



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbge>



Estimativa da erosão hídrica em uma bacia hidrográfica no estado de Goiás (Brasil) por meio de modelagem e inteligência geoespacial

Lucas Duarte Oliveira¹, Wellmo dos Santos Alves², Raysa Moraes Castro³, Maria Antonia Balbino Pereira⁴, Wilker Alves Morais⁵, Evelyn Marcia Possa⁶

^{1,4}Acadêmicos do curso de Engenharia Ambiental do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, duarte-oliveira2010@hotmail.com; mariaantonio099@live.com; ²Doutor em Geografia Física pela Universidade Federal de Goiás, wellmoagro2@gmail.com; ³Mestre em Agroquímica e Doutoranda em Agronomia pelo Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, raysaeng.amb@gmail.com; ⁴Doutor em Ciências Agrárias – Agronomia pelo Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, wilker.alves.morais@gmail.com; ⁵Doutora em Geografia pela Universidade Federal de Minas Gerais, evelynpossa@yahoo.com

Artigo recebido em 14/08/2022 e aceito em 18/12/2022

RESUMO

A erosão hídrica dos solos, intensificada pelas cadeias produtivas, pode representar uma ameaça à produtividade agropecuária, à segurança hídrica e à biodiversidade. Objetivou-se analisar a erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Jacuba – Goiás (Brasil). O estudo foi realizado por meio da *Universal Soil Loss Equation* e geotecnologias. Foram utilizados dados de órgãos governamentais e observados na literatura. A erosão potencial foi estimada a partir da integração dos fatores naturais de erosividade (Fator R), erodibilidade (Fator K) e topográfico (Fator LS). Para estimar a erosão real foram integrados a erosão potencial e os fatores relacionados ao uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (Fator CP), considerando o ano de 2019. Os resultados do Fator R variaram de 8.408,85 a 8.775,75 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹, classificada como forte erosividade. O Fator K variou de 0,0131 a 0,046 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, classificado de média à extremamente alta. O fator LS variou de 0 a 826,54. A bacia apresentou fraco potencial erosivo com cerca de 97.23% da área com perdas de solo ≤ 400 t ha⁻¹ ano⁻¹. A maior área da bacia hidrográfica (70,92%) é coberta por vegetação campo sujo (44,09%) e cerrado *stricto sensu* (23,98%), com baixos valores em relação ao fator CP. Tratando-se da perda de solo por erosão real, aproximadamente 77.41% da área foi classificada na categoria leve, com valores ≤ 2,5 t ha⁻¹ ano⁻¹. Esses resultados são importantes para subsidiar o planejamento ambiental dessa bacia hidrográfica, devido sua importância ambiental, econômica e social.

Palavras-chave: Análise Geoambiental, Geotecnologia, Perda de solo, USLE.

Estimation of water erosion in a hydrographic basin in the estado de Goiás (Brazil) through modeling and geospatial intelligence

ABSTRACT

Soil water erosion, intensified by production chains, can pose a threat to agricultural productivity, water security and biodiversity. The objective of this study was to analyze water erosion in the hydrographic basin Jacuba River – Goiás (Brazil). The study was carried out through the *Universal Soil Loss Equation* and geotechnologies. Data from government agencies and observed in the literature were used. Potential erosion was estimated from the integration of natural erosivity (R factor), erodibility (K factor) and topographic (LS factor) factors. To estimate actual erosion, potential erosion and factors related to land use and cover, soil management and conservation practices (CP) were integrated, considering the year 2019. The Factor R results ranged from 8,408.85 to 8,775.75 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ year⁻¹, classified as strong erosivity. The K Factor ranged from 0.0131 to 0.046 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, rated from medium to extremely high. The LS factor ranged from 0 to 826.54. The basin showed a weak erosive potential with about 97.23% of the area with soil losses ≤ 400 t ha⁻¹ year⁻¹. The largest area of the watershed (70.92%) is covered by campo sujo (44.09%) and cerrado *stricto sensu* (23.98%) vegetation, with low values in relation to the CP factor. In terms of soil loss by real erosion, around 77.41% of the area was classified in the light category, with values ≤ 2.5 t ha⁻¹ year⁻¹. These results are important to support the environmental planning of this watershed, due to its environmental, economic and social importance.

Keywords: Geoenvironmental Analysis, Geotechnology, Soil loss, USLE.

Introdução

A erosão hídrica dá-se pela ação conjunta dos impactos das gotas de chuva, do escoamento superficial e da gravidade, que arrastam as partículas de solo e transportam defensivos agrícolas, matéria orgânica e nutrientes para as partes mais baixas das vertentes (Bocuti et al., 2019).

A erosão do solo tem múltiplas consequências em múltiplas escalas (local e regional, a depender), como a diminuição da produtividade agrícola, a diminuição da qualidade da água (turbidez e poluentes), a perturbação de regimes hidrológicos, o assoreamento de reservatórios e rios, gerando o aumento do risco de extravasamento de fluxo devido às alterações da morfologia do leito fluvial ou obstrução (Millennium Ecosystem Assessment, 2005, Labrière et al., 2015).

Fatores como erosividade da chuva, erodibilidade do solo, cobertura vegetal, aspectos do relevo e dos materiais são determinantes nos processos erosivos, além do manejo e das práticas conservacionistas do solo em bacias hidrográficas (Dechen et al., 2015). Assim, são necessários estudos que auxiliem as ações de preservação e conservação desse recurso, como inventários, planejamento, gestão, criação e aplicação de políticas públicas.

Este estudo tem como foco a análise da bacia hidrográfica do Rio Jacuba (BHRJ), totalmente inserida no bioma Cerrado, também conhecido como Savana brasileira. O bioma em questão constitui um dos maiores “hotspots” de biodiversidade do Hemisfério Ocidental, com alto nível de endemismo, além de comportar nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul: Amazonas/Tocantins, São Francisco e Prata, demarcando sua importância para a segurança hídrica (Klink e Machado, 2005; Sawyer et al., 2017).

Parte da área da BHRJ insere-se no Parque Nacional das Emas (PNE), uma destacada unidade de conservação do Cerrado. Além de possuir uma grande biodiversidade animal e florística, O PNE é uma “Ilha de biodiversidade” em meio a matriz agropecuária que avança pela região, sendo também uma área prioritária para a realização de estudos, pelo fato de se encontrar ameaçada pela expansão desordenada das atividades agropecuárias (Fleury e Almeida, 2009; Kopp et al., 2010), além de integrar uma lista de áreas com alta biodiversidade e ameaçadas de extinção (Caldeira e Parré, 2020).

As principais ameaças à biodiversidade do Cerrado e à segurança hídrica são a erosão dos solos e a degradação da vegetação nativa (Klink e Machado, 2005; Sawyer et al., 2017). Nas últimas décadas, áreas do bioma foram intensamente transformadas para atividade agrícola e pecuária. Grandes extensões de terra, antes inférteis, foram transformadas em áreas cultiváveis com uso intensivo do solo, acompanhadas de modernas técnicas, equipamentos e biotecnologia (Silva, 2018; Beckmann e Santana, 2019). Tais atividades vêm causando impactos como a erosão, resultado de práticas como o desmatamento, sobrepastoreio e agricultura (Nasir Ahmad et al., 2020; Castro et al., 2022).

