



UFMS



ISSN 2236-4994  
ACCESO ABIERTO

Geog Ens Pesq, Santa Maria, v. 29, e91694, p. 1-28, 2026 <https://doi.org/10.5902/2236499491694>  
Submissão: 23/04/2025 • Aprovação: 25/11/2025 • Publicação: 29/05/2026

## Meio Ambiente, Paisagem e Qualidade Ambiental

# Caracterização geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Verde, Mato Grosso do Sul (Brasil)

Geoenvironmental characterization of the Rio Verde Basin, Mato Grosso do Sul (Brazil)

Caracterización geoambiental de la Cuenca del Río Verde, Mato Grosso do Sul (Brasil)

Ilciléia dos Santos Silva<sup>1</sup> , Viviane Capoane<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul , Campo Grande, MS, Brasil

## RESUMO

Neste estudo, é feita a caracterização geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Verde, Mato Grosso do Sul, Brasil, com objetivo de avaliar suas condições ambientais e dar subsídios a partir dos dados gerados, ao planejamento territorial. A escolha do recorte espacial justifica-se principalmente pelo avanço da silvicultura de eucalipto na região, atividade que pode comprometer sua função de corredor ecológico entre o Rio Paraná e o Pantanal. Os dados geoespaciais utilizados foram obtidos no USGS (2020), CPRM (2006), IBGE (2021) e MapBiomias - coleção 9 (2024), e os softwares empregados na análise foram ArcGIS Pro e QGIS 3.22. Os resultados, revelaram um ambiente frágil naturalmente, com solos arenosos suscetíveis à erosão (Neossolos Quartzarênicos) e vulneráveis a arenização devido às práticas agrícolas intensivas que não consideram a aptidão agrícola; além da perda de 66,49% da vegetação original. As mudanças no uso da terra alteraram os ecossistemas terrestres e aquáticos da região, e confirmaram que a alta pressão antrópica (monoculturas, hidrelétricas, práticas de manejo inadequadas) sobre os recursos naturais potencializam os conflitos socioambientais, aumentando a vulnerabilidade das comunidades inserida na bacia hidrográfica.

**Palavras-chave:** Mudanças no uso da terra; Pressão antrópica; Impacto ambiental

## ABSTRACT

In this study, the geoenvironmental characterization of the Rio Verde Hydrographic Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil is carried out with the objective of evaluating its environmental conditions and providing subsidies from the data generated to the territorial planning. The choice of the spatial cut is mainly justified by the advance of silviculture of eucalyptus in the region, an activity that may compromise its function as an ecological corridor between the Paraná River and the Pantanal. The geospatial data



Artigo publicado por Geografia Ensino & Pesquisa sob uma licença CC BY-NC-SA 4.0.

used were obtained from USGS (2020), CPRM (2006), IBGE (2021) and MapBiomas - collection 9 (2024), and the software used in the analysis were ArcGIS Pro and QGIS 3.22. The results revealed a naturally fragile environment, with sandy soils susceptible to erosion (Quartzipsamments) and vulnerable to sanding due to intensive agricultural practices that do not consider agricultural suitability; in addition to the loss of 66.49% of the original vegetation. Changes in land use have altered the terrestrial and aquatic ecosystems of the region, and confirmed that the high anthropogenic pressure (monocultures, hydroelectric dams, inadequate management practices) on natural resources potentiate socio-environmental conflicts, increasing the vulnerability of communities inserted in the hydrographic basin.

**Keywords:** Land use change; Anthropogenic pressure; Environmental impact

### RESUMEN

En este estudio, se lleva a cabo la caracterización geoambiental de la Cuenca Hidrográfica del Río Verde, Mato Grosso do Sul, Brasil, con el objetivo de evaluar sus condiciones ambientales y proporcionar informaciones básicas a partir de los datos generados, para la planificación territorial. La elección del corte espacial se justifica principalmente por el avance de la silvicultura de eucalipto en la región, una actividad que puede comprometer su función como corredor ecológico entre el río Paraná y el Pantanal. Los datos geoespaciales utilizados se obtuvieron de USGS (2020), CPRM (2006), IBGE (2021) y MapBiomas - colección 9 (2024), y el software utilizado en el análisis fue ArcGIS Pro y QGIS 3.22. Los resultados revelaron un entorno naturalmente frágil, con suelos arenosos susceptibles a la erosión (Quartzipsamments) y vulnerables al arenización debido a prácticas agrícolas intensivas que no consideran la idoneidad agrícola; además de registrar una pérdida del 66,49% de la vegetación original. Los cambios en el uso del suelo han alterado los ecosistemas terrestres y acuáticos de la región, y han confirmado que la alta presión antropogénica (monocultivos, represas hidroeléctricas, prácticas de gestión inadecuadas) sobre los recursos naturales potencia los conflictos socioambientales, aumentando la vulnerabilidad de las comunidades insertadas en la cuenca hidrográfica.

**Palabras clave:** Cambio de uso de suelo; Presión antropogênica; Impacto ambiental

### 1 INTRODUÇÃO

Entre as principais formas de degradação ambiental, destaca-se a erosão do solo, um tipo de degradação física caracterizado pelo processo de desagregação, transporte e deposição de partículas, através da ação de agentes como a água, vento e gelo (Silva, 1995; Guerra, 2005). Esse processo é influenciado por fatores climáticos (como regime de chuvas), além da topografia, dos tipos de solo, da cobertura vegetal e do contexto econômico (Liying *et al.*, 2013).

A erosão, decorrente da ação hídrica é o tipo mais comum, e resulta do impacto das gotas de chuva e da energia do escoamento superficial (Silva, 2021). No entanto, a intensidade desse processo depende da interação entre diversos fatores, podendo ser

agravada principalmente por mudanças no uso e cobertura da terra. O desmatamento de florestas, o sobrepastoreio de gado e, sobretudo, a presença de solos arenosos aumentam a vulnerabilidade à erosão (Williams, 2000; Capoane, 2023).

Embora a erosão do solo seja um processo natural de evolução de vertentes (Guerra, 2005) a aceleração causada pelas atividades humanas transformou-a em um dos problemas ambientais mais preocupantes da atualidade (Guerra, 2005; Silva, 2021). A intervenção humana por meio do desmatamento, exploração, fertilização, práticas monocultoras, mecanização do manejo, edificações/empreendimentos, aliada à falta de planejamento em diferentes escalas, ao uso e manejo inadequados do solo e a sobrecarga de sua capacidade produtiva, torna os solos vulneráveis à degradação (Silva, 1995; Silva, 2021).

No Cerrado brasileiro, o desmatamento e a consequente intensificação da erosão do solo ameaçam a fauna e a flora dos ecossistemas naturais. Esses processos também comprometem a segurança hídrica, especialmente no abastecimento de água para consumo, uma vez que o bioma abriga as nascentes de três grandes bacias hidrográficas do país: Paraná, São Francisco e Araguaia-Tocantins (Klink; Machado, 2005; Sano *et al.*, 2018). A conversão de ecossistemas nativos em pastagens e, mais recentemente, em monoculturas agrícolas ou florestais, somada ao uso intensivo de insumos químicos, também acelera os processos erosivos e agrava a degradao ambiental (Morgan, 2005; Poesen, 2018; Capoane, 2023).

Em Mato Grosso do Sul, j possível identificar na porão leste do estado, areas e áreas em processo de arenizao (Capoane, 2024). Além disso, impactos como a perda de biodiversidade, a compactao e o empobrecimento dos solos, o assoreamento de rios e reservatórios, bem como alteraoes no clima, também estão diretamente relacionados às mudanças no uso da terra (Tilman *et al.*, 2002; Peixoto; Guimarães; Alves, 2024). Essas mudanças interferem diretamente no ciclo hidrológico, modificando a dinâmica natural do regime de chuvas, infiltrao, evapotranspirao, escoamento superficial e recarga de aquíferos, devido às aoes antrópicas (Tucci, 2001; Garafolo; Rodriguez, 2022). Como consequência, eventos extremos como

enxurradas, secas, enchentes, aumento da emissão de gases do efeito estufa podem se intensificar em função da magnitude das intervenções humanas (Marengo *et al.*, 2022; Hofmann, 2024).

