apresenta presença residual e descontínua, com índices inferiores a 0,01%. Ainda que essas culturas ocupem, atualmente, frações reduzidas do território da bacia, sua relevância no debate geoambiental reside no potencial de intensificação produtiva que carregam, cujas práticas de plantio e manejo, podem atuar sinergicamente com a silvicultura e a pecuária na desestabilização física dos solos arenosos.

A classe de uso área urbanizada (Tabela 2; figura 12), não ultrapassou 0,02% em cada intervalo temporal analisado, de modo que a apenas a área urbana do município Água Clara fica totalmente dentro BHRV. A classe mosaico de usos, em 1985 representava 12,80% da área; em 1990, 4,84%; em 1995, 1,92%; em 2000, 1,38%; 2005, 1,21%; em 2010, 1,46%; em 2015, 2,64%; em 2020, 3,23%; e 2023, 6,45%. Essa classe corresponde a áreas que não é possível identificar a precisão do uso, se, pastagem ou lavoura, conforme descrição do MapBiomias (2024).

A classe outras áreas não vegetadas (Tabela 2; figura 12), representava 1985, 0,05% da BHRV; em 1990, 0,08%; em 1995, 0,05%; em 2000, 0,04%; em 2005, 0,07%; em 2010, 0,07%, em 2015, 0,11%; em 2020, 0,08%, e em 2023, 0,12%. Rios e reservatórios apresentaram um pequeno acréscimo, onde 1985 era de 0,16%; em 1990, 0,21%; em 1995, 0,21%; em 2000, 0,18%; em 2005, 0,20%; em 2010, 0,19%; em 2015, 0,22%; em 2020, 1,61%; e em 2023, 0,30%. Esse aumento deve-se ao represamento de empreendimentos hidrelétricos.

Os resultados sobre o uso e cobertura da terra (Tabela 2; figura 12) evidenciam que a redução da vegetação natural se justifica pelo aumento de áreas destinadas a pastagens, mas ao longo dos últimos anos, as pastagens têm sido substituídas, principalmente pelos monocultivos de eucalipto. Essa transição reflete a expansão das atividades agropecuárias e dos modernos modelos de agronegócio na área, que são os principais vetores de alteração da paisagem local nos últimos anos.

Figura 12: Recortes temporais de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2023



Fonte: Silva e Capoane (2026)

As análises mostram que é importante reconhecer que a conversão de sistemas naturais em agroecossistemas, impulsionada pela expansão da silvicultura de eucalipto, está ocasionando mudanças significativas na dinâmica socioeconômica e ambiental da região. Esse processo que descaracteriza a paisagem natural, traz implicações severas a toda a região da bacia hidrográfica, alterando a biodiversidade terrestre e aquática. No contexto das mudanças climáticas, isso gera insegurança hídrica.

Poesen (2018) enfatiza que, monoculturas agrícolas com espécies exóticas, atreladas ao maciço uso de fertilizantes e pesticidas químicos também contribuem para o processo de erosão acelerada dos ambientes naturais. Peixoto, Guimarães e Alves (2024) acrescentam que o cultivo de eucaliptos pode impactar negativamente as áreas de nascentes e reduz a diversidade de macroinvertebrados bentônicos nas áreas onde estão plantados e alteram parâmetros ambientais como a condutividade elétrica de sólidos totais.

Do ponto de vista hidrológico, o plantio de eucalipto altera as dinâmicas naturais de drenagem em bacias hidrográficas, impactando os fluxos a jusante e a disponibilidade hídrica local (Reichert *et al.*, 2017). Esse efeito decorre, em grande parte, das taxas de evapotranspiração de povoamentos florestais comerciais, que tendem a ser superiores às de coberturas vegetais nativas ou pastagens (Ferraz *et al.*, 2019; Reichert *et al.*, 2017). Consequentemente, em regiões com índices de aridez mais elevados, a alta demanda hídrica dessas plantações pode reduzir a vazão dos cursos d'água, elevando o risco de escassez e comprometendo a segurança hídrica para outros usuários e demandas ecossistêmicas (Ferraz *et al.*, 2019).

Essa dinâmica local encontra respaldo nos estudos de Tucci (2001) e Garafolo e Rodriguez (2022), os quais confirmam que as alterações antrópicas no uso da terra modificam o ciclo hidrológico ao interferir nos regimes de infiltração, evapotranspiração, escoamento superficial e recarga de aquíferos. Tais transformações no uso e ocupação da terra não se restringem ao âmbito da bacia hidrográfica; quando extrapoladas para escalas regionais e globais, podem agravar episódios de secas e enchentes e, aliadas a outros fatores, contribuir para mudanças climáticas que potencializam a emissão de gases de efeito estufa e a instabilidade dos ciclos hidrossedimentológicos (Marengo *et al.*, 2024; Hofmann, 2024).

Além da pressão exercida pelas atividades agroflorestais, a dinâmica hidrossedimentológica da BHRV é tensionada pela implantação de infraestruturas

energéticas, como a UHE São Domingos e duas PCHs já em operação. A construção de barramentos altera o regime de fluxos de energia e matéria, modificando as velocidades de correnteza e favorecendo processos de sedimentação, com impactos negativos na qualidade da água, notadamente na redução do oxigênio dissolvido (Piton; Oliveira, 2020). Tais efeitos são agravados pela supressão da vegetação ripária durante a implantação desses empreendimentos, o que elimina a função dessas áreas como filtros naturais essenciais para o controle do escoamento superficial e a proteção dos reservatórios (Piton; Oliveira, 2020).

Essa fragilidade hidrológica é amplificada pela transformação dos ecossistemas naturais em agroecossistemas, que compromete a resiliência dos solos arenosos. Por possuírem textura essencialmente quartzosa e serem naturalmente frágeis, especialmente nas cabeceiras de drenagem, esses solos dependem da matéria orgânica para a manutenção da atividade microbiana e da capacidade de retenção hídrica (Spera; Correia; Reatto, 2006). A degradação dessa base orgânica, somada ao uso intensivo de maquinaria pesada e agroquímicos, acelera o desequilíbrio edáfico, tornando a vulnerabilidade à erosão uma constante nas lavouras e pastagens (Spera; Correia; Reatto, 2006; Capoane *et al.*, 2024).

Por fim, torna-se evidente que a fragilidade ambiental da BHRV é indissociável das estruturas socioeconômicas que regem o seu território. A corporativização da terra e a concentração fundiária exacerbam a vulnerabilidade das comunidades locais, perpetuando disparidades no acesso à terra e gerando conflitos socioambientais. Como enfatiza Guerra (2005), a erosão do solo não é um evento isolado, mas o reflexo de contradições políticas e econômicas. Assim, compreender a arenização na BHRV exige reconhecer que a conservação do solo e da água não é apenas uma meta técnica, mas uma necessidade social para garantir a sustentabilidade das populações e a integridade da paisagem frente aos interesses de exploração predatória.

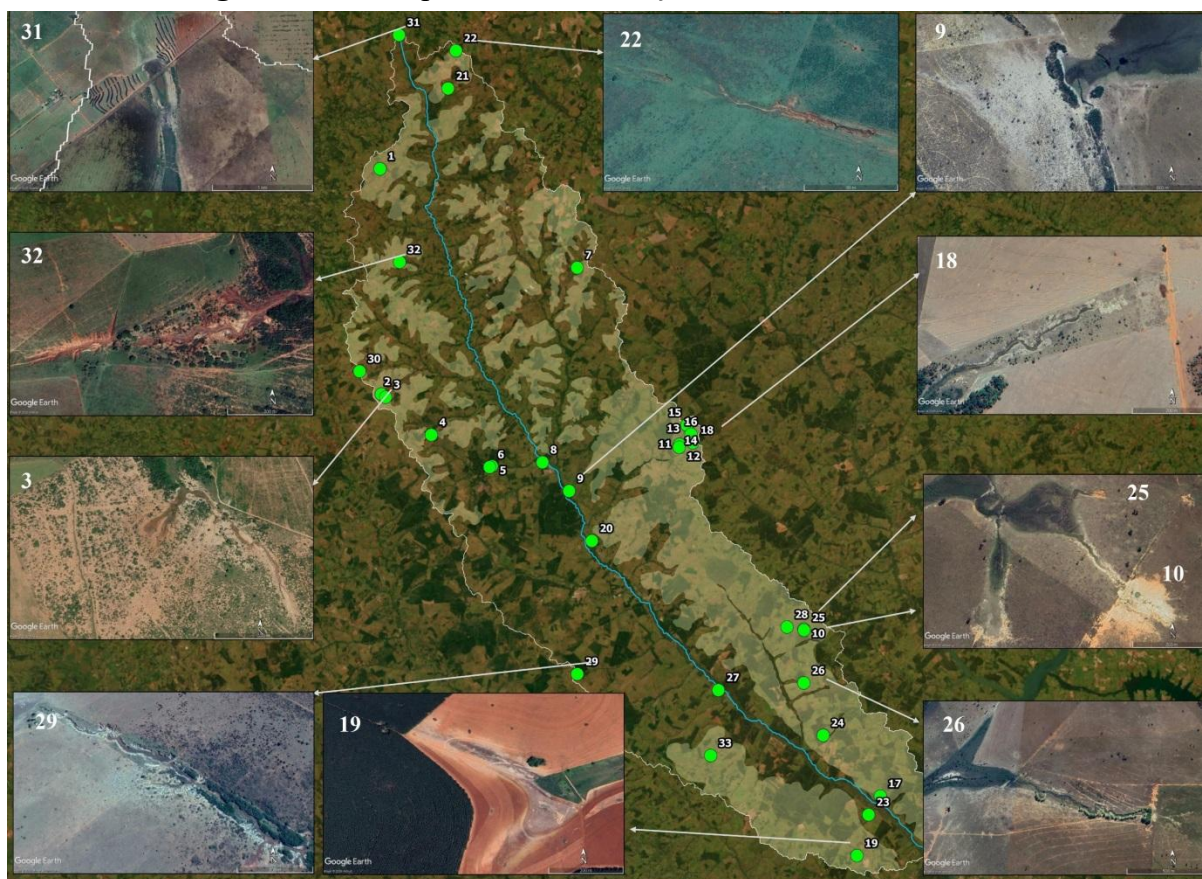
4.2 Mapeamento e diagnóstico da Arenização

O processo de arenização na bacia hidrográfica do rio Verde manifesta-se através de uma complexa interação entre fragilidades geológico-pedológicas e pressões antrópicas. A investigação deste fenômeno, estruturada a partir de interpretação remota, mapeamento radiométrico e evidências de campo, revela que a degradação física do solo ocorre de forma heterogênea, concentrando-se em áreas de maior instabilidade morfotopográfica.

4.2.1 Panorama Geral: análise dos pontos críticos e implicações ambientais

O cenário atual da BHRV evidencia uma degradação generalizada que transcende setores isolados, conforme demonstrado pelos mais de 30 pontos críticos (distintos dos da atividade de campo) mapeados por verificação remota (figura 13). Esta análise, sistematiza e complementa os dados das sub-bacias amostrais confirmando que, a supressão da vegetação nativa e o manejo inadequado das atividades agropecuárias são os principais vetores de instabilidade, afetando diretamente as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e consolidando passivos ambientais de difícil recuperação.

Figura 13: Breve panorama da situação ambiental atual da BHRV



Fonte: Google Earth Pro. **Legenda e data das imagens:** 03 – Foco de arenização, ravinas e processo de voçorocamento de curso hídrico (01/2026); 09 – Foco de arenização (09/2025); 10 – Supressão vegetal e erosão de solo próximo à área de vereda (07/2024); 18 – Perda de vegetação ciliar e curso hídrico degradado (06/2024); 19 – Área convertida em plantação de eucalipto pressionando cabeceira de drenagem, canal de baixa ordem soterrado e área em preparo para novas plantações (04/2024); 22 – Degrau de abatimento e ravina; 25 – Área de nascente degradada pela supressão vegetal e uso como reservatório de água para gado (07/2024). 26 – Perda de conectividade vegetal e barramento para reservatório (08/2024); 29 - Assoreamento do curso hídrico em área de pastagem início de voçorocamento (08/2025); 31 – Área da cabeceira de drenagem do rio Verde (09/2025); 32 – Voçorocamento severo, com erosão linear, supressão vegetal e sedimentação do curso hídrico (12/2023).

Observou-se uma recorrência de corpos hídricos deteriorados por barramentos e pela supressão da vegetação ribeirinha, agravada pelo pisoteio do gado que acessa os cursos d'água para dessedentação, o que favorece a erosão linear e o surgimento de ravinas que podem evoluir para voçorocas. É perceptível a crescente presença de áreas de pastagens degradadas e focos de arenização como nos pontos 3 e 9.

Também se observou áreas de erosão linear em veredas (ponto 10). A ausência de vegetação ripária, aliada à transformação de trechos de drenagem em reservatórios para dessedentação animal, tem resultado na erosão das margens, como observado nos pontos 18, 25 e 26. Foi verificado ainda, a formação de degrau de abatimento (primeira fase do processo de arenização, ponto 22) no alto curso da BHRV, seguido de sulcos em área de pastagem que formam com a evolução ravinamentos (segunda fase do processo de arenização, conforme Suertegaray, 2020). Ademais, registraram-se feições erosivas severas, incluindo extensas voçorocas, além de cursos hídricos assoreados (pontos 26 e 32). Concomitantemente, visualizou-se a pressão exercida pela silvicultura de eucalipto sobre o ecossistema, manifestada, sobretudo, pelo soterramento de nascentes e materialização de passivos ambientais (ponto 19).

