



Urbanização, Erosão e Transformações Paisagísticas na Bacia Hidrográfica do Córrego Sóter em Campo Grande, MS

Urbanization, Erosion, and Landscape Transformations in the Sóter Stream Watershed in Campo Grande, MS

Urbanización, Erosión y Transformaciones Paisajísticas en la Cuenca Hidrográfica del Arroyo Sóter en Campo Grande, MS

Viviane Capoane

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul

capoane@gmail.com

Resumo: Este trabalho teve como objetivo investigar a formação e evolução da voçoroca localizada no Parque Ecológico do Sóter, inserido no perímetro urbano de Campo Grande/MS. Para a análise, foi considerado o contexto da Bacia Hidrográfica do Córrego Sóter. A base cartográfica utilizada foi o levantamento aerofotogramétrico na escala 1:1.000/2013. Uma vez gerado o modelo digital de elevação, foi extraído o limite da bacia hidrográfica e calculados os atributos topográficos que influenciam os processos hidrogeomórficos. A análise histórica da transformação da paisagem baseou-se em ortofotos das décadas de 1970 e 1980, uso e cobertura da terra do MapBiomas e imagens do Google Earth. O processo erosivo linear se originou entre os anos de 1970 e 1980 em resposta à expansão urbana e ao direcionamento do sistema de drenagem de águas pluviais para um único ponto. Isso, combinado aos solos arenosos, deu origem à voçoroca. Ao longo dos anos, nenhuma medida foi tomada pelo poder público municipal para a recuperação da área, e o processo erosivo continua ativo, resultando em impactos ambientais e econômicos.

Palavras-chave: Mudança no uso da terra. Sistema de drenagem. Erosão.

Abstract: This study aimed to investigate the formation and evolution of the gully located in the Ecological Park of Sóter within the urban perimeter of Campo Grande/MS. For the analysis, the context of the

Sóter Stream Watershed was considered. The cartographic base used was the aerophotogrammetric survey at a scale of 1:1,000/2013. Once the digital elevation model was generated, the watershed boundary was extracted and the topographic attributes that influence hydrogeomorphic processes were calculated. The historical analysis of landscape transformation was based on orthophotos from the 1970s and 1980s, land use and cover data from MapBiomas, and images from Google Earth. The linear erosion process originated between the 1970s and 1980s in response to urban expansion and the channeling of the stormwater drainage system to a single point. This, combined with the sandy soils, led to the formation of the gully. Over the years, no measures have been taken by the municipal government to recover the area, and the erosion process remains active, resulting in environmental and economic impacts.

Keywords: Land use change. Drainage system. Erosion.

Resumen: Este trabajo tuvo como objetivo investigar la formación y evolución de la cárcava localizada en el Parque Ecológico do Sóter, insertado en el perímetro urbano de Campo Grande/MS. Para el análisis, se consideró el contexto de la Cuenca Hidrográfica del Arroyo Sóter. La base cartográfica utilizada fue el levantamiento aerofotogramétrico en la escala 1:1.000/2013. Una vez generado el modelo digital de elevación, se extrajo el límite de la cuenca hidrográfica y se calcularon los atributos topográficos que influyen en los procesos hidrogeomorfológicos. El análisis histórico de la transformación del paisaje se basó en ortofotos de las décadas de 1970 y 1980, uso y cobertura de la tierra del MapBiomas e imágenes de Google Earth. El proceso erosivo lineal se originó entre los años 1970 y 1980 en respuesta a la expansión urbana y al direccionamiento del sistema de drenaje de aguas pluviales hacia un único punto. Esto, combinado con los suelos arenosos, dio origen a la cárcava. A lo largo de los años, ninguna medida ha sido tomada por el gobierno municipal para la recuperación del área, y el proceso erosivo continúa activo, resultando en impactos ambientales y económicos.

Palabras clave: Cambio en el uso del suelo. Sistema de drenaje. Erosión.

Introdução

Assim como os primeiros assentamentos humanos que ascendem ao longo dos rios (Davis, 1955; 1965; Gibling, 2018), a cidade de Campo Grande, capital do estado de Mato Grosso do Sul, também teve sua origem vinculada ao sistema fluvial. José Antônio Pereira é considerado o fundador de Campo Grande e sua comitiva teria se instalado próximo à confluência dos córregos Prosa e Segredo em junho de 1872 (Arguelho, 2022). Segundo a autora, o estabelecimento da comitiva teria ocorrido em 1875 e, posteriormente, em 26 de agosto de 1899, a localidade foi elevada à condição de vila, tornando-se a Vila de Santo Antônio de Campo Grande. O crescimento e a urbanização subsequente levaram à elevação de Campo Grande à categoria de cidade em 26 de agosto de 1900.

A partir da década de 1960, Campo Grande passou por uma explosão demográfica, com a população aumentando de 74.244 habitantes em 1960 para 786.797 em 2010. Em 2010, 98,7% da população já estava concentrada no perímetro urbano (IBGE, 2023). Esse crescimento acelerado ocorreu em um contexto histórico no qual a preocupação com a preservação ambiental não era uma prioridade. Isso resultou em mudanças profundas nos processos hidrogeomorfológicos, evidenciadas pelo cenário contemporâneo, onde cursos d'água foram retificados, canalizados e enterrados, e barragens e bacias de amortecimento foram construídas com o objetivo de controle de cheias, pois inundações são recorrentes em alguns pontos da cidade (Baloque; Capoane, 2021; Capoane, 2023).

Conforme Shi, Li e Yan (2013), a urbanização altera profundamente os processos do ciclo hidrológico urbano, intensificando a frequência e a magnitude de eventos hidrológicos extremos e afetando a segurança hídrica das cidades. Essa transformação ocorre principalmente pela expansão de superfícies impermeáveis, como calçadas e edifícios, que aumentam o escoamento superficial e reduzem a recarga de águas subterrâneas (Lee *et al.*, 2010; Schirmer; Leschik; Musolff, 2013; Ertan; Çelik, 2021). Adicionalmente, a supressão da vegetação e o nivelamento do terreno diminuem a rugosidade da superfície, acelerando ainda mais o escoamento das águas pluviais (Tucci, 1993; 1999; Deng *et al.*, 2015). A

concretagem de leitos e margens de rios intensifica o fluxo das águas e a confluência entre cursos d'água (Lenhart; Eckhardt; Fohrer, 2002), enquanto a construção de redes subterrâneas de drenagem pluvial faz com que a água da chuva atinja córregos e rios de forma mais rápida (Miller *et al.*, 2014; Zhou *et al.*, 2019). Dessa forma, as mudanças combinadas no uso do solo, como a expansão de superfícies impermeáveis, a redução da rugosidade e a implantação de sistemas de drenagem, alteraram significativamente a distribuição de erosões, alagamentos e inundações urbanas (Tucci, 2005).

Conforme Tucci (1993), a drenagem pluvial urbana é uma parte essencial da infraestrutura da cidade projetada para transportar o excesso de água das chuvas para longe das áreas urbanas e limitar as inundações a um nível aceitável de serviço. No entanto, na maioria das cidades brasileiras, existe uma visão limitada da gestão integrada do solo urbano e de sua infraestrutura. Para Tucci (2008), grande parte dos problemas decorrentes do escoamento de águas urbanas são gerados pela falta de conhecimento, concepção inadequada dos profissionais de engenharia, visão setorizada do planejamento urbano e falta de capacidade gerencial. Essa limitação destaca a necessidade urgente de uma abordagem mais holística na gestão urbana, considerando não apenas o crescimento populacional e infraestrutural, mas também a sustentabilidade ambiental a longo prazo.