As geotecnologias, também conhecidas como Inteligência Geoespacial (Sensoriamento Remoto, Sistema de Informação Geográfica – SIG, técnicas de geoprocessamento, sistema de navegação por satélites, entre outros) representam importantes recursos para analisar a adequação do uso dos recursos naturais, principalmente em áreas caracterizadas pelo uso intensivo do solo ininterrupto e sem técnicas de conservação, que podem resultar em processos erosivos, comprometer a produtividade dessas terras e o equilíbrio do agroecossistema (Amorim et al., 2017). Além de mapear as áreas mais vulneráveis a fim de auxiliar no processo de prevenção e/ou recuperação de áreas degradadas (Costa e Vieira, 2018; Alves et al., 2021). Por meio dessas tecnologias é possível integrar as informações em processos de modelagem para estimar as perdas de solo, permitindo a espacialização dos dados de forma isolada, assim como uma relação entre as variáveis por meio de uma álgebra de mapas, o que resulta na localização dos processos erosivos em diferentes gradientes (Lima; Ferreira; Ferreira, 2018). Entre os modelos que estimam as perdas de solo por meio de geotecnologias, a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) é o mais utilizado no mundo, principalmente pela sua facilidade de aplicação e por gerar resultados representativos da área modelada por meio de geotecnologias (El Jazouli et al., 2017; Bagio et al. 2017; Botelho et al., 2018; Sujatha e Sridhar, 2019; Mohammed et al., 2020; Alves et al., 2022).

A USLE é um modelo empírico utilizado para estimar a perda média anual de solo por erosão laminar, considerando os fatores ambientais e antrópicos (Barbosa et al., 2015), sendo uma das equações mais utilizadas para modelar a erosão do solo, mesmo em larga escala (Kruk et al., 2020). Os componentes da equação são: índice de erosividade da chuva (fator R), índice de erodibilidade do solo

(fator K), comprimento da rampa (L) e declividade (S) (fator LS), uso e cobertura da terra (fator C), manejo e práticas conservacionistas do solo (fator P). Os fatores C e P estão correlacionados de tal forma que podem ser analisados como um único fator quando o estudo trata da perda de solo por

Material e métodos

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do Rio Jacuba ocupa uma área de 99.880,91 de hectares (ha). Está localizada em uma região que apresenta um clima com duas estações bem definidas: seca (de maio a outubro) e chuvosa (novembro a abril), sendo mesotérmico úmido, com temperaturas amenas durante o inverno e quente no verão (Alves et al., 2016), caracterizado do tipo AW (Cardoso et al.,

erosão (Gurgel et al., 2011). Assim, devido sua importância, seja para usos econômicos e para a biodiversidade local, objetivou-se avaliar as perdas de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Jacuba, no estado de Goiás, Cerrado brasileiro.

2014), segundo o método proposto por Köppen-Geiger (1900) e adaptado por Setzer (1966). Além disso, a bacia hidrográfica está entre uma das savanas mais ricas do mundo em biodiversidade, o Cerrado brasileiro (Morzelle et al., 2015).

Situa-se nos municípios de Mineiros, Chapadão do Céu e Serranópolis, com população estimada de 69.477; 10.797 e 8.737 habitantes, respectivamente (IBGE, 2021), no planalto central do Brasil.

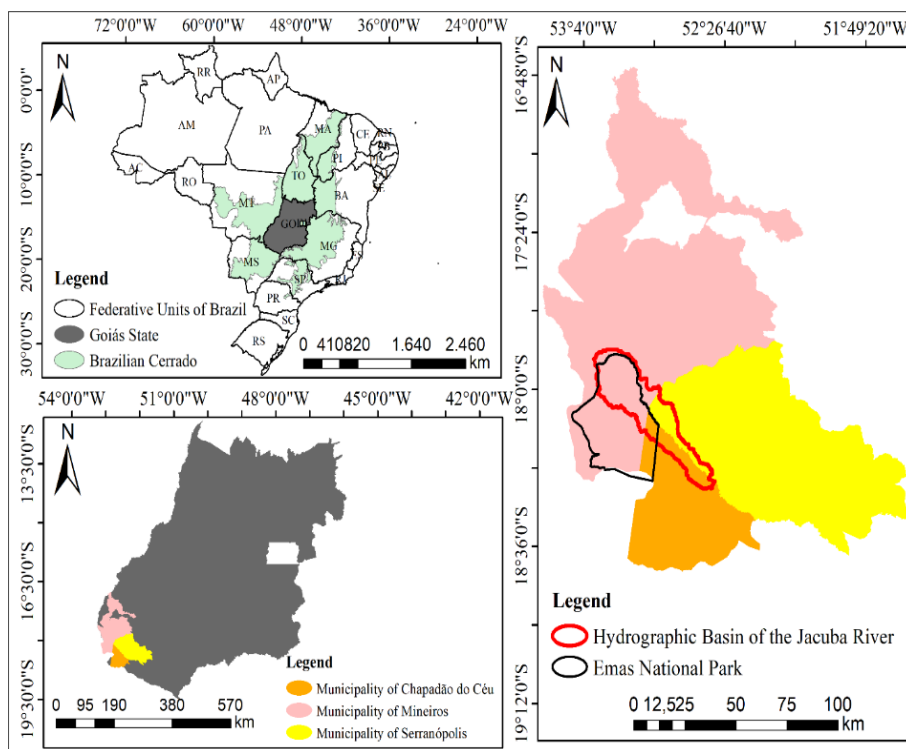


Figura 1. Localização da Bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de bases de dados geográficas disponibilizadas pelo SIEG (2020), no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

Modelagem da perda de solo

O processamento de dados foi realizado no software de Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcGIS 10.6®, licenciado para o laboratório de Geoinformação da Universidade Federal de Jataí (UFJ).

Por meio da base *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 m, foi delimitada a área de estudo e

gerada a rede de drenagem da bacia hidrográfica, no formato *shapefile* (*shp*), com o uso da extensão *Archidro Tools*.

Para a construção do mapa de erosão hídrica, foi utilizado o método proposto por Wischmeier e Smith (1978) e adaptada por Lombardi e Moldenhauer (1977) para as condições ambientais do Brasil (Bertoni e Lombardi Neto, 2014), tendo como base o cálculo da perda de solo

por erosão hídrica por meio da USLE. Esse modelo matemático permite estimar a perda média anual de solo em diferentes condições de uso e manejo do solo, variação climática, relevo e utilização de práticas conservacionistas, de modo a determinar áreas que apresentam maiores ou menores perdas de solos. A USLE é expressa pela equação 1 (E1):

$$A = R * K * LS * C * P \quad (E1)$$

Em que: A é a perda de solo por unidade de área no tempo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); R, o fator erosividade da chuva ($\text{MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); K, o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS, o fator topográfico, considerando o comprimento de rampa (L) e a declividade (S) (adimensional); C, o fator de uso e cobertura do solo (adimensional); P, o fator de manejo e práticas conservacionistas do solo (adimensional).