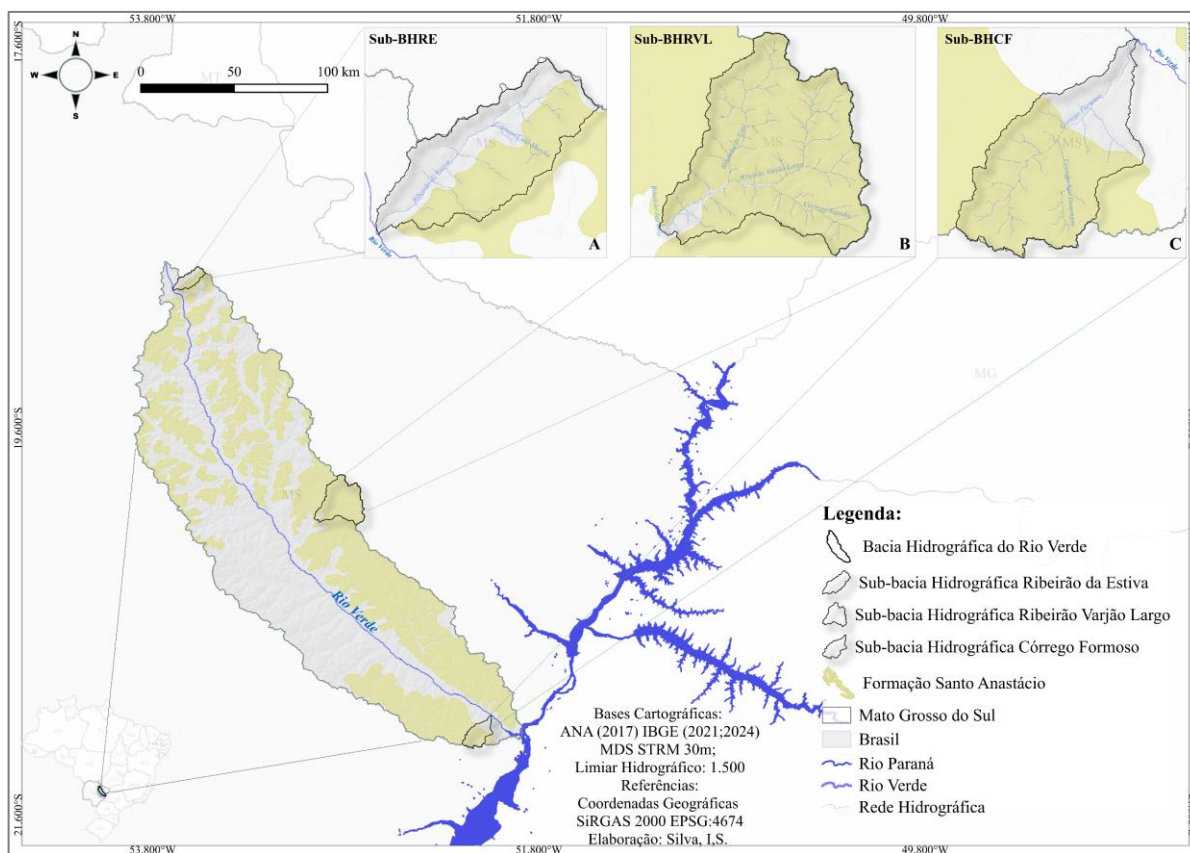
É importante destacar a presença expressiva de um vetor de impacto frequentemente negligenciado, que se estende por toda a bacia hidrográfica: os pequenos reservatórios formados a partir da construção de barragens de terra e utilizados para dessedentação de rebanho bovino. Segundo Capoane (2021), a construção desses reservatórios, frequentemente situada em cabeceiras de drenagem e canais de baixa ordem, descaracteriza nascentes, rompe a conectividade hidrológica e acelera o assoreamento, uma vez que os reservatórios funcionam como armadilhas de sedimentos que, ao saturarem, podem levar ao soterramento de nascentes. Esse quadro é agravado pelo pastoreio do gado no entorno, o que promove a compactação do solo pelo pisoteio e provoca erosões marginais que, com o tempo evoluem para sulcos, ravinas e voçorocas, propiciando posteriormente o processo degradativos como a arenização.

4.2.2 Análise sistêmica das sub-bacias amostrais

A análise espacial dos areais a partir do índice radiométrico BI2, na BHRV revelou distribuições distintas de focos de degradação nos setores alto, médio e baixo curso do rio Verde. As amostras feitas nas áreas das sub-bacias do ribeirão da Estiva, ribeirão Varjão Largo e córrego Formoso (figura 14 A, B e C), mostraram inúmeras feições erosivas. Apesar

de estas áreas compartilharem a influência geológica da Formação Santo Anastácio, a intensidade dos processos de arenização varia conforme o uso e cobertura da terra e a morfodinâmica local. As validações por meio do mapeamento radiométrico e pelo *Google Earth Pro*, possibilitou visualizar a especialização do processo por toda extensão da área de estudo. Tais verificações conferiram tanto panorama geral da saúde da BHRV, quanto admitiu registros em escala maiores.

Figura 14: Áreas analisadas no Alto, Médio e Baixo curso do Rio Verde (MS)



Fonte: USGS (2020) e IBGE (2021, 2024). Referências cartográficas: Coordenadas geográficas. SIRGAS 2000. Elaborado pela autora (2026).

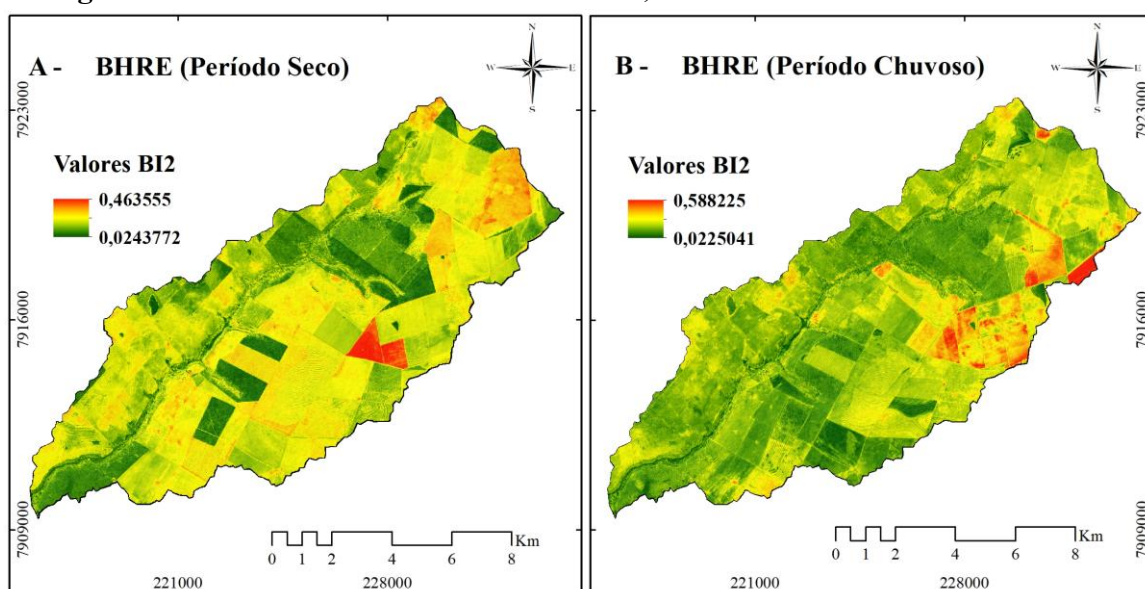
4.2.2.1 Alto Curso: sub-bacia hidrográfica ribeirão da Estiva

A sub-bacia hidrográfica do ribeirão da Estiva (BHRE), tem como canal principal o ribeirão da Estiva (3ª ordem) que é afluente do rio Verde. Esta Sub-bacia situa-se integralmente no município de Figueirão (IBGE, 2024) e totaliza 113,258 km², dos quais 49,24% (55,764 km²) estão sob a Formação Santo Anastácio. Nesta unidade, a aplicação do Índice de Brilho 2 (BI2) identificou um total de 0,094 km² em processo de arenização. As evidências sugerem que, embora a atividade silvicultural ainda não seja dominante, a pressão

da pecuária sobre os solos frágeis tem provocado episódios de ravinamento que evoluem para estágios mais severos de degradação.

No índice de brilho do período seco (cena de 22/08/2024), os valores obtidos oscilaram entre 0,0244 (mín.) e 0,4636 (máx.), com média de 0,19 e desvio padrão de 0,03 (figura 15A). A análise espectral revelou que os maiores índices de reflectância (representados em vermelho) associam-se a áreas de pastagens, lavouras em preparo, estradas de terra, depósitos sedimentares e locais com erosão ativa pelo pisoteio do gado. Valores intermediários (laranja) indicam áreas com baixa cobertura vegetal ou vegetação sob estresse hídrico, enquanto os menores valores (verde) correspondem a formações florestais e savânicas, predominantemente preservadas nas proximidades do curso hídrico do ribeirão da Estiva.

Figura 15: A - Índice de brilho de 22/08/2024; B – Índice de brilho de 22/01/ 2026



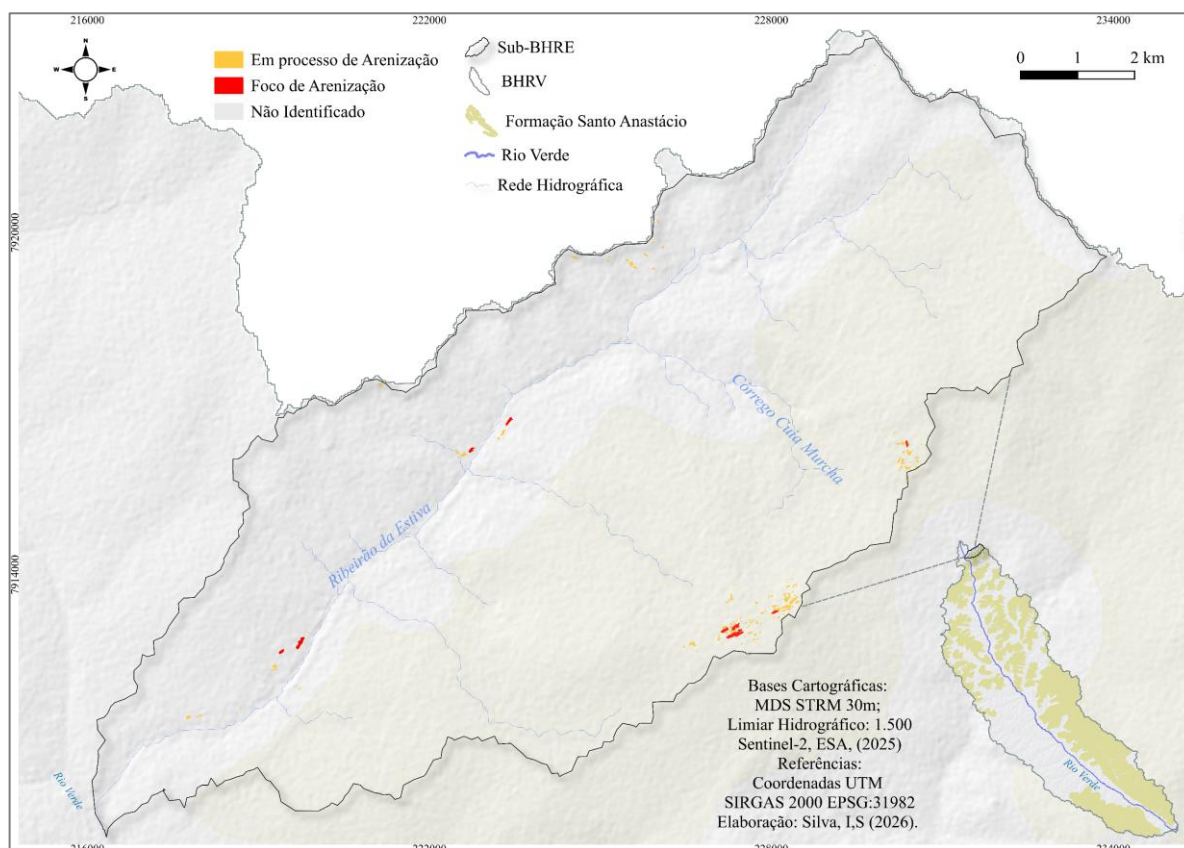
Fonte: Sentinel-2 ESA (2026). Elaborado pela autora (2026).

A partir da visualização, ressalta-se que as manchas de maior reflectância na figura 15A não estão necessariamente vinculadas à formação de areais, mas ao revolvimento do solo para o preparo de lavouras ou recuperação de pastagens. No período chuvoso (cena de 22/01/2026), o índice de brilho variou entre 0,0225 e 0,5882, com média de 0,18 e desvio padrão de 0,03 (figura 15B).

A comparação entre os dois períodos destaca a influência da sazonalidade na resposta espectral dos alvos, reforçando a importância do BI2 como ferramenta complementar no diagnóstico da degradação em ambientes sob forte dinâmica antrópica. Os resultados do mapeamento dos areais na BHRE estão sintetizados na figura 16.

Neste recorte, foram identificadas pequenas áreas em estágio inicial de arenização e focos já estabelecidos - areais, totalizando 0,094 km² de feições degradadas. Deste total, 0,035 km² correspondem a áreas em estágio inicial de arenização (representando 0,063% da subárea sob Formação Santo Anastácio, que abrange 55,76 km² da BHRE – em cor laranja) e 0,023 km² compõem focos de arenização já estabelecidos (0,041% da mesma formação, representados em vermelho). Em relação à área total da sub-bacia (113,26 km²), esses valores representam, 0,05% e 0,04% respectivamente, de comprometimento territorial.

Figura 16: Áreas correspondentes ao processo de arenização e a areais na BHRE

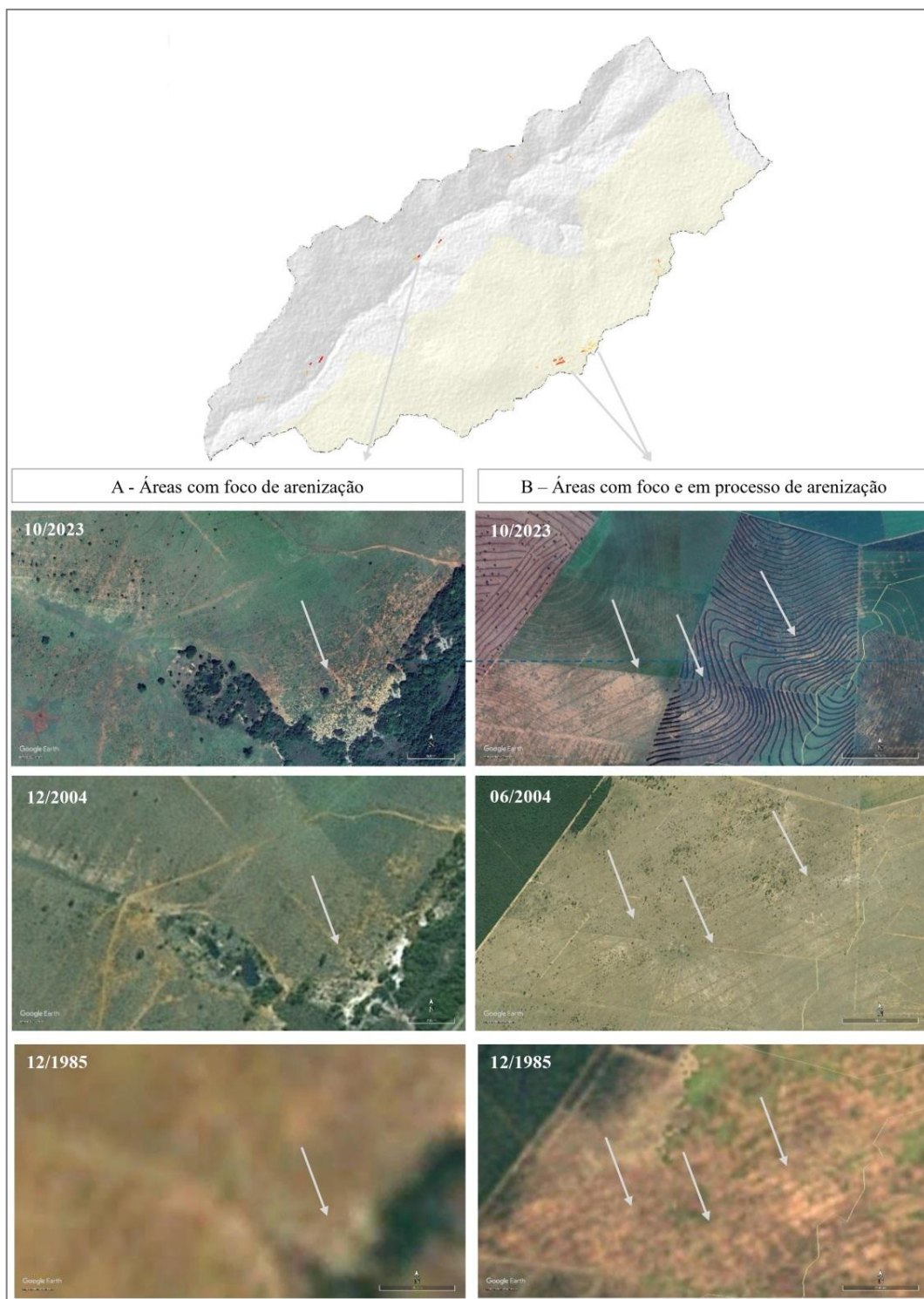


Fonte: Sentinel-2, ESA (2026). Elaborado pela autora (2026).

