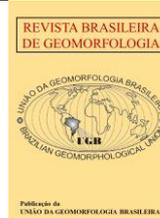




<https://rbgeomorfologia.org.br/>  
ISSN 2236-5664



Artigo de Pesquisa

## Detecção de focos de arenização na bacia hidrográfica do Córrego Guariroba, Campo Grande, Mato Grosso do Sul

*Detection of arenization foci in the Guariroba river watershed, Campo Grande, Mato Grosso do Sul*

Viviane Capoane <sup>1</sup>, Patricia Colombo Mescolotti <sup>2</sup>, Melina Fushimi <sup>3</sup>, Ademir Fontana <sup>4</sup>, Tatiana Mora Kuplich<sup>5</sup>, Daiane Alencar da Silva <sup>6</sup>

<sup>1</sup> Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Curso de Geografia, Campo Grande/MS, Brasil. capoane@gmail.com  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6672-1279>

<sup>2</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Campo Grande/MS, Brasil. patricia.mescolotti@ufms.br  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4580-776X>

<sup>3</sup> Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Departamento de Geografia e Planejamento Ambiental, Rio Claro/SP, Brasil. fushimi.melina@gmail.com  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3682-4701>

<sup>4</sup> Embrapa Solos, Campo Grande/MS, Brasil. ademir.fontana@embrapa.br  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7624-8676>

<sup>5</sup> Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Coordenação Espacial do Sul, Santa Maria/RS, Brasil. tkuplich@gmail.com  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0657-4024>

<sup>6</sup> Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Curso de Geografia, Jardim/MS, Brasil. daianealencar@uems.br  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5506-5387>

Recebido: 16/09/2023; Aceito: 02/04/2024; Publicado: 13/05/2024

**Resumo:** Neste estudo, foram mapeados os focos de arenização e as áreas em processo de arenização na bacia hidrográfica do córrego Guariroba, investigando também a gênese e a morfodinâmica desses areais. O mapeamento foi realizado através do *Brightness Index 2* (BI2), a partir de imagens do satélite Sentinel-2. Para a classificação, foi utilizada uma imagem do período seco (21/08/2021), caracterizado por menor umidade e maior brilho. Para a validação do mapeamento, foi utilizado o BI2 do período chuvoso (29/03/2023), marcado por maior umidade e menor brilho. O BI2 foi calculado no *software* SNAP e, no *software* ArcMap, os valores foram classificados considerando o histograma. Os focos de arenização ocupam uma área de 238,6 ha e as áreas em processo de arenização, 919,1 ha. A origem desse processo está vinculada à extensiva eliminação da cobertura vegetal primária e à conversão para a agricultura, desconsiderando a fragilidade natural dos Neossolos Quartzarênicos, o que acelerou a degradação do solo. Com o tempo, as áreas degradadas com solo exposto tornaram-se mais suscetíveis à ação erosiva da água e do vento, resultando na formação e expansão dos areais, que ocorrem em diferentes compartimentos da vertente. Os resultados encontrados destacam a urgência da adoção de práticas de manejo conservacionistas do solo e da água. Tais medidas são fundamentais para assegurar a integridade do ecossistema que fornece 34% da água que abastece a cidade de Campo Grande/MS. O desempenho do BI2 foi satisfatório; no entanto, é importante ressaltar que a obtenção de uma cartografia realista dos areais requer não apenas uma proficiência teórica, mas também uma experiência de campo por parte do classificador.

**Palavras-chave:** Fragilidade ambiental; suscetibilidade à erosão; manejo inadequado; mudanças na cobertura e uso da terra.

**Abstract:** In this study, the arenization foci and areas undergoing arenization processes in the watershed of the Guariroba were mapped, investigating the genesis and morphodynamics of this arenization foci. Mapping was carried out using the *Brightness Index 2* (BI2) based on Sentinel-2 satellite images. For classification, an image from the dry period (August 21, 2021) was used, characterized by lower humidity and higher brightness. For the validation of the mapping, the BI2 from the rainy period (March 29, 2023) was used, marked by higher humidity and lower brightness. The BI2 was calculated in the *software* SNAP and, in the *software* ArcMap, the values were classified considering the histogram. The arenization foci occupy an area of 238.6 ha and the areas in the process of arenization, 919.1 ha. The origin of this process is linked to the extensive elimination of primary vegetation cover and conversion to agriculture, disregarding the natural fragility of Neosols Quartzarênicos, which accelerated soil degradation. Over time, degraded areas with exposed soil became more susceptible to the erosive action of water and wind, resulting in the formation and expansion of sandbars, which occur in different compartments of the slope. The results found highlight the urgency of adopting conservationist soil and water management practices. Such measures are fundamental to ensure the integrity of the ecosystem that provides 34% of the water that supplies the city of Campo Grande/MS. The performance of BI2 was satisfactory; however, it is important to emphasize that the obtaining of a realistic cartography of the sandbars requires not only theoretical proficiency, but also field experience from the classifier.

characterized by lower humidity and higher brightness was used. To validate the mapping, the BI2 from the rainy period (March 29, 2023), marked by higher humidity and lower brightness, was employed. BI2 was calculated in the SNAP software, and in ArcMap, the values were classified considering the histogram. The arenization foci cover an area of 238.6 hectares, and the areas undergoing arenization processes cover 919.1 hectares. The origin of this process is linked to the extensive removal of primary vegetation cover and conversion to agriculture, disregarding the natural fragility of Entisols (Quartzipsamments), which accelerated soil degradation. Over time, the degraded areas with exposed soil became more susceptible to erosive action from water and wind, resulting in the formation and expansion of arenization foci, occurring in different slope compartments. The findings emphasize the urgency of adopting soil and water conservation management practices. Such measures are essential to ensure the integrity of the ecosystem that provides 34% of the water supply for the city of Campo Grande/MS. The performance of BI2 was satisfactory; however, it is important to emphasize that achieving a realistic mapping of arenization foci requires not only theoretical proficiency but also field experience on the part of the classifier.

**Keywords:** Environmental fragility; erosion susceptibility; inadequate management; land cover and land-use changes.

---

## 1. Introdução

Os solos arenosos ocorrem em todas as regiões brasileiras e correspondem a aproximadamente 12,9% do território nacional (IBGE, 2021). Estes solos apresentam teor de areia menos o teor de argila igual ou superior a 70% (SANTOS et al., 2018). No bioma Cerrado, os solos essencialmente arenosos são representados especialmente pela classe dos Neossolos Quartzarênicos (RQs), que compreende 15% da área (IBGE, 2021). Ademais, se considerar parte do solo de composição arenosa, pode se incluir parte dos Latossolos, Argissolos e Plintossolos.

Os Neossolos Quartzarênicos são essencialmente quartzosos, cujo material litológico é naturalmente enriquecido em quartzo, tendo 95% ou mais de quartzo, calcedônia e opala nas frações areia grossa e areia fina (SPERA et al., 1999). Conforme Santos et al. (2018), estes solos são desprovidos de materiais primários alteráveis, sem contato lítico dentro de 50 cm de profundidade, com sequência de horizontes A-C, porém apresentando textura areia ou areia franca em todos os horizontes até, no mínimo, a profundidade de 150 cm a partir da superfície do solo ou até contato lítico ou lítico fragmentário. Apesar da elevada profundidade e permeabilidade destes solos, a estrutura ou agregação fraca, com baixa coesão entre as partículas, torna-os altamente suscetíveis à erosão (SANTOS et al., 2018).

Quimicamente, os Neossolos Quartzarênicos possuem baixa fertilidade natural, pois, as partículas de areia quartzosa não possuem cargas elétricas negativas significativas, dificultando a retenção de íons nutrientes. São solos com baixos teores de bases trocáveis, incluindo cálcio, magnésio e potássio, e, muitas vezes com altos teores de alumínio. Além disso, possuem baixa capacidade de troca catiônica, sendo essa capacidade quase exclusivamente advinda de cargas geradas pela matéria orgânica do solo (SPERA et al., 1999; CURCIO, 2017). Com isso, apresentam baixa capacidade de agregação de partículas, alta perda de nutrientes e rápida decomposição de matéria orgânica (CORREIA; REATTO; SPERA, 2004; BASSO; CERETTA; SILVA, 2019).

Em função das características físicas e químicas naturais, os RQs são solos de baixa resiliência e elevada fragilidade natural (CASTRO; HERNANI, 2015), sendo altamente suscetíveis à erosão hídrica e eólica (SUERTEGARAY, 2011; SUERTEGARAY; OLIVEIRA, 2014; SUZUKI et al., 2023). A baixa disponibilidade de nutrientes e produção primária também confere baixos teores de matéria orgânica. Diante disso, apresentam baixa aptidão agrícola para culturas de grande exigência nutricional e hídrica, como a soja, sendo geralmente enquadrados na classe de aptidão restrita às pastagens naturais (SPERA et al., 1999), requerendo a aplicação regular de fertilizantes para suprir as demandas nutricionais das plantas (ZUO et al., 2008; SALES et al., 2010). O uso agrícola desses solos, sem considerar sua fragilidade ambiental e aptidão, e sem a implementação de práticas de manejo conservacionistas (edáficas, vegetativas e mecânicas), pode acelerar a degradação tanto dos solos quanto das águas superficiais e subterrâneas.

Entre as diversas formas de degradação física do solo, a arenização se destaca como uma das formas mais difíceis de se recuperar, pois, conforme Suertegaray (1997, p. 112), o processo consiste no “[...] retrabalhamento de depósitos arenosos pouco ou nada consolidados, que promove, nessas áreas, uma dificuldade de fixação de vegetação, devido à constante mobilidade dos sedimentos”, resultando em areais, os quais constituem a forma mais evidente desse processo. Segundo Suertegaray (2020, p. 121), “um areal tem uma área sem a presença de cobertura vegetal, constituída por depósitos arenosos recentes (Holocênicos), portanto não consolidados, em constante remoção, por processos hídricos e eólicos atuais”.

As áreas degradadas pelo processo de arenização têm sido erroneamente tratadas como desertificação, tanto no meio acadêmico quanto fora dele. Esse equívoco pode ser atribuído ao “aspecto desértico” dos locais de ocorrência. É crucial que o processo de degradação seja identificado de maneira precisa, pois somente assim será possível adotar abordagens adequadas para estabilizar e recuperar os areais.

Na região sudoeste do Rio Grande do Sul, o Grupo de Pesquisa *Arenização/desertificação: questões ambientais* da Universidade Federal do Rio Grande do Sul conduziu um estudo abrangente sobre os areais, resultando no *Atlas da Arenização Sudoeste do Rio Grande do Sul*. Organizado por Suertegaray, Guasseli e Verdum (2001), o atlas aborda tanto a interpretação do conteúdo quanto a distribuição das áreas afetadas por esse fenômeno, além de se concentrar na elaboração de instrumentos para a alfabetização científico-tecnológica. Utilizando imagens do satélite Landsat 5 (Thematic Mapper), o mapeamento dos areais foi elaborado sob dois processos de classificação: o visual e o digital. Conforme os autores, a espacialização do fenômeno de arenização permite uma melhor visualização do processo, contribuindo para o entendimento de sua distribuição com implicações significativas para o planejamento regional.

Durante o mapeamento, dos areais no sudoeste do RS, os autores enfrentaram limitações inerentes à escala espacial das imagens do satélite Landsat 5, de 30 metros. Atualmente, essa limitação pode ser superada com o advento de imagens de maior resolução espacial, disponíveis de forma gratuita. Um exemplo são as imagens do Satélite Sentinel-2, da Agência Espacial Europeia, que oferece uma resolução espacial de 10 metros. Essa abordagem mais refinada representa um avanço promissor na capacidade de identificação e monitoramento dos areais e das áreas em processo de arenização, aprimorando assim as estratégias de planejamento e a compreensão do fenômeno.

A Bacia Hidrográfica do Córrego Guariroba (BHCG), área de estudo do presente trabalho, é responsável por 34% da água que abastece a capital do estado de Mato Grosso do Sul. Nessa bacia, os Neossolos Quartzarênicos, originados dos arenitos do Grupo Caiuá indiviso, ocupam expressivos 98,5% da área total (MOTTA et al., 2013). Esses solos são historicamente submetidos a uma intensa exploração agrícola, principalmente com pecuária extensiva e, recentemente, com a introdução de plantações de eucalipto (MAPBIOMAS, 2023).

Embora 98,0% da BHCG estejam em uma Unidade de Conservação, na Área de Proteção Ambiental há pastagens em vários estágios de degradação e áreas em processo de arenização (CAPOANE, 2021; 2022). Esta situação destaca a importância de compreender o fenômeno da arenização em solos derivados dos arenitos do Grupo Caiuá indiviso em Mato Grosso do Sul, uma lacuna de conhecimento que motiva o objetivo central deste estudo: investigar a gênese e morfodinâmica dos areais na Bacia Hidrográfica do Córrego Guariroba, em Campo Grande/MS.