Essa dinâmica de alterações hidrogeomorfológicas é evidenciada de maneira concreta na Bacia Hidrográfica do Córrego Sóter (BHCS), localizada no perímetro urbano de Campo Grande, onde os impactos da urbanização são particularmente pronunciados. A urbanização alterou profundamente os processos hidrogeomorfológicos da região, resultando na canalização de cursos d'água, concretagem de leitos e margens, construção de barragens e modificações nos canais de drenagem. Além disso, a abertura de uma voçoroca na cabeceira de drenagem, no interior do Parque Ecológico do Sóter, se destaca como um exemplo claro desses impactos. Essa voçoroca, originada pela ocupação desordenada do solo, é um processo erosivo linear ativo há décadas, causando sérios danos ambientais e econômicos. Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo investigar a origem e a evolução da voçoroca do Sóter e analisar os impactos ambientais e econômicos decorrentes dessa transformação.

Área de estudo

A bacia hidrográfica do córrego Sóter possui uma área de 861,6 ha e localiza-se no quadrante nordeste do perímetro urbano da cidade de Campo Grande, capital do estado de Mato Grosso do Sul (Figura 1). A BHCS está inserida nos bairros Carandá (33,8%), Mata do Jacinto (25,8%), Autonomista (18,8%), Margarida (10,0%), Novos Estados (5,3%), Santa Fé (4,9%), Veraneio (1,04%), Coronel Antonino (0,37%) e Estrela Dalva (0,07%).

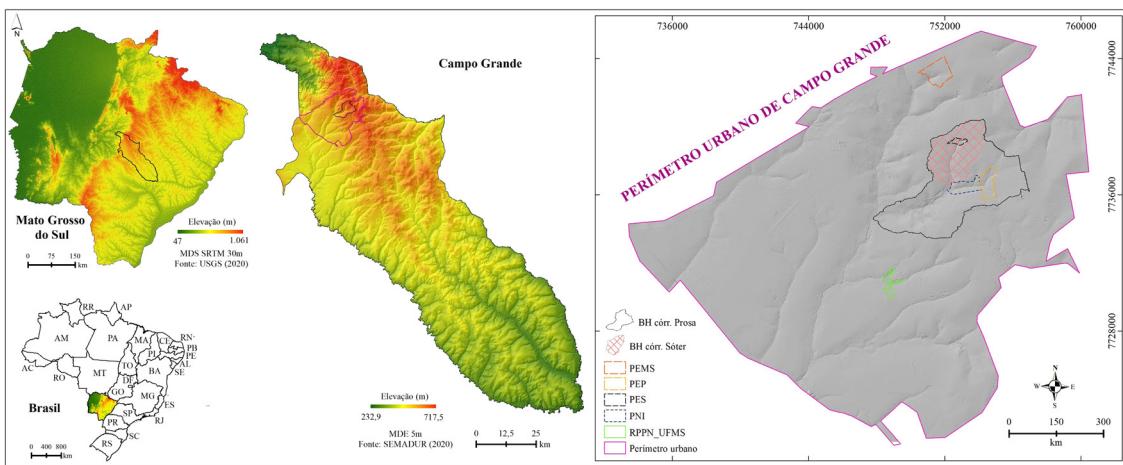


Figura 1. Contexto geográfico da área de estudo, a bacia hidrográfica do córrego Sóter.

PEMS: Parque Estadual Matas do Segredo; PEP: Parque Estadual do Prosa; PES: Parque Ecológico do Sóter; PNI: Parque das Nações Indígenas; RPPN UFMS: Reserva Particular do Patrimônio Natural da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Elaboração: A autora (2024).

No contexto geomorfológico, Campo Grande encontra-se na macroforma de relevo dos Planaltos e Chapadas da Bacia do Paraná (Ross *et al.*, 2019), e a área de estudo na unidade geomorfológica Planalto Sul-mato-grossense (IBGE, 2021). As elevações variam de 562,9 a 698,6 m (Figura 2), com amplitude de 135,7 m, e os declives variam de 0,01 a 143,8% com média de 5,7%, com maiores valores no talude da voçoroca. No contexto hidrográfico, o córrego Sóter é afluente do córrego Prosa, tributário do rio Anhanduí, que deságua no rio Pardo, fazendo parte da bacia hidrográfica do rio Paraná.

A vegetação natural compõe o bioma Cerrado, na ecorregião Planalto Guimarães (Sano *et al.*, 2019). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é o tropical savântico, marcadamente sazonal

(Alvares *et al.*, 2014). A precipitação acumulada em 2023 foi de 1.503,4 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso (342,4 mm) e julho o mês mais seco (4,6 mm). As temperaturas variaram de 19,6°C (jun.) a 28,1°C (out.) com média de 24,5 °C (CEMTEC, 2024).

A geologia da área compreende os arenitos do Grupo Caiuá indiviso (82,2%) e os basaltos da Formação Serra Geral (17,8%) (IBGE, 2021). Conforme dados da Carta Geotécnica de Campo Grande (PLANURB, 2020), na escala 1:10.000, há três Unidades (Figura 2): a Unidade I (A, B, C) que corresponde a 33,6% da área da BHCS, composta pelos basaltos da Formação Serra Geral; a Unidade II (A, B, C) que corresponde a 64,1% da área da BHCS, composta pelos arenitos do Grupo Caiuá indiviso; e a Unidade IV, que corresponde a 2,3% da área da BHCS, composta por depósitos aluvionares associados aos cursos de água.

As classes de solos de possível ocorrência na Unidade I são: Latossolos Vermelhos Distróficos (LVd), Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos (LVAd), Nitossolos Vermelhos Distróficos (NVd), Chernossolos Háplicos Férricos, Neossolos Litólicos (RL), Neossolos Regolíticos (RR) e Gleissolos Háplicos Distróficos (GXd). Na Unidade II: LVd, Neossolos Quartzarênicos órticos (RQo), RL, RR e GXd e, na Unidade IV, GXd, RL e RR.

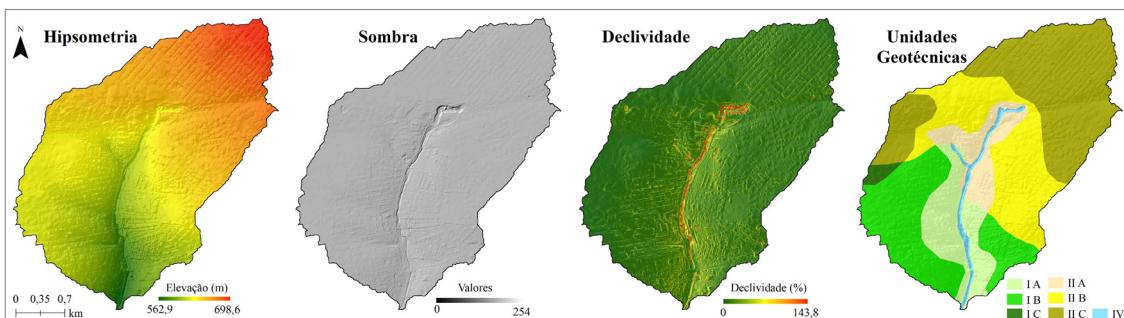


Figura 2. Hipsometria, relevo sombreado, declividade e unidades geotécnicas para a bacia hidrográfica do córrego Sóter, Campo Grande/MS.