Na etapa de validação, conduzida por meio das imagens do Sentinel-2 do período chuvoso, a análise complementar da série histórica do *Google Earth Pro* demonstrou que o processo de arenização manifesta-se tanto em feições consolidadas (Figura 17, série A) quanto em estágios iniciais de desenvolvimento (Figura 17, série B). A observação multitemporal (1985, 2004 e 2023) evidencia a evolução progressiva da extensão dos areais, confirmando a dinâmica ativa da degradação. Essas feições são frequentemente associadas a sulcos de erosão gerados pelo pisoteio do gado, que atuam como vetores de escoamento e, em

conjunto com a ação hídrica e eólica, propiciam a mobilização de sedimentos (Verdum, 1997; Suertegaray, 2012).

Figura 17: Áreas em processo de arenização ou com foco iniciais do processo na BHRE, visualizadas pelo *Google Earth Pro*



Fonte: Série Histórica *Google Earth*(2026). Imagens: A – Área com pequenos focos de arenização. B – Processos iniciais de arenização. Elaborado pela autora (2026).

No caso da Série B, a identificação dos processos torna-se mais complexa em períodos recentes devido à implementação de terraços (prática mecânica complementar de conservação do solo), que, embora sirvam como estratégia de contenção, dificulta a visualização das feições erosivas subjacentes. Apesar da presença de terraços em 2023, atuando como barreira de contenção ainda é possível verificar o deslocamento persistente de sedimentos.

Esse cenário reitera a tese de Verдум (1997) de que o manejo do solo, quando ignora a fragilidade estrutural da paisagem, torna as áreas inerentemente suscetíveis à erosão. Portanto, a contenção da arenização na BHRE demanda ações que transcendam o controle superficial, exigindo uma compreensão integrada a respeito dos fatores naturais e antrópicos que, de forma sinérgica, perpetuam a instabilidade dos solos nesta sub-bacia.

4.2.2.2 Médio Curso: sub-bacia hidrográfica ribeirão Varjão Largo

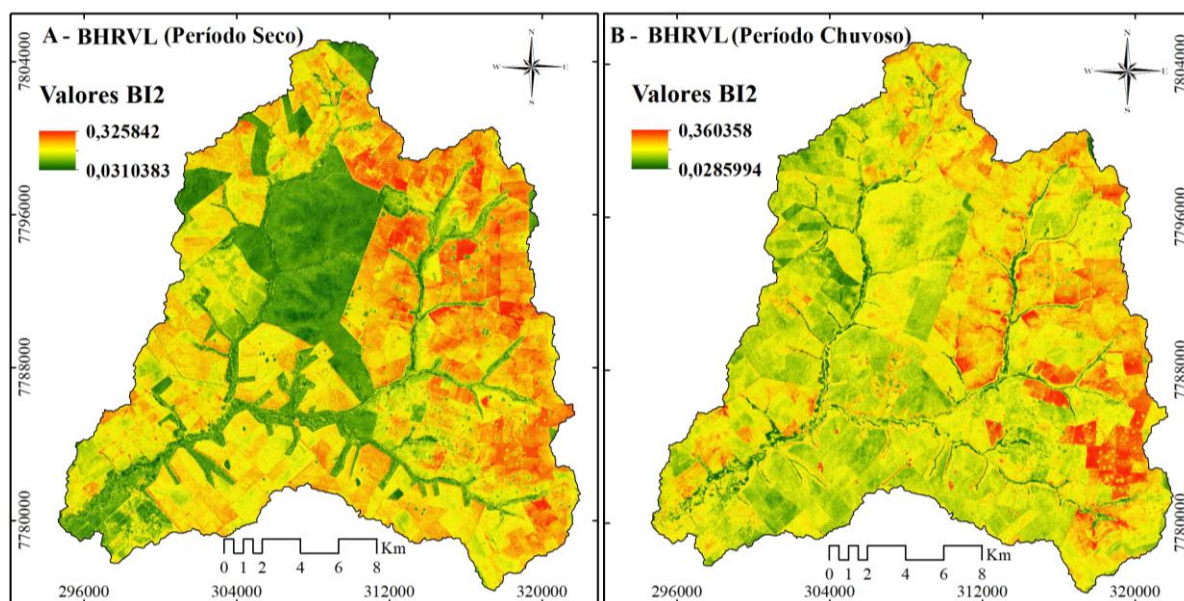
A sub-bacia hidrográfica do ribeirão Varjão Largo (BHRVL), localiza-se no setor médio da BHRV (Figura 14B e 18), totaliza 470,676 km² de extensão e está integralmente inserida no município de Água Clara (IBGE, 2024). Seu canal principal, o ribeirão Varjão Largo (4ª ordem), é um afluente do ribeirão dos Bois, um dos principais tributários do rio Verde, contando com os afluentes: ribeirão do Café e córrego Natinha, como drenagens secundárias. Em termos de representatividade territorial, a BHRVL corresponde a 2,09% da área total da BHRV e 6,05% do território de Água Clara. Destaca-se a elevada predominância da Formação Santo Anastácio, que abrange 95,98% da sub-bacia, totalizando 451,772 km².

Na avaliação do BI2 na BHRVL, foram utilizadas três cenas de cada período (22 de agosto de 2024 para o período seco e 30 de novembro de 2025 para o período chuvoso). Todavia, as análises foram conduzidas de forma individual, conforme descrito na metodologia. Verificou-se, nas imagens do período seco (Figura 18A), um valor mínimo de 0,0310383 e um valor máximo de 0,325842, com média de 0,17 e desvio padrão de 0,03. As cenas do período chuvoso (Figura 18B) apresentaram valores entre 0,0285994 (mínimo) e 0,360358 (máximo), com média de 0,20 e desvio padrão de 0,02. A comparação entre as métricas estatísticas dos dois períodos revela uma leve elevação na reflectância média durante a estação chuvosa, fenômeno que pode estar associado à maior umidade superficial e às alterações na cobertura vegetal.

Entretanto, a persistência de desvios padrão próximos sugere uma heterogeneidade constante na paisagem, indicando que, independentemente da sazonalidade, os vetores de

degradação, como solos expostos, pastagens degradadas e focos de erosão, mantêm registros espectrais elevados que se contrapõem às áreas de vegetação densa. Essa constância nos valores de reflectância, mesmo sob diferentes condições pluviométricas, reforça a eficácia do BI2 em isolar as feições de degradação, permitindo que as áreas em processo de arenização sejam identificadas com precisão na série temporal analisada.

Figura 18: A – Índice de brilho de 22/08/2024; B – Índice de brilho de 30/11/2025

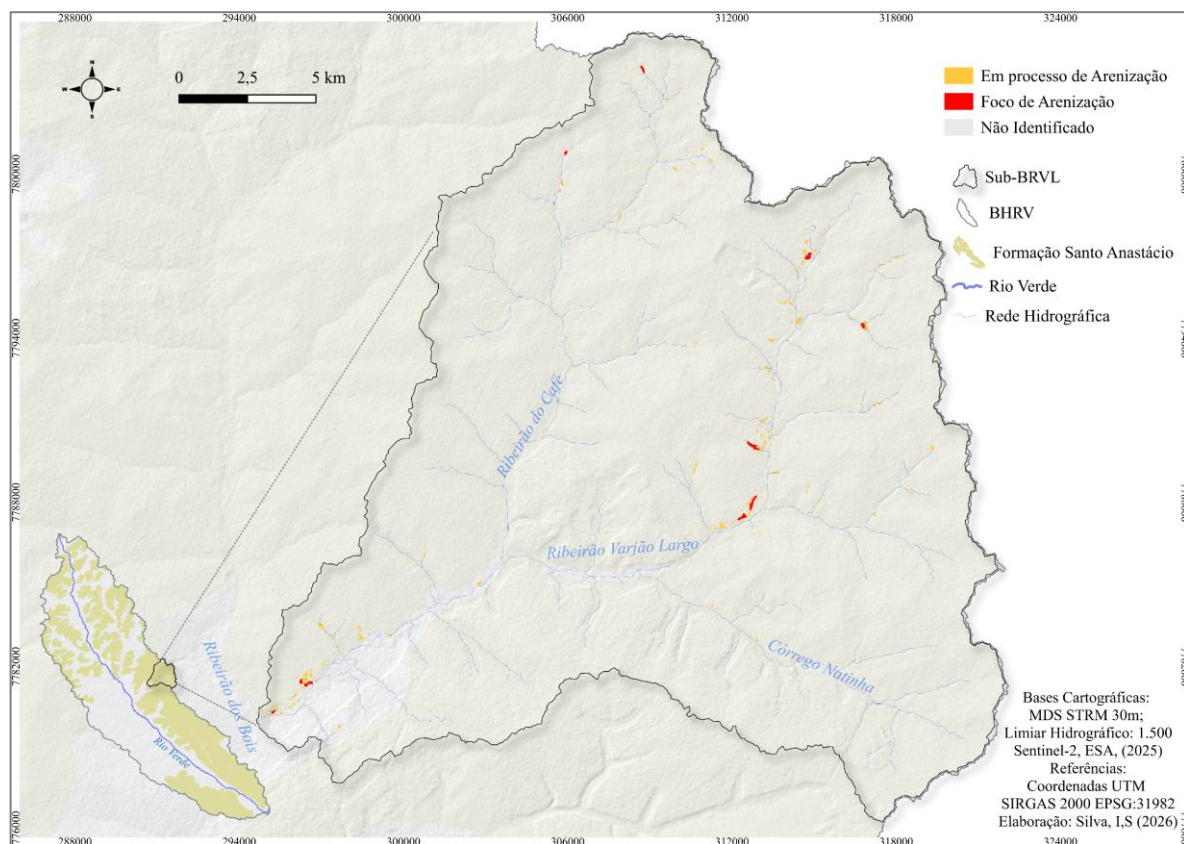


Fonte: Sentinel-2 ESA (2026). Elaborado pela autora (2026).

O mapeamento final das feições na bacia hidrográfica ribeirão Varjão Largo, ilustrado na Figura 19, evidenciou um total de 0,505 km² de áreas degradadas. As áreas classificadas em “processo de arenização” (cor laranja) totalizam 0,286 km² (0,06% da BHRVL), enquanto os “focos de arenização” consolidados (cor vermelha) somam 0,219 km² (0,05% da sub-bacia). Considerando especificamente a Formação Santo Anastácio, o processo erosivo incide sobre 0,314 km² de sua extensão, sendo 0,187 km² (0,041%) em processo de arenização e 0,135 km² (0,030%) classificados como focos consolidados.

A análise da série histórica via *Google Earth Pro* evidencia que o processo de arenização na BHRVL manifesta-se predominantemente através de ravinamentos e voçorocamentos, enquadrando-se na segunda fase de degradação descrita por Suertegaray (2020) (Figura 20B). Paralelamente, identificaram-se focos iniciais de arenização (Figura 20A) e outros processos degradativos, como o assoreamento de cursos hídricos (Figura 20C).

Figura 19: Áreas correspondentes ao processo de arenização e a focos de arenização na BHRVL

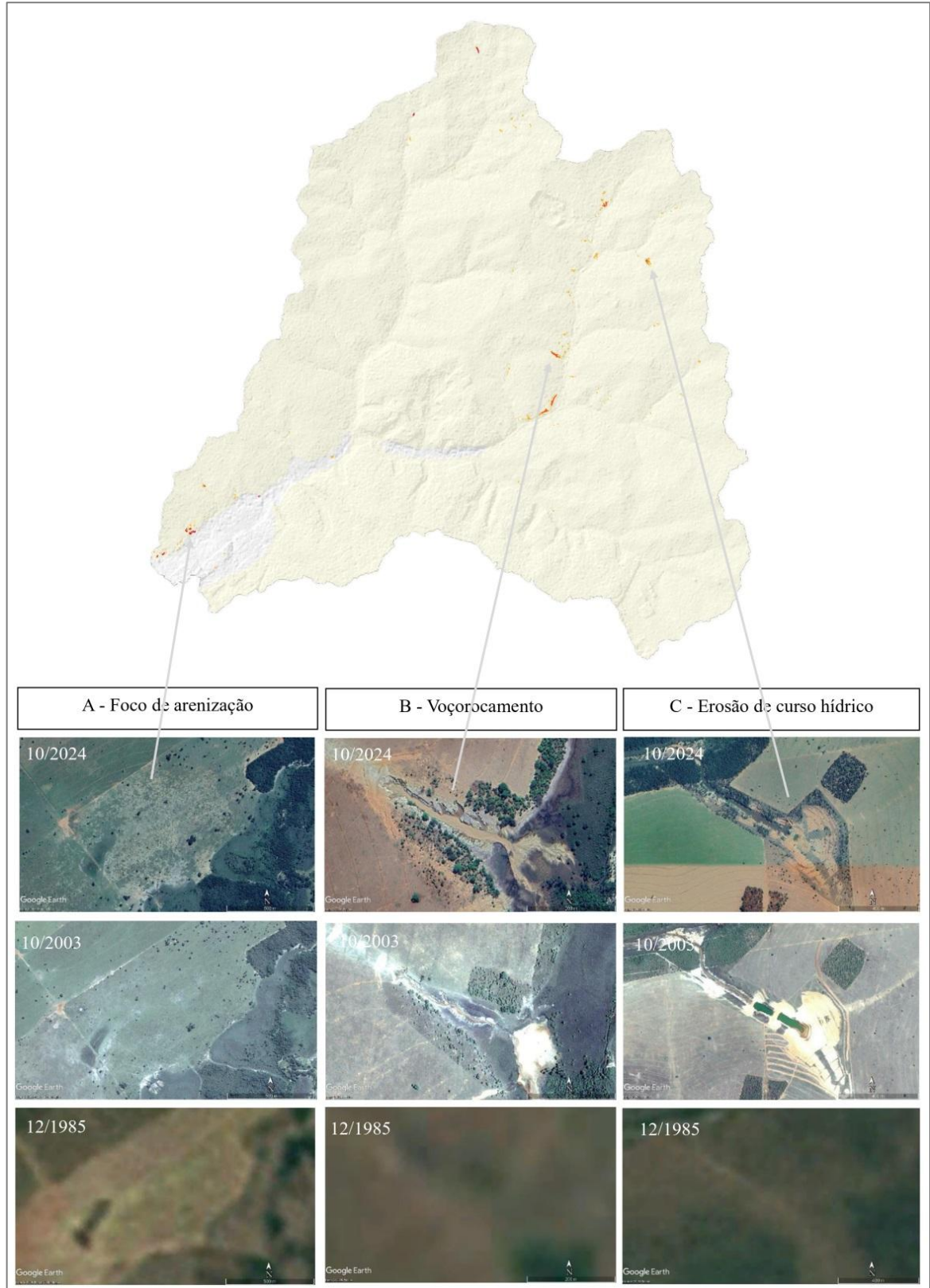


Fonte: Sentinel-2, ESA (2026). Elaborado pela autora (2026).