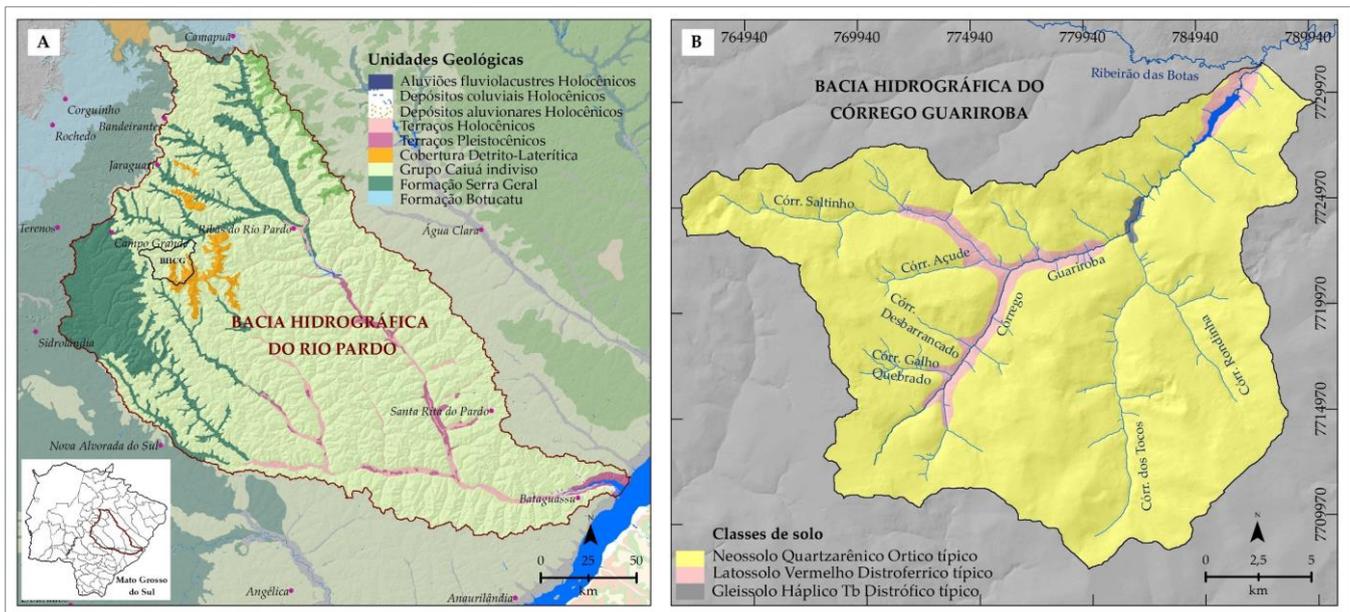
## 2. Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Córrego Guariroba localiza-se integralmente no município de Campo Grande, estado de Mato Grosso do Sul, a leste da sede municipal (Figura 1). Sua área de captação é de 369,7 km<sup>2</sup> e o perímetro de 130,0 km. A BHCG conta com um dos mananciais superficiais de abastecimento público da cidade de Campo Grande, e 98,0% do seu território corresponde a Área de Proteção Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba ou APA do Guariroba. A APA foi criada pelo Decreto n. 7.183 de 21 de setembro de 1995 (CAMPO GRANDE, 1995), devido à perda significativa de vegetação nativa no período de construção do reservatório e implantação do sistema captação e adução de água que ocorreu entre 1982 e 1987 (OLIVEIRA et al., 2017), visando recuperar e conservar o principal sistema produtor de água bruta para abastecimento público, que, à época correspondia a 50%.

Geologicamente, a área se encontra na zona de transição de duas bacias sedimentares, a do Paraná e a de Bauru (Figura 1). Na BHCG a Bacia Sedimentar do Paraná é representada pelos basaltos da Formação Serra Geral (1,4%) (IBGE, 2021), e a Bacia Sedimentar de Bauru, pelos arenitos do Grupo Caiuá indiviso (74,8%). Coberturas detrítico-laterítica neogênicas também foram mapeadas na área (23,8%; LACERDA FILHO et al., 2006). As rochas sedimentares ferruginosas podem recobrir diretamente os basaltos da Formação Serra Geral ou os arenitos do Grupo Caiuá.

A Bacia Sedimentar de Bauru possui uma área total de 370.000 km<sup>2</sup> (FERNANDES; COIMBRA, 1996) e abrange a metade ocidental do estado de São Paulo, aflorando também nos estados de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Paraná, e uma pequena parte do Paraguai (BASILICI; SGARBI; DAL' BÓ, 2012). A bacia é do tipo intracratônica de subsidência isostática e desenvolveu-se no pós-ruptura do continente Gondwana

no Cretáceo (SILVA et al., 2003; FERNANDES; RIBEIRO, 2015; BATEZELLI, 2010; 2015). O preenchimento da bacia ocorreu em condições semiáridas nas margens e em condições desérticas no interior, em duas fases de deposição siliciclástica: a primeira com sistema desértico e predomínio de deposição eólica, e a segunda, um sistema flúvio-eólico (FERNANDES; COIMBRA, 2000; FERNANDES; RIBEIRO, 2015).



**Figura 1.** Contexto geográfico, litológico e pedológico da área de estudo, a bacia hidrográfica do córrego Guariroba, Campo Grande/MS. Fontes: A) IBGE (2021), escala 1:1.000.000 e B) Motta et al. (2013), escala 1:100.000, MDE 5m. Elaboração: Primeira autora (2023).

Estratigraficamente, às sequências sedimentares dos Grupos Caiuá e Bauru estão parcialmente interdigitadas. O Grupo Caiuá compreende três formações (da base para o topo): a Formação Goio Erê (margens do campo eólico), a Formação Rio Paraná (interior do campo eólico) e a Formação Santo Anastácio (Paleossolos). O Grupo Bauru pode ser subdividido nas Formações Araçatuba (lacustre), Adamantina (Formação Vale do Rio do Peixe), Uberaba (fluvial entrelaçado) e Marília (aluvial dominado por rios entrelaçados). No Mato Grosso do Sul (MS) ocorrem as formações Marília e Vale do Rio do Peixe do Grupo Bauru (BATEZELLI, 2010; 2015). Para o Grupo Caiuá, ocorrem a Formação Santo Anastácio e, em função da escala de mapeamento (1:1.000.000) e falta de estudos detalhados, as Formações Rio Paraná e Goio Erê estão unidas como Grupo Caiuá indiviso (Figura 1).

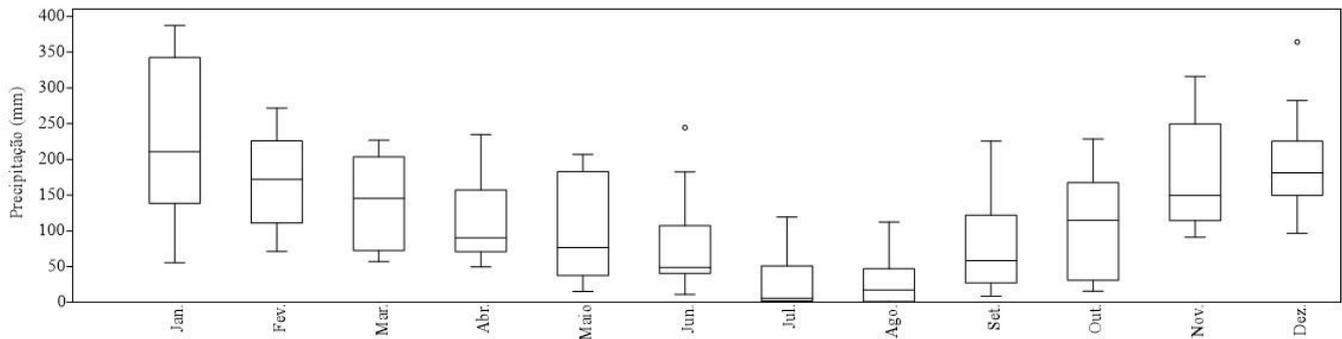
Em resposta ao predomínio de arenitos quartzosos nas unidades geológicas presentes na BHCG, a classe de solo predominante é Neossolo Quartzarênico órtico típico (RQo) (98,5%). As demais classes mapeadas no Levantamento de Reconhecimento de Baixa Intensidade dos Solos do Município de Campo Grande (MOTTA et al., 2013), são Latossolo Vermelho distroférrico típico e Gleissolo Háptico distrófico típico (Figura 1). Dos seis pontos amostrados em RQo por Motta et al. (2013), dois estão próximos a BHCG. Nestes pontos, o conteúdo de areia (grossa e fina) é de aproximadamente 90% no horizonte A (0-20 cm) e o de carbono orgânico é de 4,7 e 5,5 g/kg de solo, respectivamente.

No contexto geomorfológico, a BHCG encontra-se no planalto de Campo Grande, com declives variando de 0 a 129,2% e classes de relevo predominantes: suave ondulado (colinas) - 2-5% em área de 56,39%; ondulado (morros e morrotes) - 5-10% em 23,3%; e plano (terraços), 0-2% em 18,71% da área da bacia (CAPOANE, 2020).

No contexto hidrográfico regional, o córrego Guariroba é afluente do Ribeirão das Botas, que por sua vez é afluente do Rio Pardo, que deságua no Rio Paraná. Os principais tributários do córrego Guariroba são os córregos Rondinha, Tocos, Galho Quebrado, Desbarrancado, Açude e Saltinho. Conforme Capoane (2020), a densidade de drenagem (0,62), a razão de alongação (0,78) e de circularidade (0,27), o coeficiente de compacidade (1,91) e a forma (0,48) menos alongada da BHCG, indicam alta capacidade de infiltração, baixo escoamento, com pico de fluxo mais plano por mais tempo e menor propensão a inundações. As características geométricas e da rede de drenagem da BHCG, aliada a permeabilidade do solo (predomínio de RQo), baixo relevo (amplitude de 216,04 m) e declive

médio de 3,87%, indicam um maior tempo de concentração da água na BHCG, o que é vital para entender e gerenciar adequadamente as condições hidrológicas.

O clima da região é o monçônico (ALVARES et al., 2014), com precipitação variando de 1.181 (2020) a 1.732 (2013) mm ano<sup>-1</sup> no período entre 2012 e 2023 (CEMTEC, 2024). Nos últimos 12 anos, o mês mais chuvoso foi janeiro com mediana de 211,4 mm e o mais seco julho, com mediana de 7,1 mm, sendo a estação mais seca o inverno (Figura 2).



**Figura 2.** Precipitação mensal em Campo Grande no período entre 2012 e 2023. Estação meteorológica: INMET, A 702, -20,45, -54,6166. Fonte dos dados: <https://www.cemtec.ms.gov.br/acervo-5/>. Elaboração: Primeira autora (2024).

A área encontra-se na ecorregião Planalto dos Guimarães (SANO et al., 2019), no Cerrado sul-mato-grossense. De acordo com Santos et al. (2021), o Cerrado é considerado a savana de maior biodiversidade do mundo, bem como o segundo maior bioma brasileiro. Nas últimas décadas, principalmente devido à expansão agrícola e às queimadas, esse bioma foi severamente degradado, perdendo cerca de 50% de sua vegetação original. Dados da Rede MapBiomas, coleção 8 (2023), mostram que no período entre 1985 e 2022 o bioma Cerrado perdeu 4.912.676 ha de formações florestais, 24.241.531 ha de formações savânicas, 2.348.085 ha de formações campestres e 566.463 ha de campo alagado. Na BHCG as formações florestais, savânicas, campestres e de campo alagado perfazem apenas 13,7% da área. A classe de uso predominante em 2022 foi a pastagem (71,9%), e os cultivos arbóreos (eucalipto) abrangem uma área de 3.398,9 ha.

### 3. Materiais e Métodos

#### 3.1 Base Cartográfica e Delimitação da Bacia Hidrográfica

Os dados planialtimétricos utilizados para a geração do Modelo Digital de Elevação (MDE) e delimitação da BHCG foram obtidos no *site* da Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano de Campo Grande no ano de 2020 (SEMADUR, 2020). Os dados planialtimétricos na escala 1:10.000 foram gerados por aerofotogrametria em voo realizado em março de 2008.

As curvas de nível com equidistância de cinco metros e os pontos cotados foram interpolados utilizando o interpolador "topo to raster" no *software* ArcMap 10.8.2 (licença para a primeira autora ESRI, 2023). Este interpolador gera um MDE que apresenta uma consistência hidrológica mais precisa, reproduzindo de maneira mais fiel a drenagem natural e as linhas de cume (HUTCHINSON, 1989; HUTCHINSON; XU; STEIN, 2011). A resolução espacial de saída foi de cinco metros. O limite da BHCG foi extraído do MDE utilizando a ferramenta *Spatial Analyst Tools* seguindo as etapas: *Fill* → *Flow Direction - D8* → *Flow Accumulation - D8* → *Conditional - limiar 3.000* → *Conversion Tools - Raster to Polyline* → *Feature to Point* → *Watershed*.

#### 3.2 Índice Radiométrico de Solo

A cartografia dos areais e das áreas em processo de arenização foi feita por meio de imagens multiespectrais do satélite Sentinel-2. Para o mapeamento, foram utilizadas imagens do período seco, caracterizado por menor umidade e maior brilho, enquanto a validação do resultado ocorreu mediante o uso de imagens do período chuvoso, marcado por maior umidade e menor brilho.