Fator de erosividade da chuva (fator R)

O fator de erosividade da chuva expressa o potencial da chuva em desagregar as partículas de

solo e transportá-las por escoamento superficial (Sousa e Paula, 2019). Para determinar o fator de erosividade da chuva, foi utilizada a equação 2 (E2) desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978) adaptada para as condições ambientais brasileiras por Lombardi e Moldenhauer (1977) (Bertoni e Lombardi Neto, 2014).

$$R = \sum_{i=1}^{12} 67,355 \left(\frac{r_i^2}{P} \right)^{0,85} \quad (E2)$$

Em que: R é a erosividade anual ($\text{MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); r, a precipitação média mensal (mm); e P, a precipitação média anual (mm).

Para a obtenção de valores médios mensais e anual de precipitação da região, foram obtidos dados de seis estações pluviométricas, localizadas nas proximidades da bacia hidrográfica do Rio Jacuba (Figura 2 e Tabela 1), disponibilizado pelo Hidroweb do Sistema Nacional de Informação sobre Recursos Hídricos (SNIRH), coordenado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) (ANA, 2019)

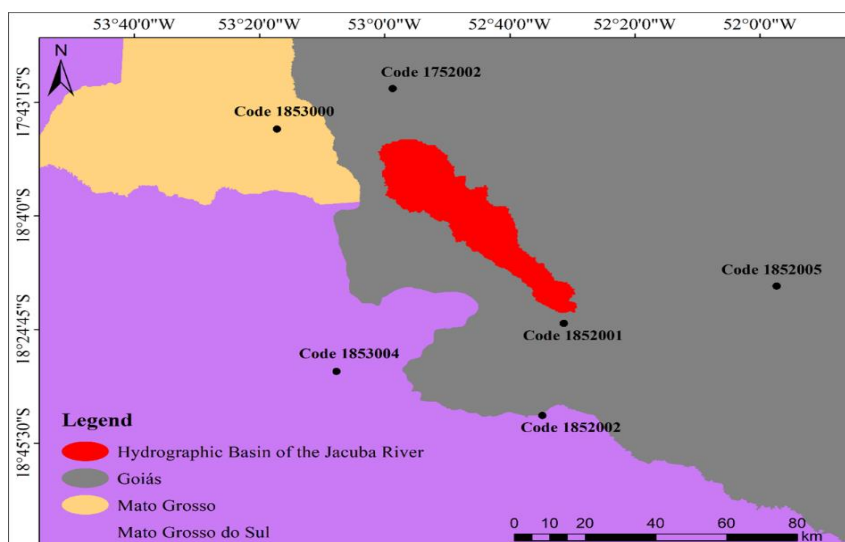


Figura 2. Espacialização das estações pluviométricas próximas à bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Fonte: Elaborado pelos autores (2021) a partir de dados disponibilizados pelo SIEG (2019) e ANA (2019), no Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum SIRGAS 2000, Zona 22S.

Tabela 1. Estações pluviométricas próximas à bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Nome da Estação	Código	Latitude	Longitude	Período
Fazenda Taquari	1853000	S 17° 48' 39.96"	W 53° 17' 20.04	1969 a 2018
Fazenda São Bernardo	1752002	S 17° 41' 20.04	W 52° 59' 0.00"	1969 a 2018
Chapadão do Céu	1853004	S 18° 24' 2.16"	W 52° 40' 22.08"	1984 a 2018
Fazenda Formoso	1852001	S 18° 24' 24.12"	W 52° 31' 36.84"	1984 a 2018
Serranópolis	1851005	S 18° 18' 15.84"	W 51° 57' 43.92"	1984 a 2018
Cidade Chapadão Gaúcho	1852003	S 18° 41' 30.12"	W 52° 35' 38.04"	1984 a 2018

Fonte: Elaborado pelos autores com base nos dados disponibilizados pela ANA (2019).

Os dados foram organizados em planilha eletrônica, na qual foi calculada e aplicada na

equação 1 (E1) a média mensal e anual de precipitação pluviométrica. Os mapas de

erosividade da chuva foram gerados por meio do interpolador *Spline*, a partir dos pontos georreferenciados das estações pluviométricas (Figura 2) para obtenção da erosividade da chuva

média anual. Os resultados foram comparados com as classes de erosividade proposta por Carvalho (2008) (Tabela 2).

Tabela 2. Classes de erosividade da chuva (média anual).

Classes de erosividade	Fator Erosividade ($\text{MJ mm h}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)
Baixa	$R < 2.452$
Média	$2.452 < R < 4.905$
Média forte	$4.905 < R < 7.357$
Forte	$7.357 < R < 9.810$
Muito forte	$R > 9.810$

Fonte: Carvalho (2008).

Fator de erodibilidade do solo (fator K)

O mapa de solo da área de estudo foi elaborado a partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba (escala 1:250.000), geração em 01 de março de 2005, pela Universidade Federal de Viçosa/Fundação Rural Minas (UFV, 2005; Rural Minas, 2005), sendo a modelagem, alimentação do SIG e edição das cartas realizadas pela Superintendência de Geologia e Mineração (SGN)/Secretaria estadual de Indústria e Comércio de Goiás (SIC) (2005),

disponibilizado pelo SIEG (2017), atualizado de acordo com Santos et al. (2018).

Foram utilizados os valores de erodibilidade estabelecidos por Lima et al. (2013), Demarchi e Zimback (2014) e Lima et al. (2016), associados as diferentes classes de solo da bacia hidrográfica do Rio Jacuba. Os valores para fator de erodibilidade do solo foram comparados com a classificação estabelecida por Mannigel et al. (2002) variando de muito baixa a extremamente alta (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade do solo (K).

Propensão à erodibilidade	Fator K ($\text{t h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$)
Extremamente alta	$> 0,0600$
Muito alta	$0,0450 - 0,0600$
Alta	$0,0300 - 0,0450$
Média	$0,0150 - 0,0300$
Baixa	$0,0090 - 0,0150$
Muito baixa	$< 0,0090$

Fonte: Mannigel (2002).

Fator topográfico (fator LS)

O fator topográfico (LS) foi elaborado por meio do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 m, gerada pela cooperação entre *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e a *National Imagery and Mapping Agency* (NIMA), do *Department of Defense* (DoD) dos Estados Unidos da América e das agências espaciais da Alemanha e Itália, disponibilizada pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2020).