Na Bacia Hidrográfica do Rio Verde (BHRV), localizada no quadrante nordeste de Mato Grosso do Sul, os solos são explorados intensamente, por sistemas convencionais de manejo voltados às demandas do agronegócio e do capital estrangeiro, resultando em uma degradação ambiental severa que impacta diretamente os ecossistemas terrestres e aquáticos (Capoane, 2021; 2022; 2023). Neste recorte espacial, 62,07% da área é composta de Neossolo Quartzarênico órtico (RQo), cujo material de origem são arenitos pertencentes ao Grupo Caiuá Indiviso e Formação Santo Anastácio (IBGE, 2021). Esses solos são frágeis por natureza, tornando-se vulneráveis à erosão, haja vista que as formas de manejos atuais geralmente são predatórias, não considerando as aptidões agrícolas (Capoane, 2023).

Além disso, a BHRV integra a região geoeconômica leste do MS que possui um importante polo industrial do estado (Silva, 2017) e tem registrado uma forte inserção do setor de celulose nas últimas décadas (IBGE, 2023). Para atender as demandas do serviço industrial, empreendimentos hidrelétricos como Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) e uma Usina Hidrelétrica (UHE) geradoras de energia foram instalados ao longo de cursos hídricos da BHRV (Silva; Capoane, 2024). Entretanto, a construção e operação dessas estruturas resultam em danos ambientais, desde a alteração da biota aquática até o assoreamento dos rios (Piton; Oliveira, 2020). Esses impactos são agravados pelo alto consumo da água em virtude das demandas provenientes da silvicultura de eucaliptos, bem como pelo consumo do próprio ciclo de crescimento do eucalipto (Reichert, 2017; IBGE, 2023), comprometendo a qualidade ambiental da bacia hidrográfica.

Dessa forma, a BHRV desempenha um papel estratégico no contexto ambiental e territorial do estado de MS, uma vez que é considerada um corredor ecológico importante, de conexão entre o Pantanal e o Rio Paraná (Lanza; Pott; Silva, 2014). Essa função ecológica é primordial para a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas

naturais. No entanto, as intensas pressões antrópicas, especialmente devido à expansão da silvicultura de eucalipto, vêm modificando a dinâmica dos sistemas naturais, tornando essencial a compreensão e o mapeamento das características geoambientais da bacia.

Diante desse cenário, este estudo se justifica pela necessidade de fornecer subsídios técnicos e científicos para uma gestão territorial sustentável. O objetivo central da pesquisa, é gerar dados sobre as características geoambientais do recorte espacial, que possam orientar políticas públicas mais eficientes, visando a conservação dos recursos hídricos, à mitigação dos impactos ambientais, ao desenvolvimento econômico e a preservação dos ecossistemas locais.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Área de estudo

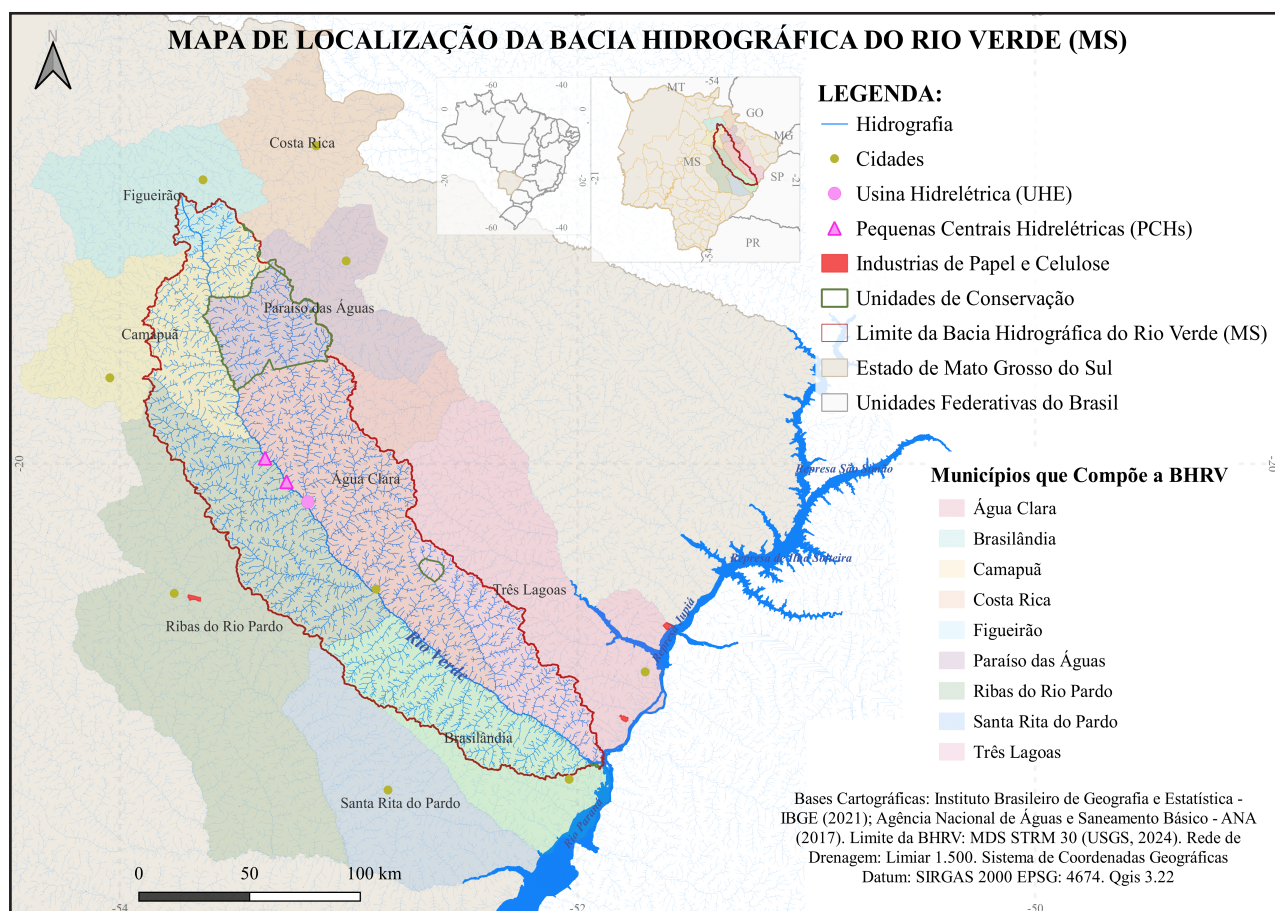
A Bacia Hidrográfica do Rio Verde possui extensão territorial de 22.507,357 km<sup>2</sup> e está localizada na parte leste do estado de Mato Grosso do Sul (Figura 1), abrangendo nove municípios. A distribuição proporcional de área por município é a seguinte: Água Clara (27,43%), Brasilândia (15,78%), Camapuã (12,83%), Costa Rica (0,02%), Figueirão (2,30%), Paraíso das Águas (8,75%), Ribas do Rio Pardo (21,65%), Santa Rita do Pardo (0,03%) e Três Lagoas (11,21%).

A BHRV é subdividida em três microrregiões geográficas (IBGE, 2021): Três Lagoas, correspondendo a 76,11 % de área, abrangendo parte dos municípios de Água Clara, Brasilândia, Ribas do Rio Pardo, Santa Rita do Pardo e Três Lagoas; Alto Taquari, com 15,13 % e porções dos municípios de Camapuã e Figueirão, e; Cassilândia, representada por 8,73% de área e abrangendo porções dos municípios de Costa Rica e Paraíso das Águas. A única zona urbana inserida na BHRV é a cidade de Água Clara.

Dentre as microrregiões, a de Três Lagoas detém a maior extensão da BHRV e exerce influência decisiva sobre a área, tanto do ponto de vista econômico quanto socioambiental. Isso ocorre porque concentra um dos principais polos produtivos

do estado, além de abrigar a maior área de florestas plantadas de eucalipto. Soma-se a isso a recente inauguração, em Ribas do Rio Pardo, de uma das maiores fábricas de papel e celulose do mundo (Figura 1). Como destacam Lanza, Pott e Silva (2014), “a região corresponde ao maior empreendimento de linha contínua celulose-papel da atualidade”.

Figura 1 – Área de Estudo: Bacia Hidrográfica do Rio Verde – Mato Grosso do Sul



Fonte: USGS (2020) e IBGE (2021). Elaborado pelas autoras (2025)

## 2. 2 Dados geográficos e caracterização geoambiental

Para a caracterização geoambiental, foram utilizados diferentes dados geoespaciais. O Modelo Digital de Superfície (MDS) SRTM 30 m do ano 2000 (USGS, 2020), serviu como base para a extração dos atributos geomorfométricos apresentados na seção de resultados e discussão. O processamento inicial desses dados foi realizado no *software* ArcGIS Pro (ESRI, 2022) incluindo a delimitação da

bacia hidrográfica e as análises hipsometria, declividade (Lepsch *et al.*, 2015), rede de drenagem e relevo sombreado. Para a quantificação e a representação temática da drenagem, adotou-se o limiar de 1.500, por ter sido o valor que apresentou a melhor correspondência com a rede de drenagem real quando comparado às imagens de alta resolução do *World Imagery*.