O índice radiométrico de solo utilizado para o mapeamento foi o *Brighthenes Index 2* (BI2) (ESA, 2023). Este índice é sensível ao brilho dos solos, que, por sua vez, está relacionado com a umidade, a presença de sais e o

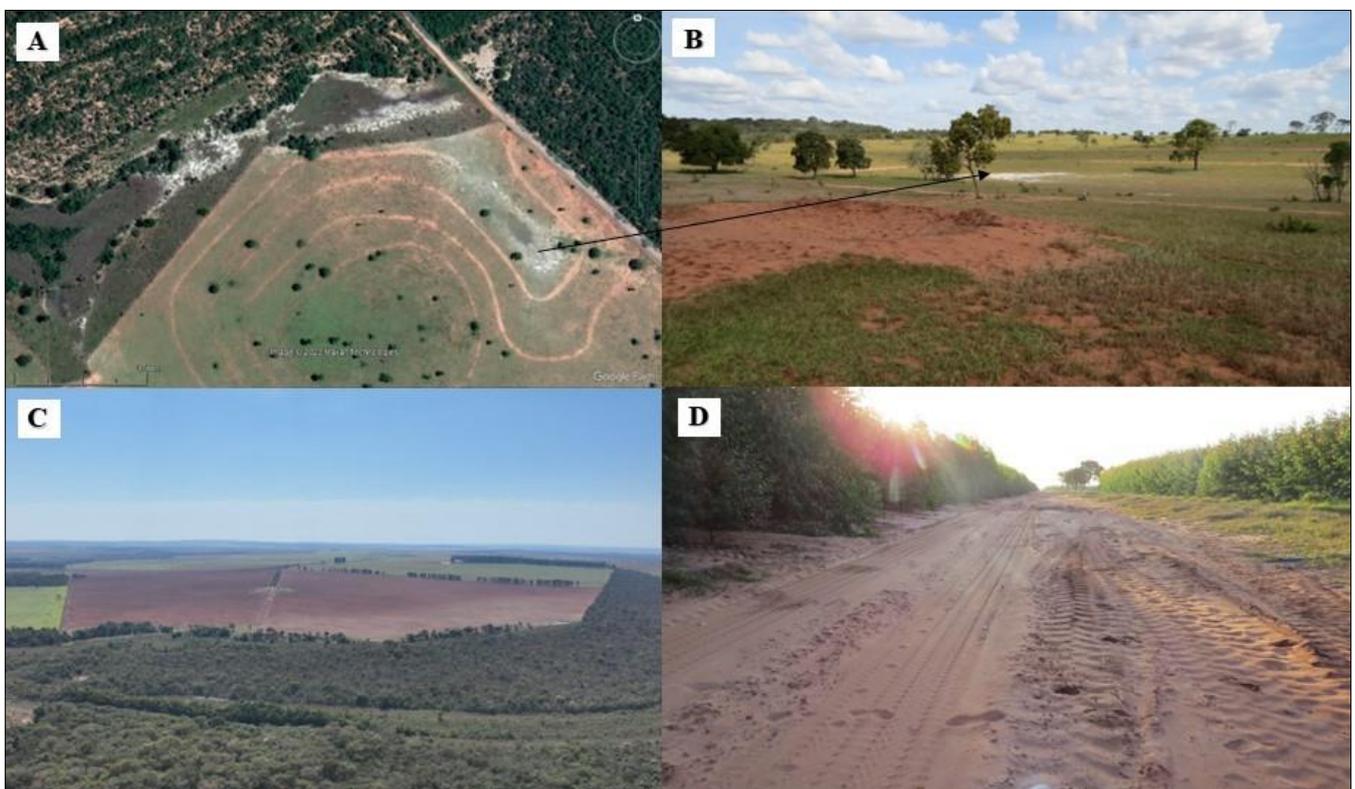
conteúdo de matéria orgânica (ESCADAFAL, 1989). De acordo com Bannari et al. (2016), a variação no brilho pode diferenciar os níveis de erosão do solo em diversas classes de uso do solo. Bachaoui et al. (2014) também demonstraram que a variação no brilho pode fornecer *insights* sobre o estado de degradação, sendo que os solos lixiviados tendem a apresentar maior brilho em comparação aos solos ricos em matéria orgânica.

As imagens do satélite Sentinel-2 foram obtidas no hub Copernicus (ESA, 2023) e as datas selecionadas foram: 21/08/2021, no inverno e em condições de seca classificada como severa a excepcional pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN, 2021). Para a validação, foi feita a comparação com o BI2 de 29/03/2023. O processamento do nível 2 é aplicado aos produtos do nível 1C (correções radiométricas e geométricas, incluindo orto retificação e registro espacial, fornecendo a reflectância no topo da atmosfera *Top-Of-Atmosphere* - TOA). A saída principal são imagens de reflectância corrigida na parte inferior da atmosfera (*Bottom-Of-Atmosphere* - BOA). O protocolo de processamento das imagens se encontra no manual do usuário (ESA, 2015).

O BI2 foi calculado no *software* SeNtinel Application Platform (SNAP), versão 9.0.0 (ESA, 2022), utilizando as bandas verde, vermelho e infravermelho próximo ( $BI2 = \sqrt{((red\_factor * red * red\_factor * red) + (green\_factor * green * green\_factor * green) + (IR\_factor * near\_IR * IR\_factor * near\_IR)) / 3}$ ). O BI2 foi calculado na cena pois, conforme Ponzoni, Shimabukuro e Kuplich (2012, pg. 115) “[...] o ângulo de incidência varia de uma determinada faixa de acordo com a posição dos objetos na faixa imageada”. Além disso, conforme esses autores, o coeficiente de retroespalhamento, a rugosidade da superfície e o conteúdo hídrico afetam as características dos alvos.

Os valores de BI2 foram separados em três classes: não identificado, em processo de arenização e foco de arenização. Os intervalos foram definidos com base no histograma, na análise da imagem de satélite e pontos de controle de campo. A imagem raster foi convertida em polígonos e os pixels que correspondem a áreas de deposição, como: base da encosta e depressões no terreno (Figura 3A e 3B); pastagem em recuperação, renovação ou reforma (DIAS-FILHO, 2011) e lavouras com solo exposto (feições geométricas; Figura 3C); reservatórios de cabeceira entulhados de sedimento; estradas (Figura 3D); e processos erosivos lineares formados pelo pisoteio do gado, foram eliminados.

Trabalhos de campo foram feitos na BHCG para obtenção de pontos de controle de focos com menor representação em área e, para o registro fotográfico (em solo e com drone). Para a análise da gênese e morfodinâmica dos areais, também foi utilizada a série histórica do Google Earth.

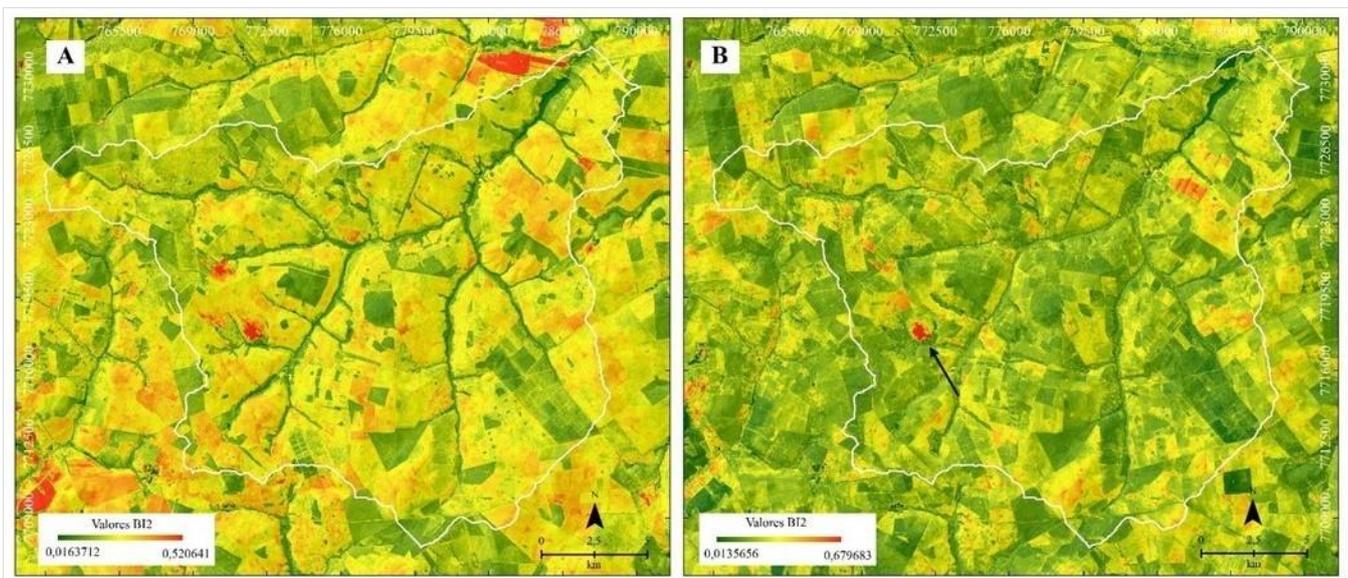


**Figura 3.** A, B) Deposição de material, C) lavoura com solo exposto e D) estrada vicinal. Fonte: Google Earth. Fotos: Primeira autora (2023), datas: 26/05/2023 e 20/07/2023.

## 4. Resultados e Discussões

### 4.1 Mapeamento dos areais

Os valores de brilho para o período seco em 2021 variaram de 0,016 a 0,521 (Figura 4A), com média de 0,16 e desvio padrão de 0,03. Os maiores valores de brilho (cor vermelha) correspondem aos focos de arenização, pastagens em recuperação, renovação ou reforma e lavouras sendo preparadas para o próximo cultivo, áreas de deposição de sedimento, estradas de terra e processos erosivos lineares formados pelo pisoteio do gado. Os valores intermediários correspondem a áreas com baixa cobertura vegetal e vegetação seca (cor laranja). Os menores valores (cor verde) correspondem as formações florestais, savânicas e eucalipto, localizados ao longo dos cursos d'água, em fragmentos florestais e indivíduos arbóreos isolados em área de pastagem, assim como os corpos d'água. No período chuvoso de 2023 os valores de BI2 variaram de 0,014 a 0,680 (Figura 4B), com média de 0,15 e desvio padrão de 0,03. Apesar da predominância de valores baixos de BI2, indicativos da maior umidade do solo e cobertura vegetal, destaca-se o maior foco de arenização na BHCG.



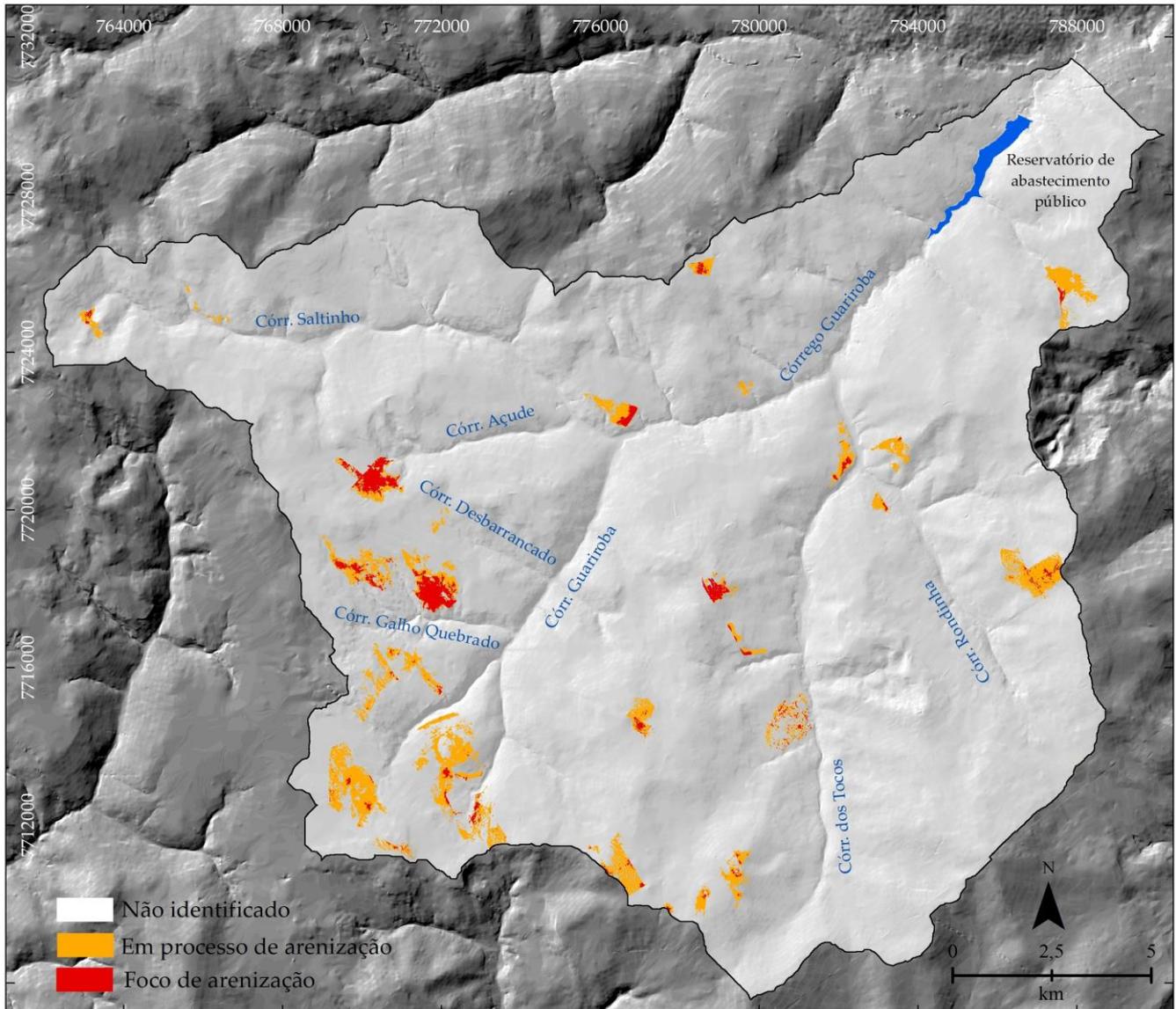
**Figura 4.** Índice de brilho 2 de 21 de agosto de 2021 (A) e de 29 de março de 2023 (B) para a bacia hidrográfica do córrego Guariroba. Destaque para o maior foco de arenização da BHCG em B (seta preta), que se destaca mesmo na estação chuvosa. Fonte: Sentinel-2, ESA (2023). Elaboração: Primeira autora (2023).