Fontes: Aerolevantamento (2013); Planurb (2020). Elaboração: A autora (2024).

Metodologia

Dados cartográficos e delimitação da bacia hidrográfica

A base cartográfica utilizada foi o levantamento aerofotogramétrico do perímetro urbano de Campo Grande de junho de 2013 (faixa 13,

859 fotos) na escala 1:1.000. Os dados planialtimétricos foram obtidos no site da Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano no ano de 2020 (SEMADUR, 2020).

Os pontos cotados e curvas de nível com equidistância de um metro foram interpolados no *software* ArcMap 10.8.2 (licença para a autora). O interpolador utilizado para geração do Modelo Digital de Elevação (MDE) foi o *topo to raster* (Hutchinson, 1989; Hutchinson *et al.* 2011). A resolução espacial de saída do MDE é de um metro. A escolha dessa resolução espacial baseou-se nos trabalhos de Hancock; Willgoose e Evans (2002) e Hancock; Martinez; Wells (2007).

A extração do limite da BHCS e da área de drenagem da voçoroca foi feita utilizando a ferramenta *Spatial Analyst Tools* (Fill → Flow Direction - D8 → Flow Accumulation - D8, Conditional - limiar 1.000, Conversion Tools - Raster to Polyline → Feature to Point → Watershed). O MDE com as depressões preenchidas (Fill) foi utilizado unicamente para a extração dos divisores de água, pois, conforme Lindsay e Creed (2005), o preenchimento de depressões em MDEs altera significativamente a distribuição espacial e a estatística dos atributos do terreno derivados.

Investigação sobre a origem da voçoroca

Para investigar a evolução da voçoroca do córrego Sóter, foram utilizados dados de uso e cobertura da terra disponibilizados pela Rede MapBiomas (Coleção 8, 2023), abrangendo o período de 1985 a 2022. As cartas temáticas permitem identificar alterações na infraestrutura urbana e nas áreas de pastagem ao longo de quase quatro décadas. Nesse período, a infraestrutura urbana quase dobrou, consequentemente, houve um aumento significativo na superfície impermeabilizada. Em 1985 o uso da terra predominante era infraestrutura urbana em 48,6% da área. 15 anos depois, a infraestrutura urbana correspondia a 83,9%. Para 2015 e 2022, a área ocupada por essa classe de uso foi de 94,5% e 94,9%, respectivamente. As cartas temáticas (Figura 3), mostram que as classes de uso da terra que apresentavam as maiores mudanças foram, pastagens e superfícies impermeáveis.

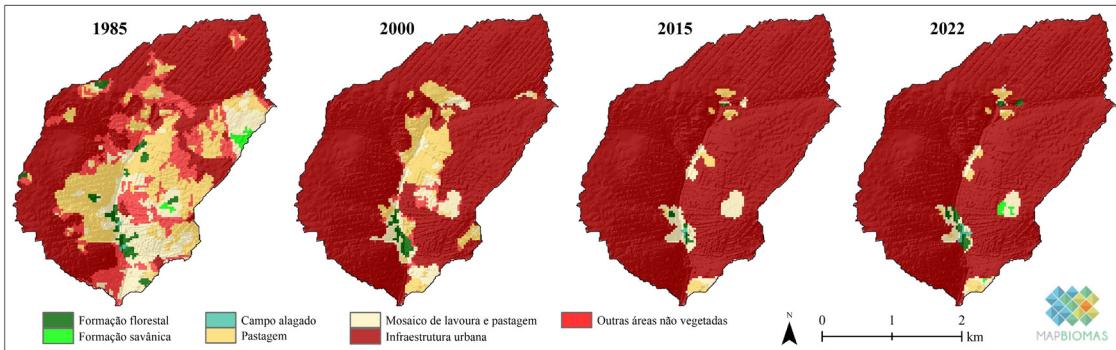


Figura 3. Uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Sóter nos anos de 1985, 2000, 2015 e 2022.

Fonte: MapBiomas, coleção 8 (2023). Elaboração: A autora (2024).

Embora o MapBiomas forneça uma série histórica extensa, sua resolução espacial de 30 metros (Landsat 5 e 8) apresenta limitações para detectar variações mais finas na vegetação e em pequenas áreas urbanizadas. Diante disso, para o ano de 2023, foi calculado o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), a partir de imagens do satélite Sentinel-2, com as bandas do vermelho e infravermelho próximo, que possuem resolução espacial de dez metros. Estas bandas contêm mais de 90% de chance de variação da resposta espectral da vegetação, o que por consequência, realça o comportamento espectral da vegetação, correlacionando-os com os parâmetros biofísicos (Rosa, 2009). As datas selecionadas foram: 27/02, 13/05, 22/07 e 24/12. O protocolo de processamento das imagens encontra-se no manual do usuário (ESA, 2015). O software utilizado foi o SeNTinel Application Platform (SNAP), versão 9.0.

Os valores de NDVI foram interpretados em conjunto com os dados de precipitação fornecidos pelo CEMTEC (2024), permitindo observar os efeitos da sazonalidade climática sobre a vegetação, identificar a predominância da infraestrutura urbana e detectar a presença de cobertura florestal, fragmentada em praças, parques e ao longo do córrego Sóter. Dessa forma, o NDVI forneceu uma ferramenta para analisar a relação entre uso do solo e alterações ambientais na bacia.

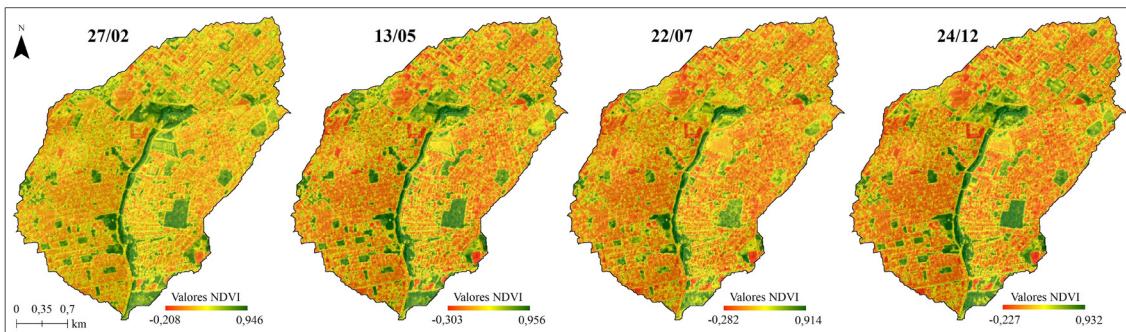


Figura 4. Recortes temporais do índice de vegetação por diferença normalizada do ano de 2023 para a bacia hidrográfica do córrego Sóter, Campo Grande/MS.