A composição litológica foi extraída da 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). As classes de solos foram extraídas da base do IBGE (2021), enquanto a classificação climática foi extraída do trabalho de Alvares *et al.* (2014). A representação dos limites dos biomas corresponde a escala 1:250.000, foi obtida no repositório do IBGE (2021). A análise também foi sustentada pelo trabalho de Sano *et al.* (2019), que delinearão 19 unidades da savana brasileira com base na geomorfologia, solo, geologia, vegetação, diversidade de plantas e precipitação pluviométrica.

Os dados de uso e cobertura da terra foram obtidos no Hub da Rede MapBiomas, coleção 9 (MapBiomas, 2024), que utiliza a metodologia de classificação descrita por Souza *et al.* (2020). Os recortes temporais escolhidos para a análise foram 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 e 2023. O ano de 1985 corresponde ao início da série histórica das imagens *Landsat* e 2023, o último ano disponibilizado até a submissão do artigo. A quantificação das classes de uso da terra foi feita no *software* Qgis 3.22 (2021), pelo *plugin* "r.report". Os resultados da caracterização geoambiental são apresentados em mapas temáticos elaborados no *software* Qgis 3.22 e a quantificação feita no *Excel Microsoft 365 insider*.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Verde estão diretamente relacionadas à estratigrafia da Bacia Sedimentar do Paraná (BSP), cujo pacote superior é a Formação Serra Geral, composta por extensos derrames basálticos. Sobre esses basaltos desenvolveu-se a Bacia Sedimentar de Bauru,

localizada no centro-sul da Plataforma Sul-Americana. Essa bacia continental resultou de um processo de compensação isostática após o acúmulo de aproximadamente 2.000 m de lavas basálticas. A BSB abrange uma área aproximada de 370.000 km<sup>2</sup> (Fernandes; Coimbra, 2000).

A sedimentação que preencheu a BSB no Cretáceo Superior, 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). Assim, dois Grupos cronocorrelatos se originaram da supersequência sedimentar: o Caiuá, que abrange as Formações Rio Paraná, Goio Erê e Santo Anastácio; e o Bauru, que abrange as Formações Uberaba, Vale do Rio do Peixe e Araçatuba, São José do Rio Preto, Presidente Prudente (que corresponde à Formação Adamantina (Soares *et al.*, 1980), Marília e também os analcimitos Taiúva (Fernandes; Coimbra, 1996). Para além, sobre a parte oriental da BSB, já existem trabalhos mais detalhados, já para a parte ocidental (a qual está inserida a BHRV) há poucas estudos produzidos (Fernandes; Coimbra, 2000; Manzano, 2022).

Na porção sul-mato-grossense a BSB, possui uma área de 190.000 km<sup>2</sup> como uma espessura preservada de cerca de 184 m, verificados a partir da exposição de dados obtidos de superfície com poço tabular (Manzano, 2022). A Formação Rio Paraná é mais expressiva no noroeste do estado do PR, com contato irregular com a Formação Serra Geral, sotopostos e contato lateral gradual com a Formação Goio Erê. Apresenta também composição arenítica de tonalidades avermelhadas e arroxeadas, consideradas finas e muito finas de características fortemente quartzosas (Manzano, 2022). A Formação Goio Erê, por sua vez, ocorre principalmente no Paraná e apresenta contato transicional com a Formação Rio Paraná e erosivo com a Formação Serra Geral. É constituída por arenitos finos a muito finos, de tonalidades arroxeadas e avermelhadas, com superfícies foscas típicas de sedimentos retrabalhados por ação eólica, frequentemente revestidos por óxidos e hidróxidos de ferro (Manzano, 2022).

A Formação Santo Anastácio é constituída por estratos arenosos maciços, geralmente com espessura decimétrica e raras intercalações de lamitos e argilitos.

Seus arenitos são quartzosos a subarcoseanos, predominantemente finos a muito finos, com frações subordinadas de silte e pequena proporção de material silto-argiloso (Fernandes; Coimbra, 2000). Os grãos variam de subangulosos a subarredondados, apresentam superfície fosca e são recobertos por uma película de óxido de ferro, conferindo colorações avermelhadas, amareladas ou acastanhadas. Esses sedimentos também são encontrados nas calhas de baixo curso de afluentes do rio Paraná (Fernandes; Coimbra, 2000). Essas características deposicionais indicam que a Formação Santo Anastácio representa depósitos de lençóis de areia formados sobretudo em condições climáticas áridas, típicas de amplas planícies desérticas, com eventuais intercalações de depósitos gerados por enxurradas associadas a chuvas torrenciais (Fernandes; Coimbra, 2000).

Segundo Lacerda Filho *et al.* (2004), a distribuição da Formação Santo Anastácio no Mato Grosso do Sul é irregular. No estado, ela é descrita como um pacote de arenitos muito finos a médios, pouco argilosos, pobres em estruturas sedimentares, interpretados como depositados em ambiente fluvial meandrante a entrelaçado. Os autores destacam ainda que, no MS, essa formação se assenta tanto sobre os basaltos da Formação Serra Geral quanto sobre unidades do Grupo Bauru, o que reforça a predominância de solos arenosos, especialmente areias quartzosas, no Cerrado sul-mato-grossense.

A configuração litológica da BHRV (Figura 2a) 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 (IBGE, 2021; Silva; Capoane, 2024).

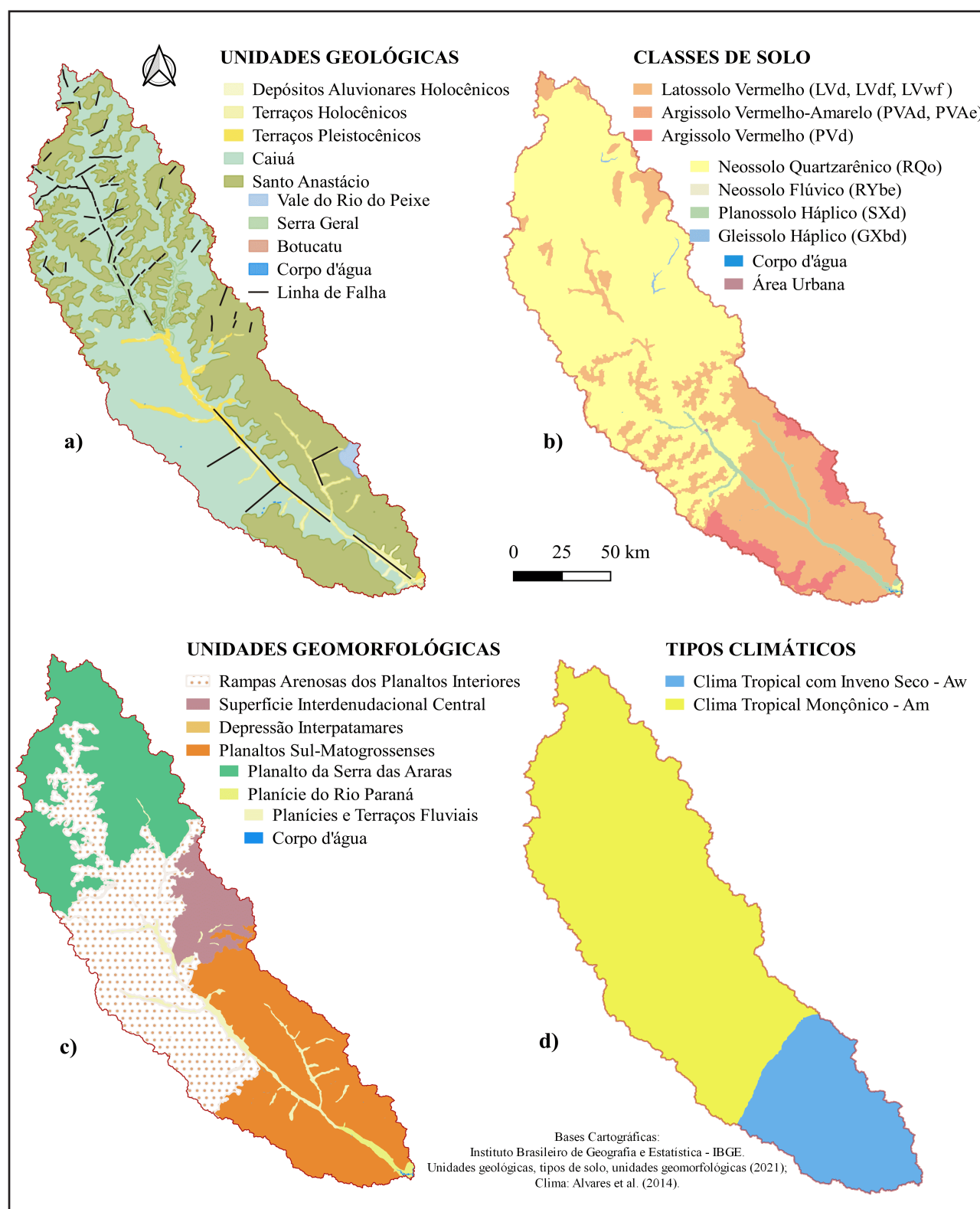
Os Neossolos Quartzarênicos, ou areias quartzosas, possuem características que os tornam suscetíveis a erosão e apresentam baixa disponibilidade hídrica e baixa