A série temporal (1985, 2003 e 2024, Figura 20) permite acompanhar a evolução dessas feições: na porção do baixo curso do ribeirão Varjão Largo, observa-se a formação de areais em áreas com vegetação rarefeita. Já em cursos hídricos de baixa ordem, a erosão acentuada decorre da supressão da vegetação ribeirinha e do manejo inadequado do solo nas vertentes, resultando na deposição de sedimentos nos leitos, fenômeno agravado pela construção de barragens de terra e formação de reservatórios para dessedentação bovina.

Conforme Suertegaray (2012), a configuração dessas feições erosivas vincula-se à dinâmica hídrica superficial e subterrânea, sendo intensificada por eventos pluviométricos torrenciais que aceleram a evolução de uma feição para outra. Esse processo é agravado pela ausência de cobertura vegetal, cuja função de amortecer o impacto das chuvas e reduzir o escoamento superficial é suprimida, permitindo a formação de enxurradas e o carreamento de sedimentos que, uma vez depositados, podem ser transportados pelo vento por meio da deflação eólica.

Figura 20: Areais e área em processo de arenização visualizadas pelo *Google Earth Pro* na BHRVL



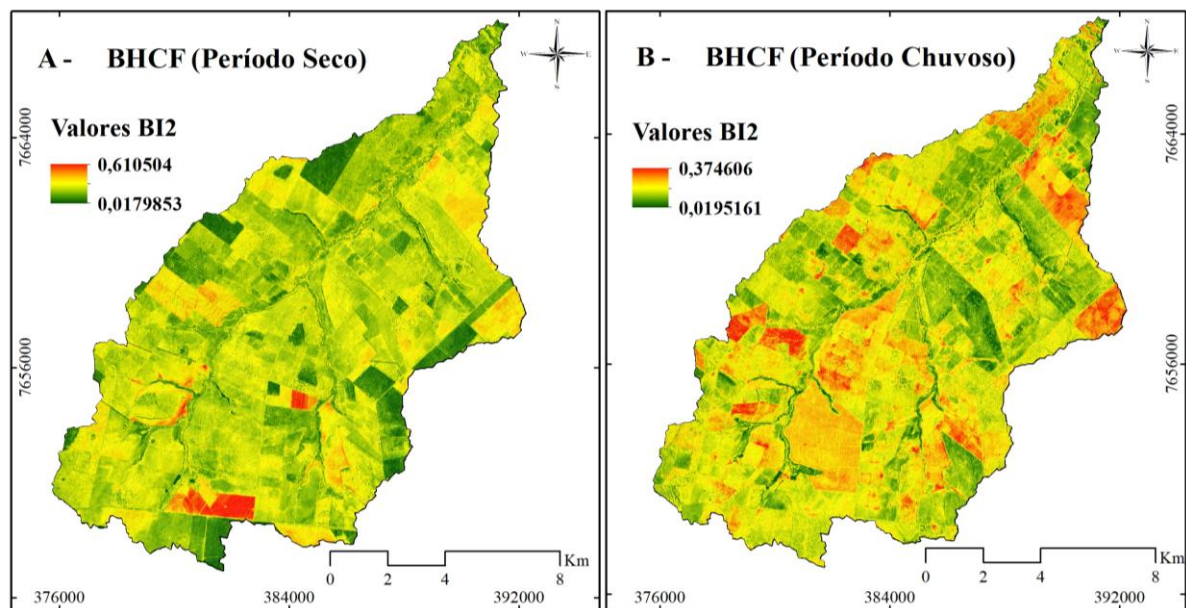
Fonte: Série histórica *Google Earth Pro* (2026). Imagens: A – Área com pequenos focos de arenização. Imagens B – Imagens de uma voçoroca com deposição de sedimentos. Imagens C – Curso hídrico assoreado. Elaborado pela autora (2026).

4.2.2.3 Baixo Curso: sub-bacia hidrográfica córrego Formoso

A sub-bacia hidrográfica do córrego Formoso (BHCF) (figura 14 C e figura 21) ocupa uma área de 160,135 km² inteiramente dentro do município de Brasilândia (IBGE, 2024). O córrego Formoso (3^a ordem) é o canal principal sendo tributário direto do rio Verde. A sub-bacia possui o córrego São Domingos como seu maior afluente. Esta área representa 0,71% da extensão total da BHRV, no baixo curso do rio Verde e 2,76% do território de Brasilândia. Quanto aos aspectos geológicos, a Formação Santo Anastácio ocupa 118,734 km², o que corresponde a 74,15% da área da BHCF.

A análise espectral baseada no índice de brilho apresentou para o período seco (figura 21A), valores entre 0,0180 e 0,6105, com média de 0,16 e desvio padrão de 0,02. No período chuvoso (figura 21B), os valores oscilaram entre 0,0195 e 0,3746, com média de 0,19 e desvio padrão de 0,03.

Figura 21: A - Índice de brilho de 22/08/2024. B – Índice de brilho de 24/01/2026



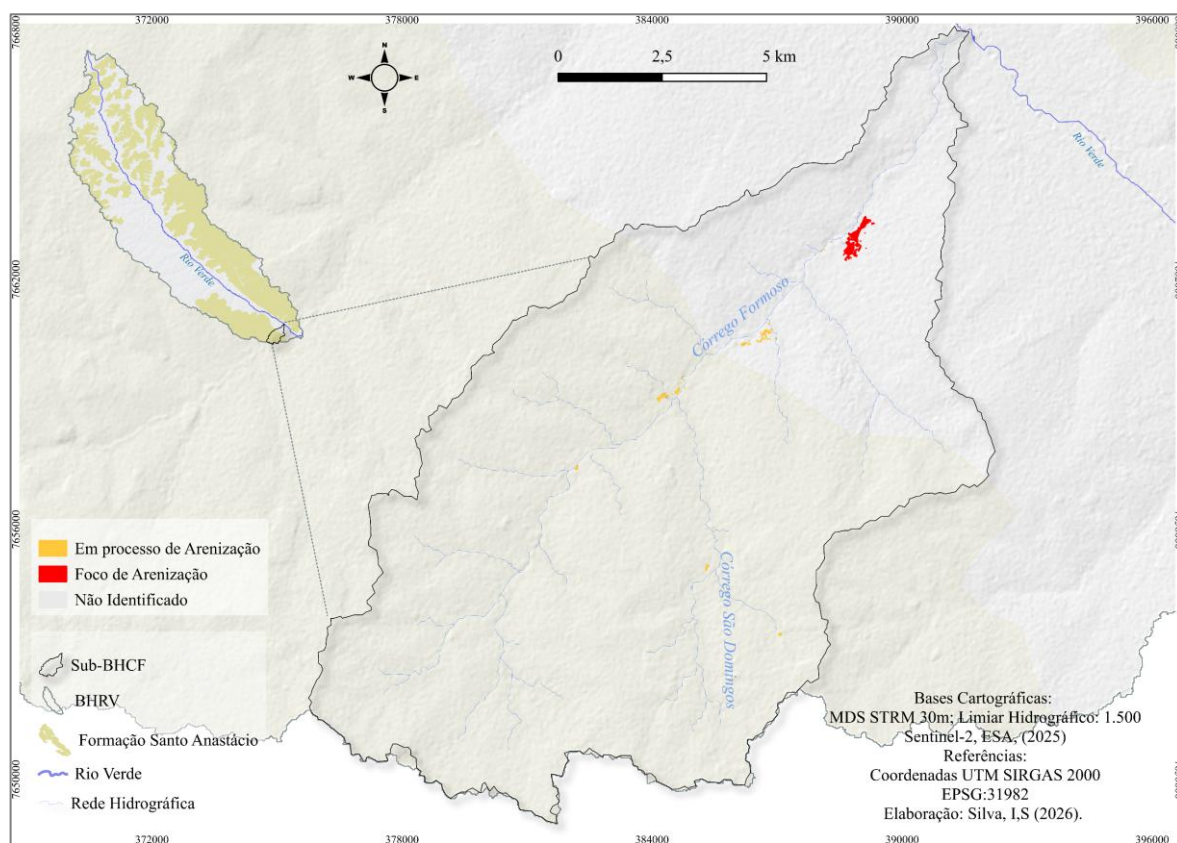
Fonte: Sentinel-2 ESA (2026). Elaborado pela autora (2026).

A interpretação da reflectância permitiu a seguinte classificação: valores elevados (vermelho) correspondem a pastagens em recuperação ou reforma, solo exposto, depósitos sedimentares, estradas vicinais, áreas com erosão por pastoreio, ravinas, voçorocas e focos iniciais de arenização. Os valores intermediários (laranja) correspondem a áreas com vegetação de baixa cobertura ou vegetação sob estresse hídrico. Já os valores baixos

correspondem a formações florestais e savânicas, matas ripárias, fragmentos florestais e áreas cultivadas com cana-de-açúcar ou eucalipto.

O mapeamento diagnóstico revelou que a distribuição da arenização na BHCF é visivelmente menor do que no médio curso da BHRV (figura 22). O total de áreas identificadas com feições erosivas somou 0,481 km² (0,30% da BHCF). Sobre a Formação Santo Anastácio, foram identificados 0,033 km² em estágio inicial (laranja). Essas áreas sobre a Formação Santo Anastácio são feições em processo de arenização, correspondente a 0,05% de toda área da BHCF (figura 22). Há ainda a presença de manchas vermelhas na BHCF, (que não estão sobre a formação Santo Anastácio), representando 0,405 km² (figura 22).

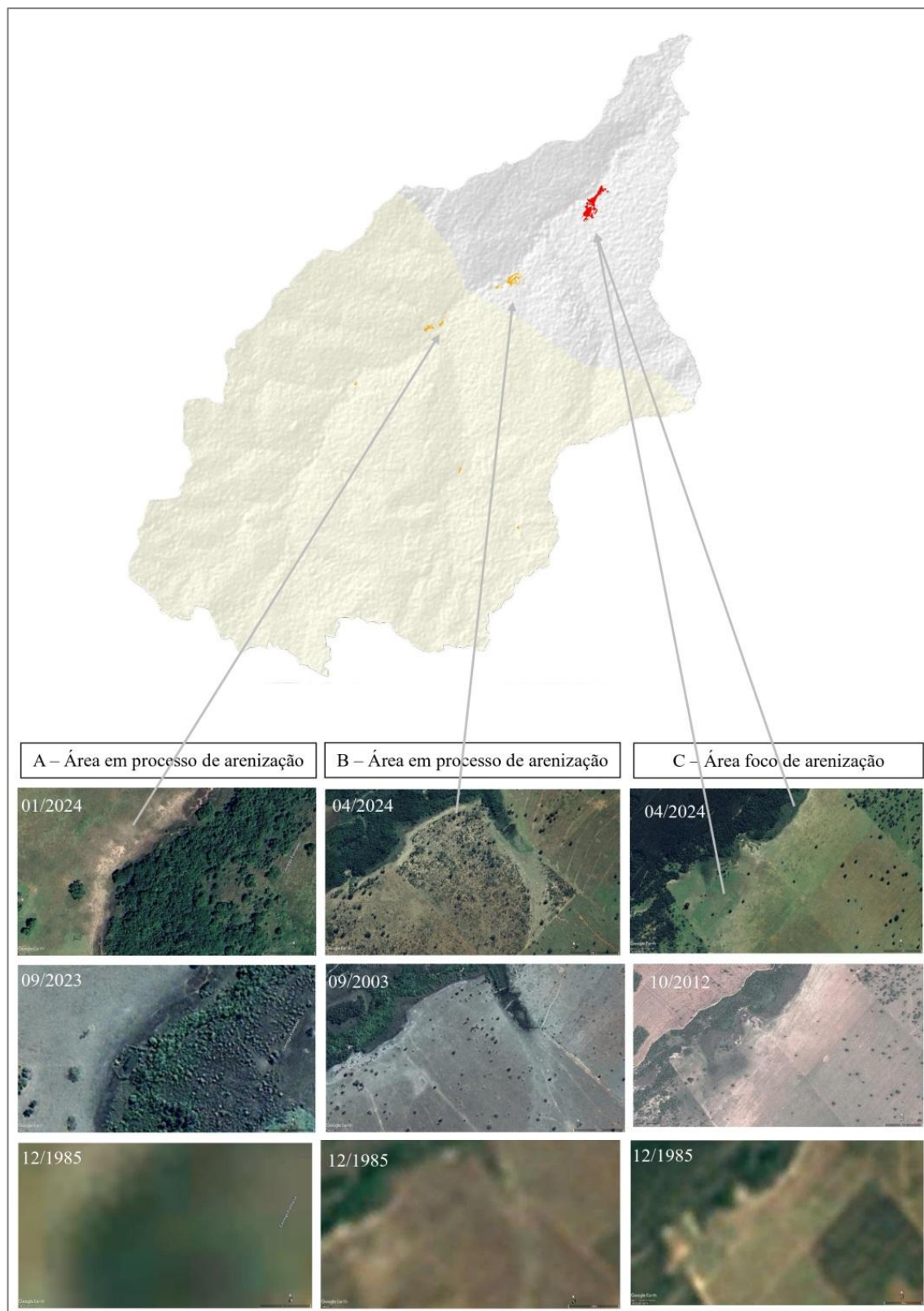
Figura 22: Áreas correspondentes ao processo de arenização e a focos de arenização na MBHCF



Fonte: Sentinel-2, ESA (2026). Elaborado pela autora (2026).

De acordo com as evidências históricas do *Google Earth Pro* (figura 23), os processos manifestam-se em feições menores, localizadas predominantemente na proximidade de canais de drenagem. A série temporal sugere que a deposição de sedimentos nas várzeas, muitas vezes intensificada pelo pisoteio do gado (Verdum, 1997).

Figura 23: Áreas em processo de arenização ou com foco iniciais do processo na BHCF, visualizadas pelo *Google Earth Pro*



Fonte: Série histórica *Google Earth Pro* (2026). Série de imagens: A – Área em processo de arenização. Série de imagens B – Área em processo de arenização. Série de imagens C – Áreas com foco inicial de arenização. Elaborado pela autora (2026).

O processo de deflação eólica (Suertegaray, 2012), também causa o sufocamento da vegetação rasteira, ampliando a extensão dos areais. A forte presença da silvicultura de eucalipto, especialmente próximo às nascentes do córrego Formoso, apresenta-se como um fator de pressão adicional ao estágio atual de degradação.

Nesse cenário, a presença expressiva da monocultura de eucalipto na sub-bacia (como mostrado no ponto 19 da figura 13, que também faz parte da BHCF) atua como um vetor de pressão adicional, sugerindo que o modelo atual de uso do solo, pautado na silvicultura intensiva e no manejo pecuário, é o principal indutor do estágio de degradação observado. Portanto, as evidências multitemporais confirmam que a morfodinâmica erosiva na BHRVL não é apenas um fenômeno geomorfológico natural, mas um processo acelerado pela ação humana, que desafia a resiliência dos ecossistemas locais.

Assim, a análise integrada das três sub-bacias do rio Verde (alto, médio e baixo curso) mostrou que as feições verificadas na BHRVL (médio curso) apresentam o quadro mais crítico de degradação, destacando-se pela maior ocorrência do processo de arenização, voçorocamentos ativo em cursos hídricos e comprometimento das áreas de preservação permanente das nascentes. Esta mesma análise, também permite uma releitura dos processos de arenização à luz da literatura clássica, mostrando que, mesmo que estudos pioneiros como os de Suertegaray (1987, 2012, 2020), situem o fenômeno em contextos geomorfológicos e climáticos distintos (notadamente na Bacia Sedimentar do Paraná, Formação Botucatu e bioma Pampa), a presente investigação fundamenta-se nas especificidades da Bacia Sedimentar Bauru, especificamente na Formação Santo Anastácio (Grupo Caiuá).