Uma vez derivado o índice de brilho (Figura 4), foi feita a classificação a fim de separar as áreas degradadas vulneráveis ao processo de arenização, dos focos de arenização (Figura 5). A Figura 4B subsidiou a separação de alguns focos classificados como areais em 2021, para áreas em processo de arenização em 2023. Os areais ocupam uma área de 238,6 ha e as áreas em processo de arenização, 919,1 ha. Comparando os focos mapeados (Figura 5) com a litologia (Figura 1), observa-se que há focos de arenização em área com coberturas detrito-lateríticas (menor brilho). Isso se deve ao fato de as coberturas ferruginosas serem pouco espessas na área.

No que tange ao índice de brilho utilizado para o mapeamento dos areais, a literatura disponível é incipiente. No contexto ambiental, Saadat et al. (2014), partindo da premissa de que solos fortemente degradados exibem maior brilho em relação aos solos conservados, utilizaram o índice de brilho para criar um mapa de intensidade de erosão. Os autores destacam que as principais vantagens desse método incluem sua elevada precisão, a menor demanda de tempo e recursos para trabalhos de campo e a disponibilidade imediata dos dados necessários. Vieira et al. (2021) também empregaram o índice de brilho para estimar as perdas de solo em uma APA na bacia hidrográfica do Rio Uberaba, em Minas Gerais. Segundo os autores, o índice de brilho revelou-se eficaz na identificação precisa das perdas de solo e da degradação de pastagens em extensas áreas, apresentando a vantagem de se basear em um único parâmetro facilmente acessível por meio de dados de sensoriamento remoto.

Embora ainda não existam trabalhos que tenham utilizado o BI2 para o mapeamento de areais, o desempenho do Índice de Brilho 2 foi satisfatório, permitindo a detecção dos areais e as áreas em processo de arenização na

bacia hidrográfica do córrego Guariroba. Para as áreas degradadas com maior contribuição de material ferruginoso, os valores de brilho foram menores, evidenciando que na classificação, os intervalos não podem ser arbitrários. Isso requer do classificador, além da análise do histograma, conhecimento em sensoriamento remoto, geoprocessamento, interpretação de imagens orbitais e conhecimento dos aspectos abióticos e de uso e cobertura da terra da área de estudo. Trabalhos de campo exploratórios e para a validação do mapeamento também são fundamentais.



**Figura 5.** Áreas em processo de arenização e focos de arenização na bacia hidrográfica do córrego Guariroba. Fonte: Sentinel-2, ESA (2023). Elaboração: Primeira autora (2023).

#### 4.2 Arenização e desertificação

Frequentemente os processos de arenização e desertificação são usados como sinônimos, trazendo assim dificuldades na correta identificação do processo de degradação e nos procedimentos adequados para tentar a recuperação da área degradada. De acordo com Osborne (2012), desertos são definidos pelo clima, ou seja, associados à secura ou aridez. Esta secura é frequentemente a combinação de baixa precipitação e alta perda de água por evaporação, pouco escoamento superficial e infiltração profunda no solo. Para Ward (2016), desertos são ecossistemas maduros com produtividade muito baixa devido a graves limitações de água promovidas pela baixa pluviosidade e altos níveis de evapotranspiração, e evoluíram sob este estado durante um longo período. Assim, áreas com precipitação média anual  $> 100$  mm são desertos verdadeiros; entre 100 e 250 mm são áridas; entre 250

e 350 mm, semiárida; locais com até 500 mm de chuva por ano podem ter condições semelhantes às áridas se as taxas de temperatura e evaporação forem altas (OSBORNE, 2012).

A consolidação da definição de desertificação da UNCCD (*United Nations Convention to Combat Desertification*) exigiu décadas. A primeira discussão sobre o tema foi na Conferência de Nairobo (Quênia, 1997) sendo conceituada como o processo de diminuição do potencial biológico da terra, decorrente das atividades humanas, que poderá desembocar em definitivo em condições de tipo deserto. Na Conferência Rio 92 (UNCCD, 1994), estabeleceu-se a conceituação atual de desertificação, definindo como um processo de degradação de terras vinculada aos climas áridos, semi-áridos e sub-úmidos decorrentes da pressão das atividades humanas sobre os recursos naturais.

O processo de desertificação envolve a gradual perda de produtividade do solo e diminuição da cobertura vegetal devido às atividades humanas (sobre cultivo, pastoreio excessivo, desmatamento, uso e manejo inadequado do solo, e más práticas de irrigação) e, às variações climáticas (secas prolongadas e inundações). A desertificação priva a terra da sua capacidade de sustentar a vida e de fornecer serviços ecossistêmicos essenciais às populações humanas, levando-as ao deslocamento. Para a UNCCD, tal superexploração é geralmente causada por pressão econômica e social, ignorância, guerras e secas. Ou seja, o processo de desertificação não é a expansão natural dos desertos existentes.

Sendo a desertificação vinculada aos climas áridos, semi-áridos e sub-úmidos, a possibilidade de ocorrência do processo de desertificação no Brasil é no semiárido nordestino (SAMPAIO; ARAÚJO; SAMPAIO, 2008; SAMPAIO; VITAL; SAMPAIO, 2013). Trabalho recente desenvolvido por pesquisadores do Cemaden e Inpe, identificaram áreas sub úmidas secas no pantanal sul-mato-grossense, e em uma pequena área no norte do estado do Rio de Janeiro (CEMADEN, 2023). No contexto da área de estudo, a precipitação acumulada para o ano de 2023 foi de 1.503,4 mm (CEMTEC, 2024), logo, não se enquadrando no requisito climático para o processo de desertificação.

O conceito de arenização é definido 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 dos sedimentos” (SUERTEGARAY, 1987, p. 112). O conceito foi ampliado, em Suertegaray e Verdum (2008), onde foi incluída a dinâmica morfogenética em que os processos hídricos superficiais, particularmente o escoamento concentrado do tipo ravina ou voçoroca, associados às chuvas torrenciais, expõe, transporta e deposita areia, dando origem à formação de areais, que, em contato com o vento, tendem a uma constante remobilização.

Além do sudoeste gaúcho, o processo de arenização ocorre em outras regiões do Brasil, como no sudoeste de Goiás, em solos derivados dos arenitos da Formação Botucatu (SCOPEL; PEIXINHO; SOUSA, 2005; SCOPEL et al., 2013; SUERTEGARAY; OLIVEIRA, 2014) e no noroeste do Paraná, em solos derivados do arenito do Grupo Caiuá (MUZILLI, 1996; STIPP, 2006). A situação descrita no sudoeste do Rio Grande do Sul, sudoeste goiano, noroeste do Paraná e outras regiões do Brasil (PEREIRA; FERREIRA; CRUZ, 1994) onde solos arenosos, especialmente os RQs, são submetidos a uso intenso e manejo inadequado, também está ocorrendo na bacia hidrográfica do córrego Guariroba, onde predominam rochas sedimentares do Grupo Caiuá indiviso e Neossolos Quartzarênicos.

No sudoeste do Rio Grande do Sul, inúmeros pesquisadores investigaram a gênese dos areais, fornecendo um conjunto robusto de dados que indicam sua origem natural e sua relação com formações mais recentes assentadas sobre o substrato arenítico das Formações Botucatu e Guará. No caso da BHCG, o processo de arenização é desencadeado pelos usos da terra (atividades humanas).

#### 4.3 Gênese e evolução dos areais

A fim de melhor caracterizar a gênese e evolução dos areais na BHCG, dois focos de arenização foram analisados com mais atenção: a. o maior foco de arenização em área (Figura 6); b. o foco de arenização com maior participação de lateritas (Figura 11).

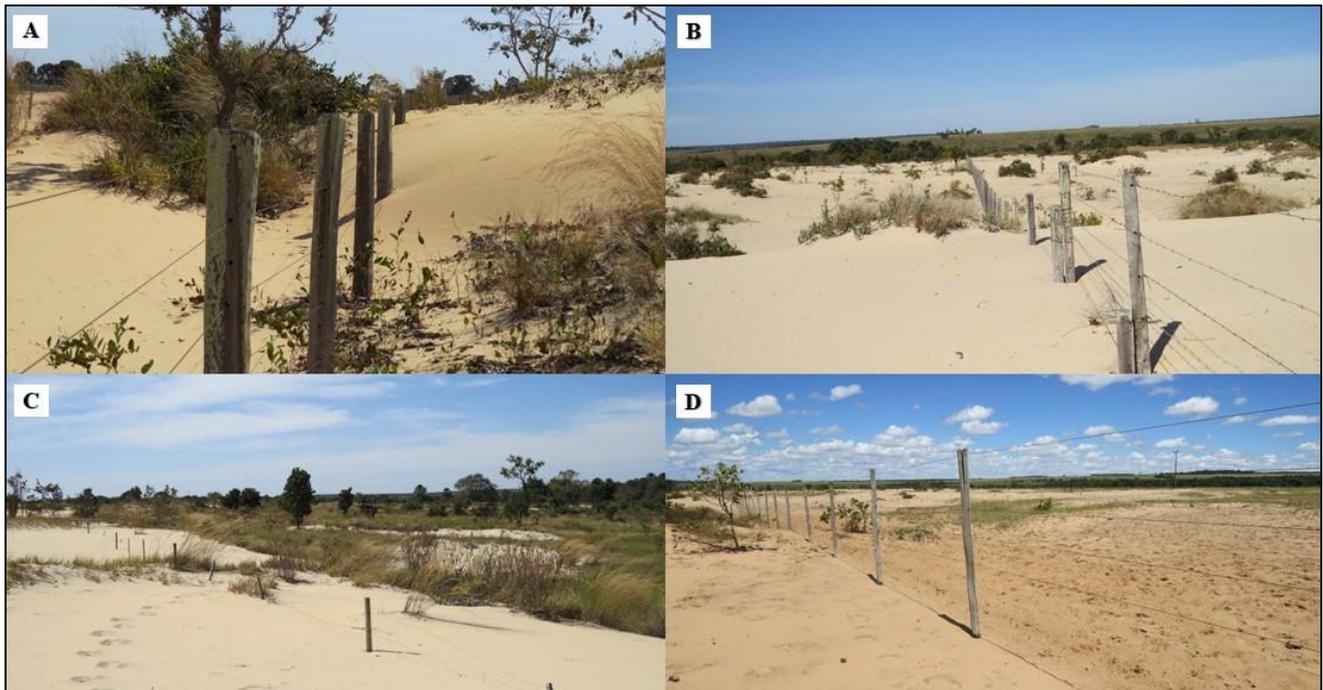
O foco de arenização com maior representação em área (51,5 ha) está inserido em duas propriedades rurais (Figura 6) e, atualmente, os sedimentos estão sendo remobilizados pela água e pelo vento (Figura 7). Este foco se encontra na meia encosta, na zona de interflúvio de dois tributários do córrego Galho Quebrado (Figura 5). Embora os dois agentes de transporte, água e vento, atuem na área, é evidente que, neste foco específico, o vento exerce uma influência mais significativa. Considerando fatores como relevo e gravidade, espera-se que os sedimentos se desloquem em direção aos tributários e ao canal principal. No entanto, a análise da Figura 6 revela uma predominância no transporte no sentido noroeste, especificamente no lado direito da imagem, onde os sedimentos já alcançaram a zona úmida ribeirinha. Em contraste, no lado esquerdo, observa-se que o transporte predominante

das partículas ocorre na direção oposta ao declive. Isso destaca a importância do vento na morfodinâmica dos areais.



**Figura 6.** Foco de arenização com maior representação em área na bacia hidrográfica do córrego Guariroba, Campo Grande/MS. Foto: Primeira autora (2023), data: 26/05/2023.