O cálculo do fator LS foi realizado por meio do método proposto por Pelton et al. (2012). A partir das imagens SRTM e por meio do ArcGIS 10.6®, foram gerados as camadas *raster* de direção de fluxo (ferramenta *Flow Direction*), utilizada para cálculo da acumulação de fluxo (ferramenta *Flow accumulation*) e, por último, a camada de declividade (ferramenta *Spline*). Em seguida, essas variáveis foram integradas por meio da ferramenta

Raster Calculator em que foi obtido o fator LS de acordo com a equação 3 (E3).

$$\text{LS} = \text{Power}(\text{acumulação de fluxo} * \text{resolução da célula}/22.1, 0.4) * \text{Power}(\sin(\text{declive} * 0.01745)/0.09, 1.4) * 1.4 \quad (\text{E3})$$

Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (fator CP)

Para o mapeamento de uso e cobertura da terra foram utilizadas imagens do sensor *Multispectral Instrument* (MSI) com resolução espacial de 10 m, imagens de 2019, a bordo do satélite Sentinel-2A, sob a coordenação da Agência Espacial Europeia (ESA) e Comissão Europeia, disponibilizada no catálogo de imagens online do USGS (2020). Foi utilizada a combinação das bandas (B) B2 (azul), B3 (verde) e B4 (vermelho) e B8 (infravermelho próximo). Para o processo de

classificação de uso o cobertura da terra a imagem foi fotointerpretada tendo como base o Manual Técnico de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (IBGE, 2013).

O Fator C (uso e cobertura da terra) e fator P (manejo e práticas conservacionistas do solo) estão diretamente relacionados, pois quando o objetivo é estimar a perda de solo por erosão em grandes áreas (como bacias hidrográficas), esses fatores devem ser analisados em conjunto (Amaral et al., 2020). Na classificação utilizada para o fator CP, foram considerados os valores relacionados ao uso e cobertura da terra da bacia do Rio Jacuba conforme os índices observados em Helfer et al. (2003), Silva (2004), Martins et al. (2010), Bertoni

e Lombardi Neto (2014), Barbosa et al. (2015) e Durães e Mello (2016).

Classificação e interpretação dos resultados

Os resultados sobre a erosão potencial (EP), integrado a partir dos fatores R, K e LS foram classificados e interpretados conforme a proposta de Valério Filho (1994). A erosão real (ER) foi obtida a partir da integração da EP e fator CP, sendo os resultados classificados e interpretados conforme a proposta de Beskow et al. (2009) e recomendação da Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), United Nations Environment Programme (UNEP) e United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) (1981).

Resultados

Aspectos físicos naturais e erosão potencial

Na Figura 3 verifica-se que os meses de janeiro e dezembro são considerados os mais chuvosos, com precipitações máximas de 515,3 e 444,6 mm respectivamente. Os meses menos chuvosos são os de junho precipitação máxima de

136,3 mm e julho com precipitação máxima de 30,3 mm. Observa-se na Figura 4 que as precipitações pluviométricas totais anuais, em comparação com a média, apresentaram variações significativas em comparação com outros anos, principalmente nos anos de 1985, 1989, 2005, 2009 e 2018.

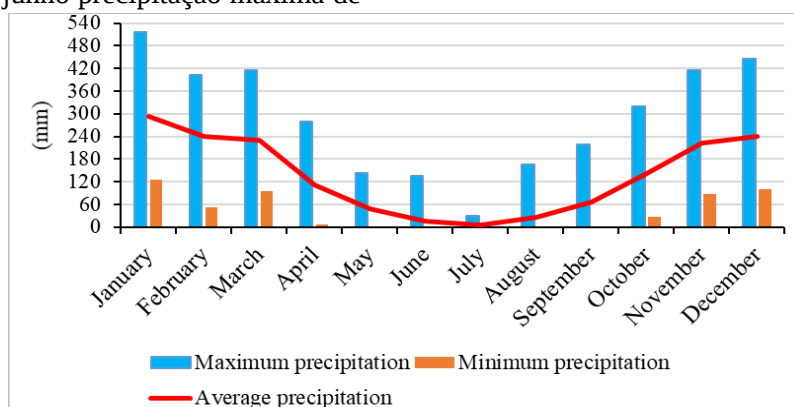


Figura 3. Precipitação mensal mínima, máxima e média (mm) na bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro. Fonte: Gráfico elaborado pelos autores (2020) a partir de dados compilados da estação pluviométrica nº 01852001 Fazenda Formoso.

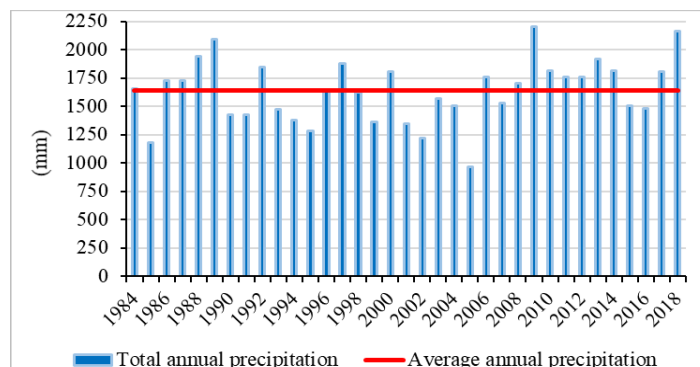


Figura 4. Precipitação total e média anual (mm) na bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro. Fonte: Gráfico elaborado pelos autores (2020) a partir de dados compilados da estação pluviométrica nº 01852001 Fazenda Formoso.

Os resultados da erosividade da chuva média anual da bacia hidrográfica do Rio Jacuba variou de 8.408,85 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹ a 8.775,75

MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 5), sendo classificado como forte potencial erosivo, conforme Carvalho (2008) (Tabela 2).

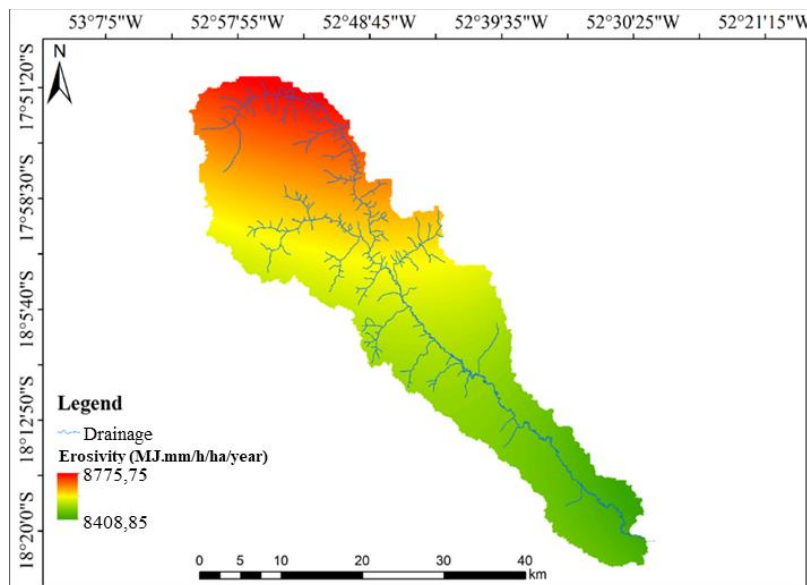


Figura 5. Mapa da Erosividade da Bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Fonte: Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

O solo classificado como Latossolo Vermelho distrófico (textura média) corresponde a maior área (38,84%), seguido do Neossolo Quartzarênico (36,35%), Latossolo Vermelho Distrófico (textura argilosa ou muito argilosa) (20,13%) e Gleissolo Háplico distrófico (textura

argilosa) (4,68%). Os valores de erodibilidade variaram de 0,0131 t h MJ⁻¹ mm⁻¹ a 0,046 t h MJ⁻¹ mm⁻¹ (Figura 6, Tabela 4 e Figura 7). Em relação ao fator K, de acordo com a classificação de Manning et al. (2002) (Tabela 3), a erodibilidade variou de média a extremamente alta (Figura 7).