Fonte: Sentinel-2, Copernicus, Agência Espacial Europeia (2024). Elaboração: A autora (2024).

Para investigar a origem da voçoroca, anterior ao início da série histórica do MapBiomas, foram utilizadas imagens históricas (ortofotos de 1970 e 1980) disponibilizadas pelo Sistema Municipal de Indicadores de Campo Grande (SISGRAN, 2024). Essas imagens permitiram identificar a configuração original do terreno, a ocupação do solo antes da expansão urbana e os primeiros indícios de processos erosivos, fornecendo uma linha de base temporal para compreender a evolução da voçoroca ao longo das décadas.

Complementarmente, foram realizados trabalhos de campo nos anos de 2020, 2021, 2022 e 2023, com registro sistemático dos impactos socioambientais associados à urbanização e à erosão na bacia. Durante as visitas, foram observadas características geomorfológicas da voçoroca, sua extensão, profundidade, presença de processos erosivos ativos e áreas de risco, além de atividades humanas que potencializam a degradação. Esses dados de campo foram integrados às análises de imagens orbitais e produtos cartográficos, permitindo validar informações espaciais e temporais, além de fornecer subsídios para a interpretação dos impactos ambientais e para o planejamento de estratégias de manejo e recuperação da área.

Rede de drenagem e georreferenciamento das barragens

Em ambiente do Sistema de Informação Geográfica, as linhas de fluxo extraídas automaticamente são dependentes da resolução espacial do MDE do qual são derivadas, do algoritmo de distribuição de fluxo (D8, D ∞ , MFD, etc.) e, do valor de limiar de acumulação de fluxo (Ariza-

Villaverde; Jiménez-Hornero; Ravé, 2015). Diante disso, para o presente trabalho, a hidrografia foi vetorizada com base nas curvas de nível do aerolevantamento de 2013 (escala 1:1.000) e imagens de alta resolução espacial do *World Imagery*. Como os canais de baixa ordem foram em sua maioria canalizados e enterrados, além de utilizar atributos geomorfométricos como o índice de convergência, foram realizados trabalhos de campo.

Para o georreferenciamento das barragens foi utilizada a série histórica do Google Earth e trabalhos de campo para registro fotográfico. A malha viária foi obtida no site da SEMADUR em 2020. A referência ao ano na camada vetorial disponibilizada pela SEMADUR é 2013.

Resultados e Discussão

As ortofotos de 1970 e 1980 (Figura 5) revelam que a voçoroca teve sua origem nesse intervalo de tempo. Em 1970, a região onde a voçoroca agora se encontra era principalmente dedicada à pecuária extensiva (Figura 5A). Já em 1980 (Figura 5B), evidencia-se uma expansão urbana expressiva, marcada pela alteração na textura da superfície devido à abertura de novas vias e terraplanagens para a construção de moradias. Na paisagem, destaca-se um significativo processo erosivo linear (Figura 5B), que corresponde à voçoroca do Sóter.



Figura 5. Recortes têmporo-espaciais de 1970 (sem a voçoroca) e 1980 (com a voçoroca).

Fonte: <https://sisgranmaps.campogrande.ms.gov.br/>

Conforme Santos *et al.* (2018), a formação de uma voçoroca ocorre através de uma passagem gradual da erosão laminar para erosão em sulcos e ravinas, que aumentam de dimensões e se tornam cada vez mais profundas, ou diretamente a partir de um ponto de elevada concentração de águas sem a devida dissipação de energia. Na BHCS, a gênese da voçoroca está relacionada à concentração de águas pluviais em um único ponto sem a devida dissipação de energia.

Ao ampliar fotografias aéreas de 1980 (Figura 6), observa-se a saída dos dutos subterrâneos de drenagem de águas pluviais, indicando que toda a água captada pelo sistema de drenagem a montante foi direcionada para um único ponto. A pressão hidráulica na saída da tubulação, além de causar danos no sistema, como deslocamento de manilhas observado em campo, aumentou a instabilidade das encostas arenosas e altamente suscetíveis à erosão, o que promoveu o crescimento acelerado da voçoroca.

A voçoroca ocupa uma área de aproximadamente 3,7 hectares, com uma extensão de 530 metros. A bacia de contribuição que alimenta essa voçoroca abrange uma área de 79,7 hectares. No entanto, devido à expansão urbana, sistemas de drenagem construídos em áreas de interflúvio frequentemente desviam água adicional para os canais existentes, aumentando o volume efetivo de escoamento que chega à voçoroca em relação à delimitação obtida apenas a partir do MDE.

No interior da voçoroca, no canto inferior esquerdo da Figura 6, observa-se um barramento. Trata-se de uma obra de engenharia destinada a elevar o terreno e instalar manilhas para a abertura da malha viária (Rua Rio Negro) sobre o córrego Sóter. É importante ressaltar que a vegetação nativa, já rarefeita em 1970, foi praticamente dizimada em 1980.



Figura 6. Recorte espacial de fotografias aéreas de 1980 mostrando a voçoroca do Sóter.

Fonte: <https://sisgranmaps.campogrande.ms.gov.br/>

Apesar de a voçoroca ter se formado entre os anos de 1970 e 1980, as imagens históricas do Google Earth mostram que nenhuma iniciativa foi tomada pelo poder público municipal para a sua recuperação. Nos trabalhos de campo, verificou-se que o processo erosivo continua ativo, como ilustrado na Figura 7. Além disso, constatou-se que a área foi colonizada pela espécie exótica invasora leucena (*Leucaena leucocephala*) e outras espécies oportunistas. Embora essa colonização por leucenas contribua para a estabilização dos taludes, essa espécie é considerada uma das 100 principais espécies invasoras do mundo (Lowe *et al.*, 2000).

Mesmo que a voçoroca seja uma ferida purulenta na paisagem urbana desde a década de 1970, a medida tomada pelo poder público municipal foi criar o Parque Ecológico do Sóter (PES) no ano de 2003 (Campo Grande, 2003), em uma área de 22 hectares. O PES foi inaugurado no final de 2004, e, segundo o artigo 1º da Lei n. 4.091, de 05 de novembro de 2003, dentre as finalidades da criação do Parque estavam “recuperar, proteger e conservar a nascente do córrego Sóter e seu entorno imediato, incluindo a fauna e a flora associados.”