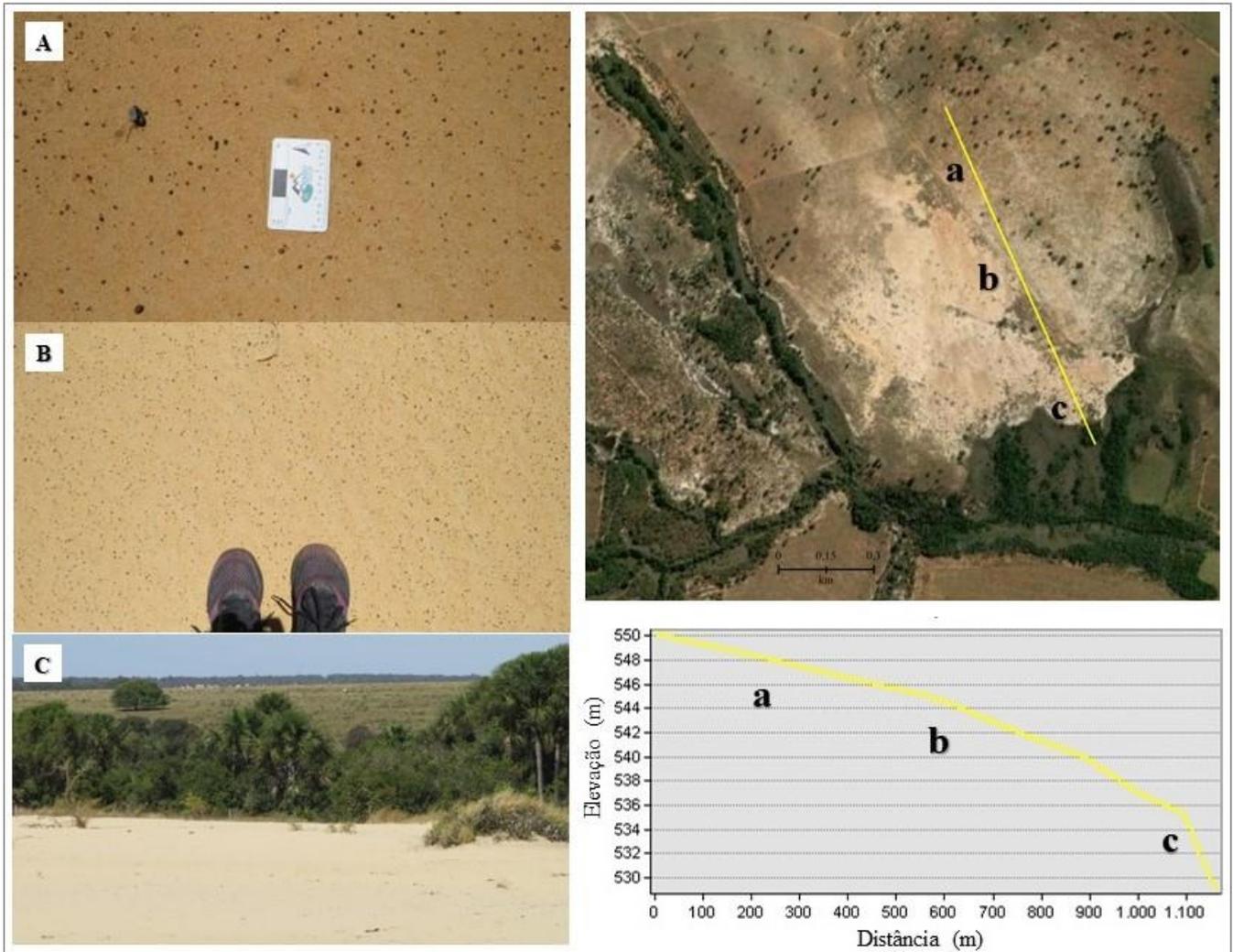
O vento é um importante agente de erosão e deposição que seleciona e transporta grande quantidade de areia e silte em grandes áreas, desde que, as partículas de sedimentos estejam soltas e secas. Nesse contexto, na BHCG, o vento é mais efetivo no transporte de materiais na estação seca, em que os volumes de precipitação são baixos (Figura 2), a umidade do solo é menor e a exposição do solo é maior (CAPOANE, 2022). As Figuras 7ABC mostram a cerca atuando como barreira e sendo envolvida e parcialmente coberta. Em B, o proprietário fez um alongamento de palanque (moirão) para que o gado não adentrasse a propriedade vizinha. A Figura 7D mostra a cerca que divide duas propriedades, uma delas onde o acesso do fator de degradação (gado) foi restringido (esquerda), e na outra, não (direita). Embora a quantidade de material desagregado seja menor na propriedade onde o fator de degradação foi restringido, fica claro na imagem que, dependendo do estágio de degradação, o isolamento da área por si só não é suficiente, pois houve a perda da resiliência.



**Figura 7.** Cercas em divisa de propriedade sendo soterradas (A, B e C); áreas com e sem restrição do gado (D). Fotos: Primeira autora (2023), data: 26/05/2023.

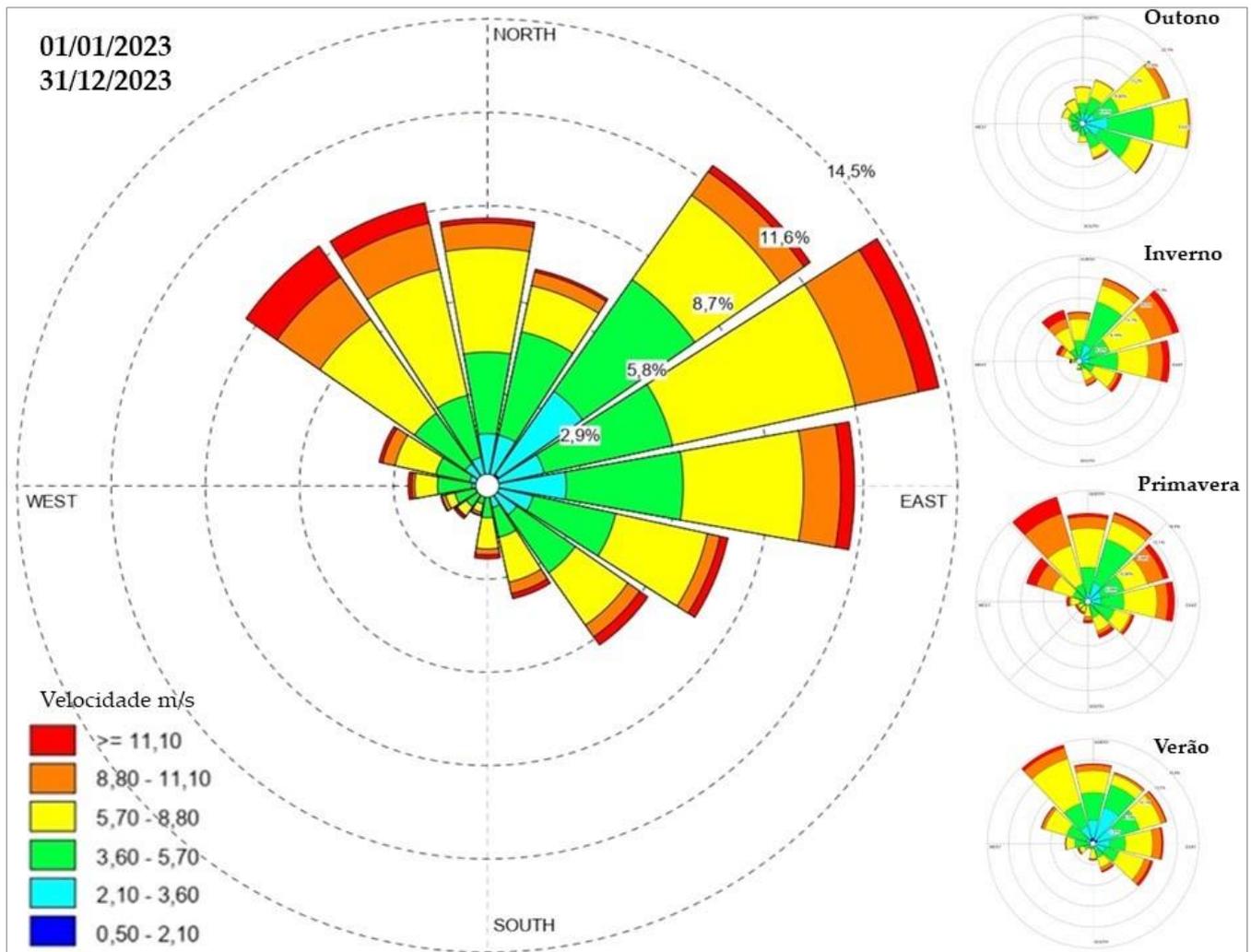
No sentido topo-base da encosta observou-se a seletividade do processo erosivo (Figura 8). Considerando o agente vento, geralmente ele não pode transportar partículas mais grossas, pois o ar tem baixa viscosidade e densidade (GROTZINGER; JORDAN, 2013). Assim, a mudança de cor no sentido topo base da encosta deve-se ao tamanho das partículas. Na parte mais alta, há presença de grãos de laterita arredondadas, indicando a saltação, atrito e polimento. Isso resulta da seletividade do processo erosivo, onde partículas mais leves são transportadas por distâncias maiores, enquanto as partículas mais grossas são as primeiras a serem depositadas.

As coberturas lateríticas são formadas por sedimentos aluvionares e/ou coluvionares (areias, cascalheiras, siltes/argilas), total ou parcialmente laterizados (arenitos, conglomerados e lamitos), e lateritos autóctones com carapaças ferruginosas, cujo ambiente de formação é continental (THEODOROVICZ; THEODOROVICZ, 2010). Em campo, constatou-se que existem muitas manchas com crostas lateríticas bastante endurecidas não mapeadas na escala 1:1.000.000. Considerando que os óxidos de ferro estão envolvidos em vários fenômenos do solo, como na adsorção de ânions, cátions e compostos orgânicos, bem como na fixação de fósforo e metais pesados, isso é um fator positivo, pois o intemperismo dos grãos de lateritas pode contribuir na adsorção de nutrientes e na recuperação de áreas degradadas. Além disso, os óxidos de ferro estão ligados a algumas propriedades morfológicas, como a cor, a estrutura e o magnetismo, induzindo a formação de agregados e a cimentação de outros importantes componentes do solo, nomeadamente nódulos, concreções, plintitas, petroplintitas, ortsteins, etc. (SCHWERTMANN; TAYLOR, 1989).



**Figura 8.** Seletividade de partículas pelo vento. Fonte: Google Earth e MDE 5m. Fotos: Primeira autora (2023), data: 21/03/2023.

Durante a estação seca, no inverno (Figura 2), a baixa cobertura do solo, favorece a mobilidade dos sedimentos pela ação do vento, especialmente em áreas desprovidas de vegetação. À medida que as partículas de areia e silte tornam-se soltas e secas, o vento pode suspendê-las e carregá-las, erodindo gradualmente a superfície do terreno em um processo chamado de deflação (GROTZINGER; JORDAN, 2013) e formando dunas ao depositarem essas areias. Na primavera, embora os volumes de precipitação aumentem, a umidade do solo ainda é baixa, favorecendo o transporte de material pelo vento. No verão, que corresponde a estação mais chuvosa na região (Figura 2), o vento continua tendo um papel importante na expansão dos areais (Figura 9).



**Figura 9.** Rosa dos Ventos gerada no WRPlot. Fonte dos dados: INMET. Elaboração: Santos, V. A. S.

A formação e morfologia de dunas eólicas é controlada principalmente pela disponibilidade de sedimentos e parâmetros climáticos, como velocidade do vento e a presença de vegetação (WASSON, 1984; LANCASTER, 1988; WOLFE, 2007), não sendo associadas apenas a condições de aridez (CHASE, 2009). O processo de arenização na área estudada garante o suprimento de areia, enquanto o vento é um agente importante para a mobilidade do sedimento. Assim, com areia e vento suficientes, qualquer obstáculo como cerca e tufo de vegetação, podem servir como anteparo para o sedimento e iniciar a formação de dunas.

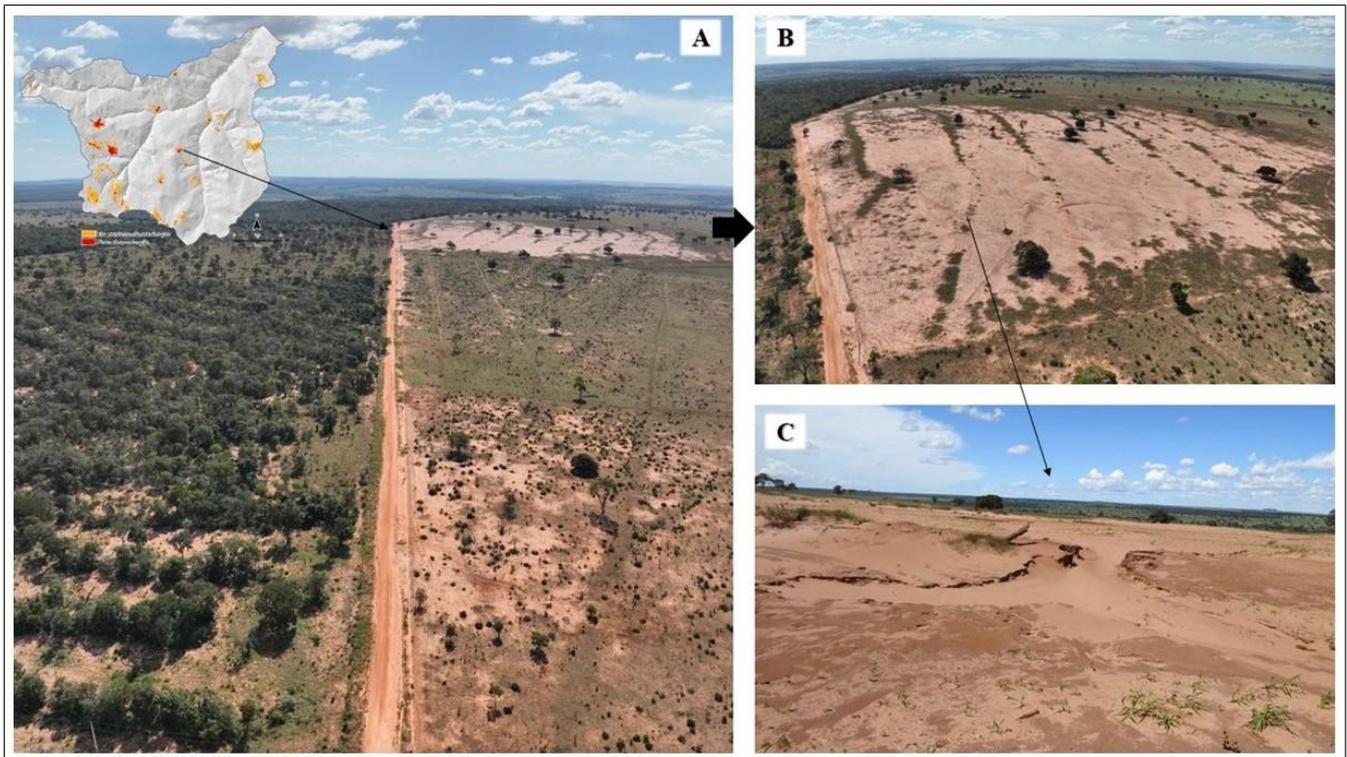
A morfologia das dunas é predominantemente parabólica composta (sensu PYE, 1993) e, secundariamente, por barcanóides. A duna parabólica composta apresenta forma de U ou V e é caracterizada pela presença de um lobo deposicional na direção do vento, braços de arrasto e bacia de deflação entre os braços (GOUDIE; WELLS, 1995). Na Figura 10A é possível observar uma bacia de deflação, e a Figura 10B mostra a bacia de deflação entre os braços da duna e o lobo deposicional, onde a face de avalanche com a convexidade aponta o sentido do vento, no caso, ventos de noroeste. Embora a efetividade do vento em transportar sedimentos seja maior no inverno e início da primavera, em resposta às condições meteorológicas e de cobertura do solo, nos areais devido ao suprimento contínuo de areia, o vento atua como agente modelador durante todo o ano.