fertilidade natural (Spera *et al.*, 1999). Estes solos, assim como os demais solos derivados do Grupo Caiuá apresentam baixa capacidade de retenção de água disponível para plantas, e independente do clima, constituem ambientes naturalmente frágeis, com baixa aptidão agrícola. Apresentam-se pobres em relação às bases trocáveis, álicos e baixa capacidade de troca de cátions (Spera *et al.*, 1999).

As classes de solo com maior representação em área na BHRV (Figura 2b) são: Neossolo Quartzarênico órtico (RQo) 62,07% e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) 30,37%. Outras classes como: Argissolo Vermelho distrófico (PVd), Planossolo Háptico distrófico (SXd), Latossolo Vermelho acriférico (LVwf), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf), Gleissolo Háptico 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. É importante lembrar que o conteúdo temático faz referência a um levantamento pedológico em escala 1:250.000 do IBGE (2021), mas a base cartográfica está disposta em escala de 1:1.000.000 (IBGE, 2018).

Geomorfologicamente, as unidades presentes na BHRV (Figura 2c) 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).

Figura 2 – Unidades geológicas (a), Classes de solo (b), Unidades Geomorfológicas (c) e Tipos Climáticos (d) na bacia hidrográfica do Rio Verde (MS)



Fonte: IBGE, (2021); Alvares *et al.* (2014). Elaborado pelas autoras (abril,2025)

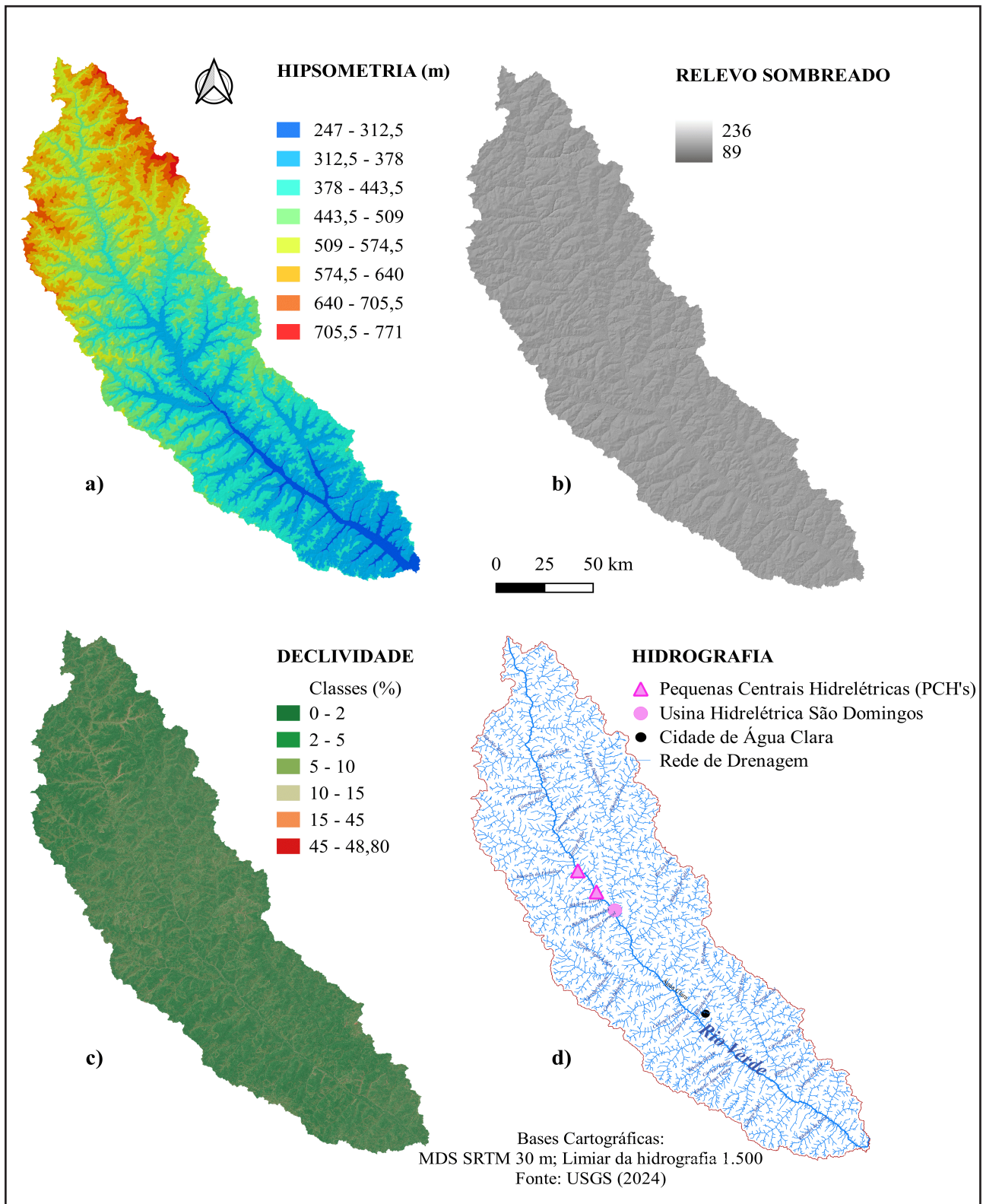
As unidades de relevo presentes na BHRV mantêm estreita relação com o regime climático regional, marcado por forte sazonalidade (Figura 2d), com verões chuvosos e invernos secos frequentemente acompanhados por ventos intensos. Nesse contexto, 76,98% da área enquadra-se no clima tropical monçônico (Am), caracterizado por totais anuais de precipitação entre 1.600 e 1.900 mm. Os demais 23,02% correspondem ao clima tropical savânico (Aw), com uma estação seca bem definida, predominante no baixo curso da BHRV e ao longo do vale do rio Paraná (Alvares *et al.*, 2014).

As unidades geológicas e a configuração climática influenciam diretamente a organização das unidades de relevo da bacia, cuja altimetria varia entre 247,0 m e 771,0 m (Figura 3a, Tabela 1), com média 453,8 m e amplitude de 524,0 m. A análise do relevo sombreado, obtida a partir do MDS SRTM 30 m pelo algoritmo *hillshade* (azimute 315°, altitude 45°), apresentou valores de 89 a 236 (Figura 3b).

O sombreamento cartográfico é uma técnica consolidada para a identificação e interpretação de formas de relevo, pois simula condições de iluminação, aproximando-se da leitura visual de imagens de sensoriamento remoto (Imhof, 2007). Segundo Tinós *et al.* (2014), o relevo sombreado oferece uma representação mais realista da superfície, favorecendo a visualização de feições de grande escala, como escarpas, rupturas de declive e variações topográficas marcantes, bem como de detalhes mais sutis do terreno. A técnica também permite identificar artefatos associados à vegetação, uma vez que o valor de altitude (Z) captado pelo SRTM corresponde ao intervalo entre o solo e o topo do dossel, fazendo com que fragmentos florestais se manifestem como pequenas anomalias de elevação (Tinós *et al.*, 2014; Capoane, 2023).

Os valores de declividade variaram de 0 a 48,8% (Figura 3c), com média de 4,7% e desvio padrão de 2,6. O maior valor indica a presença de relevo com inclinações acentuadas e sugere áreas de relevo dissecado sobretudo nos vales e encostas íngremes. Os artefatos de vegetação (fragmentos florestais) influenciam nos valores de declive, com superestimação de áreas declivosas, como nas bordas de fragmentos florestais.