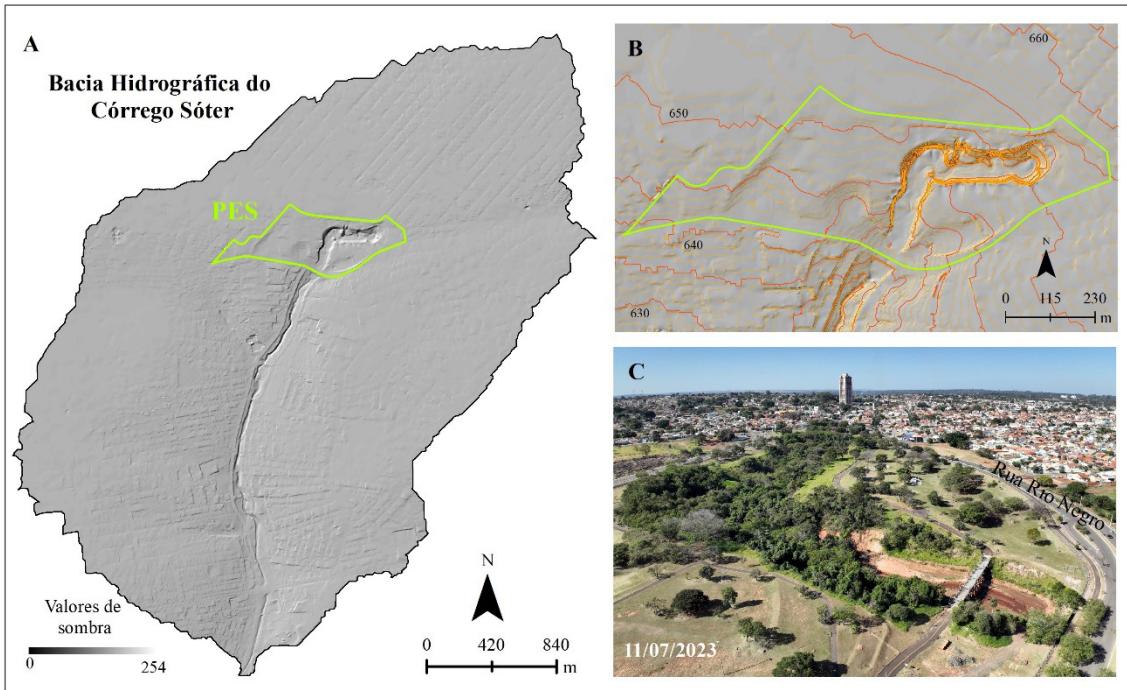


Figura 7. Relevo sombreado da Bacia Hidrográfica do Córrego Sóter (A); destaque para o Parque ecológico do Sóter e curvas de nível com equidistância de um metro (B); um dos pontos da voçoroca com erosão ativa (C).

Fotos: A autora, data: 01/07/2023.

No interior da voçoroca foi construída uma barragem do tipo vertedouro, cuja base corresponde a um gabião, com o objetivo de conter o sedimento. Como há uma lacuna de imagens do Google Earth, e não foram encontrados documentos no Diário Oficial de Campo Grande sobre esta obra, o período provável de construção foi entre 2002 e 2006. Em 2022 teve início uma obra desassoreamento no trecho entre a barragem e a Rua Rio Negro (Figura 8AC). No início de 2023 a obra foi paralisada e, desde então, a situação é de abandono.

Na barragem foi aberto um canal na lateral para drenar a área. Isso causou um movimento de massa, como pode ser observado na Figura 8A. Nesta imagem também é possível observar a manta impermeabilizante, colocada justamente para diminuir a infiltração d'água, pois a formação de um espelho d'água entre a Rua Rio Negro e a barragem era um dos objetivos paisagísticos quando da criação do Parque. A jusante

da barragem, na área assoreada, a vegetação que ali se estabeleceu foi retirada. Para drenar a área assoreada e manter o fluxo do córrego Sóter foi feita uma abertura na lateral da caixa de serviço conectada ao trecho do rio enterrado (Figura 8B).

Além da criação do PES, a Lei n. 4.091/2003 também criou o Parque Linear do Sóter (PLS) com as finalidades de: “acomodar satisfatoriamente o leito do curso d’água; permitir o escoamento e a infiltração das águas pluviais e; manter viva a vegetação ciliar possibilitando a ciclagem de nutrientes, a manutenção de abrigos e alimento para a fauna e a consequente estabilização das margens do curso d’água.” O Parque Linear também visava conectar a fauna entre o Parque Estadual do Prosa (PEP) e o Parque das Nações Indígenas (PNI). Contudo, como pode ser observado na Figura 8C, não há uma travessia para a fauna entre o PES e o PLS e atropelamentos são recorrentes no perímetro urbano de Campo Grande de uma forma geral.

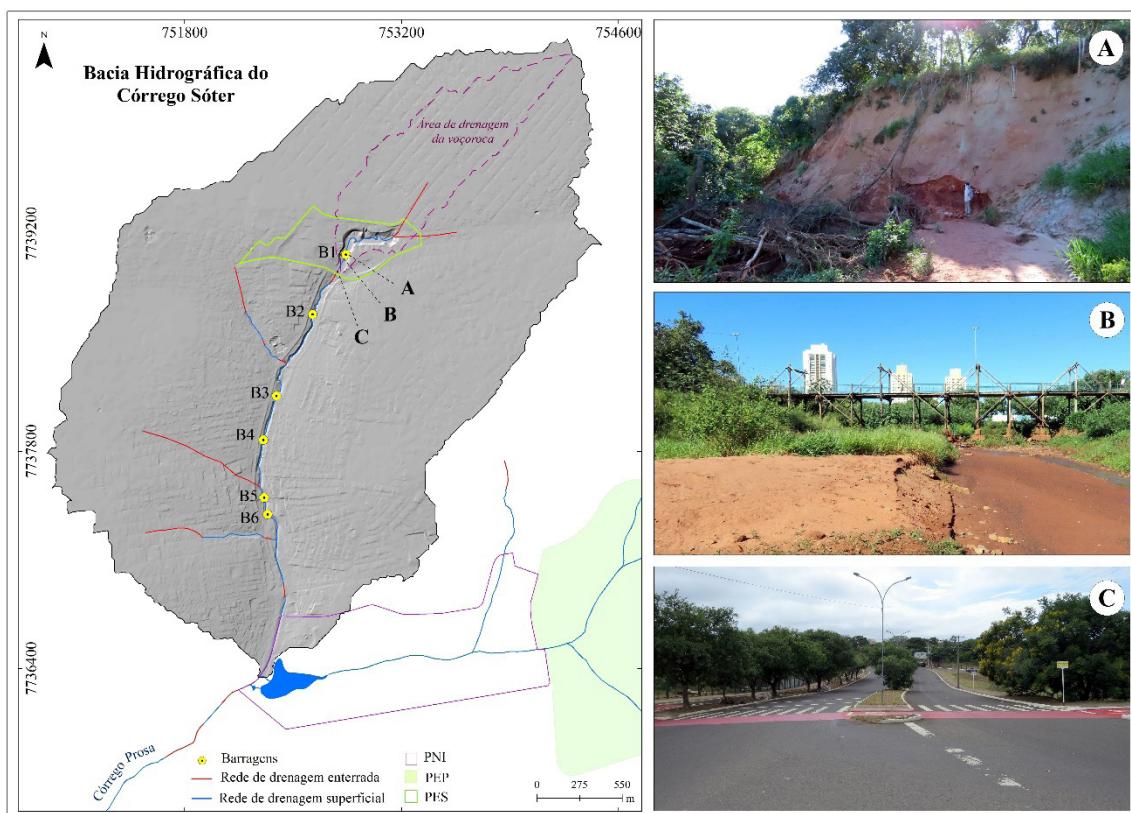


Figura 8. Bacia hidrográfica do córrego Sóter: movimento de massa (A), caixa de serviço com abertura na lateral para drenagem da área (B); Rua Rio Negro sobre o córrego Sóter (C).

Elaboração: A autora (2024). Fotos: A autora, datas: A, B 30/04/2024, C 25/11/2023.