**Figura 10.** A) Depressão rasa de deflação e B) Dunas parabólicas de pequeno porte localizadas na média vertente. Fotos: A, primeira autora (2023), B, Conceição, M. R. M., data: 21/03/2023.

O foco de arenização com maior participação de lateritas apresenta 17,1 ha (Figura 11). A maior contribuição de lateritas pode ser observada pela cor do solo mais avermelhada, e pelos baixos valores do índice de brilho 2 (Figura 4), que são menores em função da presença de óxidos de ferro. Na área, o proprietário fez uma tentativa de recuperação a partir da construção de terraços. Contudo, devido às características físicas destes solos, como textura arenosa e baixo teor de argila e matéria orgânica, que são componentes que contribuem para a coesão entre as partículas do solo, os terraços romperam mesmo com o baixo declive (Figura 11C).

As práticas de manejo conservacionistas do solo e da água consistem em um conjunto de técnicas agrícolas destinadas a aumentar a resistência do solo à erosão, a fim de preservar a fertilidade e as condições físicas e microbiológicas do solo. No Brasil, o emprego de práticas conservacionistas, de forma não sistêmica, é recorrente (BERTOL, 2014). Um exemplo, segundo o autor, é que alternativas tecnológicas se resumem na implantação de terraços nas lavouras e pastagens. O terraceamento é uma prática mecânica complementar que se baseia no parcelamento das rampas, isto é, em dividir uma rampa comprida (mais sujeita à erosão) em várias rampas menores (menos sujeitas à erosão), com a função básica de controle do escoamento superficial. Como o parcelamento das rampas age sobre a segunda fase da erosão hídrica, essa prática isoladamente é ineficaz. A eficácia do terraceamento está ligada a associação com outras práticas de conservação do solo e da água como a manutenção da cobertura vegetal, o plantio em nível, rotação de culturas, dentre outras (PRUSKY, 2009). Para Bertol et al. (2012), salvo exceções, o manejo e a conservação do solo e da água no Brasil sempre foram executados parcialmente, ora com ênfase no controle de uma fase da erosão, ora preconizando o controle de outra fase, mas nunca o todo. As consequências de uma ação não sistêmica podem ser observadas na Figura 11C, que mostra um terraço rompido.



**Figura 11.** A) Focos de arenização com diferentes tamanhos e áreas em processo de arenização; B) construção de terraço em foco de arenização; C) rompimento de terraço. Fotos: Primeira autora (2023), fotos: 26/05/2023 (A e B) e 21/03/2023 (C).

A partir do recorte espacial da Figura 12, notam-se áreas de deposição no sopé de encostas e em reservatórios na cabeceira de drenagem. Os reservatórios, formados pela construção de barragens de terra nas cabeceiras de drenagem, funcionam como drenos de sedimento. Também é evidente o processo de transformação ambiental em um curto intervalo de tempo. Entre 2021 e 2023, os eucaliptos foram colhidos, e houve um aumento no número de estradas para escoamento da madeira; em 2023, as áreas anteriormente ocupadas por eucalipto correspondem a rebrota. As áreas de pastagem degradadas, com solo exposto (localizadas na parte inferior dos recortes espaciais), aumentaram nesse curto intervalo de tempo.

A silvicultura de eucalipto, em expansão no quadrante nordeste de Mato Grosso do Sul, em áreas de Neossolos Quartzarênicos, altamente suscetíveis à degradação ambiental (CAPOANE, 2023), ocupa 9,2% da área da BHCG. Conforme indicado por Dubos-Raoul (2023), no estado de Mato Grosso do Sul a mudança no uso da terra é justificada centralmente pelas pastagens degradadas. Kudlavicz (2011) destaca o papel do discurso do complexo eucalipto-celulose-papel, que promove o eucalipto como solução para corrigir e manejar áreas de pastagens degradadas em solos arenosos. Essa narrativa, adotada pelo complexo eucalipto-celulose, contribuiu para a construção de uma imagem sustentável e se tornou uma estratégia desenvolvimentista. Como resultado, a área plantada com eucalipto no MS aumentou significativamente, passando de 651.088 hectares em 2013 para 1.181.536 hectares em 2022, elevando a posição no *ranking* nacional de área plantada de quinto para segundo lugar (IBGE, 2023).

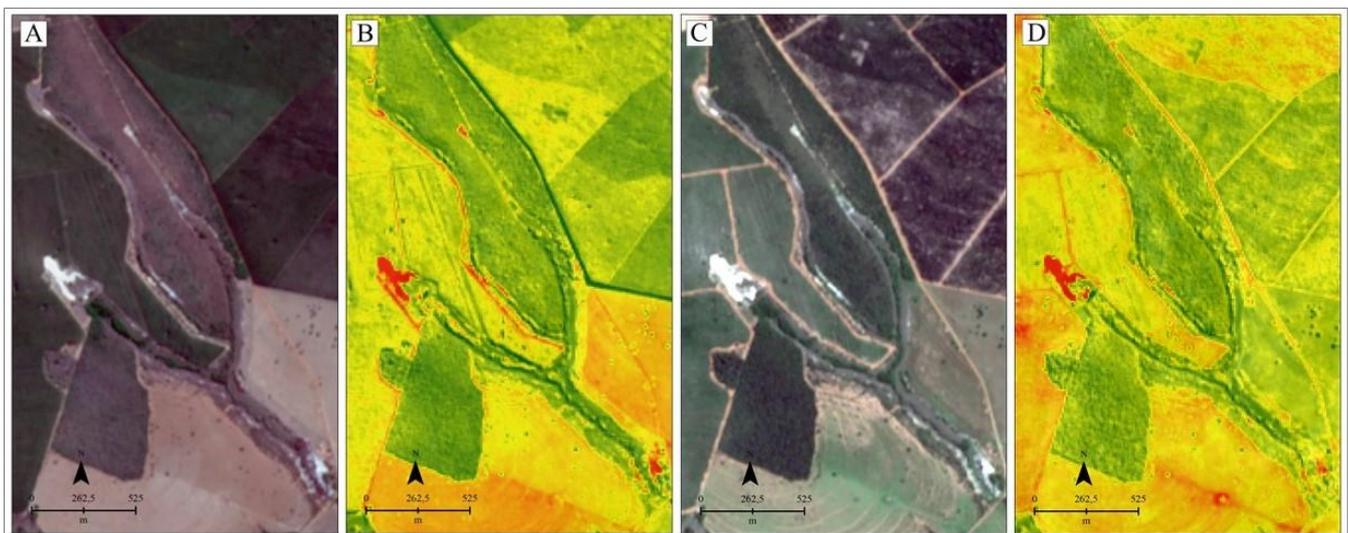
Os plantios de eucalipto impactam significativamente a hidrologia da bacia hidrográfica pelo aumento da interceptação e evapotranspiração real, diminuição da recarga do lençol freático e vazão, como demonstrado no trabalho de Reichert et al. (2017), que avaliaram a influência da cobertura vegetal nos processos hidrológicos em duas bacias hidrográficas pareadas, uma sendo cultivada com *Eucalyptus saligna* e outra consistindo em pastagens degradadas com gramíneas nativas e exóticas. Assim, é provável que o número de pequenos reservatórios secos e entulhados de sedimento aumente, especialmente nos de cabeceira e de baixa ordem (STRAHLER, 1964). Após a colheita dos rebrotes de eucaliptos, a transição para a pecuária extensiva ou a conversão para lavouras poderá contribuir para um aumento na perda de sedimentos, resultando no soterramento de nascentes.

As áreas de pecuária correspondem a 71,9% da BHCG (MAPBIOMAS, 2023, coleção 8). Assim como outras regiões do país, há extensas áreas com pastagens degradadas. Dias-Filho (1998) define pastagem degradada como

a área com acentuada diminuição da produtividade agrícola (diminuição acentuada da capacidade de suporte) que seria esperada para aquela área, podendo ou não ter perdido a capacidade de manter a produtividade do ponto de vista biológico (acumular biomassa) (DIAS-FILHO, 2011). Para Macedo (1995), uma pastagem degradada é incapaz de fornecer forragem para um ganho de peso vivo de mais de 50 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os extremos dessas condições são conceitualmente denominados “degradação agrícola” e “degradação biológica” (DIAS-FILHO, 2011). Segundo este autor, na degradação agrícola, há um aumento na proporção de plantas daninhas na pastagem, diminuindo gradualmente a capacidade de suporte. Na degradação biológica, o solo perde a capacidade de sustentar a produção vegetal de maneira significativa, levando à substituição da pastagem por plantas pouco exigentes em fertilidade do solo, ou simplesmente ao aparecimento de áreas desprovidas de vegetação. Em locais onde as condições naturais de solo e clima definem uma vegetação nativa relativamente menos vigorosa, como é o caso da área de estudo, o tipo de degradação de pastagem mais frequente é a degradação biológica.

Entre as principais causas da degradação de pastagens estão: as práticas inadequadas de pastejo, como o uso de taxas de lotação ou períodos de descanso que não levam em conta o ritmo de crescimento do pasto; práticas inadequadas de manejo da pastagem, como a ausência de reposição periódica da fertilidade do solo e o uso excessivo do fogo; falhas no estabelecimento da pastagem, provocadas pelo preparo inadequado da área, uso de sementes de baixo valor cultural, semeadura em época imprópria, ou pelo fato de o primeiro pastejo ser realizado muito tardiamente ou prematuramente; fatores bióticos, como ataques de insetos-praga e patógenos; e fatores abióticos, como excesso ou falta de chuvas, a baixa fertilidade e a drenagem deficiente do solo (DIAS-FILHO, 2011). Essas causas desempenham um papel significativo na degradação das pastagens, e compreender seus efeitos é fundamental para promover a sustentabilidade da pecuária, especialmente em áreas como o Cerrado sul-matogrossense, onde as condições naturais podem tornar as pastagens mais suscetíveis à degradação.

Considerando o contexto geográfico da bacia hidrográfica do rio Pardo (Figura 1), foram aprovados sete eixos para a implantação de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) (IMASUL, 2019; ANEEL, 2019; 2021), e já existe uma Usina Hidrelétrica em operação. A fragilidade natural da área, a suscetibilidade à erosão e a vulnerabilidade dos solos degradados à arenização identificada mostra que determinados setores ignoram as externalidades sociais e ambientais desses projetos, bem como a insustentabilidade deste modelo energético (MORAN et al., 2018). A instalação de sete eixos de PCHs, a expansão da soja irrigada e de plantios de eucalipto, o aumento da degradação física dos solos e a expansão dos areais, poderá impactar o abastecimento público, a produção pecuária, a irrigação e a geração de energia hidrelétrica.

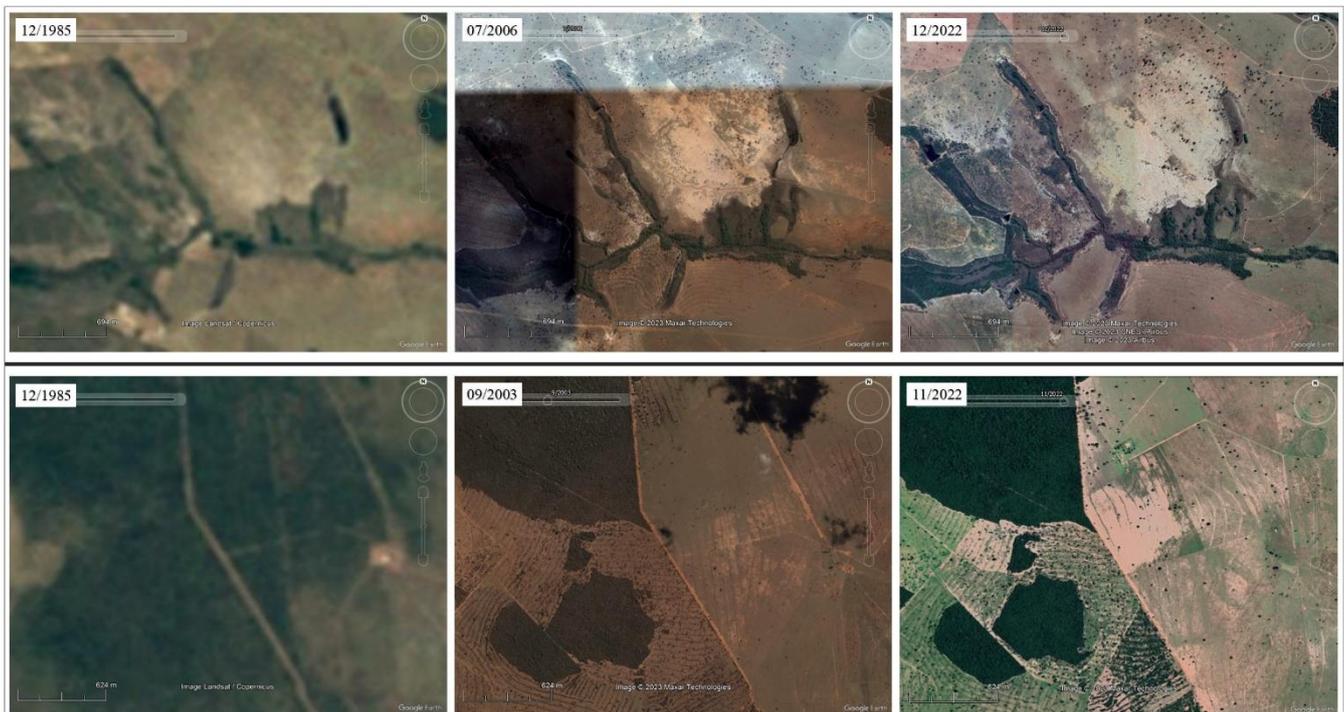


**Figura 12.** Recorte espacial ilustrando áreas de deposição de sedimento em reservatórios: imagem Sentinel-2 (RGB) (A) e índice de brilho 2 de 21/08/2021 (B); imagem Sentinel-2 (RGB) (C) e índice de brilho 2 de 29/03/2023 (D). Fonte: ESA (2023).