É fundamental destacar a evolução na detecção geográfica do processo: enquanto análises anteriores enfatizavam a ocorrência aos setores de média vertente, as investigações recentes de Capoane e Fushimi (2024) e Capoane *et al.* (2024) demonstram que na BSB a arenização ocorre de forma transversal em todos os compartimentos, das cabeceiras ao exutório. Esta ampla distribuição espacial, validada pelo mapeamento na Formação Santo Anastácio, reforça que a arenização não é um processo confinado a declividades específicas, mas um risco latente em toda a paisagem. Assim, a pressão antrópica da pecuária e da silvicultura, ao interagir com o substrato arenoso e a susceptibilidade erosiva local, converte a BHRV em um sistema dinâmico de degradação generalizada.

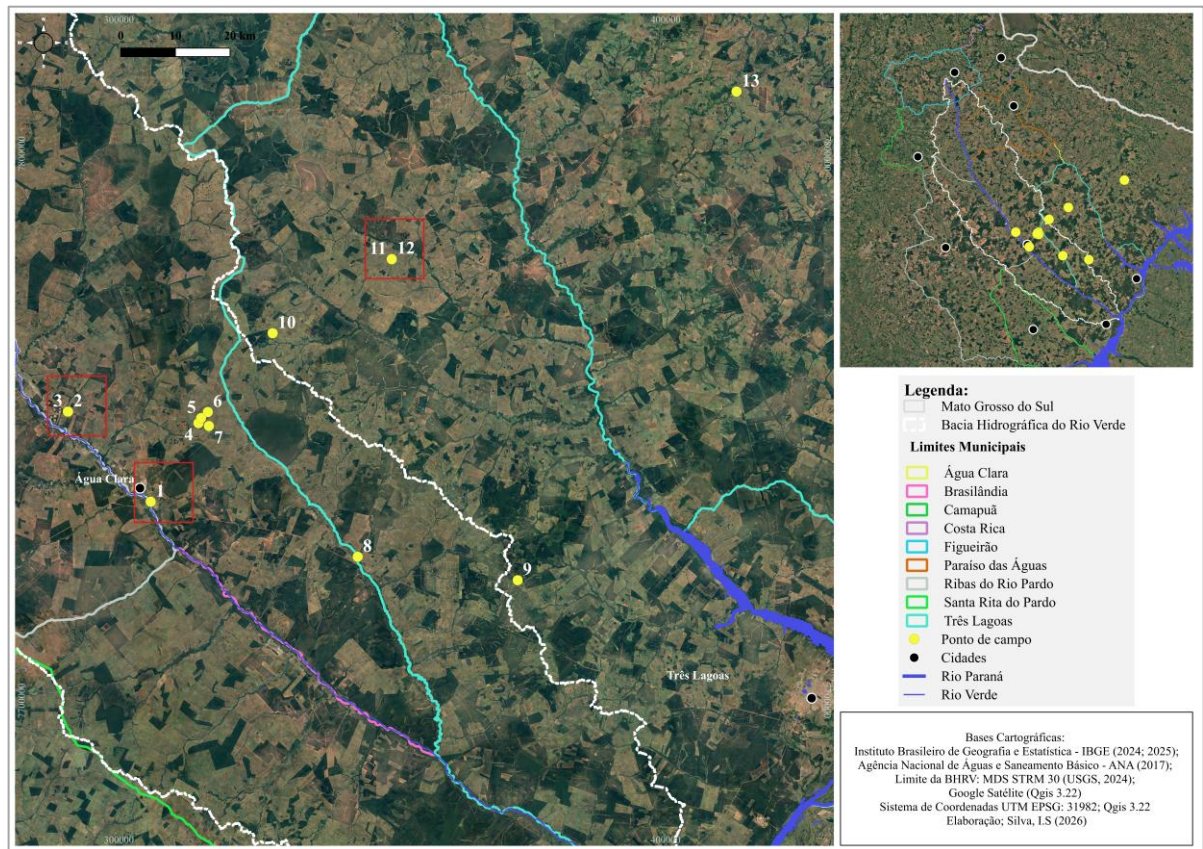
Portanto, os dados obtidos nestas amostras não apenas validam a eficácia da metodologia aplicada, como também estabelecem um parâmetro comparativo essencial para a compreensão dos demais setores da bacia hidrográfica. De tal modo, reforça que a degradação

ambiental, uma vez instalada, tende a se autoalimentar caso não haja uma mudança efetiva nas práticas de manejo e na gestão do território.

4.2.3 Evidências de campo entre Água Clara e Três Lagoas

As atividades de campo realizadas no primeiro semestre de 2024, entres os municípios de Água Clara e Três Lagoas permitiram o reconhecimento *in loco* de feições erosivas em diversos estágios de desenvolvimento. Foram visitados alguns pontos (distintos dos pontos antes observados por sensoriamento remoto da figura 13) que evidenciam o processo erosivo em áreas de diferentes formações geológicas (Santo Anastácio e Grupo Caiuá Indiviso), revelando um contexto de vulnerabilidade, conforme figura 24. (os pontos 1, 2, 3 dentro da área da BHRV e 11 e 12 externos aos limites da bacia hidrográfica, serão os destacados neste trabalho).

Figura 24: Pontos visitados em campo (2024) na BHRV



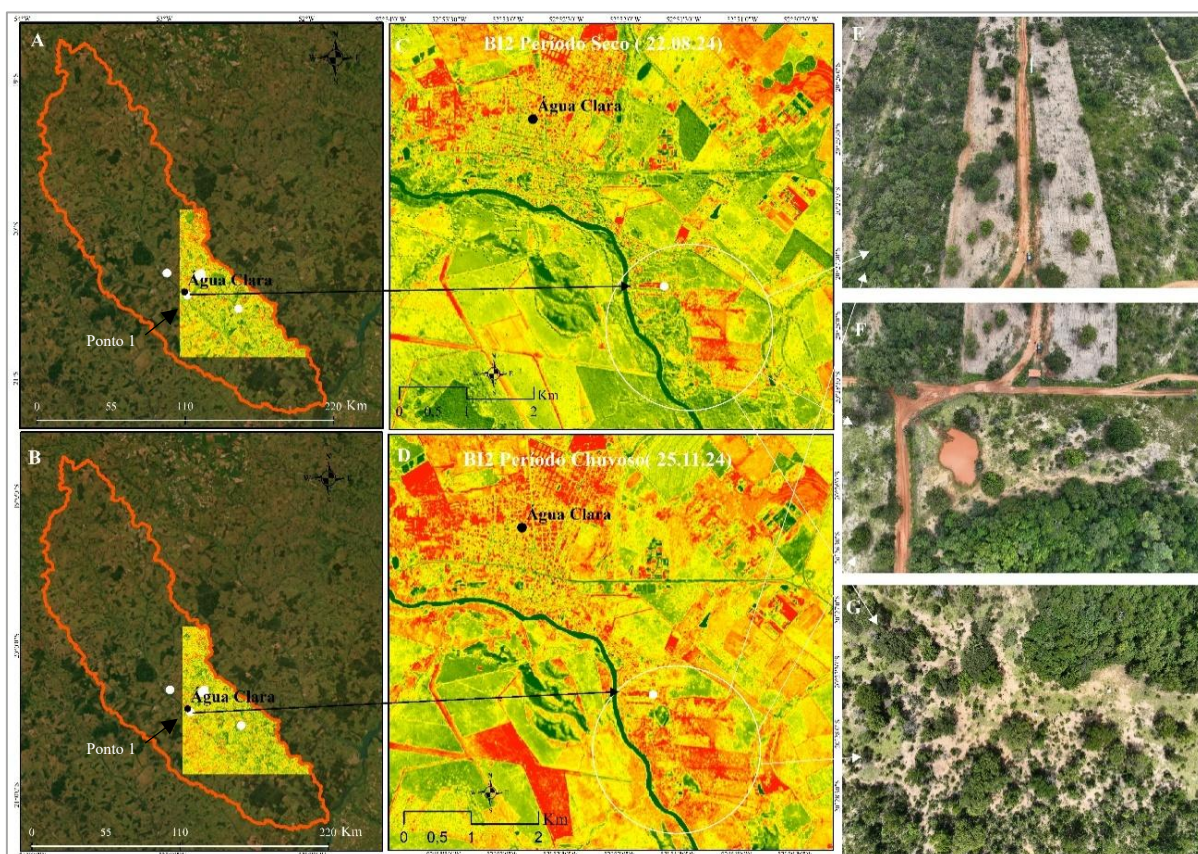
Fonte: Pontos previstos por Capoane, V. (2024), coordenadas coletadas *in loco*. Organização da autora (2026).

O ponto 1 do campo visitado nas proximidades do perímetro urbano de Água Clara (figura 25), mostra que a degradação ambiental é evidente, apresentando indicadores claros do processo de arenização. Observam-se áreas fragilizadas caracterizadas pela expressiva perda

de cobertura vegetal, solo exposto e o impacto direto das estradas vicinais. Para a validação inicial destas feições, foi aplicado o Índice de Brilho sobre amostras do período seco e chuvoso.

A análise radiométrica da cena de 22/08/2024 (período seco) apresentou valores variando entre 0,0108 e 0,965, com média de 0,16 e desvio padrão de 0,03 (figuras 25A e 25C). Em contrapartida, no período chuvoso, com base na cena de 25/11/2024, os valores oscilaram entre 0,0128 e 1,595, com média de 0,18 e desvio padrão de 0,03 (figuras 25B e 25D). As figuras 25E, 25F e 25G detalham o ponto degradado identificado com a seta preta, corroborando a eficácia do índice na detecção de áreas degradadas.

Figura 25: Áreas em processo de arenização no município de Água Clara



Fonte: Sentinel-2 ESA (2025). A/C - Índice de Brilho 22 de agosto de 2024. B/D - Índice de Brilho 25 de novembro de 2025). E/F/G - Pontos de controle em atividade de campo, imagens de drone (13.04.2024) coletadas por Viviane Capoane, para a visualização de área degradada pelo processo inicial de arenização. Elaborado pela autora (2025).

Os indicadores radiométricos e as evidências *in loco* convergem para um diagnóstico comum: a vulnerabilidade ambiental nesta área pertencente ao município de Água Clara não é um fenômeno isolado, mas um reflexo das pressões que recaem sobre a BHRV. A combinação entre o uso intensivo do solo e a fragilidade natural dos solos arenosos cria um

ambiente onde o processo de arenização encontra condições favoráveis para se estabelecer e evoluir.

Nos pontos 2 e 3 (figuras 26 e 27), identificou-se por meio de interpretação remota e validação em campo, uma voçoroca com material caracterizado por arenitos finos a médios de tons avermelhados, desestruturados e com alta mobilidade de sedimentos. A erosão, possivelmente acentuada pela supressão da vegetação ribeirinha e pela dinâmica de escoamento superficial induzida pela atividade agrícola, revela a fragilidade do sistema local.

Figura 26: Pontos 2 e 3 – Voçoroca próximo ao médio curso do rio Verde



Fonte: A: Empreendimento produtor de genética avícola (produção de pinto de um dia), gerido pela Cobb-Vantress Brasil LTDA. B: Localização da Voçoroca. Imagens A e B: *Google Earth Pro*, 06/2026

De acordo com Suertegaray (1995), a evolução remontante de voçorocas favorece a deposição a jusante e a formação de subcanais de drenagem. Estes pontos (2 e 3) situam-se nas adjacências de um complexo industrial, cuja configuração espacial é marcada por uma cortina vegetal de plantação de eucaliptos (figura 26A). Estão localizados nas proximidades do rio Verde e o acesso ao empreendimento demanda a transposição do córrego da Onça.

É, precisamente, no exutório de um pequeno tributário de primeira ordem deste córrego referido anteriormente (sem denominação oficial) que se desenvolve o processo de voçorocamento, registrado tanto remotamente (figura 26B) quanto por inspeção *in loco* (figura 27). O registro fotográfico detalhado (figura 27) ilustra a transição entre as feições erosivas identificadas via satélite e a realidade física do terreno.

Nas verificações aparecem uma desestruturação do perfil do solo e a perda de conectividade com a vegetação nativa torna o sistema hídrico extremamente vulnerável. Estes registros documentam a fase ativa de voçorocamentos sem estruturação. Essa feição expõe a

fragilidade dos solos da BHRV e as consequências diretas do manejo inadequado sobre a estabilidade da encosta.

Figura 27: Pontos 2 e 3 – Registros do voçorocamento *in loco*



Fotos: Registradas em 14/04/2024 em campo; A e B: Mescolotti, P. C. (2024); C e D: Capoane V. (2024).

As confirmações do processo de arenização entre os municípios de Água Clara e Três Lagoas em atividade de campo e remoto em toda BHRV, tornaram-se fundamentais para a comprovação da ocorrência do fenômeno nesta bacia hidrográfica. Estas análises possibilitaram também, identificar uma dinâmica de degradação ambiental ampla e contínua, corroborando os estudos de Theodorovicz e Theodorovicz (2010) e Capoane *et al.* (2024), ao fornecerem uma dimensão da ocorrência do processo em escala regional.

Os registros das fases do processo de arenização ultrapassam os limites da BHRV e aumenta a preocupação urgente sobre a real situação do leste sul-mato-grossense. As figuras 28 (monitoramento remoto) e figura 29 (*in loco*), mostram a realidade, onde identificou-se grande área (pontos 12 e 13 da figura 24) sob a segunda fase do processo de arenização, constado por Suertegaray (2020).

Na validação *in loco* (figura 29) foi possível constatar a imensidão da referida voçoroca, que escancara a gravidade da degradação local. Esta área corta a rodovia estadual MS-377, e se localiza no município de Três Lagoas, fora dos domínios da BHRV, e revela avanço da degradação ambiental numa forma recorrente no bolsão.

Figura 28: Pontos 12 e 13 – Área de imensa voçoroca cortando a rodovia MS-377



Fonte: Imagem *Google Earth Pro*, 08/2025.

Esse registro (figura 29) relaciona-se ao um curso hídrico sem denominação oficial, que é afluente do rio da Prata, tributário do rio Sucuriú e está associado à distribuição dos arenitos da Formação Santo Anastácio. Nas características da feição, constam areia de granulação muito fina a média, de coloração alaranjada, aspecto maciço, moderadamente selecionada, com grãos foscos, arredondados, não reagente a ácido clorídrico.

Para Dias-Filho (2011), a degradação de pastagens é um fenômeno complexo que abrange causas e consequências primárias e secundárias, levando a uma queda constante na produtividade ao longo do tempo. O autor distingue dois tipos extremos de degradação: a degradação agrícola, caracterizada pelo aumento excessivo de plantas daninhas que competem com as forrageiras, reduzindo a capacidade de suporte da pastagem; e a degradação biológica, um quadro mais drástico onde o solo perde a capacidade de sustentar a produção vegetal, evidenciando solo exposto e sinais claros de erosão. Esta dinâmica é corroborada por Caneppele (2017) e Capoane (2023), que aponta o pisoteio animal e a formação de trilhas

como fatores desencadeadores do escoamento superficial concentrado, o qual atua como o estágio inicial para o surgimento de ravinas e voçorocas.