A elevação do terreno realizada para a abertura da malha viária originou uma área úmida antropogênica, decorrente do aumento do nível de base local. Posteriormente, a obra de desassoreamento rebaixou o nível do lençol freático, reativando erosões em diversos pontos no interior da voçoroca e provocando movimentos de massa em áreas próximas à barragem (Figura 8A). A transformação dessa área degradada em Parque Ecológico, sem a execução prévia de medidas de recuperação ou a elaboração de um plano de manejo, evidencia a negligência do poder público municipal em relação à questão ambiental. Conforme dados do Diário Oficial de Campo Grande, ao longo dos anos os recursos destinados ao Parque foram empregados principalmente na instalação de equipamentos para atividades de lazer, sem qualquer obra de recuperação da voçoroca nos quase 50 anos desde seu surgimento.

Em razão das frequentes inundações em Campo Grande, especialmente próximo à confluência do córrego Sóter com o Prosa, foram construídas cinco barragens de detenção no PLS (Figuras 8 e 9), implementadas durante as gestões de Puccinelli (1997-2004) e Trad Filho (2005-2012), com o objetivo de reduzir a vazão de cheias e minimizar eventos de inundações. Conforme o Plano de Ação de Drenagem de Águas Pluviais de Campo Grande/MS (DIOGRANDE, 2019), a ação 08 previa a elaboração de estudo de viabilidade para a implantação de *stop logs* nas barragens do córrego Sóter, e a Lei Orçamentária Anual (LOA/2020) destinou R\$ 1.000.000,00 para essa instalação (Campo Grande, 2020), que foi posteriormente vetado.

Apesar de essas barragens atenuar os picos de cheia, a impermeabilização do solo, a rápida condução das águas pluviais por tubulações subterrâneas e a canalização/concretagem de córregos contribuem para a formação de gargalos nos trechos enterrados, ocasionando inundações. Esse conjunto de fatores evidencia a necessidade de abordagens integradas e sustentáveis na gestão urbana dos recursos hídricos, que considerem não apenas obras estruturais pontuais, mas também a ocupação do solo e os processos erosivos ativos, como os observados na voçoroca do Sóter.



Figura 9. Barragens construídas no córrego Sóter, Campo Grande/MS.

Elaboração: A autora (2024).

A Figura 10 mostra a rede de drenagem da bacia hidrográfica do córrego Prosa e parte da rede do córrego Segredo. Observa-se que inúmeros trechos foram retificados, canalizados e enterrados. Em vários trechos ao longo dos canais principais, a morfologia do terreno não permite a identificação de canais de baixa ordem e, a extração automática de atributos geomorfométricos como índice de convergência e de umidade, mostra que as ruas têm o mesmo comportamento de canais de drenagem. Isso foi observado por Baloque e Capoane (2021) na bacia hidrográfica do córrego Bandeira, inserida no perímetro urbano de Campo Grande.

No PES, ao contrário do que é informado em documentos da Prefeitura, nos veículos de comunicação local e em placas no Parque, a nascente não se encontra ali: ela foi drenada e incorporada à infraestrutura urbana, assim como a maioria das nascentes localizadas no perímetro urbano de Campo Grande. Embora a drenagem de áreas úmidas seja crime ambiental previsto em Lei Federal, o Código de Obras do município, Lei n. 1.866 (Campo Grande, 1979), prevê que “em conjuntos residenciais o terreno será convenientemente drenado”, evidenciando o paradoxo de uma legislação municipal que, na

prática, legitima a destruição de recursos hídricos protegidos por normas federais. Tal contradição expõe o descaso institucional com a preservação ambiental e a vulnerabilidade dos ecossistemas urbanos frente à expansão desordenada da cidade.

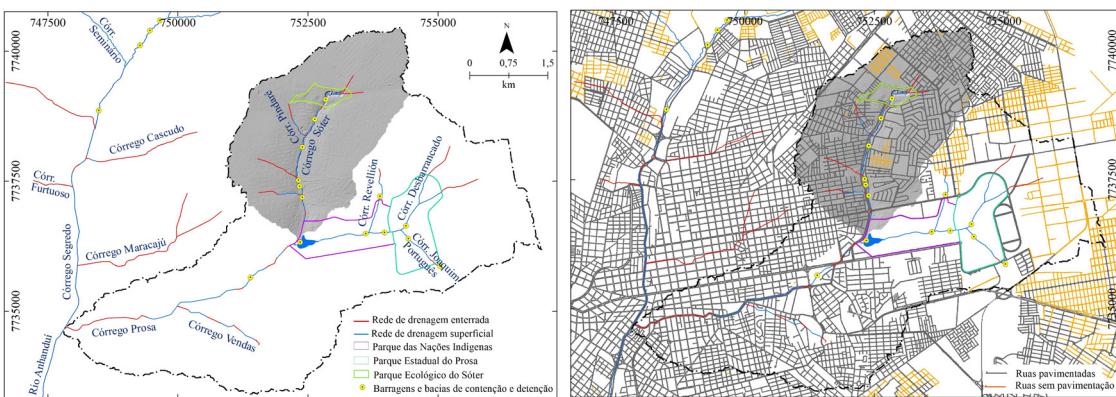


Figura 10. Rede de drenagem e malha viária da bacia hidrográfica do córrego Prosa.

Fonte: Semadur (2020). Elaboração: A autora (2024).

Embora não tenha sido possível identificar os cursos d'água de baixa ordem, em campo é possível identificar os exutórios de córregos enterrados. A Figura 11 mostra dois tributários da margem esquerda do córrego Sóter. Na Figura 11B, o curso d'água enterrado está no Centro de Educação Ambiental Leonor Reginato Santini (CEA Polonês), ilustrando novamente as contradições ambientais da cidade. A drenagem de áreas úmidas, a canalização e o enterramento de rios é uma prática comum em Campo Grande, como já relatado por Baloque e Capoane (2021).



Figura 11. Exutório de córregos enterrados na bacia hidrográfica do córrego Sóter, Campo Grande/MS.

Fotos: Autora, datas: 25/11/2023 e 27/12/2023.

No processo de urbanização as obras de microdrenagem como bueiros, sarjetas e pequenos canais, visam lidar com a captação e o escoamento das águas pluviais. Para Tucci (2016), obras com área inferior a 2 km² são definidas como microdrenagem. Embora essas intervenções sejam necessárias para evitar inundações locais, sua implementação inadequada pode resultar em impactos negativos nos processos hidrogeomórficos. Além disso, o descarte de resíduos e as conexões do sistema cloacal ao pluvial contribui para a contaminação dos corpos d'água, afetando a qualidade da água e a fauna aquática.

No âmbito da macrodrenagem, que envolve sistemas de canalização que excedam 2 km² (Tucci, 2016) e construção de barragens e bacias de detenção e contenção, os impactos nos processos hidrogeomórficos são ainda maiores. A retificação de rios e a canalização, por exemplo, podem acarretar a perda de habitats aquáticos e no aumento da velocidade do fluxo de água, intensificando a erosão das margens e propiciando a sedimentação em áreas a jusante. Além disso, as barragens exercem alterações profundas no funcionamento natural de todo o ecossistema fluvial associado a elas. Essas mudanças abrangem desde a variação nos regimes de fluxo e composição química da água até a modificação das comunidades de algas, macroinvertebrados e peixes, tanto residentes quanto migratórios (Petts, 1984; Tundisi; Matsumura-Tundisi, Tundisi, 2015; Poff; Schmidt, 2016).