Figura 3 – Hipsometria (a), Relevo Sombreado (b), Declividade (c) e Hidrografia (d) na bacia hidrográfica do Rio Verde (MS)



Fonte: USGS (2020); Base cartográfica: MDS SRTM 30 m; Limiar hidrografia 1.500 (D8). Elaborado pelas autoras, abril de 2025

A distribuição das classes de declividade (Lepsch *et al.*, 2015) revela que a maior parte da área apresenta inclinação suave (2–5%), representando 49,4% da BHRV, com escoamento superficial lento a médio. Em seguida, predominam as áreas moderadamente inclinadas (5–10%), que abrangem 34,0% da bacia e apresentam escoamento médio a rápido. As superfícies planas ou quase planas (0–2%) correspondem a 13,2% da área e possuem escoamento muito lento ou lento. Já a classe muito inclinada (10–15%) ocupa 2,9% da bacia, com escoamento rápido. As declividades fortemente inclinadas (15–45%) representam 0,4% da área, caracterizando escoamento muito rápido. Por fim, a classe íngreme montanhosa (45–70%) ocorre apenas em uma fração mínima da BHRV, com valor inferior a 0,00005% da área total.

A hidrografia da área (Figura 3d) confirma o controle estrutural (Figura 2a) nas principais drenagens, relacionando-se diretamente com o substrato litológico e aos processos climáticos atuantes na área, os quais influenciam o fornecimento e o transporte de material detrítico. Assim a densidade da drenagem é maior em solos menos permeáveis, como Latossolos, uma vez que, possuem textura mais argilosa, e propiciam um melhor escoamento superficial, permitindo a formação de canais. Nos solos arenosos, ocorre o contrário, já que estes são derivados de rochas granulométrica mais grossas. Por outro lado, em solos arenosos a densidade é menor, pois apresentam maior macroporosidade e menor capacidade de retenção de água, conforme observado nos trabalhos de Horton (1945); Pedron; Dalmolin e Flores (2019).

A densidade de drenagem na BHRV é de 0,55 (Tabela 1). A hierarquia fluvial (Tabela 1) é de sexta ordem (limiar 1.500); o comprimento total dos canais é de 12.394,19 km e do canal principal é de 438,40 km. O índice de sinuosidade de 1,23 (Tabela 1), indica sinuosidade moderada. Isso é comum em bacias sedimentares, onde os rios podem ser mais meândricos devido à textura do solo e ao comportamento do escoamento.

O gradiente do canal principal é de 0,69 m/km (Tabela 1). Este valor sugere que há uma diferença altimétrica ao longo do canal principal (Figura 3a e Figura 4) o que implica em uma inclinação pronunciada. A combinação de gradiente acentuado e solos

arenosos pode levar a uma instabilidade nas margens dos rios, onde o escoamento rápido pode causar o desbarrancamento, contribuindo para o assoreamento e a modificação do leito do rio. Isso pode gerar mudanças na morfologia do canal, com a formação de bancos de areia ou variações na profundidade do curso d'água.

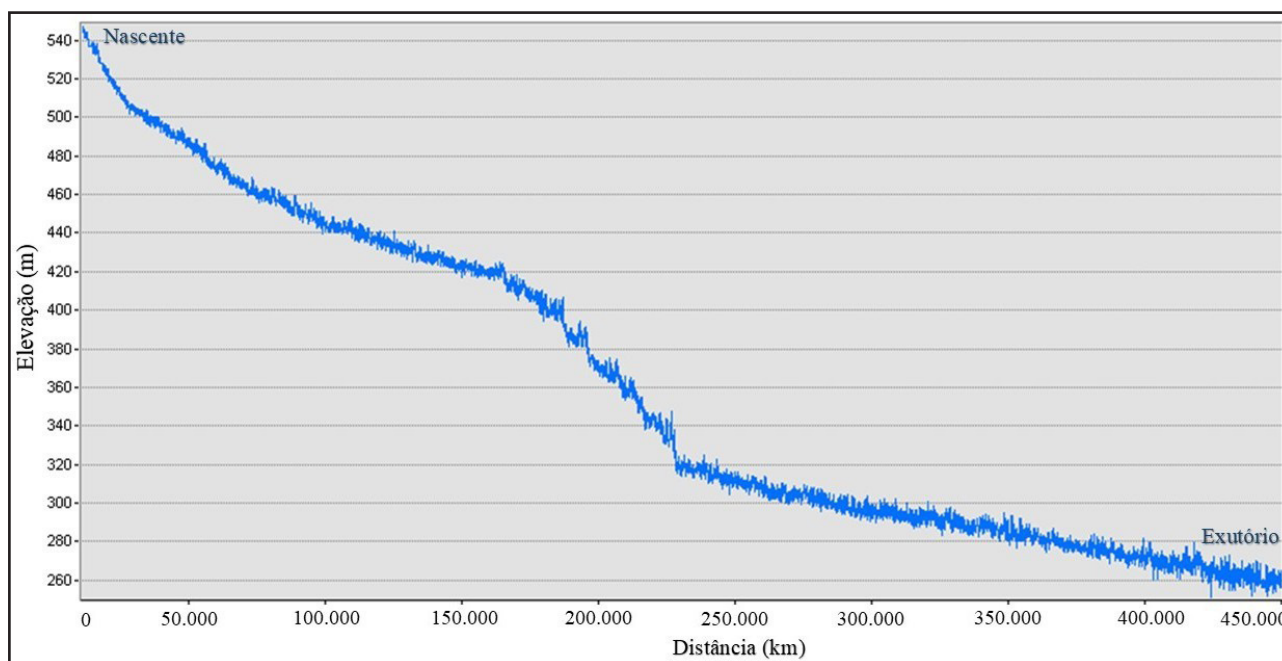
Tabela 1 – Parâmetros geomorfométricos da BHRV (MS)

<b>Rede de drenagem</b>			
Ordem dos canais	Classificação hierárquica	Strahler (1964)	6 <sup>a</sup>
Índice de Sinuosidade ( $I_s$ )	$I_s = L_c / L_v$ (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	$G_c = (Alt_{nascente} - Alt_{foz}) / L_{comprimento\ rio\ principal}$		0,69
<b>Geometria da bacia hidrográfica</b>			
Comprimento da bacia ( $L_b$ ) (km)	-	Horton (1932)	356,68
Área (A) (km <sup>2</sup> )	-	-	22507,4
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
Coeficiente de compacidade ( $K_c$ )	$K_c = 0,282 * P/raiz\ A$	Gravelius (1941)	2,86
<b>Características do relevo</b>			
Altura da saída da bacia ( $Z_{mín}$ ) (m)	-	-	247,0
Altura máxima da bacia ( $Z_{máx}$ ) (m)	-	-	771,0
Amplitude altimétrica (H) (m)	$H = Z_{máx} - Z_{mín}$	Strahler (1952)	524,00
Relação de relevo ( $R_h$ )	$R_h = H (km)/L_b$	Schumm (1956)	0,0015
Porcentagem de relevo relativo (Rhp)	$Rhp = H (km) \times 100/P$	Melton (1957)	0,034
Índice de dissecação (Dis)	$Dis = H/Z\ máx$	Gravelius (1941)	0,68

Fonte: USGS (2020); MDS SRTM 30. \* Algoritmo de distribuição de fluxo: D8, Limiar 1.500. Organizado pelas autoras, abril de 2025

A BHRV possui comprimento axial de 356,68 km (Tabela 1). Este valor mostra que a bacia é relativamente extensa, o que implica em uma drenagem mais ampla, com inúmeros afluentes que contribuem para a formação do sistema hidrográfico. O comprimento axial influencia o tempo de escoamento das águas e a distribuição da precipitação ao longo da bacia. O valor encontrado mostra um escoamento mais gradual, pois a água das chuvas tem de percorrer distâncias maiores, o que tende a aumentar o tempo de concentração. A área da BHRV é de 22.507,4 km<sup>2</sup> (Tabela 1) e o perímetro de 1.522,2 km (Tabela 1).

Figura 4 – Perfil longitudinal do Rio Verde/MS



Fonte: USGS (2020); Elaborado pelas autoras, abril de 2025

O fator de forma ( $F_f$ ) possui valor de 0,18 (Tabela 1). Esse valor indica uma forma alongada, o que significa que a bacia tem um escoamento rápido da água, sem grandes períodos de retenção. Essa característica é positiva em termos de drenagem, mas pode resultar em maior risco de inundações durante eventos de chuvas intensa.

A razão de alongação ( $R_e$ ) é de 0,47 (Tabela 1) o que indica forma mais alongada. Este valor sugere que a bacia tem uma forma que facilita o escoamento, mas não é totalmente eficiente em termos de retenção de água (Schumm, 1956). Quando combinado esse dado com a presença de solos arenosos, que têm baixa retenção

hídrica, e pastagens degradadas, o escoamento superficial pode ser acelerado, aumentando o risco de erosão e assoreamento de cursos d'água.