Os resultados encontrados mostram que os areais identificados na BHCG não seguem a morfodinâmica sintetizada em três fases por Suertegaray (2020) no sudoeste do RS. Conforme a autora, naquela região, a primeira fase corresponde à formação de degraus de abatimento; a segunda, à formação de ravinas e voçorocas; e a terceira,

à formação do areal propriamente dito. A autora ressalta, que nem todos os areais mapeados no RS expressam essas fases de maneira sequencial.

Os recortes temporais apresentados na Figura 13 mostram a evolução dos dois focos de arenização discutidos aqui (Figuras 6 e 11). Para o foco com maior representação em área na BHCG (Figura 13, linha superior), em 1985 é possível observar que a cobertura vegetal primária já havia sido extensivamente eliminada, e pequenas áreas de solo exposto são visíveis. Em 2006, houve um aumento expressivo na área degradada. Ainda é possível observar também em 2006 um canal artificial formado pelo desvio do curso d'água em reservatórios de cabeceira contornando a encosta e conectando dois tributários do córrego Galho Quebrado, sendo que em 2022 este canal artificial já estava encoberto pelo areal. O foco com maior contribuição das lateritas (Figura 13, linha inferior), em 1985 predominava a cobertura vegetal nativa. Em 2003, a vegetação nativa havia sido suprimida na maior parte da área, e a área convertida para pastagem. No ano de 2022, observa-se o foco de arenização. Estes recortes históricos destacam a influência das ações humanas na origem e morfodinâmica dos areais.



**Figura 13.** Recortes temporais de dois focos de arenização na bacia hidrográfica do córrego Guariroba. Fonte: Google Earth.

Estes resultados mostram que a origem e a morfodinâmica dos areais na BHCG estão relacionadas à extensiva eliminação da cobertura vegetal primária e conversão para a agricultura, principalmente a pecuária, desconsiderando a fragilidade natural dos solos arenosos. Isso aumentou a suscetibilidade à erosão, resultando na perda de nutrientes e oxidação da matéria orgânica do solo. Ao longo do tempo, as áreas degradadas com solo exposto evoluíram para núcleos de arenização que têm se expandido sobre áreas de pastagem degradada (efeitos no local). Além disso, o processo de arenização contribui para o assoreamento de rios e reservatórios na região, já que a erosão do solo é um processo seletivo, e as partículas finas podem ser transportadas por longas distâncias no período chuvoso (efeitos fora do local). Esse processo ocorre em diferentes compartimentos da vertente, ressaltando o gatilho humano através das atividades antrópicas.

Embora os impactos da conversão de ecossistemas naturais para agroecossistemas não se restrinjam aos Neossolos Quartzarênicos, devido às características particulares, como a baixa capacidade de retenção de água e a suscetibilidade à erosão, esses solos podem sofrer consequências mais severas, principalmente em face às mudanças climáticas e aridificação do planeta.

## 5. Conclusões

No presente trabalho foram mapeados os areais e as áreas em processo de arenização na bacia hidrográfica do córrego Guariroba empregando técnicas de detecção remota, especificamente o Índice de Brilho 2, com base em imagens do satélite Sentinel-2. Os areais ocupam uma área de 238,6 ha e as áreas em processo de arenização, 919,1 ha.

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 Neossolos Quartzarênicos, os baixos teores de carbono no solo, associados às elevadas taxas de exposição superficial, tornam débeis as estruturas dependentes de cargas, propiciando sua degradação. O processo ocorre onde a vegetação natural foi suprimida e o solo exaurido pelos processos produtivos mal manejados.

As condições climáticas da região propiciam o avanço dos núcleos de arenização, com diferentes agentes atuando em períodos distintos. Durante o período chuvoso, o impacto das gotas nas áreas desvegetadas, a baixa produção de biomassa (forragem) e o superpastejo se destacam como agente e fatores que contribuem para a degradação do solo. Já no período seco, o vento atua como agente transportador do sedimento, intensificando a expansão dos areais. Essa interação entre fatores bióticos (baixa produção de biomassa vegetal) e abióticos (rochas, solos, vento e chuva) desempenham um papel crucial no processo de arenização na bacia hidrográfica do córrego Guariroba. Nos areais, devido ao suprimento contínuo de areia, o vento atua como agente modelador durante todo o ano.

As informações geradas no presente trabalho podem ser utilizadas pelo poder público municipal e pelo Conselho Gestor da Unidade de Conservação. Para conter o avanço dos núcleos de arenização, algumas medidas urgentes são recomendadas. Estas incluem o isolamento da área afetada e a implantação de uma cortina vegetal, composta por espécies nativas de rápido crescimento e adaptadas às condições edafoclimáticas locais. As linhas de plantio devem considerar os ventos de noroeste. Para a estabilização das dunas, deve ser feito o plantio de gramíneas nativas rústicas. Como há ilhas de vegetação em meio aos areais, estas podem servir de ponto de partida, atuando como núcleos de diversidade.

No âmbito da bacia hidrográfica, devem ser adotadas práticas de manejo conservacionistas do solo e da água (edáficas, vegetativas e mecânicas). Considerando a fragilidade natural, especial atenção deve ser dada a práticas que associam a redução do revolvimento intensivo e periódico do solo, e plantas com elevado aporte de resíduos culturais, que possibilita a recuperação gradual do seu teor de carbono orgânico. Essas práticas protegem e melhoram a qualidade do solo, com reflexos na qualidade e quantidade de água nos mananciais. Além disso, é fundamental promover a conscientização sobre o processo de arenização entre os agricultores e comunidade em geral.

Nas áreas com plantio de eucalipto, assim como em outras culturas, será necessário repor nutrientes após a colheita, de acordo com as necessidades identificadas nas análises de solo. Como o eucalipto é uma espécie de árvore de crescimento rápido, tende a extrair uma quantidade significativa de nutrientes do solo ao longo de seu ciclo de vida mais longo. Assim, o custo para a reposição da fertilidade será mais elevado em comparação às áreas de pastagem e soja, que têm ciclos de crescimento mais curtos. A liberação dos plantios de eucalipto na APA deve ser revista pelo Conselho Gestor, pois esse monocultivo impacta significativamente o ciclo hidrossedimentológico, indo contra o objetivo de criação da APA de proteger um dos mananciais de abastecimento público de Campo Grande/MS.

A metodologia utilizada neste trabalho para o mapeamento dos areais, com o uso de imagens do satélite Sentinel-2, pode ser incorporada a sistemas de monitoramento contínuo de uso e cobertura da terra, como por exemplo, pelo MapBiomas. Isso permitiria avaliações periódicas do impacto de políticas e programas de recuperação e conservação a serem implementadas.

Dado o cenário identificado na BGCG e, considerando que os solos arenosos, mais suscetíveis à erosão, e quando degradados mais vulneráveis à arenização, ocupam uma área significativa da bacia sedimentar de Bauru no estado de Mato Grosso do Sul, torna-se crucial promover um equilíbrio entre a agricultura, silvicultura, produção de energia elétrica e a conservação dos recursos naturais, pois a competição pelo uso da água entre estes diferentes setores representa um desafio adicional para a gestão hídrica no estado. O planejamento adequado do uso da terra, aliado a adoção de práticas de manejo conservacionistas do solo e da água, e a recuperação dos areais pode contribuir significativamente para a preservação da biodiversidade e recuperação dos serviços ecossistêmicos na BHCG.

**Contribuições dos Autores:** Concepção, V. C.; aquisição de financiamento, V. C., M. F., D. A. S.; administração do projeto V. C.; metodologia, V. C.; *software*, V. C.; validação, V. C.; preparação de dados, V. C.; análise formal, V. C., P. C. M., M. F., A. F., T. M. K., D. A. S.; redação – rascunho original, V. C.; redação – revisão e edição, V. C., P. C. M., M. F., A. F., T. M. K., D. A. S.; Todos os autores leram e concordaram com a versão publicada do manuscrito.

**Financiamento:** Esta pesquisa foi financiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo 404996/2021-3.

**Agradecimentos:** As autoras e autor agradecem aos avaliadores anônimos, pelas críticas e sugestões, que resultaram na melhoria do manuscrito original e, ao professor Vladimir Aparecido Sorana dos Santos, pela elaboração das rosetas dos ventos.

**Conflito de Interesse:** As autoras e autor declaram não haver conflito de interesse. O financiador não teve interferência no desenvolvimento do estudo; na coleta, análise ou interpretação dos dados; na redação do manuscrito, ou na decisão de publicar os resultados.

## Referências

1. ALMEIDA, F. F. M. de. **Tectônica da Bacia do Paraná no Brasil**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S/A, 1980.
2. 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
3. ANEEL. Agência Nacional de Energia. **ANEEL e IMASUL aprovam estudos de PCHs que podem gerar R\$ 1 bi em investimentos no MS**. Disponível em: [http://www.aneel.gov.br/sala-de-imprensa-exibicao-2/-/asset\\_publisher/zXQREz8EVIZ6/content/aneel-e-imasul-aprovam-estudos-de-pchs-que-podem-gerar-r-1-bi-em-investimentos-no-ms/656877?inheritRedirect=false](http://www.aneel.gov.br/sala-de-imprensa-exibicao-2/-/asset_publisher/zXQREz8EVIZ6/content/aneel-e-imasul-aprovam-estudos-de-pchs-que-podem-gerar-r-1-bi-em-investimentos-no-ms/656877?inheritRedirect=false). Acesso: 12 out. 2020.
4. ANEEL. **Download de dados**. Disponível em: <https://sigel.aneel.gov.br/Down/>. Acesso: 21 set. 2021.
5. 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.
6. 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. DOI: <https://doi.org/10.4236/ars.2016.54024>
7. BASILICI, G.; SGARBI, N. G.; DAL BÓ P. A Sub-Bacia Bauru: um sistema continental entre deserto e cerrado. In: HASSUI, Y. et al. (Org.). **Geologia do Brasil**. São Paulo: Beca, 2012. p. 523-543.
8. BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; SILVA, L. S. Manejo da fertilidade dos solos arenosos do bioma Pampa. In: PEDRON, F. A.; DALMOLIN, R. S. D. **Solos arenosos do bioma Pampa**. Santa Maria – RS: Editora UFSM, 2019. pp. 185-2015.
9. 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. DOI: 10.1111/bre.12128
10. BATEZELLI, A. Arcabouço tectono-estratigráfico e evolução das bacias Caiuá e Bauru no Sudeste brasileiro. **Brazilian Journal of Geology**, v. 40, n. 2, p. 265-285, 2010.
11. BATISTA, P. et al. First evidence of widespread, severe soil erosion underneath centre-pivot irrigation systems. **Science of The Total Environment**, v. 888, p. p. 164119, 2023. 164119. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164119
12. BERTOL, O. J. Transferência de tecnologia em manejo e conservação do solo e da água no Brasil. In: LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; ARAÚJO, A. F. (EDs.). **Agricultura conservacionista do Brasil**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 67-84.
13. BERTOL, O. J.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J. A transferência de tecnologia em manejo e conservação do solo e da água. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Pesquisa e extensão um diálogo possível. **Boletim técnico Informativo** n. 1, v. 37, p. 26-31, 2012.
14. CHASE, B. Evaluating the use of dune sediments as a proxy for palaeo-aridity: a southern African case study. **Earth-Science Reviews**, v. 93, p. 31-45, 2009. DOI: 10.1016/j.earscirev.2008.12.004
15. CAMPO GRANDE (Município). Decreto n. 7.183, de 21/09/1995. Campo Grande,
16. 1995. Disponível em: <http://www.campogrande.ms.gov.br/planurb/downloads/decreton-7-183-de-21-de-setembro-de-1995-institui-a-area-de-protecao-ambiental-dosmananciais-do-corrego-guariroba-apa-do-guariroba/>
17. CAPOANE, V. Expansão da soja no estado de Mato Grosso do Sul no período entre 1988 e 2020. In: BARBOSA, E. F. F. M.; MARINHO, V. L. F.; GÜNTZEL, A. M. (Org.). **Mato Grosso do Sul no início do século XXI: Integração e desenvolvimento urbano-regional**. Campo Grande, MS: Life Editora, 2023. p. 25-38.
18. 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 (Unimontes)**, v. 20, p. 221-241, 2022. DOI: 10.46551/rc24482692202225