Os resultados encontrados demonstram que mudanças rápidas e descontroladas nos padrões de uso do solo devido à urbanização afe-
taram negativamente os processos urbanos de chuva e escoamento, com aumento nas descargas de pico, consequentemente, aumentou o risco de inundações em alguns pontos da cidade. Diante desse ce-
nário, é fundamental adotar uma abordagem integrada na gestão de águas pluviais urbanas, considerando não apenas a necessidade de escoamento eficiente, mas também a preservação dos processos hi-
drogeomórficos naturais.

A implementação de técnicas de drenagem sustentável, como a infraestrutura verde, pode reduzir o escoamento de águas pluviais nas suas fontes e diminuir o risco de inundações como mostram os tra-
balhos de Liu, Chen e Chi, 2014) e Mei *et al.* (2018). A infraestrutura ver-
de engloba áreas vegetadas, espaços verdes e ecossistemas naturais

dentro do ambiente urbano, contribuindo para a biodiversidade, promovendo a infiltração de água da chuva, melhorando a qualidade do ar, oferecendo espaços de recreação e lazer, além de amenizar as ilhas de calor urbanas (Meng; Hsu, 2019; EPA, 2024). Além disso, essas estruturas também desempenham função de controle hidráulico de descargas (Lucas; Sample, 2015), sendo exemplos parques, praças, jardins, cinturões verdes e pavimentos permeáveis.

Quando incorporadas aos sistemas urbanos, as infraestruturas verdes podem integrar-se às infraestruturas azuis, que incluem canais, córregos, lagos, reservatórios, barragens, bacias de detenção e áreas úmidas. Essa abordagem integrada visa harmonizar o desenvolvimento urbano com a conservação ambiental, promovendo cidades mais sustentáveis e resilientes.

Na bacia hidrográfica do córrego Sóter, a análise do NDVI (Figura 4) indica que a infraestrutura verde pode desempenhar um papel crucial na drenagem urbana, prevenindo inundações em áreas a jusante. A infiltração da água da chuva pode ser otimizada em parques, canteiros e vazios urbanos, porém, devido à degradação e compactação do solo, a capacidade de infiltração em algumas áreas verdes se aproxima da observada em superfícies impermeáveis. Medidas como descompactação do solo, aplicação de *mulching* vertical e manejo da cobertura vegetal em áreas expostas podem aumentar significativamente a infiltração, reduzindo o risco de alagamentos, especialmente durante chuvas torrenciais.

Especificamente na voçoroca do Sóter, um plano de recuperação deve contemplar a patamarização da área (aproximadamente 3,7 ha) e a remoção da vegetação que se estabeleceu após o início do processo erosivo. Na saída do sistema de drenagem de águas pluviais, principalmente no trecho mais antigo (Figura 6), recomenda-se a instalação de dissipadores de energia. Para compensar a remoção de vegetação não exótica, como embaúba (*Cecropia sp.*), sugere-se um projeto de restauração ecológica no PES, uma vez que grande parte da área apresenta cobertura de braquiária.

No Parque Linear do Sóter, é necessário implementar um plano de controle da espécie exótica leucena e promover a restauração ecológica com base na fitofisionomia de matas de galeria. Adicionalmente, a

instalação de travessias para a fauna é recomendada, garantindo a conectividade entre o PEP, PNI e PES e possibilitando o fluxo adequado de espécies ao longo do corredor ecológico. Essas ações, quando integradas, constituem um conjunto abrangente de medidas que não apenas mitigam problemas imediatos, como erosões e inundações, mas também estabelecem bases sólidas para a gestão sustentável dos recursos naturais na região, fortalecendo a resiliência ecológica e a qualidade ambiental urbana.

Considerações Finais

A bacia hidrográfica do córrego Sóter, inserida integralmente no perímetro urbano de Campo Grande/MS, exemplifica de forma marcante como a interação entre a fragilidade natural do meio físico e a expansão urbana desordenada pode gerar processos de degradação duradouros. Entre 1970 e 1980, a substituição de áreas de pastagem por superfícies impermeabilizadas e obras de drenagem urbana, associada à canalização e concentração do escoamento pluvial em um único ponto, desencadeou a formação da voçoroca do Sóter. Desde então, a ausência de medidas efetivas de recuperação permitiu que o processo erosivo se mantivesse ativo, agravando impactos ambientais e econômicos ao longo das décadas.

A conversão inicial para pecuária extensiva reduziu a cobertura protetora do solo e aumentou sua exposição à pluviodenudação. Com a urbanização subsequente, o avanço da impermeabilização e a intensificação do escoamento superficial ampliaram a instabilidade das encostas arenosas. A análise histórica mostrou que o processo de ocupação ocorreu sem considerar a capacidade de suporte ambiental, revelando falhas no planejamento urbano e a ausência de políticas preventivas capazes de conter ou mitigar o problema.

Mesmo após a criação do Parque Ecológico do Sóter, com objetivos formais de recuperação e preservação, as intervenções realizadas se concentraram em obras estruturais pontuais de controle hidráulico, sem abordar as causas estruturais da erosão. Em alguns casos, tais obras alteraram o regime hídrico local e potencializaram a degradação, seja pela falta de manejo adequado da vegetação, seja pela ausência de

restauração ecológica. Essa postura evidencia a necessidade urgente de reorientar as estratégias de gestão, integrando soluções de engenharia, como dissipadores de energia e patamarização, com restauração ecológica baseada em espécies nativas, controle de espécies exóticas invasoras e implantação de conectividade ecológica entre o Parque Estadual do Prosa, o Parque das Nações Indígenas e o Parque Linear do Sóter.

De forma mais ampla, a experiência do Sóter reforça que a gestão de águas pluviais urbanas não pode se limitar à drenagem rápida, devendo incorporar soluções baseadas na natureza e infraestrutura verde-azul capazes de reduzir picos de vazão, mitigar processos erosivos, restaurar funções hidrogeomórficas e aumentar a resiliência urbana frente a eventos extremos. A integração entre ciência, planejamento urbano e políticas públicas consistentes é essencial para reverter, ao menos parcialmente, os danos acumulados e ampliar as chances de conservação dos ecossistemas urbanos remanescentes, avançando para um modelo de gestão que reduza impactos futuros e melhore gradualmente a qualidade ambiental da cidade.

Referências

- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische **Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ARGUELHO, J. F. **Marcos e monumentos históricos de Campo Grande.** Campo Grande/MS: Prefeitura Municipal, 2022. Disponível em: <https://prefcg-repositorio.campogrande.ms.gov.br/wp-cdn/uploads/sites/10/2022/10/digital-marcosemonumentos-sectur-prefcg-1666702588.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2024.
- ARIZA-VILLAVERDE, A. B.; JIMÉNEZ-HORNERO, F. J.; RAVÉ, E. G. Influence of DEM resolution on drainage network extraction: a multifractal analysis. **Geomorphology**, v. 241, p. 243-254, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.03.040>
- BALOQUE, G. F.; CAPOANE, V. Susceptibilidade a erosão do solo na bacia hidrográfica do córrego Bandeira, Campo Grande - MS. **Revista**

Cerrados (Unimontes), v. 19, p. 183-217, 2021. DOI: <https://doi.org/10.46551/rc24482692202124>

CAMPO GRANDE. **Lei n. 1.866 de 26 de dezembro de 1.979.** 1979. Disponível em: <https://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/downloads/lei-1866-261279-codigo-deobras/>. Acesso em: 20 jan. 2024.