A razão de circularidade ( $R_c$ ) é 0,12 (Tabela 1) e indica uma bacia alongada e irregular. Bacias hidrográficas com essa forma são mais suscetíveis à erosão, já que a água tende a escoar mais rapidamente em direções variadas, o que pode aumentar a erosão das margens. O coeficiente de compacidade ( $K_c$ ) é de 2,86 (Tabela 1) também indica que a bacia tem uma forma mais alongada, sendo mais propensa a um escoamento mais rápido da água, o que pode gerar um maior risco de processos erosivos nas margens e maior variação no fluxo de água.

A relação de relevo ( $R_{hp}$ ) possui valor de 0,0015 (Tabela 1), o que indica uma baixa intensidade de processos erosivos, sugerindo que o relevo é pouco acentuado. Esse valor reflete uma menor propensão à erosão nas encostas da bacia. A percentagem de relevo relativo ( $R_{hp}$ ) é 0,034 (Tabela 1), um valor também baixo, indicando que o terreno tem menor vulnerabilidade à erosão em comparação com áreas de relevo mais acentuado. Já o índice de dissecação de 0,68 (Tabela 1) aponta para uma dissecação moderada, embora o uso inadequado do solo, aliado a solos mais suscetíveis à erosão, possa intensificar o processo de erosão e dissecação, especialmente nas áreas de encosta.

A síntese desses atributos geomorfométricos evidencia um sistema hidrogeomorfológico que, embora apresente baixa energia de relevo, é estruturalmente vulnerável quando pressionado por usos antrópicos inadequados. Nesse contexto, o manejo integrado do solo torna-se fundamental para reduzir riscos de erosão e inundação, ampliar a retenção hídrica e conservar os recursos edáficos.

A compreensão desses condicionantes físicos é essencial para interpretar a dinâmica ambiental da BHRV, especialmente porque tais características interagem diretamente com a organização da vegetação nativa. A BHRV está inserida majoritariamente no bioma Cerrado, que ocupa 99,78% de sua área e integra a ecorregião Paraná-Guimarães (Sano *et al.*, 2019); os 0,22% restantes correspondem à Mata Atlântica no vale do Rio Paraná, cuja presença, ainda que reduzida, desempenha

papel relevante para a manutenção de processos ecológicos locais.

Nas últimas décadas, contudo, observa-se supressão expressiva da vegetação nativa do Cerrado e da Mata Atlântica devido à intensificação de usos antrópicos, conforme destacado por Lanza, Pott e Silva (2014). Essa redução compromete diretamente a dinâmica hidrossedimentológica, aumenta o assoreamento, altera o regime hídrico e afeta significativamente a biodiversidade aquática e terrestre (Capoane, 2023).

Nesse contexto, a proteção territorial assume papel estratégico. A BHRV possui apenas 9,09% de sua área inserida em Unidades de Conservação (UCs), distribuídas em cinco categorias conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, 2000). As UCs de Uso Sustentável incluem a Área de Proteção Ambiental (APA) Municipal do Rio Verde (8,59%), a APA Municipal do Rio Sucuriú-Paraíso (0,12%) e a APA Municipal das Nascentes do Rio Sucuriú (0,01%), nas quais atividades humanas regulamentadas, como agricultura, coexistem com objetivos de conservação.

Entre as UCs de Proteção Integral, destaca-se o Parque Natural Municipal do Pombo (0,36%), destinado à preservação dos recursos naturais e à realização de pesquisa e visitação controlada. A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estadual de Cisalpina representa 0,01% do território e tem como finalidade proteger a diversidade biológica e os recursos naturais locais, permitindo apenas atividades de pesquisa e ecoturismo (SNUC, 2000; Brasil, 2006).

Os recortes temporais evidenciam uma redução contínua e expressiva da vegetação nativa na BHRV, padrão coerente com a vulnerabilidade ambiental indicada pelos atributos geomorfométricos. A formação florestal reduziu de 19,21% (1985) para 6,15% (2023), enquanto a formação savânica caiu de 33,68% para 9,03%. A formação campestre manteve participação residual ( $\leq 0,02\%$ ) ao longo da série, e o campo alagado apresentou variação moderada (4,50% para 4,05%). Essa trajetória confirma a substituição sistemática das formações nativas por usos antrópicos.

Esse processo é consistente com os diagnósticos de Sano *et al.* (1999; 2008), que identificaram, já na década de 1990, a predominância de pastagens e a centralidade

da pecuária de corte no “Bolsão mato-grossense”. Em 1985, as formações naturais representavam 57,41% da BHRV; em 2023, apenas 19,23%. Isso corresponde a uma perda de 66,49% da cobertura nativa, totalizando aproximadamente 859.145 há convertidos em 39 anos. As reduções mais acentuadas ocorreram nas formações savânica (-73,19%) e florestal (-67,97%), enquanto o campo alagado perdeu 10,01%.

A classe pastagem acompanhou essa dinâmica: cresceu de 28,27% (1985) para 71,23% (2005), um aumento de 152% em duas décadas. Entre 2005 e 2023, entretanto, houve redução de 18%, indicando o início de um novo ciclo de uso da terra. A partir da década de 2000, observa-se a conversão progressiva de pastagens para silvicultura, principalmente de eucalipto.

A evolução da classe silvicultura evidencia essa transição: 0,76% (1985), 3,34% (2005), 6,56% (2010), 12,74% (2023). No período analisado, a silvicultura expandiu 17 vezes em relação à área original, um crescimento de 1.586%. Segundo Lamoso e Gomes (2017), essa expansão se relaciona a políticas de fomento ao florestamento implantadas desde a segunda metade do século XX, intensificadas após 2005 com a instalação de grandes indústrias de papel e celulose em Três Lagoas (Dubos Raoul; Almeida, 2022).

Outras monoculturas também participam desse processo, ainda que com menor expressividade. A soja variou entre 0,62% (1985) e 1,97% (2023), mantendo participação reduzida, embora alinhada ao modelo agroexportador descrito por Mariano e Teixeira (2022). Cana-de-açúcar e algodão aparecem apenas a partir de 2000, mas permanecem com percentuais inferiores a 0,1%. Áreas urbanizadas mantêm participação mínima (<0,02%), restrita ao município de Água Clara. As classes “mosaico de usos” e “outras áreas não vegetadas” apresentaram oscilações pouco representativas. Já rios e reservatórios registraram ligeiro aumento, associado ao represamento por empreendimentos hidrelétricos.

De forma geral, os resultados evidenciam que a redução da vegetação natural esteve inicialmente vinculada à expansão das pastagens, mas, nas últimas décadas,