Figura 29: Pontos 12 e 13 – Registro *in loco* da área de imensa voçoroca em Três Lagoas



Fonte: Images de drone (13.04.2024) coletada por Viviane Capoane em atividade de campo.

Neste cenário de desequilíbrio edáfico, o processo de entalhamento evolui de forma irregular, sendo guiado por sulcos, falhas estruturais e pela própria declividade do terreno, culminando na transformação de ravinas em voçorocamentos que expõem o lençol freático, conforme nos pontos 12 e 13 do campo (figura 29). Esse agravamento dos processos erosivos propicia, em última instância, a consolidação do processo de arenização, tal como discutido por Suertegaray (2012). Portanto, o manejo pecuário inadequado não atua apenas como um fator de degradação local, mas como um catalisador geomorfológico que acelera o desequilíbrio estrutural da bacia, reforçando a necessidade urgente de intervenções que harmonizem a atividade produtiva com a preservação da integridade física e hidrológica do terreno.

4.3 Reflexões sobre a gestão territorial e o limite dos ecossistemas

A fragilidade física da bacia hidrográfica do rio Verde desafia os limites da gestão territorial, evidenciando uma desconexão entre as diretrizes de planejamento e a prática do uso do solo. Visto que, o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE-MS, 2009; 2015) insere a BHRV na chamada “Zona das Monções” e classifica que 39% desta área apresenta vulnerabilidade hidrogeológica, considerada "Muito Alta". Isso mostra que, o modelo de ocupação regional privilegia a expansão de monoculturas. Essa disparidade é quantificável: enquanto a BHRV possui apenas 0,36% de áreas de proteção integral, as pastagens e a silvicultura de eucalipto ocupavam, juntas, cerca de 67,54% da bacia em 2024 (MapBiomass, 2025).

Essa configuração assinala que a degradação acelerada da BHRV não é um fenômeno puramente natural, mas influenciado por ações antrópicas mediadas por uma incipiente gestão territorial. A recorrência de feições erosivas confirma que o corredor ecológico do rio Verde está sob estresse contínuo pela pecuária extensiva e monocultura de eucaliptos, gerando uma fragmentação florestal que eleva o "custo biológico" para o fluxo gênico da fauna e flora (ZEE, 2015). A prevalência dessas atividades transforma a bacia em uma matriz de baixa permeabilidade ecológica, dificultando a conservação de recursos naturais e a resiliência dos ecossistemas.

A contradição se aprofunda quando se observa que a região é frequentemente alvo de fomentos estatais para a exploração intensa, ignorando o próprio diagnóstico de vulnerabilidade do ZEE. Essa orientação política é corroborada por uma tendência de flexibilização normativa, exemplificada pela execução da Lei Federal n. 15.190/2025 e pelas recentes adequações administrativas no estado de Mato Grosso do Sul (Mato Grosso do Sul, 2026), que facilitam o licenciamento ambiental de atividades agrossilvipastoris através da responsabilização técnica e agilidade processual (Brasil, 2025). Tais medidas, ao desburocratizarem o avanço de monoculturas e novos empreendimentos, tendem a aumentar os passivos ambientais em uma região cujos limites de suporte produtivo já operam sob forte pressão.

Como enfatiza Guerra (2005), a erosão do solo não é um evento natural apenas, mas, resulta de ações humanas, bem como das contradições políticas e econômicas. Compreender a arenização na BHRV, portanto, exige reconhecer que a conservação é, antes de tudo, uma necessidade social. Nesse sentido, a criação de um Comitê de Bacia Hidrográfica é uma

medida urgente para promover uma governança estratégica, que garanta a participação da sociedade civil e assegure que o manejo do solo considere a ecodinâmica local.

Como proposições para mitigação, destaca-se:

1. Criação do Comitê de Bacia Hidrográfica para monitoramento estratégico dos impactos antrópicos, aliado a um Diagnóstico Socioambiental integrado em nível de bacia.
2. Instituição de um Plano Estadual de Combate à Arenização, focado na recuperação de solos frágeis.
3. Fomento a linhas de crédito para a implementação de sistemas agroflorestais e integração lavoura-pecuária-floresta para pequenos produtores, oferecendo alternativas de manejo menos agressivas.
4. Aplicação dos recursos da cobrança pelo uso da água em projetos de restauração de APPs, promovendo a conversão de paisagens degradadas em matrizes mais diversificadas e biodiversas.

Em suma, a transição para uma dinâmica territorial menos insegura depende da superação da lógica de exploração predatória em favor de um planejamento que respeite os limites físicos da BHRV. A gestão adequada da bacia não é apenas uma meta técnica, mas uma necessidade social imperativa para assegurar a sustentabilidade e a integridade do sistema ambiental frente ao capital.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A investigação acerca da morfodinâmica da arenização na Bacia hidrográfica do rio Ver permitiu concluir que a integridade ambiental da área enfrenta um estado crítico, no qual a pressão do agronegócio ignora os limites físicos dos solos extremamente frágeis. A gênese desse processo é indissociável de uma herança geológica-pedológica marcada pela predominância de solos arenosos, caracterizados por textura essencialmente quartzosa e baixa estabilidade estrutural. A fragilidade intrínseca desse substrato é potencializada pelo regime climático tropical monçônico (Am), onde as chuvas torrenciais e a ação eólica atuam como agentes cinéticos essenciais para o retrabalhamento de sedimentos e a mobilização de partículas, agravando o cenário erosivo.

Conjuntamente, a degradação da BHRV reverbera substancialmente nas dinâmicas ecológicas do rio Paraná, que recebe uma grande sedimentação transportada pelo rio Verde, com a operação dos empreendimentos hidroelétricos. Também sob uma perspectiva complexa, as dinâmicas naturais de fluxo gênico, dinamização biótica, recolonização de áreas degradadas e dispersão de espécies, são modificadas.

Os resultados obtidos confirmam que o processo de arenização é uma consequência direta da fragilidade litopedológica e da configuração climática da área, bem como sua aceleração, é resultado da ação antrópica, materializado pela supressão contínua da cobertura vegetal nativa, que reduziu 66,49% em quase quatro décadas (1985-2023). A transição produtiva observada - da expansão das pastagens para o cultivo intensivo de eucalipto - consolidou um novo arranjo territorial que impõe pressões severas sobre a resiliência dos ecossistemas, esse cenário confirma, portanto, a hipótese colocada introdutoriamente.

A metodologia baseada no Índice de Brilho 2 mostrou-se eficaz na espacialização desse cenário, evidenciando que o médio curso do Rio Verde é o setor mais afetado por focos iniciais de arenização. A homogeneização da paisagem por monoculturas de espécies exóticas não apenas fragmenta o corredor ecológico, mas compromete a biodiversidade local e o equilíbrio dos microambientes aquáticos e terrestres.

Além da dimensão física e biológica, as consequências ocasionadas pela exploração antrópica são amplificadas pelas contradições socioeconômicas locais. A erosão do solo não é um evento isolado, mas o reflexo de contradições políticas e econômicas estruturais. Nesse sentido, a acentuada concentração fundiária e a corporativização do território agrava a vulnerabilidade das comunidades locais, perpetuando disparidades no acesso à terra que restringem a agricultura familiar e geram conflitos socioambientais permanentes.

Diante desse quadro, a contenção da arenização na BHRV demanda a superação de um modelo de gestão pautado apenas em instrumentos teóricos, como se observa nas limitações de aplicabilidade prática das diretrizes do ZEE. A criação urgente de um Comitê de Bacia Hidrográfica é, portanto, um passo fundamental para promover uma governança estratégica e participativa, capaz de gerir os impactos das atividades antrópicas e de sensibilizar os atores locais. A mitigação dos impactos negativos exige a implementação de práticas de manejo conservacionistas do solo e da água e o fomento a sistemas produtivos mais resilientes, como os sistemas agroflorestais.

Em última análise, a compreensão da arenização na BHRV deve ser entendida não apenas como uma meta técnica de conservação, mas como uma necessidade social inadiável. A preservação dos solos e da água é a salvaguarda do patrimônio coletivo frente aos interesses de exploração predatória, sendo o único caminho viável para garantir a sustentabilidade das populações e a integridade da paisagem a longo prazo, assegurando que as futuras gerações não herdem apenas os passivos ambientais de um modelo produtivo que ignora os limites ecossistêmicos da região.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Ateliê editorial, São Paulo, 2003.
- AB'SABER, A. N. Revanche dos ventos: derruição de solos areníticos e formação de areais na campanha gaúcha. **Ciência e Ambiente**, n. 11, p. 1-31, 1995.
- ANA - Agência Nacional de Água (Brasil); **Catálogo de Metadados da Ana**. Brasília, DF. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/home>. Acesso: 17 jan. 2025.
- AQUINO, A. R; PALETTA, F. C; ALMEIDA, J. R. de. **Vulnerabilidade ambiental**. Blucher , São Paulo, 2017. 112 p.
- ALBUQUERQUE, J. A; ALMEIDA, J. A. de; GATIBONI, L. C; ELTZ, F. L. F. Atividades agrícolas de produção em solos frágeis no Sul do Brasil. In: KLAUBERG FILHO, O. (ed.). **Tópicos Ci. Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG, 2011. v. 7, p. 367-403.
- ALBUQUERQUE, J. A; ALMEIDA, J. A. de; GATIBONI, L. C; ROVEDDER, A. P.; COSTA, F.. Fragilidade de solos: uma análise conceitual, ocorrência e importância agrícola para o Brasil. In: CASTRO, S. S. de; HERNANI, L. C. (ed.). **Solos frágeis: caracterização, manejo e sustentabilidade**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 25–50.
- ALMEIDA, R. A. de; DUBOS-RAOUL, M.; Transição Agroecológica no Território do Bolsão, Três Lagoas-Mato Grosso do Sul, Brasil. **Para Onde!?**, v. 17, n. 1, p. 89-108, 2023.
- ALVARES, C. A. *et al.* **Köppen's climate classification map for Brazil**. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia elétrica. **Estudos de possíveis empreendimentos e suas possíveis outorgas**. Empreendimentos-hidrelétrico-estudo-CSV. Disponível em: <https://dadosabertos.aneel.gov.br/dataset/empreendimento-hidreletrico-em-estudo/resource/2393e76e-6e2a-43d9-ab2e-d8a9c0e5e897>. Acesso em: 04 abr. 2026.
- BACHAOUI, M. *et al.* Modeling and mapping water erosion risks in the High Atlas of Morocco: The Atlas of BeniMellal as a case in point. **Journal of Remote Sensing and GIS**, v. 2, n. 1, p. 2052-5583, 2014.
- BANNARI, A. *et al.* Assessment of land erosion and sediment accumulation caused by runoff after a flash-flooding storm using topographic profiles and spectral indices. **Advances in Remote Sensing**, v. 5, p. 315-354, 2016.
- BARATELLI, A. E. S; MEDEIROS, R. M. V; LUIZ, L. F. A expansão do eucalipto e a dinâmica da pecuária: um olhar a partir de Três Lagoas (MS). **Revista Pegada**, v. 21, n. 3, p. 165-182, set./dez. 2020.

BARATELLI, A. E. S. A intencionalidade da territorialização do eucalipto em Três Lagoas (MS): um debate a partir da tipologia dos territórios. **Boletim DATALUTA**, n. 178, Artigo do mês outubro de 2022.

BARRA, O. A. de O. L.; SILVA, F. E. de S.; VASCONCELOS, F. P. Análise sistêmica da paisagem e sua aplicabilidade ao estudo do litoral. **Revista GeoUECE**, v. 3, n. 4, p. 84-109, 2014.

BATEZELLI A. Arcabouço tectono-estratigráfico e evolução das Bacias Caiuá e Bauru no Sudeste brasileiro **Revista Brasileira de Geociências**, p. 265-285, junho de 2010.

BATEZELLI, A. Continental systems tracts of the Brazilian Cretaceous Bauru Basin and their relationship with the tectonic and climatic evolution of South America. **Basin Research**, v. 29, p. 1-25, 2015.

BERTRAND, G. Paisagem e Geografia Física Global. Esboço Metodológico. **RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise**. Tradução Olga Cruz; originalmente publicado em 1968, v. 8, 2004.

BERTRAND, G. La nature en géographie: un paradigme d'interface. **Géodoc**. Toulouse, n. 34, p. 1-16, 1991.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Atlas das áreas susceptíveis à desertificação no Brasil**. Brasília: MMA, 2007

BRASIL. **Decreto nº 5.745 de abril de 2006**. Regulamenta o art 21 da Lei nº 9.985 de julho de 2000 que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/decreto/d5746.htm. Acesso: 28 mar. 2025.

BRASIL. **Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981**. Institui a Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso: 20 fev. 2026.

BRASIL. **Lei nº 15.190 de 08 de agosto de 2025**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental; regulamenta o inciso IV do § 1º do art. 225 da Constituição Federal; altera as Leis nºs 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 (Lei dos Crimes Ambientais), 9.985, de 18 de julho de 2000, e 6.938, de 31 de agosto de 1981; revoga dispositivos das Leis nºs 7.661, de 16 de maio de 1988, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e dá outras providências. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-15.090-de-8-de-agosto-de-2025-647407023>. Acesso em: 15 mar. 2026.

BUSTAMANTE, M. M. C; METZGER, J. P. *et al.* Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. In: JOLY, C. A. *et al.* (Eds.). **1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. São Carlos: Editora Cubo, 2019.

CAMACHO, R. S. A insustentabilidade social e ambiental do agronegócio: a territorialização do complexo celulose-papel na região leste de Mato Grosso do Sul. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 5, n. 6, p. 1-18, 2012.

CANEPELE, J. C. G. **Espacialização da arenização a partir da ecodinâmica e da cartografia ambiental**. 2017. Dissertação (Mestrado em Geografia), Instituto de Geociências, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

CAPOANE, V. *et al.* Detecção de focos de arenização na bacia hidrográfica do Córrego Guariroba, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 25, n. 2, 2024.

CAPOANE, V. FUSHIMI, M. Devastation of the cerrado of mato grosso do sul and the advance of arenization in the pardo river watershed. **Discover Environment**, v. 2, p. 1–24, 2024.

CAPOANE, V. Características geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, Mato Grosso do Sul: bases de conhecimento para fins de planejamento territorial. **Revista Desenvolvimento e meio ambiente**. Universidade Federal do Paraná. v. 62, p. 1439–1461, jul./dez. 2023a.

CAPOANE, V. Voçorocas conectadas e desconectadas à rede de drenagem na bacia hidrográfica do Ribeirão do Cervo, Mato Grosso do Sul. In: SILVEIRA, J. L. (Org.). **Geografia em Foco: Estudos e Descobertas**. Formiga (MG): Real Conhecer, 2023b. p. 45–66.

CAPOANE, V. Mapeamento dos pequenos reservatórios e análise dos impactos ambientais associados na bacia hidrográfica do córrego guariroba, campo grande - MS. **Geo UERJ**, Rio de Janeiro, n. 39, p. e51688, 2021. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/geouerj/article/view/51688>. Acesso em: 30 ago. 2026.