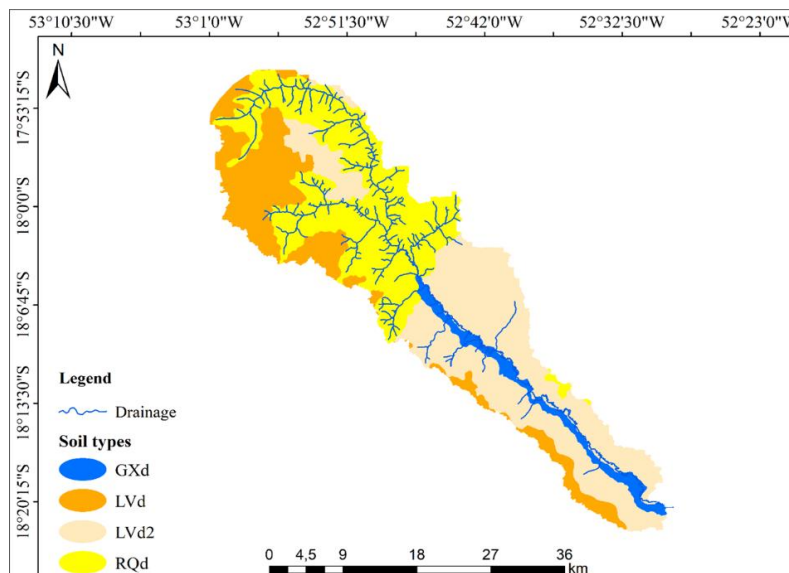


Figura 6. Mapa de Solos da Bacia Hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Fonte: Mapa atualizado e organizado pelos autores (2021) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2021). Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

Tabela 4. Tipos de Solo da Bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro

Classe de solo (textura)	Área (ha)	Área (%)	Fator K (t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹)
Latossolo Vermelho distrófico – LVd (argilosa ou muito argilosa)	20.105,18	20,13	0,0131 (Lima et al., 2016)
Latossolo Vermelho distrófico – LVd2 (textura-média)	38.789,77	38,84	0,046 (Lima et al., 2016)
Neossolo Quartzarênico – RQd	36.307,25	36,35	0,084 (Lima et al., 2013).
Gleissolo Háptico distrófico (argiloso) – G X	4.678,71	4,68	0,02 (Demarchi e Zimback, 2014)
Total	99880,91	100,00	-

Fonte: Atualizado e organizado pelos autores (2021) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

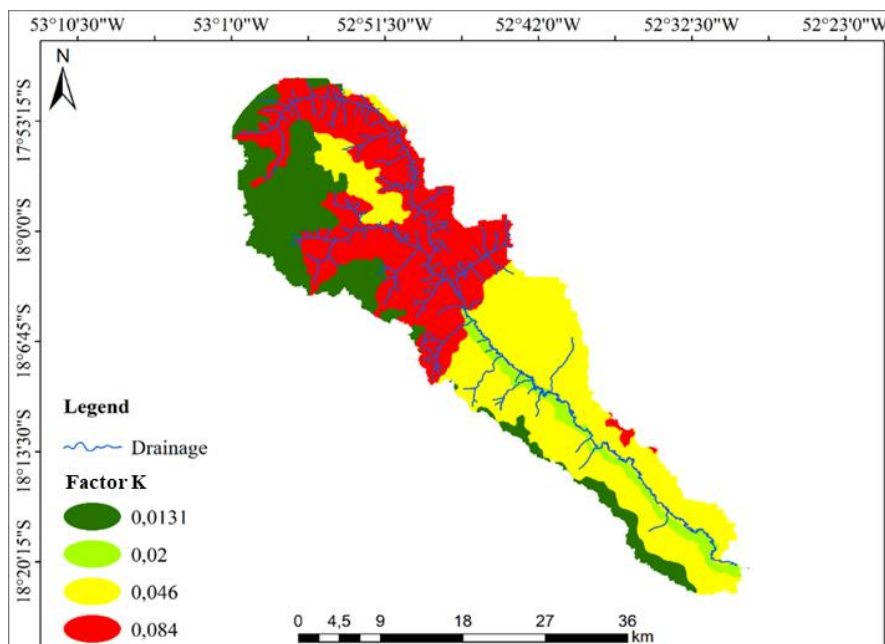


Figura 7. Mapa de Erodibilidade do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro. Fonte: Mapa elaborado pelos autores (2021) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2021). Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

O Fator LS variou de 0 a 826,54, sendo que os locais com os maiores valores são observados próximos aos corpos hídricos (Figura 8). Observa-se que 99,60% da área da bacia hidrográfica é caracterizada como erosão potencial fraca. Destaca-se também que as maiores potencialidades aos processos erosivos estão localizadas em áreas que apresentou os maiores valores de LS (áreas próximas aos cursos hídricos) (Figura 9 e Tabela 3).

Na estimativa da perda de solo por erosão potencial a bacia do Rio Jacuba apresentou a predominância de valores com fraco potencial erosivo, o que representa 97,23% da área total da bacia hidrográfica. As altas potencialidades de perda de solo são observados próximos a rede de drenagem, com total de 1,37% da área total (Figura 9 e Tabela 5).

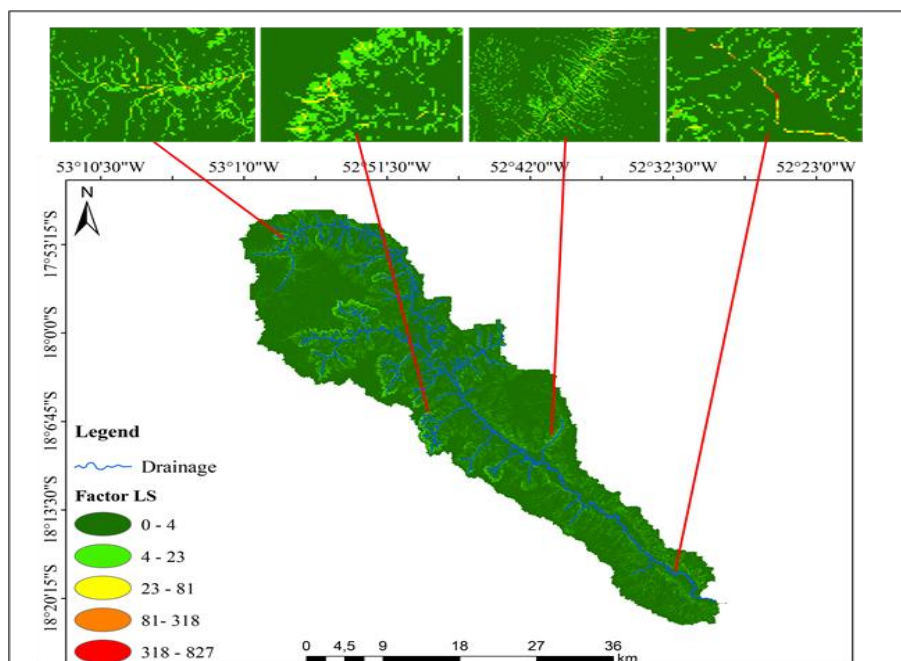


Figura 8. Mapa do fator topográfico (LS) da Bacia Hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.
Fonte: Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