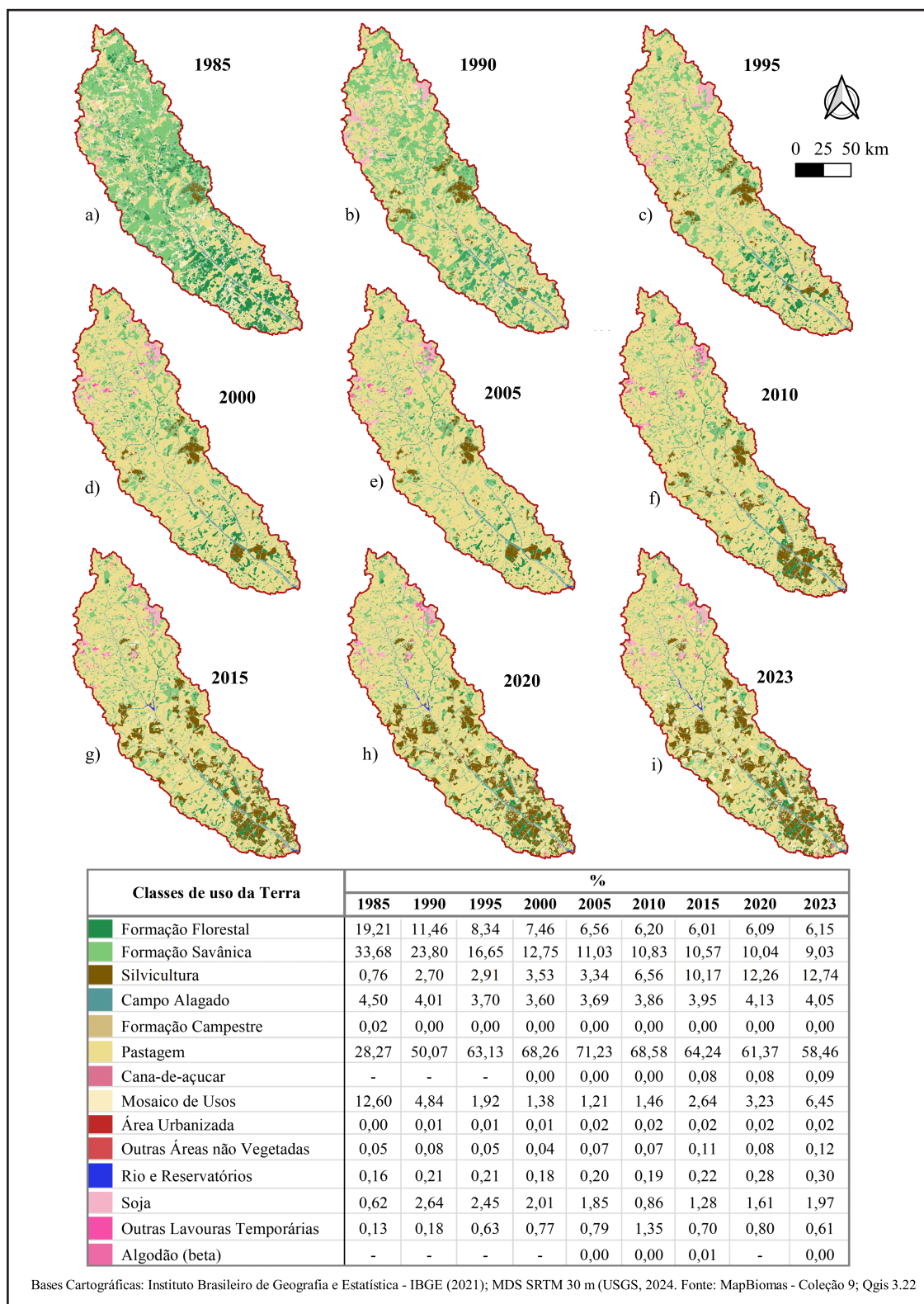
observa-se uma tendência de substituição das pastagens por eucalipto. Em quase quatro décadas, as formações naturais (florestal, savânica, campestre e campo alagado) reduziram 246%, enquanto a pastagem cresceu 107%. Trata-se de uma transição clara no padrão de uso da terra: primeiro, a conversão de vegetação nativa em pastagens; posteriormente, a conversão de pastagens em florestas plantadas com espécies exóticas.

A substituição de ecossistemas naturais por agroecossistemas, especialmente impulsionada pela expansão da silvicultura de eucalipto, vem modificando de maneira profunda a dinâmica socioambiental da região. Além de descaracterizar a paisagem, essa transformação afeta diretamente a biodiversidade terrestre e aquática e aumenta a vulnerabilidade hídrica da bacia, especialmente diante dos cenários de mudanças climáticas (Tilman *et al.*, 2002; Perpétua; Tomaz Júnior, 2013; Reichert *et al.*, 2017; Peixoto, Guimarães; Alves, 2024; Capoane, 2024).

Esses impactos são ampliados pelo caráter homogêneo das monoculturas de espécies exóticas, frequentemente associadas ao uso intensivo de fertilizantes e pesticidas, que aceleram processos erosivos (Poesen, 2018). Evidências mostram que o cultivo de eucalipto compromete áreas de nascentes, reduz a diversidade de macroinvertebrados bentônicos e altera variáveis físico-químicas da água, como condutividade elétrica e sólidos totais (Peixoto; Guimarães; Alves, 2024).

Do ponto de vista hidrológico, o avanço dessas plantações altera o regime natural de drenagem, reduz o fluxo hídrico a jusante, afeta a qualidade do solo e compromete o funcionamento ecológico da bacia (Reichert *et al.*, 2017). Como afirmam Ferraz *et al.* (2019), o elevado consumo hídrico dessas espécies pode intensificar a escassez de água e comprometer a segurança hídrica regional. Esses efeitos se somam às mudanças no uso da terra que modificam processos essenciais, como precipitação, infiltração, evapotranspiração, escoamento superficial e recarga de aquíferos (Tucci, 2001; Garafolo; Rodriguez, 2022), podendo ainda intensificar eventos extremos (secas e enchentes) e aumentar emissões de gases de efeito estufa (Marengo *et al.*, 2022; Hofmann, 2024).

Figura 5 – Série histórica do uso e cobertura da terra na BHRV, 1985-2023



Fonte: Coleção 9, MapBiomas (2024). Elaborado pelas autoras, abril de 2025

Além disso, a BHRV tem sua dinâmica hídrica alterada, pela implantação de uma UHE (São Domingos) e duas PCHs (Figura 1) localizadas no médio curso do Rio

Verde. A construção de barragem e formação de reservatórios, alteram diretamente o ecossistema local e provoca alterações nos processos naturais do ambiente, modificando os fluxos de energia e matéria (Piton; Oliveira, 2020). Os autores afirmam que o barramento de rios modifica o regime de correntezas e dos fluxos de água, influenciando na sedimentação e na diminuição do oxigênio dissolvido, o que é agravado pela supressão vegetação ripária no momento da implantação do empreendimento. A vegetação ripária exerceria o papel de filtro natural, controlando o escoamento superficial para o curso d'água e reservatórios (Piton; Oliveira, 2020).

Nesse contexto, a conversão de ecossistemas naturais em agroecossistemas reduz a capacidade de retenção hídrica dos solos, especialmente nos Neossolos Quartzarênicos, caracterizados por alta fragilidade e textura arenosa, sobretudo nas cabeceiras de drenagem (Spera; Correia; Reatto, 2006). Essas vulnerabilidades se intensificam com a degradação da matéria orgânica, cuja manutenção depende da umidade necessária à atividade microbiana. Capoane *et al.* (2024) corroboram que a exposição prolongada do solo e o manejo inadequado, especialmente em áreas naturalmente suscetíveis à erosão, aceleram os processos de degradação e ampliam a vulnerabilidade erosiva. Esse quadro é agravado pelo uso intensivo de agroquímicos nas lavouras, que contribui para a perda de qualidade física e biológica do solo.

Por fim, sob uma ótica socioambiental, os impactos na natureza ocasionados pela ação antrópica são maiores, conforme aumenta as contradições, os conflitos, e confrontos sociais, políticos e econômicos de um país, e justamente por isso é necessário considerar elementos que não descartem a influência humana sobre a erosão e conservação dos solos nos estudos da terra (Guerra, 2005). Do ponto de vista econômico-social, a disparidade na distribuição de terras aumenta quando grandes áreas estão sob domínio de poucos latifundiários. A falta de acesso à terra destinadas a agricultura familiar e crescimento demográfico da população, influenciam no declínio da capacidade produtiva, na elevação da vulnerabilidade socioeconômica e em possíveis conflitos socioambientais (Feiden, 2012).

## 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A caracterização geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Verde evidencia que a área faz parte de uma região predominantemente frágil, onde seus ecossistemas naturais são ainda mais vulneráveis a degradação devido as pressões antrópicas. De tal modo, as mudanças no uso da terra dos últimos 39 anos revelam que o avanço do eucalipto exerce forte impacto sobre o ambiente natural, o que mostra a necessidade da implantação de medidas mitigadoras sobre os impactos ambientais verificados.

As mudanças no uso da terra, ocorridas no período estudado (1985-2023), confirmam que o cenário é preocupante, uma vez que, o cultivo das espécies exóticas para produção de papel e celulose aumentaram cerca de dezesseis vezes. A formação campestre está quase extinta na área, o que marca reduções drásticas dos ecossistemas naturais pela expansão das atividades antrópicas. A construção de barragens alteram bruscamente a dinâmica de todo sistema natural das redes de drenagem. O alto consumo de produtos químicos para produção de culturas agrícolas, contaminam os solos e os cursos hídricos.

Nesse sentido, a substituição acelerada dos habitats naturais por atividades produtivas compromete de forma significativa a função estratégica da BHRV como corredor ecológico entre o Pantanal e o Rio Paraná. Esse processo também intensifica a insegurança hídrica para as comunidades locais, sobretudo em assentamentos rurais. As alterações no uso da terra elevam os riscos ambientais ao fragmentar ecossistemas, pressionar a dinâmica hidrológica, reduzir a vegetação nativa e enfraquecer a resiliência ambiental. Ao modificar o ciclo hidrológico e limitar a capacidade de adaptação climática, tais mudanças colocam em risco a sustentabilidade socioambiental de toda a BHRV.