CARNEIRO, I. L. R.; KARAM, D; GARCIA, Q. S. **Avaliação do potencial alelopático de três espécies de Eucalyptus na germinação de espécies cultivadas e nativas do cerrado**. Acesso Livre à informação Científica da Embrapa. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/491185>. Acesso: 10 fev.2026

CASIMIRO, P. C. Acerca do conceito de uso do solo e mudança de uso do solo. **ReaseartGate**. 2007. Parte da tese de doutoramento (Faculdade de Ciências sociais e Humanas - FCSH–UNL) Uso do Solo, Teledetecção e Ecologia da Paisagem–Ensaio Metodológico, Concelho de Mértola.

CASTRO, S. S. de; HERNANI, L. C. **Solos frágeis: caracterização, manejo e sustentabilidade** editores técnicos. – Brasília, DF: Embrapa, 367 p. 2015, ISBN 978-85-7035-554-6

CARVALHO, G. O. T. de; SALVIO, G. M. M; FIGUEIREDO, M. do A. Vulnerabilidade e fragilidade ambiental em unidades de conservação: uma revisão sistemática. **Caderno de Geografia**, v. 35, n. 81, p. 611-611, 2025.

CARVALHO, I. S. A Bacia Bauru. In: BRITO, I. M. **Geologia Histórica**. Uberlândia: Editora da Universidade Federal de Uberlândia, 2000. p. 168-177.

CAVALCANTI, L. C. de S; A definição original de geossistema em Sochava como base para uma geografia física aplicada. **GEOgraphia**, Niterói, v. 27, n. 58, 2025.

CERQUEIRA NETTO, S. P. G. de; SILVA, S. B. de M. Eucaliptização: um processo de especialização do Extremo Sul da Bahia?. **Campo-território: Revista de Geografia Agrária**, v.3, n. 6, p. 85-108, ago. 2008.

CHAMORRO, C. G; COMBÈS, I. **Povos indígenas em Mato Grosso do Sul: história, cultura e transformações sociais**. Dourados, MS: Ed. UFGD, 2015. 934p. ISBN: 978-85-8147-132-7.

COELHO, M. R. *et al.* O recurso natural solo. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E. de; PERES, J. R. R. (ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. cap. 1, p. 1-12.

CREPANI, E. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. Ministério da Ciência e Tecnologia. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE-8454-RPQ/722, São José dos Campos, SP. 2001.

DE ANGELIS, D. L; BARTELL, S. M; BRENKERT, A. L. Effects of nutrient recycling and food-chain length on resilience. **The American Naturalist**, Chicago, v. 134, p. 778-805, 1989.

DEMATTE, J. L. I. Principais desafios para o manejo sustentável de solos arenosos do Brasil. In: V Reunião Paranaense de Ciência do Solo, 2º Simpósio Brasileiro de Solos Arenoso,, 2017, Maringá. **Anais ...** Curitiba: SBCS-NEPAR, 2017. p. 14-19.

DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**. 4. ed. rev., atual. e ampl. Belém, PA, 2011.

DUBOS-RAOUL, M; ALMEIDA, R. A. de. A chegada do eucalipto no município de Três Lagoas (MS) na percepção dos moradores das comunidades rurais de Arapuá e Garcias: entre a sujeição e a resistência territorial. **Revista Nera**, v. 25, n. 64, 2022.

DUBOS-RAOUL, M. Quando o eucalipto invade o Cerrado: resistência das populações rurais tradicionais do município de Três Lagoas (MS). In: ALMEIDA, R. A. de; NARDOQUE, S. (Org). **Dinâmica territorial em tempos de hegemonia do capital monopolista: subordinação e resistências**. Campo Grande: Editora UFMS, 2023, p. 105-133.

DUTRA, C. A. dos S. Última fronteira Ofaié: a resistência de um povo indígena. In: CHAMORRO, Graciela; COMBÈS, Isabelle (org.). **Povos indígenas em Mato Grosso do Sul: história, cultura, transformações sociais**. Dourados: Ed. UFGD, 2015. p. 217-228

ESCADAFAL, R. Remote sensing of arid soil surface color with Landsat thematic mapper. **Advances in Space Research**, v. 9, n. 1, p.159-163, 1989.

FAGERIA, N. K; STONE, L. F. **Qualidade do solo e meio ambiente**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijao, 2006.

FAO. **The State of Food and Agriculture 2025**: addressing land degradation across landholding scales. Rome: FAO, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.4060/cd7067en>. Acesso: 05 fev.2026.

FEIDEN, A. Agroecologia Introdução e Conceito. **Agroecologia**: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 2012.

FERNANDES, A. L. V. **A expansão da silvicultura de eucalipto e a consolidação do complexo celulósico-papeleiro no nordeste sul-mato-grossense (1988-2018)**. 2020. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente. Instituto de Geociências Universidade Estadual Paulista Orientador: Messias Modesto dos Passos, (Unesp), 11 maio 2020.

FERNANDES, L. A. **A cobertura cretácea suprabasáltica no Paraná e Pontal do Paranapanema (SP)**: os grupos Bauru e Caiuá. São Paulo. 1992. (Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo), 1992.

FERNANDES, L. A; COIMBRA, A. M. O Grupo Caiuá (Ks): revisão estratigráfica e contexto deposicional. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 24, n. 3, p. 164-176, 1994.

FERNANDES, L. A; COIMBRA, A. M. A Bacia Bauru (Cretáceo Superior, Brasil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 68, n. 2, p. 195-205, 1996.

FERNANDES, L. A; COIMBRA, A. M. Revisão estratigráfica da parte oriental da Bacia Bauru (Neocretáceo). **Revista Brasileira de Geociências**, 30(4):718-728, 2000.

FERNANDES, L. A; MAGALHÃES-RIBEIRO, C. M. Evolution and palaeoenvironment of the Bauru Basin (Upper Cretaceous, Brazil). **Journal of South American Earth Sciences**, 61, 71-90, 2015.

FERNANDES, L. A; MANZANO, L. M. T. A Supersequência Bauru no Paraná, revisão cartográfica e cronoestratigráfica. **Geologia USP. Série Científica**, v. 23, n. 3, p. 71-97, 2023.

FERRAZ, *et al.* Effects of Eucalyptus plantations on streamflow in Brazil: Moving beyond the water use debate. **Forest Ecology and Management**, V. 453, 2019.

FIGUEIRÊDO *et al.* **Análise da vulnerabilidade ambiental** - Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical – (Documentos / Embrapa Agroindústria Tropical, ISSN 1677-1915, 127). 2010. 47 p.; 29,7 cm.

FLORES, C. A *et al.* Outras formas de degradação do solo. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E. de; PERES, J. R. R. (ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. cap. 9, p. 93-104.

FONTANA, A; OLIVEIRA, A. P. de. Levantamento e caracterização de solos frágeis no Município de Luís Eduardo Magalhães, BA. In: CASTRO, S. S. de; HERNANI, L. C. (ed.). **Solos frágeis**: caracterização, manejo e sustentabilidade. Brasília, DF: Embrapa, 2015. cap. 3, p. 73-88.

GAROFOLO, L; RODRIGUEZ, D. A. Impacto observado das mudanças no uso e cobertura da terra na hidrologia de bacias com ênfase em regiões tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 42, 2022.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. **BioScience**, v. 52, n. 2, 2002, p. 143-150.

GRAVELIUS, H. Flusskunde. **Goschen'sche Verlagshandlung**, 1941.

GUERRA, A. J. T. A erosão dos solos no contexto social. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 17, 1994, p. 14-23.

GUERRA, A. J. T; GUERRA, A. T. **Novo Dicionário Geológico Geomorfológico**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1997. 648 p.

GUERRA, A. J. T. Experimentos e monitoramentos em erosão dos solos. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 32-37, 2005.

GUERRA, A. J. T; MARÇAL, M.dos S. **Geomorfologia Ambiental**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009, 190 p.

GUERRA, A. J. T; JORGE, M. do C. O. **Degradação dos solos no Brasil**. Editora Bertrand Brasil, 2014.

GUIMARÃES, V. M; SOARES, T. S; CRUZ, E. S. Influência do espaçamento em primeira e segunda rotação de eucalipto manejado sob regime de curta rotação. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 12, 2020, p. 1-10.

HERNANI, L. C. *et al.* A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E. de; PERES, J. R. R. (ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. cap. 5, p. 47-60.

HERNANI, L. C. *et al.* Potencial natural de erosão e geotecnologias para a classificação de capacidade de uso dos solos. In: CASTRO, S. S. de; HERNANI, L. C. (ed.). **Solos frágeis: caracterização, manejo e sustentabilidade**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. cap. 6, p. 135-157.

HOFMANN, G. S. **Mudanças climáticas no Cerrado brasileiro: suas origens e impactos para a biodiversidade**. Orientador: Francisco Eliseu Aquino. 2024. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2024, 191 f..

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias**. Rio de Janeiro, 2017.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bases cartográficas do mapa de localização**. Rio de Janeiro, 2021.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bacias Hidrográficas do Brasil BHB250**. Rio de Janeiro, IBGE – Diretoria de Geociências, 2021.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS, 2023)**. Tabelas 289, 291 e 5930. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pevs/quadros/brasil/2023>. Acesso em: 04 de janeiro de 2025.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bases cartográficas do mapa de localização**. Rio de Janeiro, 2024.

IMASUL, Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. **Avaliação Ambiental Estratégica Sub bacia do Rio Verde**. Disponível em: <https://www.imasul.ms.gov.br/avaliacao-ambiental-estrategica-sub-bacia-do-rio-verde/>. Acesso: 22 jun. 2025.

IMHOF, E. **Cartographic relief presentation**. Redlands, CA: ESRI Press, 2007.

JENNY, H. **Factors of soil formation**: a system of quantitative pedology. New York: Dover, 1994. 281 p. Republicação integral e inalterada da obra originalmente publicada pela McGraw-Hill em 1941.

KUDLAVICZ, M. **Dinâmica agrária e a territorialização do complexo celulose/papel na microrregião de Três Lagoas/MS**. 2011. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-graduação – Mestrado em Geografia/CPTL/UFMS, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, 2011.

KUDLAVICZ, M. Territorialização das indústrias de celulose e o bloqueio da reforma agrária. In: VIII Simpósio Internacional de Geografia Agrária, SINGA, **Anais...**, Curitiba, p. 1-15, 2017.

LAL, R. degradation and resilience of soils. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, London, v. 352, p. 997-1010, 1997.

LAL, R. Soil degradation in relation to climate. In: international rice research institute. **Climate and food security**. Los Baños, 1989, p. 257-276.

LACERDA FILHO, J. V. *et al.* **Geologia e recursos minerais do estado de Mato Grosso**. CPRM; Secretaria de Estado de Indústria, Comércio, Minas e Energia do Estado de Mato Grosso (SICME-MT), 2004.

LACERDA FILHO, J. V. *et al.* **Geologia e recursos minerais do estado de Mato Grosso do Sul - Escala 1:1.000.000**. CPRM, 2006.

LANZA, D. A; POTT, A; SILVA, J. Vegetação e uso da terra na unidade de planejamento e gestão Rio Verde, Mato Grosso do Sul. **Revista GeoPantanal**, UFMS/AGB – Corumbá, 2014.

LELIS, L. R. M; AVELINO JÚNIOR, F. J. Territorialização do complexo eucalipto-celulose-papel e resistência camponesa em Três Lagoas–MS. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 58, p. 81-102, 2016.

LEMOS, J. de J. S. Níveis de Degradação no Nordeste Brasileiro. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 32, n. 3, p. 406-429, 2001.

LEPSCH, I. F. *et al.* **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Viçosa: SBCC, 2015.

LEONARDO, L. A. **Apropriação capitalista da terra nos territórios dos Caiapó e dos Ofaié na região do Bolsão (MS)**. 2025. Tese (Doutorado em Geografia) – Campus de Três Lagoas, Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, 2025.

LOPES, C. R; MIRANDA, N. Cativéis da celulose: consequências da apropriação capitalista na região de Três Lagoas/MS. **Revista Brasileira de Sociologia do Direito**, v. 4, n. 1, 2017.

MANZANO, L. M. T. **Estratigrafia e evolução tectonossedimentar da parte ocidental da Bacia Bauru**. 2022. Tese de Doutorado em Geologia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba - PR, 2022.

MARIANO, A. J. de F; TEIXEIRA, J. C. O avanço do atraso: a territorialização do agronegócio em Mato Grosso do Sul. **Revista Ciência Geográfica**, v. 26, n. 2, p. 968-1002, 2022.

MAPBIOMAS. Coleção 8. **Uso e cobertura do solo - período de 1985 – 2022**. Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/>. Acesso: 18 maio 2024.

MAPBIOMAS. **Desmatamento nos Biomas do Brasil, cresceu em 2022**. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2023/06/12/desmatamento-nos-biomas-do-brasil-cresceu-223-em-2022/>. Acesso: 25 maio 2024.

MAPBIOMAS. Coleção 10.1. **Uso e cobertura do solo - 2024**. Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/>. Acesso: 10 maio 2026.

MATALLO JUNIOR, H. **Indicadores de desertificação: histórico e perspectivas**. Brasília, UNESCO, 2001. 126 p.

MARENGO, J. A. *et al.* O maior desastre climático do Brasil: chuvas e inundações no estado do Rio Grande do Sul em abril-maio 2024. **Estudos Avançados**, 38(112), 204-227.

MATO GROSSO DO SUL. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. **Imasul moderniza o licenciamento ambiental com nova plataforma digital integrada e alinhada à legislação**. Campo Grande: Governo do Estado de Mato Grosso do Sul, 2026. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ms.gov.br/imasul-moderniza-o-licenciamento-ambiental-com-nova-plataforma-digital-integrada-e-alinhada-a-legislacao/>. Acesso: 30 jun 2026.

MATO GROSSO DO SUL, SEMADESC - Secretaria de Meio Ambiente, Desenvolvimento, Ciência, Tecnologia e Inovação. **INOCÊNCIA: Quinta fábrica de celulose do Estado**

começa a “despertar” transformando cidade em um polo de oportunidades e desafios. Notícia Online por Rosa Siqueira. Campo Grande, MS, 2024. Disponível em: <https://www.semadesc.ms.gov.br/inocencia-quinta-fabrica-de-celulose-do-estado-comeca-a-despertar-transformando-cidade-em-um-polo-de-oportunidades-e-desafios/>. Acesso: 04 fev 2026.

MATO GROSSO DO SUL. SEMADE - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico. **Estudo da dimensão territorial do Estado de Mato Grosso do Sul: regiões de planejamento.** Campo Grande, MS, 2015.

MATO GROSSO DO SUL. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Mato Grosso do Sul – Segunda Aproximação: Elementos para construção da sustentabilidade do território sul-mato-grossense.** Campo Grande, MS: Governo do Estado de Mato Grosso do Sul, 2015. 199 p.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Governo e Gestão Estratégica (SEGOV). **Caderno geoambiental do Escritório de Parcerias Estratégicas (EPE).** Campo Grande, 2011. Disponível em: <https://www.epe.segov.ms.gov.br/>. Acesso em: 03 de novembro de 2025.

MATO GROSSO DO SUL. SEMAGRO - Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura Familiar. **Zoneamento Ecológico-Econômico de Mato Grosso do Sul: 1ª aproximação.** Campo Grande, 2009.

MATO GROSSO DO SUL. SEPROTUR - Secretaria de Estado de Desenvolvimento Agrário, da Produção, da Indústria, do Comércio e do Turismo; SEBRAE-MS. **Plano Estadual para o Desenvolvimento Sustentável de Florestas Plantadas: relatório final.** Campo Grande: SEPROTUR, 2009.