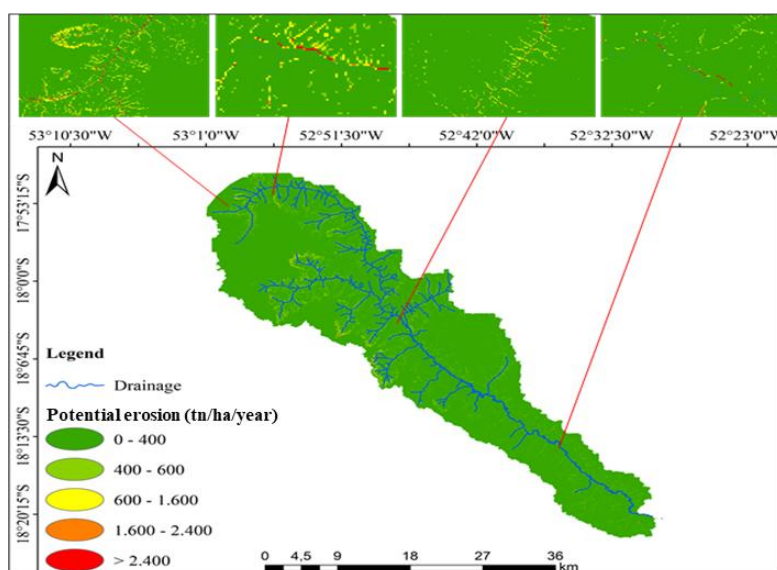


Figura 9. Erosão hídrica potencial da Bacia Hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro na bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Fonte: Elaborado conforme a classificação de Valério Filho (1994) e no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

Tabela 5. Erosão hídrica potencial na bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Perdas de solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Área (ha)	Área (%)
0 – 400 (Frac)	97.114,85	97,23
400 – 600 (Moderada)	1.401,52	1,40
600 – 1600 (Média)	1.137,10	1,14
1600 – 2400 (Forte)	126,83	0,13
> 2400 (Muito forte)	100,61	0,10
Total	99.880,91	100

Fonte: Organizado pelos autores (2021) conforme a classificação de Valério Filho (1994).

Uso e cobertura da terra, fator CP e erosão real

A maior parte da área da bacia hidrográfica (70,92%) é coberta por vegetação de Cerrado (campo sujo, cerrado *stricto sensu*, cerradão, mata ciliar e de galeria). As atividades antrópicas com maiores áreas são ocupadas pelas categorias de

agricultura (21,88%) e pastagem (7,01%) (Figura 10 e Tabela 6). Os maiores do fator CP estão relacionados as categorias de agricultura, pastagem e solo exposto, que representam 29,00% da área total da bacia hidrográfica do Rio Jacuba (Figura 11).

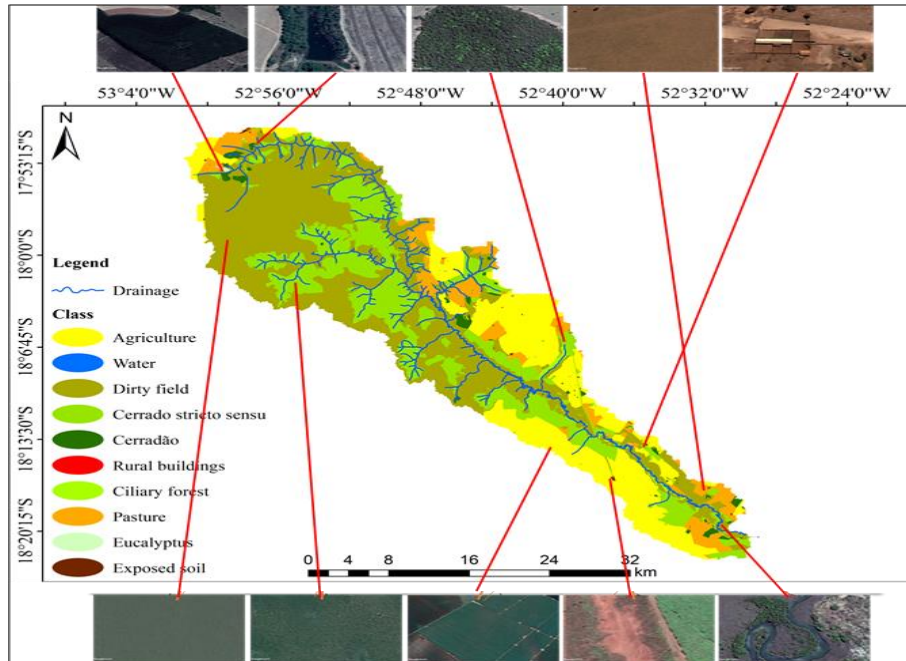


Figura 10. Mapa de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.
Fonte: Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

Tabela 6. Uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP) na bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Categoria	Área (ha)	Área (%)	Valor do Fator CP (fonte)
Mata ciliar/galeria	1.578,33	1,58	0,0001 (Helfer et al., 2003)
Cerrado stricto sensu	23.948,16	23,98	0,0007 (Helfer et al., 2003)
Campo sujo	44.032,76	44,09	0,05 (Helfer et al., 2003)
Cerradão/fragmento	1.270,60	1,27	0,0003 (Helfer et al., 2003)
Silvicultura/Eucalypto	72,75	0,07	0,0026 (Martins et al., 2010)
Pastagem	6.999,66	7,01	0,125 (Bertoni e Lombardi Neto, 2014)
Agricultura	21.855,60	21,88	0,2 (Barbosa et al., 2015)
Construção rural	9,61	0,01	0 (Durães e Mello, 2016)
Solo exposto	107,16	0,11	1 (Bertoni e Lombardi Neto, 2014)
Água	6,28	0,01	0 (Silva, 2004)
Total	99880,91	100,00	-

Fonte: Organizado pelos autores (2021).