Para mitigar esses impactos, torna-se essencial que o estado de Mato Grosso do Sul, enquanto gestor territorial, implemente ações integradas que incluam restauração ecológica e o fortalecimento de políticas de zoneamento ambiental. Paralelamente, é necessário que os proprietários rurais adotem práticas de manejo conservacionistas

do solo e da água, e que a comunidade local participe ativamente dos processos decisórios voltados à conservação da bacia. A criação de um comitê participativo de gestão dos recursos hídricos é igualmente estratégica, permitindo regular o uso da água e responder à crescente demanda sobre o sistema.

## AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo apoio financeiro, Processo n. 405231/2023-7 e ao Programa Institucional de Bolsas aos Alunos de Pós-Graduação da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul.

## REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507

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 de janeiro de 2025.

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](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/decreto/d5746.htm). Acesso 28 de março de 2025.

CAPOANE, V. Mapeamento dos pequenos reservatórios e análise dos impactos ambientais associados na bacia hidrográfica do córrego Guariroba, Campo Grande-MS. **GEO**, 39, 1-23, 2021. doi: 10.12957/geouerj.2021.51688

CAPOANE, V. Impactos do período seco e geadas no vigor da vegetação: estudo de caso para a bacia hidrográfica do córrego Guariroba, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. **Revista Cerrados**, 20, 221-241, 2022. doi: 10.46551/rc24482692202225

CAPOANE, V. Características geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, Mato Grosso do Sul: bases de conhecimento para fins de planejamento territorial. **Revista DeMA Desenvolvimento e meio ambiente**. Universidade Federal do Paraná. Vol. 62, p. 1439-1461, jul./dez. 2023. DOI: 10.5380/dma.v62i0.87262 e-ISSN 2176-9109

CAPOANE, V.; MESCOLOTTI, P. C.; FUSHIMI, M.; FONTANA, A.; KUPLICH, T. M.; SILVA, D. A. da. Detecção de focos de arenização na bacia hidrográfica do Córrego Guariroba, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [S. l.], v. 25, n. 2, 2024.

DUBOS-RAOUL, M.; DE ALMEIDA, R.. 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.

FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. **A Bacia Bauru (Cretáceo, 68(2), 195-206**, 1996.

FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. Revisão estratigráfica da parte oriental da Bacia Bauru (Neocretáceo). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 30, n. 4, p. 717-728, 2000. DOI: 10.25249/0375-7536.2000304717728

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, [S. l.], v. 42, 2022. DOI: 10.4336/2022.pfb.42e201902069.

GRAVELIUS, H. Flusskunde. Goschen'sche Verlagshandlung, Berlin. **Morphometry of drainage basins**. Elsevier, Amsterdam, 1941.

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

HERNANI, L. C., DE FREITAS, P. L., PRUSKI, F. F., DE MARIA, I. C., CASTRO FILHO, C. D., LANDERS, J. N., ... & JOHN NICOLAS LANDERS, A. P. D. C. A erosão e seu impacto. **Processos de Degradação das Terras**, 2002.

HOFMANN, G. S.; Mudanças climáticas no Cerrado brasileiro: suas origens e impactos para biodiversidade / Gabriel Selbach Hofmann. -- 2024. 191 f. Orientador: Francisco Eliseu Aquino. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

HORTON, R. E.; Drainage-basin characteristics. **Transactions, American geophysical union**, v. 13, n. 1, p. 350-361, 1932.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological society of America bulletin**, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945.

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 (2023). **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.

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

LACERDA FILHO, J. V. D., ABREU FILHO, W., Valente, C. R., OLIVEIRA, C. C. D., & ALBUQUERQUE, M. C. D. **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

LAMOSO, L. P.; GOMES, T. N.. Implicações da Silvicultura no Eucalipto para o desenvolvimento regional no Mato Grosso do Sul. DA SILVA, WALTER GUEDES; SILVA, PFJ. **Mato Grosso do Sul no início do século XXI: As Múltiplas Escalas do Desenvolvimento**. Life, 2017

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.

LIYING, S. *et al.* A review on rill erosion process and its influencing factors. **Chinese geographical science**, v. 23, p. 389-402, 2013.

MELTON, Mark A. **An analysis of the relations among elements of climate, surface properties, and geomorphology**. 1957.

MANZANO, L. M. T. **Estratigrafia e evolução tecossedimentar da parte ocidental da Bacia Bauru/ Liliane Maia Tcacenco Manzano** – Curitiba, 2022. 1 recurso online: PDF.

MARENGO, J. A. *et al.* Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia–Cerrado transition zone. **Scientific reports**, v. 12, n. 1, p. 457, 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.

MILLER, V. C. **A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in the Clinch Mountain area, Virginia and Tennessee**. Columbia University, 1953.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005.

PAULINO, E. T.; DO ROCCIO KRÜGER, C.. Agricultura empresarial e produção camponesa no contexto das disputas territoriais recentes: o caso paranaense. **Acta Scientiarum**. Human and Social Sciences, v. 32, n. 1, p. 97-107, 2010.

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

SANO, E. E.; BARCELLOS, A.O.; PEIXOTO, S.S.J., GUIMARÃES, L.P. and ALVES, R.G. Influence of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate assemblages in neotropical springs. **Acta Limnológica Brasiliensia**, 2024, vol. 36, e24. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8623>

PERPETUA, G.; THOMAZ JÚNIOR, A. (2013). Dinâmica geográfica da mobilidade do capital na produção de celulose e papel em Três Lagoas (MS). **Revista da Anpege**. 9. 55-69. 10.5418/RA2013.0912.0004.

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

POESEN, J. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. **Earth surface processes and landforms**, v. 43, n. 1, p. 64-84, 2018. doi:10.1002/esp.4250

SANO, E. Eyji *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. Doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.108

REICHERT J.M, RODRIGUES M.F, PELÁEZ J.J.Z, LANZA R, MINELLA J.P.G, ARNOLD J.G, *et al.* Water balance in paired watersheds with eucalyptus and degraded grassland in Pampa biome. **Agric For Meteorol** 2017;237-238:282-95. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.02.014>.

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological society of America bulletin**, v. 67, n. 5, p. 597-646, 1956.

SCHUMM, S. A. Sinuosity of alluvial rivers on the Great Plains. **Geological Society of America Bulletin**, v. 74, n. 9, p. 1089-1100, 1963.

SILVA, M. S. L. Da. Estudos da erosão. **EMBRAPA-CPATSA**, 1995.

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

SILVA, I. D. 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, C.H.R. Política Industrial Brasileira e as regiões Geoeconômicas de Mato Grosso do Sul. DA SILVA, WALTER GUEDES; SILVA, PFJ. **Mato Grosso do Sul no início do século XXI: As Múltiplas Escalas do Desenvolvimento**. Life, 2017.

SOARES, P. C.; LANDIM, P MB. Ensaio De Caracterização Estratigráfica Do Cretáceo. **Revista Brasileira de Geografia**, 1980, p 177-185.

SPERA, S. T.; REATTO, A.; MARTINS, E. de S.; CORREIA, J. R.; CUNHA, T. J. F. **Solos areno quartzosos no Cerrado**: problemas, características e opções de uso. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1999.

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.

STRAHLER, Arthur N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological society of America bulletin**, v. 63, n. 11, p. 1117-1142, 1952.

STRAHLER, A. Quantitative Geomorphology of Drainage Basins and Channel Networks. In: Chow, V., Ed., **Handbook of Applied Hydrology**, McGraw Hill, New York, 1964, p 439-476. 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.

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

WILLIAMS, Michael. Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of historical geography*. **Journal of historical geography**, doi: 10.1006/jhge.1999.0189. v. 26, n. 1, p. 28-46, 2000.

## Contribuições de autoria

### 1 – Ilciléia dos Santos Silva

Mestranda em Geografia - 2024-2026 (Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul - UEMS)

<https://orcid.org/0009-0008-7820-1407> - [ilcileia-santos@hotmail.com](mailto:ilcileia-santos@hotmail.com)

Contribuição: Escrita – primeira redação, Obtenção de financiamento, Investigação, Visualização de dados

### 2 – Viviane Capoane

Docente nos cursos de graduação e pós-graduação em Geografia na Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul

<https://orcid.org/0000-0002-6672-1279> - [viviane.capoane@uems.br](mailto:viviane.capoane@uems.br)

Contribuição: Escrita – revisão e edição, Supervisão, Validação, Administração de Projeto

## Como citar este artigo

SILVA, I. S.; CAPOANE, V. Caracterização geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Verde, Mato Grosso do Sul (Brasil). **Geografia Ensino & Pesquisa**, Santa Maria, v. 30, e91694, 2025. Disponível em: 10.5902/2236499491694. Acesso em: dia mês abreviado. ano.