CAMPO GRANDE. Diário Oficial de Campo Grande-MS. **Edital SISEP n. 01, de 30 de abril de 2019.** ANO XXII n. 5.563 - quinta-feira, 2 de maio de 2019. P. 1-29.

CAPOANE, V. Rios zumbis em Campo Grande, Mato Grosso do Sul. In: 14º SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 2023, Corumbá. **Anais 14 SINAGEO**, 2023.

CEMTEC. Centro de Monitoramento do Tempo e do Clima de MS. Banco de dados 2023. Disponível em: <https://www.cemtec.ms.gov.br/bancodedados/2023-2/>. Acesso em: 20 jan. 2024.

DAVIS, K. The origin and growth of urbanization in the world. **American Journal of Sociology**, v. 60, n. 5, p. 429-437, 1955.

DENG, X. *et al.* Impacts of land use and land cover changes on surface energy and water balance in the Heihe River Basin of China, 2000–2010. **Physics and Chemistry of the Earth**, Parts A/B/C, v. 79-82, p. 2-10, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.01.002>

EPA. United States Environmental Protection Agency. **What is Green Infrastructure?** Disponível em: <https://www.epa.gov/green-infrastructure/what-green-infrastructure>. Acesso em: 20 jan. 2024.

ERTAN, S.; ÇELIK, R. N. The assessment of urbanization effect and sustainable drainage solutions on flood hazard by GIS. **Sustainability**, v. 13, n. 4, 2293, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13042293>

ESA. European Space Agency. **Sentinel-2 User Handbook**. 2015. Disponível em: https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/sentinel-2_user_handbook. Acesso em: 20 jan. 2021.

GIBLING, M. R. River systems and the anthropocene: a late Pleistocene and Holocene timeline for human influence. **Quaternary**, v.1, n. 21, p. 1-36, 2018.

HANCOCK, G. R.; WILLGOOSE, G. R.; EVANS, K. G. Testing of the Siberia landscape evolution model using the Tin Camp Creek, Northern Territory, Australia, field catchment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 27, n. 2, p. 125-143, 2002.

HANCOCK, G. R.; MARTINEZ, C.; WELLS, T. Modelling and assessment of soil carbon variability at the point and hillslope scale. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON MODELLING AND SIMULATION, Nova Zelândia, 2007. **Anais MODSIM**, 2007. p. 1743-1748.

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)

HUTCHINSON, M. F.; XU, T.; STEIN, J. A. Recent progress in the ANUDEM elevation gridding procedure. **Geomorphometry**, p. 19-22, 2011.

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.

LEE, J. et al. Effects of land use change and water reuse options on urban water cycle. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 6, p. 923-928, 2010. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60199-6](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60199-6)

LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. **Physics and Chemistry of the Earth**, Parts A/B/C, v. 27, n. 9-10, p. 645-654, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1474-7065\(02\)00049-9](https://doi.org/10.1016/S1474-7065(02)00049-9)

LINDSAY, J. B.; CREED, I. F. Removal of artifact depressions from digital elevation models: towards a minimum impact approach. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 3113-3126, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.5835>

- LIU, W.; CHEN, W.; CHI, P. Assessing the effectiveness of green infrastructures on urban flooding reduction: A community scale study. **Ecological Modelling**, v. 291, p. 6-14, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.012>
- LOWE, S. et al. **100 of the world's worst invasive alien species**: a selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist Group/Species Survival Commission/World Conservation Union IUCN, 2000.
- LUCAS, W. C.; SAMPLE, D. J. Reducing combined sewer overflows by using outlet controls for Green Stormwater Infrastructure: Case study in Richmond, Virginia. **Journal of Hydrology**, v. 520, p. 473-488, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.029>
- MEI, C. et al. Integrated assessments of green infrastructure for flood mitigation to support robust decision-making for sponge city construction in an urbanized watershed. **Science of The Total Environment**, v. 639, p. 1394-1407, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.199>
- MENG, T.; HSU, D. Stated preferences for smart green infrastructure in stormwater management. **Landscape and Urban Planning**, v. 187, p. 1-10. v. 187, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.03.002>
- MILLER, J. D. et al. Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. **Journal of Hydrology**, v. 515, p. 59-70, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.011>
- ETTS, G. E. **Impounded rivers**: Perspectives for ecological management. Chichester: John Wiley & Sons, 1984.
- PLANURB. Agência Municipal de Meio Ambiente e Planejamento Urbano. **Revisão e atualização da Carta Geotécnica de Campo Grande**, 2020.
- POFF, N. L.; SCHMIDT, J. C. How dams can go with the flow. **Science**, v. 353, n. 6304, p. 1099-1100, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aah4926>

ROSA, R. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. 7. ed. Uberlândia: EDUFU, 2009.

ROSS, J. L. S. et al. Macroformas do relevo da América do Sul. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 38, p. 58-69, 2019.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed., rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2018.

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.

SCHIRMER, M.; LESCHIK, S.; MUSOLFF, A. Current research in urban hydrogeology: A review. **Advances in Water Resources**, v. 51, p. 280-291, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>

SEMADUR. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Gestão Urbana. **Arquivos vetoriais de Campo Grande - MS**. Disponível em: <https://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/arquivos-vetoriais-de-campo-grande/>. Acesso em: 20 jan. 2024.

SHI, X.; LI, Y.; YAN, D. Advances in the impacts of watershed land use/cover change on hydrological process. **International Journal of Sediment Research**, v. 37, p. 54-69, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2021.04.002>

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia**: ciência e aplicação. 2. ed. Porto Alegre: Editora UFRGS, 1993.

TUCCI, C. E. M. Água no Meio Urbano. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 475-508.

TUCCI, C. E. M. **Gestão de Águas Pluviais Urbanas**. Ministério das Cidades – Global Water Partnership - Wolrd Bank – Unesco, 2005.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

TUCCI, C. E. M. Regulamentação da drenagem urbana no Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 13, n. 1, p. 29-42, 2016.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M. Environmental impact assessment of reservoir construction: new perspectives for restoration economy, and development: the Belo Monte power plant case study. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 10-15, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.03514BM>

ZHOU, Q. et al. Comparison of urbanization and climate change impacts on urban flood volumes: importance of urban planning and drainage adaptation. **Science of The Total Environment**, v. 658, p. 24-33, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.184>

Viviane Capoane

Doutora em Geografia pela Universidade Federal do Paraná, mestre em Ciência do Solo e graduada em Geografia pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Atua como professora nos cursos de graduação e de pós-graduação em Geografia da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul.
Avenida Dom Antônio Barbosa, 4155. CEP 79115-898. Campo Grande-MS.
E-mail: capoane@gmail.com
Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-6672-1279>

Aprovado para publicação em setembro de 2024.

Aprovado para publicação em julho de 2025.