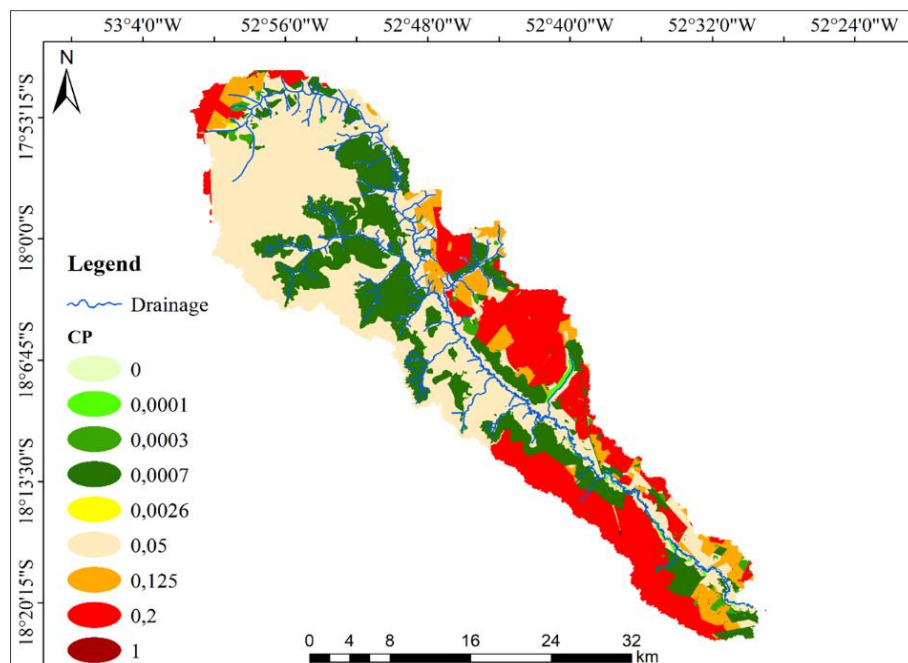


Figura 11. Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP) da bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Fonte: Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

A categoria de perda de solo por erosão real predominante é a ligeira (80,64%) ($0 - 2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), sendo que as classes alta, muito alta e extremamente alta somadas representam apenas 2,05% da área total da bacia do Rio Jacuba (Figura

12 e Tabela 7). Ressalta-se que estas últimas categorias estão localizadas principalmente nas regiões onde há presença de atividades antrópicas (Figura 10 e Figura 12).

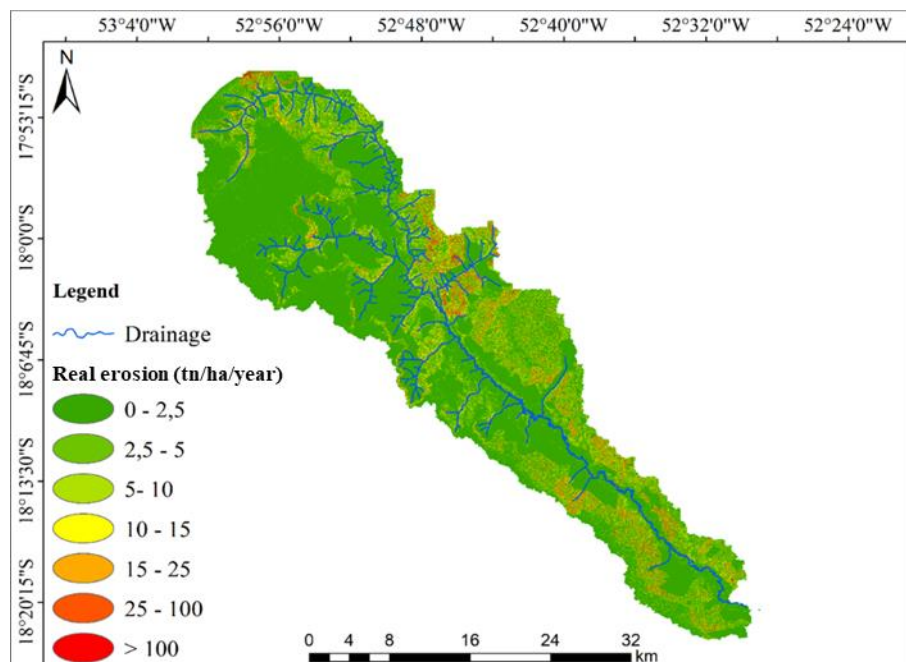


Figura 12. Erosão real na bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Fonte: Elaborado conforme a classificação de Beskow et al. (2009) e no Sistema de Coordenadas Geográficas Latitude/Longitude – SIRGAS 2000, Zona 22S.

Tabela 7. Erosão hídrica real na bacia hidrográfica do Rio Jacuba no Cerrado brasileiro.

Perda de solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Área (ha)	Área(%)
0 – 2,5 (Ligeira)	77.322,39	77,41
2,5 – 5,0 (Ligeira – moderada)	52.27,18	5,23
5,0 – 10 (Moderada)	77.79,23	7,79
10,0 – 15,0 (Moderada – alta)	2.960,64	2,96
15 – 25 (Alta)	3.369,73	3,37
25 – 100 (Muito alta)	2.993,59	3,00
> 100 (Extremamente alta)	228,15	0,23
Total	99880,91	100,00

Fonte: Organizado pelos autores (2021) conforme a classificação de Beskow et al. (2009).

Discussão

Segundo Baratto e Wollmann (2017), o conhecimento da dinâmica da precipitação auxilia na gestão de bacias hidrográficas e seus recursos hídricos, fornecendo ao ordenamento do território mecanismos para melhor a avaliação dos impactos oriundos das atividades humanas empregadas. No presente estudo, foi possível observar que os meses de novembro, dezembro e janeiro são caracterizados com maior precipitação pluviométrica. Já os meses de maio, junho e julho são os meses mais secos (Figura 3 e Figura 4). A chuva atua como o principal fator de degradação dos solos, seja nas regiões tropicais ou subtropicais (Melo Neto et al., 2019). De acordo com Lense et al. (2020), a erosão hídrica é uma das principais causas de degradação dos solos tropicais e que causam vários impactos negativos, como comprometimento da sustentabilidade da produção agrícola.

O conhecimento do padrão de distribuição espacial da erosividade é importante para subsidiar o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, além de indicar períodos do ano e as áreas que merecem mais atenção para o manejo e a conservação do solo e da água (Trindade et al., 2016; Almeida et al., 2017). Destaca-se também que a erosividade da chuva é um dos mais importantes parâmetros na descrição dos processos erosivos e na apresentação de medidas conservativas por meio de modelos de predição da erosão do solo (Panagos et al., 2017).

Os resultados obtidos para o Fator R são preocupantes, pois de acordo com a classificação de Carvalho (2008) (Tabela 2), a erosividade da bacia do Rio Jacuba foi classificada como forte ($8.408,85\ MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ a $8.775,75\ MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) (Figura 5). Valores semelhantes foram encontrados por Lima, Ferreira e Ferreira (2018) em Goiânia, capital do Estado de Goiás, Brasil, onde os autores encontraram valores de erosividade de $8.157,22$ a $8.826,89\ MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}$

ano^{-1} , sendo a média de $8.426,77\ MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ classificada como forte nessa região, sendo que a semelhança do regime de chuvas dessa região com a área do presente estudo pode ter influenciado na semelhança dos resultados. Back (2018) observou resultados abaixo do presente estudo, na região do Planalto Serrano, Santa Catarina, Brasil, sendo de $7579,3\ MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ em São Joaquim, classificado como erosividade alta e o valor foi $5546,8\ MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ para Lages, classificado com média.