19. CAPOANE, V. Mapeamento dos pequenos reservatórios e análise dos impactos ambientais associados na bacia hidrográfica do córrego Guarairoba, Campo Grande – MS. **GEO UERJ** (2007), v. 39, p. 1-23, 2021. DOI: 10.12957/geouerj.2021.51688
20. CAPOANE, V. Implicações da resolução e fonte de modelos altimétricos na análise quantitativa de atributos geomorfométricos para bacia hidrográfica do córrego Guarairoba, Campo Grande, MS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, p. 2417-2432, 2020. DOI: 10.26848/rbfg.v13.5.p2417-2432
21. CASTRO, S. S.; HERNANI, L. C. **Solos frágeis, caracterização, manejo e sustentabilidade**. Brasília, DF: Embrapa, 2015.
22. CEMADEN. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. **Situação atual e previsão hidrometeorológica para a bacia do rio Paraná**. Disponível em: [http://www2.cemaden.gov.br/wp-content/uploads/2021/06/NotaTecnica\\_BaciaParana\\_2021\\_Maio31.pdf](http://www2.cemaden.gov.br/wp-content/uploads/2021/06/NotaTecnica_BaciaParana_2021_Maio31.pdf).
23. CEMADEN. **Elaboração dos mapas de índice de aridez e precipitação total acumulada para o Brasil**. 2023. Disponível em: [https://www.gov.br/cemaden/pt-br/assuntos/noticias-cemaden/estudo-do-cemaden-e-do-inpe-identifica-pela-primeira-vez-a-ocorrencia-de-uma-regiao-arida-no-pais/nota-tecnica\\_aridas.pdf](https://www.gov.br/cemaden/pt-br/assuntos/noticias-cemaden/estudo-do-cemaden-e-do-inpe-identifica-pela-primeira-vez-a-ocorrencia-de-uma-regiao-arida-no-pais/nota-tecnica_aridas.pdf)
24. CORREIA, J. R.; REATTO, A.; SPERA, S. T. Solos e suas relações com o uso e manejo. In: SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. (Org.). **Cerrado: Correção do solo e adubação**. 2ª Ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p. 29-62.
25. CURCIO, G. R. Solos desenvolvidos sobre o arenito caiúá: potencialidades e riscos. In: V Reunião Paranaense de Ciências do Solo. II Simpósio Brasileiro de Solos Arenosos, 2017, 5, 2, 2017, Maringá. **Anais ...** Curitiba: SBCS/NEPAR, 2017. p. 20-22. ISBN: 978-85-69146-06-3
26. DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**. 4. ed. rev., atual. e ampl. Belém, PA, 2011.
27. DONAGEMMA, G. K. et al. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, Brasil, v. 51, n. 9, p. 1003- 1020, 2016.
28. DUBOS-RAOUL, M. Quando o eucalipto invade o Cerrado: resistências das populações rurais tradicionais do município de Três Lagoas (MS). In: ALMEIDA, R. A.; NARDOQUE, S. (Org.). **Dinâmica territorial em tempos de hegemonia do capital monopolista**. 1ed.Campo Grande: editora UFMS, 2023. p. 1-452.
29. ESA. European Space Agency. **Sentinel-2 User Handbook**. 2015. Disponível em: [https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/sentinel-2\\_user\\_handbook](https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/sentinel-2_user_handbook). Acesso em: 20 jan. 2021.
30. ESA. **BI2 Algorithm Specification**. Disponível em: <https://step.esa.int/main/wp-content/help/versions/9.0.0/snap-toolboxes/org.esa.s2tbx.s2tbx.radiometric.indices.ui/bi2/Bi2AlgorithmSpecification.html>. Acesso em: 19 jan. 2023.
31. 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. DOI: 10.1016/0273-1177(89)90481-x
32. Esri Inc. **ArcMap (versão 10.8.2)**. Redlands, Estados Unidos, 2023.
33. FERNANDES, L. A.; RIBEIRO, C. M. M. Evolution and palaeoenvironment of the Bauru Basin (Upper Cretaceous, Brazil). **Journal of South American Earth Sciences**, v. 61, p. 71-90, 2015. DOI: 10.1016/j.jsames.2014.11.007
34. FERNANDES, L. A. MAPA litoestratigráfico da parte oriental da bacia Bauru (PR, SP, MG), escala 1:1.000.000. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 55, p. 53-66, 2004.
35. 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
36. FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. A Bacia Bauru (Cretáceo Superior, Brasil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 68, n. 2, p. 195-206, 1996.
37. FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. O Grupo Caiúá (ks): revisão estratigráfica e contexto deposicional. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 24, n. 3, p.164-176, 1994.
38. GOUDIE, A. S.; WELLS, G. L. The nature, distribution and formation of pans in arid zones. **Earth-Science Reviews**, v. 38, n. 1, p. 1-69, 1995. DOI: 10.1016/j.earscirev.2008.12.004
39. GROTZINGER, J.; JORDAN, T. **Para entender a Terra**. 6ª Ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.
40. HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and streamlines data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, v. 106, p. 211-232, 1989. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(89\)90073-5](https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90073-5)
41. HUTCHINSON, M. F.; XU, T.; STEIN, J. A. Recent progress in the ANUDEM elevation gridding procedure. **Geomorphometry**, p. 19-22, 2011.
42. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapeamento de recursos naturais do Brasil: Escala 1:250.000 – Documentação técnica**. Rio de Janeiro, IBGE – Diretoria de Geociências, 2021.
43. IBGE. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pevs/quadros/brasil/2022>. Acesso: 27 out. 2023.

44. IMASUL. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. Ação integrada do Imasul e Aneel deve viabilizar investimentos de R\$ 1 bi em MS. 2019. Disponível em: <https://www.imasul.ms.gov.br/acao-integrada-do-imasul-e-aneel-deve-viabilizar-investimentos-de-r-1-bi-em-ms/>
45. KUDLAVICZ, M. **Dinâmica agrária e a territorialização do com plexo celulose/papel na Microrregião de Três Lagoas/MS**. 2011. 177 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, 2011.
46. LACERDA FILHO, J. V. et al. **Geologia e recursos minerais do estado de Mato Grosso do Sul** - Escala 1:1.000.000. CPRM, 2006.
47. LANCASTER, N. Controls of eolian dune size and spacing. **Geology**, v. 16, p. 972-975, 1988. DOI: 10.1130/0091-7613(1988)016<0972:COEDSA>2.3.CO;2
48. MACEDO, M. C. M. Pastagem no ecossistema cerrados: pesquisa para o desenvolvimento sustentável. In.: SIMPÓSIO PASTAGENS NOS ECOSISTEMAS BRASILEIROS: PESQUISAS PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 1995. Viçosa. **Anais ...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 1995. P. 28-62.
49. MAPBIOMAS. Coleção 8. **Uso e cobertura do solo - período de 1985 - 2022**. Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/>. Acesso: 03 jul. 2023.
50. MORAN, E. F. et al. Sustainable hydropower in the 21st century. **The Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 47, p. 1891-11898, 2018. DOI: 10.1073/pnas.1809426115
51. MOTTA, P. E. F. da et al. Levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do Município de Campo Grande, MS. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.
52. MUZILLI, O. Plano integrado para o manejo e conservação do solo em microbacia hidrográfica – Piloto: a experiência do Paraná na região do arenito Caiuá. In: CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O. (Org.). **Manejo integrado de solos em microbacias hidrográficas**. Londrina: IAPAR/SBCS, 1996. p. 193-216.
53. OLIVEIRA, A. K. et al. Avaliação multitemporal das paisagens da Área De Proteção Ambiental (APA) dos mananciais do córrego Guariroba, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, por meio de imagens de satélites. **Ra'e Ga**, Curitiba, v. 42, p. 8-20, 2017.
54. OSBORNE, P. **Tropical ecosystems and ecological concepts**. Cambridge: Cambridge University Press, 2012.
55. PEREIRA, V. P.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. **Solos altamente suscetíveis à erosão**. Jaboticabal: FCAVJ-UNESP/SBCS, 1994.
56. PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2. Ed. São Paulo: Oficina de textos, 2012.
57. PRUSKI, F. F. **Conservação de Solo e Água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2ª Ed. Viçosa: Editora UFV, 2009.
58. PYE, K. Late Quaternary development of coastal parabolic megadune complexes in northeastern Australia. **Aeolian Sediments**, v. 16, p. 23-44, 1993. DOI: 10.1002/9781444303971.ch3
59. REICHERT, J. M. et al. Water balance in paired watersheds with eucalyptus and degraded grassland in Pampa biome. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 237, p. 282-295, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.02.014>
60. 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.08.012>.
61. SALES, L. E. O. et al. Qualidade física de Neossolo Quartzarênico submetido a diferentes sistemas de uso agrícola. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 3, p. 667-674, jun. 2010.
62. SAMPAIO, Y. S. B.; VITAL, T.; SAMPAIO, E. V. S. B. Tecnologias atuais e alternativas de combate e convivência com a desertificação na área do semi-árido nordestino. **Revista de Ciência e Tecnologia**, v. 1, p. 128-149, 2013.
63. SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, M. S.B.; SAMPAIO, Y. S. B. Caatinga e desertificação no semi-árido brasileiro. **Sociedade e Território**, Natal, v. 20, p. 215-233, 2008.
64. SANO, E. E. et al. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818-828, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.11.108
65. SANTOS, G. L. Degradation of the Brazilian Cerrado: Interactions with human disturbance and environmental variables. **Forest Ecology and Management**, v. 482, n. 15, p. 118875, 2021.
66. SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5ª Ed., rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2018.
67. SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 7 Ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015.

68. SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R. M. Iron oxides. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Eds.). **Minerals in soil environments**. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p.379- 438.
69. SCOPEL, I. et al. Levantamento de áreas sob arenização e relações com o uso da terra no sudoeste de Goiás e no sudoeste do Rio Grande do Sul – Brasil. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 5, n. 15, p. 24-47, dez. 2013.
70. SCOPEL, I.; PEIXINHO, D. M.; SOUSA, M. S. (Coords.). A formação de areais e seu controle na região de Jataí e Serranópolis/GO. Relatório final do Projeto de Pesquisa/PROINPE/SECTEC/CNPq, nov.de 2005 (155 f. - disponível na SECTEC e com Coords).
71. SEMADUR. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano. **Arquivos vetoriais**. Disponível: <http://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/arquivos-vetoriais-de-campo-grande/>. Acesso: 23 jan. 2020.
72. SILVA, A. J. P. et al. sedimentares Paleozóicas e Meso-Cenozóicas interiores. In: BIZZI, L. A. et al. (Eds.). **Geologia, Tectônica e Recursos Minerais do Brasil**. Brasília: CPRM, 2003. p. 55-85.
73. SOUZA, M. A. P. et. Comportamento químico de Neossolos Quartzarênicos em Mineiros, Sudoeste Goiano. **Geociências**, São Paulo, v. 34, p. 335-347, 2015.
74. SPERA, S. T, et al. **Solos areno-quartzosos no cerrado**: características, problemas e limitações ao uso. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1999.
75. STIPP, M. E. F. **A ocupação do solo e a problemática da arenização e do voçorocamento no Município de Paranavaí/PR**. 2006. Tese (Doutorado em Geografia (Geografia Física), Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Ano de obtenção: 2007.
76. STRAHLER, A.N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: CHOW, V. T. (Ed). **Handbook of applied hydrology**. New York: McGraw Hill, 1964. p. 439-476.
77. SUERTEGARAY, D. M. A. Arenização: esboço interpretativo. **William Morris Davis Revista de Geomorfologia**, v. 1, p. 118-144, 2020.
78. SUERTEGARAY, D. M. A.; OLIVEIRA, M. G. Uma análise comparativa do processo de arenização no Brasil: sudoeste do Rio Grande do Sul e sudoeste de Goiás. **Investigaciones Geográficas**, v. 1, p. 19-34, 2014.
79. 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.
80. 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.
81. SUERTEGARAY, D.M.A.; GUASSELLI, L.A.; VERDUM, R. Atlas da Arenização Sudoeste do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Secretaria da Coordenação e Planejamento do Estado do Rio Grande do Sul e Secretaria da Ciência e Tecnologia Governo do Estado do RS, 2001.
82. SUERTEGARAY, D. M. A. **A trajetória da natureza**: um estudo geomorfológico sobre as areias de Quaraí, RS. 243 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.
83. SUZUKI, L. E. A. S. et al. Challenges in the management of environmentally fragile sandy soils in Southern Brazil. **Soil System**, v. 7, n. 9, p. 1-24, 2023. DOI: 10.3390/soilsystems7010009
84. THEODOROVICZ, A. M. G.; THEODOROVICZ, A. **Geodiversidade do estado de Mato Grosso do Sul**. São Paulo: CPRM, 2010.
85. UNCCD. United Nations Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa Document A/AC. 241/27, 12. 09. 1994.
86. UNCCD. **Desertification**. 2023. Disponível em: <https://www.unccd.int/land-and-life/desertification/overview>
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146019>
87. WASSON, R. J. Late quaternary palaeoenvironments in the desert dunefields of Australia. In: VOGEL, J. C. (Ed.). **Late Cainozoic Palaeoclimates of the Southern Hemisphere**. Balkema, Rotterdam, 1994. p. 419-432.
88. WOLFE, S. A. Dune fields/high latitudes. In: ELIAS, S.A. (Ed.). **Encyclopedia of Quaternary Science**. Elsevier, 2007. p. 599-607.
89. ZUO, X. et al. Spatial pattern and heterogeneity of soil properties in sand dunes under grazing and restoration in Horqin Sandy Land, Northern China. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 99, n.2, p. 202-212, 2008.



Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>) – CC BY. Esta licença permite que outros distribuam, remixem, adaptem e criem a partir do seu trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que lhe atribuam o devido crédito pela criação original.