MATO GROSSO DO SUL. SEMADESC - Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura Familiar; SEBRAE/MS - Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas de Mato Grosso do Sul. **Plano Estadual de Desenvolvimento Sustentável de Florestas Plantadas de Mato Grosso do Sul: PEF/MS.** Execução: STCP Engenharia de Projetos. Campo Grande: SEMAGRO/SEBRAE-MS, maio 2022. 79 p. (Produto 03 - R03).

MELTON, M. A. **An analysis of the relations among elements of climate, surface properties and geomorphology.** Project NR 389-042, Tech. Rept. 1957.

MILANI, E. J. *et al.* Bacia do Paraná. **Boletim de Geociências da Petrobras.** Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 265–287, 2007.

MILANI *et al.* Carta simplificada da Bacia do Paraná, construída por GeoPottinga (2009) e baseada na Carta estratigráfica desta bacia, publicada por Milani, E. J.; Melo, J. H. G., Souza, P. A.; Fernandes, L. A. E França, A. B. Bacia do Paraná. In: **Cartas Estratigráficas - Boletim De Geociências da Petrobras**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, 2007, p. 265-287, mai-nov/2007. O Boletim de Geociências da Petrobras, editado pelo Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo A. Miguez de Mello.

MILLER, V. C. **A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristic in the clinch, Mountain area, Verdinia and Tennesser.** Project NR 389-042, Tech. Rept.3.

Columbia University, Department of Geology, ONR, Geography Branch, New York. Patton, 1953.

MILICH, L. B. **Characterizing and relating variability in satellite images of the West African Sudano-Sahel to desertification and food security**. The University of Arizona, 1997.

MIRANDA, E. E. Uso, ocupação ou atribuição das terras? **Agro DBO**, n. 248, p. 48-49, maio 2016.

MOSCA, A. A. de O. **Avaliação dos impactos ambientais de plantações de eucalipto no Cerrado com base na análise comparativa do ciclo hidrológico e da sustentabilidade da paisagem em duas bacias de segunda ordem**. 2008. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

NEVES, C. E. *et al.* A importância dos geossistemas na pesquisa geográfica: uma análise a partir da correlação com o ecossistema. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 26, n. 2, p. 271-285, mai./ago. 2014.

OLIVEIRA, A. U. de. **Modo de produção capitalista, agricultura e reforma agrária**. São Paulo: FFLCH, 2007.

OLIVEIRA, A. U. de. Agricultura e indústria no Brasil. **Revista Campo-Território**, v. 5, n. 10 de agosto, 2010, p. 5-64.

OLIVEIRA, A. U. de. **A Mundialização da Agricultura Brasileira**. São Paulo: Iandê Editorial, 2016, 545p. ISBN: 978-85-7506-145-9.

OLIVEIRA, C. S.; NETO, R. M.; Gênese da teoria dos geossistemas: uma discussão comparativa das escolas russo-soviética e francesa. **Ra'e Ga**, Curitiba, v. 47, n. 1, p. 6-20, jul. 2020.

PAVÃO, E. S. **Formação, Estrutura e dinâmica da Economia de Mato Grosso do Sul no contexto das transformações da Economia Brasileira**, 2005. Dissertação (Mestrado em Economia Industrial) - Centro Socioeconômico. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

PEDRON, F. A.; DALMOLIN, R.S.D; FLORES, C. A. Gênese e morfologia dos solos arenosos do Bioma Pampa. In.: Pedron, FA; Dalmolin, RSD (Orgs.). **Solos arenosos do bioma Pampa brasileiro**, Ed. UFSM, Santa Maria – RS, 2019, p. 51-95.

PEIXOTO, S. S. J. **Influência das plantações de Eucalyptus nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos em nascentes tropicais**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2019.

PEIXOTO, S.S.J; GUIMARÃES, L.P; ALVES, R.G. Influence of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate assemblages in neotropical springs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2024, vol. 36, e24.

PETERSEN, P. *et al.* **Método de análise econômico-ecológica de Agroecossistemas** 1.ed. - Rio de Janeiro: AS-PTA, 2017.

PITON, J; OLIVEIRA, T. Impactos Ambientais Decorrentes da Construção de Barragens de Usinas Hidrelétricas: Reflexões e Desdobramentos Físico-Naturais. **Ciências Ambientais: diagnósticos ambientais**, 2020, p.64-83.

POESEN, J. **Soil erosion in the Anthropocene**: Research needs. Earth surface processes and landforms, v. 43, n. 1, p. 64-84, 2018.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2. Ed. São Paulo: Oficina de textos, 2012.

RAD (2024) MAPBIOMAS. **Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2024**. São Paulo: MapBiomass, 2025. 209 p.

RAFFESTIN, C. **Por uma geografia do poder**. Tradução de Maria Cecília França. São Paulo: Ática, 1993.

REICHERT J. M. *et al.* Water balance in paired watersheds with eucalyptus and degraded grassland in Pampa biome. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 237–238, p. 282-295, maio 2017.

RIBEIRO, M. L. *et al.* Pesticidas: usos e riscos para o meio ambiente. **HOLOS environment**, v. 8, n. 1, p. 53-71, 2008.

RODRIGUEZ, J. M. M; SILVA, E. V. da. A classificação das paisagens a partir de uma visão geossistêmica. **Mercator**, v. 1, n. 1, 2002.

RODRIGUEZ, J. M. M; SILVA, E. V. da; CAVALCANTI, A. de P. B. **Geoecologia das paisagens**: uma visão geossistêmica da análise ambiental. 6. ed. ampliada. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2022.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63-74, 1994.

SAADAT, H. *et al.* A new approach for regional scale interrill and rill erosion intensity mapping using brightness index assessments from medium resolution satellite images. **Catena**, v. 113, p. 306-313, 2014.

SAADI, A. Os sertões que viram desertos. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Desertificação: O Brasil Em Busca De Soluções**. Viçosa, V. 25, N. 1, Jan./Mar. 2000.

SANO, E. E; BARCELLOS, A. O; BEZERRA, H. S. **Área e distribuição espacial de pastagens cultivadas no Cerrado Brasileiro**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, boletim de pesquisa nº 3, 1999.

SANO, E. E. *et al.* Mapeamento da cobertura vegetal do bioma cerrado. **Embrapa**. 2008.

SANO, E. E. *et al.* Cerrado ecoregions: a spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, 232, 818-828, 2019.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 6. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2025. 393 p.

SANTOS, M. **A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção**. 4. ed. 2. reimpr. - São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, Edusp, (Coleção Milton Santos; 1), 2006, ISBN 85-314-0713-3.

SAUER, C. O. A morfologia da paisagem. In: CORRÊA, R. L. ROSENDAHL, Z. (Org.). **Paisagem, tempo e cultura**. Rio de Janeiro: EdUERJ, 1998.

SCHIER, R. A. Trajetórias do conceito de paisagem na geografia. **Ra'e Ga**, Curitiba, n. 7, p. 79-85, 2003.

SCHMITZ, P. I; BEBER, M. V; VERONEZE, E. Os antigos caçadores do planalto de Mato Grosso do Sul de 10.500 a 6.700 anos atrás. In: CHAMORRO, G; COMBÊS, I. (org.). **Povos indígenas em Mato Grosso do Sul: história, cultura, transformações sociais**. Dourados: Ed. UFGD, 2015. p. 61-72.

SCHUMM, S. A. (1956) Evolution of Drainage Systems and Slopes in Badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological Society of America Bulletin**, 67, 597-646.

SERAFIM, R. C. *et al.* Potencial alelopático de exsudatos radiculares de clones de *Eucalyptus* spp. sobre *Lactuca Sativa*. In: NASCIMENTO, A. F. do *et al.* (ed.). **Resumos do Encontro de Ciência e Tecnologias Agrossustentáveis e da VI Jornada Científica da Embrapa Agrossilvipastoril**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. p. 124-127.

SILVA, C. H. R. **Política industrial brasileira e a industrialização de Mato Grosso do Sul no século XXI**. 2016. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Ciências Humanas, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2016.

SILVA, C. H. R. Política Industrial Brasileira e as regiões Geoeconômicas de Mato Grosso do Sul. DA SILVA, W. G.; SILVA, P. F. J. **Mato Grosso do Sul no início do século XXI: As Múltiplas Escalas do Desenvolvimento**. Life, 2017, 200 p.

SILVA, J.V.F. **Uso, ocupação e erosão dos solos: um estudo sobre erosão laminar na bacia hidrográfica do ribeirão Douradinho, no Triângulo Mineiro**. 2011. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-graduação em Geografia. Universidade Federal de Uberlândia, 2021.

SILVA, I. S; CAPOANE, V. Análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verde-MS. **Revista Pantaneira**, v. 25, p. 26-37, 2024.

SILVA, I. S; CAPOANE, V. Caracterização Geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Verde, Mato Grosso do Sul (Brasil). **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 30, p. e91694-e91694, 2026.

SILVA, M. de O; ALMEIDA, R. A. de. Território Rural do Bolsão/MS: a mobilidade do complexo eucalipto/celulose e seus impactos em comunidades camponesas. **Geografia em Questão**, v. 10, n. 1, p. 77-94, 2017.

SILVA, N. E. *et al.* Ação dos aleloquímicos presentes no eucalipto e sua influência no plantio de alface. **Trabalho apresentado na 18ª Semana Nacional de Ciência e Tecnologia**. Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Amapá (IFAP) / Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Macapá: 2021.

SOUSA, M. S. **As transformações da paisagem**: contribuição ao estudo da formação de areais na bacia do Ribeirão Sujo, município de Serranópolis/GO. 2007. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Estudos Sócio-Ambientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.

SOUSA SILVA, I. A. de; Malhadas e grotas: feições abstratas. In: SUERTEGARAY, Dirce Maria Antunes; SILVA; SOUSA SILVA, I. A. de (org.). **Brasil: feições arenosas**. 1. ed. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura, 2020. cap. FEIÇÕES ARENOSAS DO PIAUÍ, p. 53-71. ISBN 978-85-94121-04-2.

SOUSA SILVA, I. A. de; **Paisagens vermelhas do Piauí**: dinâmicas naturais, erosividade das chuvas e o mito da desertificação. 2021. Tese de Doutorado, 505 f, Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, BR-RS, 2021.

SOARES, C. M. da C. **Desertificação**. Departamento de Assistência Estudantil da Universidade Federal Rural de Pernambuco — UFRPE, Estação Ecológica do Tapacurá. 1983. Disponível em: <https://bibliotecadigital.enap.gov.br/handle/1/3689>. Acesso: 02 fev 2026.

SOARES FILHO, A. **Análise de processos de transformações da paisagem com base em espectroscopia de reflectância e sensoriamento remoto multiespectral**: estudo de caso no Núcleo de Gilbués, Piauí - Brasil. 2015. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2015.

SPERA, S. T. *et al.* Solos arenosos no Brasil: problemas, riscos e opções. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 7, n. 2, p. 19-26, abr./jun. 1998.

SPERA, S. T., *et al.* **Solos areno-quartzosos no cerrado**: características, problemas e limitações ao uso. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1999. 48p.

SPERA, S. T; CORREIA, J. R; REATTO, A. Solos do Bioma Cerrado: propriedades químicas e físico-hídricas sob uso e manejo de adubos verdes. In.: CARVALHO, A. M.; AMABILE, R. F. (EDs.). **Cerrado: adubação verde**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2006. p. 41-70.

SUERTEGARAY, D. M. A. **A trajetória da natureza**: um estudo geomorfológico sobre as areias de Quaraí, RS. 1987. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.

SUERTEGARAY, D. M. A. O Rio Grande do Sul descobre os seus “desertos”. **Ciência e Ambiente** (UFSM), n. 12, p. 34-52, 1995.

SUERTEGARAY, D. M. A.; VERDUM, R. Desertification in the tropics. In: UNESCO (org.). **Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)**. Paris: UNESCO Publishing, 2008. v. 1, p. 1-17.

SUERTEGARAY, D. M. A. Erosão nos campos sulinos: arenização no sudoeste do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 12, n. 3, p. 61-74, 2011.

SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P. da; GUASSELLI, L. A. **Arenização: natureza socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura, 2012. 597 p.

SUERTEGARAY, D. M. A. Arenização: análise morfogenética. In: SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P. da; GUASSELLI, L. A. **Arenização: natureza socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura, 2012. p. 127-172.

SUERTEGARAY, D. M. A. Arenização: esboço interpretativo. **William Morris Davis Revista de Geomorfologia**, v. 1, p. 118-144, 2020.

SUERTEGARAY, D.M. A. **Brasil: Feições Arenosas**. SUERTEGARAY, D. M. A; SOUSA SILVA, I. A. Organizadores – Porto Alegre: Compasso Lugar – Cultura, 2020.

TAKATA, R. T; CABRAL, I. de L. L. Ambiente de ocorrência dos Neossolos Quartzarênico no município de Primavera do Leste-MT. In: Congresso Brasileiro De Ciência Do Solo, 35, 2015, **Anais...** Natal: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015.

THEODOROVICZ, A. M. G. **Geodiversidade do estado de Mato Grosso do Sul**. Organização Theodorovicz A. M.de G.; Theodorovicz, A.; São Paulo: CPRM, 2010.

TILMAN, D. *et al.* Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671-677, 2002.

TINÓS, T. M. *et al.* Técnicas de visualização de modelos digitais de elevação para o reconhecimento de elementos de análise do relevo. **Geociências**, 33(2), 2014.

THOMAZ JÚNIOR, A. O agrohidronegócio no centro das disputas territoriais e de classe no Brasil do século XXI. **Campo-Território: revista de geografia agrária**, Uberlândia, v. 5, n. 10, p. 92-122, ago. 2010.

TUCCI, C. E. M. **Gestão da água no Brasil** – Brasília: UNESCO, 2001. 156p.

UNCCD – United Nations Convention to Combat Desertification (**Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação**): Edição Brasileira. 3ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1994.

VALE, C. C. do. Teoria Geral do Sistema: histórico e correlações com a geografia e com o estudo da paisagem. **Entre-Lugar**, Dourados, v. 3, n. 6, p. 85-108, 2. sem. 2012.

VERDUM, R. **L'approche géographique des deserts dans les communes de São Francisco de Assis et Manuel Viana - RS - Brésil**. 1997. Tese (Doutorado em Geografia) - Université de Toulouse Le Mirail UFR de Géographie et Aménagement, Toulouse :1997.

VERDUM, R *et al.* Os mitos e as realidades dos areais no pampa gaúcho. In: SUERTEGARAY, D.M.A; SOUSA SILVA, I.A (org.). **Brasil: Feições Arenosas**, Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura, 2020. *E-book*.

VIEIRA, A. S. *et al.* Estimating water erosion from the brightness index of orbital images: A framework for the prognosis of degraded pastures. **Science of the Total Environment**, v. 776, 146019, 2021.

WHITACKER, G. M. A dinâmica neoextrativista da Vale S.A. entre o desenvolvimento sustentável e a acumulação por espoliação. In: FERREIRA, G. H. C. (org.). **Conflitos e Convergências da Geografia**. Ponta Grossa: Atena, 2019. cap. 16, p. 190-205.

ZARDO, D. C; HARDOIM, E. L. Variação espaço-temporal na abundância de ordens e famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados em área de nascente, Campo Verde-MT. **Revista Uniara**, v. 16, n. 1, p. 53-66, jul. 2013.