Caso não sejam adotadas práticas de manejo e conservação do solo na bacia do Rio Jacuba, possíveis processos de erosão poderão ser agravados, causando impactos ambientais, afetando a fauna, flora e demais recursos naturais locais, além de prejuízos econômicos e sociais. Além disso, outro fator que influenciou na alta variabilidade dos resultados encontrados é o tamanho da área de estudo. Lopes et al. (2015) ressaltam tal característica para explicar a baixa variabilidade espacial da erosividade da chuva atribuída ao tamanho da sua área de estudo.

A suscetibilidade aos processos erosivos também depende do tipo de solo, caracterizado pelo fator K. Sua permeabilidade, textura, classe, estrutura e quantidade de matéria orgânica são fatores a serem levados em consideração. No Brasil, existem várias classes de solo com diferentes valores do fator K (Cassol et al., 2018). No presente estudo, os valores de erodibilidade que variaram de média a extremamente alta (Figura 7 e Tabela 4) são preocupantes, principalmente nas áreas em que as classes de solo Neossolo Quartzarênico (RQd) e Latossolo vermelho distrófico (LVd2) estão presentes (Figura 6 Tabela 4), pois a erodibilidade encontrada nestes locais foi de $0,084$ e $0,046\ t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ respectivamente. Essas classes de solo apresentam os maiores valores em relação às demais, e juntos, representam $75,19\%$ da área total de estudo (Tabela 4). A classe de solo RQD é caracterizado por ser intemperizado,

e suas principais características são: baixo teor de nutrientes, elevada acidez e predominância de argilas de baixa atividade (caulinitas e óxi-hidróxidos de Fe e Al) (Frazão et al., 2008). De acordo com Cuiabano et al. (2017), o RQD é um solo raso e susceptível à erosão. Já a classe de solo LVd2 tem como suas principais características a elevada acidez e baixa fertilidade natural (Maraschin, Scaramuzza e Vieira, 2020).

Diferente do presente estudo, os resultados encontrados por Torentino et al. (2020) na bacia do Rio São Lamberto, Minas Gerais, Brasil, variaram de 0,0112 a 0,0368 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, o maior valor encontrado foi para o Neossolo Litólico, que compreende apenas 0,8% da área de estudo. Segundo os autores, o Neossolo Litólico é um solo raso, normalmente associado a relevos mais declivosos. Marques et al. (2019) encontraram os maiores valores do fator K nas classes de solo de Cambissolos háplicos e Gleissolos háplicos na bacia do Córrego Azul, Cerrado brasileiro; esses solos representam 19,6 % da área de estudo.

De acordo com Karan, Grosh e Samadder (2019), o efeito da topografia na erosão do solo é contabilizado por meio do comprimento e fator de inclinação da encosta (LS). O Fator LS expressa as relações do relevo no processo de perdas de solos (Silva et al., 2020). Os maiores valores encontrados para esse fator na bacia do Rio Jacuba se encontram próximos aos cursos hídricos (Figura 8), podendo prejudicar a qualidade dos cursos hídricos por meio dos processos erosivos pois, segundo Durães e Mello (2016) as maiores perdas de solo estão relacionadas com ambientes de maior fator LS. Os altos valores do fator LS juntos com a forte erosividade da chuva (fator R) e solos de alta erodibilidade (fator K) da bacia do Rio Jacuba são preocupantes, pois podem facilitar os processos erosivos e resultar em impactos negativos ao corpo hídrico.

No estudo realizado por Nachtlgall et al. (2020) na bacia do Arroio Fragata, Sul do Brasil, os autores encontraram valores que variaram de 0,027 a 33. Assim como, na bacia do Rio Jacuba foram observados valores maiores próximos aos cursos hídricos. Já os resultados do fator LS de Vansan e Tomazoni (2020) na microbacia do Rio São José, Sul do Brasil, variaram de 0 a 50, onde as áreas caracterizadas por uma topografia moderadamente forte e forte somadas representam 54,12% da área total. Além das características do relevo de cada região, a pouca variabilidade topográfica encontrada nesses estudos, diferentemente da bacia do Rio Jacuba, pode estar relacionada ao tamanho da área das bacias, pois

eles medem 22.530 e 981,65 ha respectivamente, enquanto a bacia do Rio Jacuba tem uma área de 99.880,91 ha.

A EP predomina a classe de fraco potencial erosivo, ocupando 97,23% da área total da bacia do Rio Jacuba (Figura 9 e Tabela 5). Entretanto, os valores mais altos (classes moderada, forte e muito forte que juntas representam 1,37% do total) estão mais presentes próximos aos cursos hídricos, tendo relação com aos altos valores do fator LS encontrados nesses locais, visto que o comprimento e a inclinação do relevo influenciam os processos erosivos de maneira relevante (Sahli et al., 2019). Resultados semelhantes ao do presente estudo foram encontrados por Lense et al. (2020) na sub-bacia do Riacho José Lúcio, Sudeste brasileiro, onde houve um predomínio da classe de EP muito fraca, ocupando 66,54% da área total. Os autores também afirmaram que o fator LS contribuiu para os ambientes com maiores valores de EP, que representaram 4,60% da área.

Áreas com atividades antrópicas, principalmente as áreas de agricultura, construções rurais, silvicultura/eucalipto e pastagens representam 28,97% da área total da bacia do Rio Jacuba (Tabela 6). Isso é um alerta para possíveis processos erosivos, pois de acordo com Ferreira et al. (2019) o uso incorreto do solo para a condução de práticas agrícolas, acompanhadas de movimentação de terra e da impermeabilização do solo, dão início aos processos erosivos e ao transporte de materiais orgânicos e inorgânicos através do escoamento superficial até o depósito final nos leitos dos cursos d'água. Entretanto, as áreas verdes, caracterizadas pela presença de cerrado, cerrado *stricto sensu*, campo sujo e mata ciliar/galeria representam 70,92% (Tabela 6). A presença de áreas verdes e a conexão de fragmentos de florestas em um ambiente é importante, pois mantêm as funções hidrológicas e ecológicas de proteção ao solo e aos recursos hídricos devida a presença do componente arbóreo que promove a manutenção da qualidade da água e auxilia na conservação da biodiversidade (Ferreira et al., 2019; Lima, Ferreira e Ferreira, 2020).

Diferente da bacia do Rio Jacuba, Girmay, Moges e Muluneh (2020) verificaram que a área cultivada (com presença antrópica) representa 81,65% da área da bacia hidrográfica de Agewmariam, norte da Etiópia. Rodrigues et al. (2017) também encontraram uma maior presença antrópica na bacia do Rio Cervo, Sudeste brasileiro, que totalizou 72,77% da área total, contabilizando área urbana, agricultura, eucalipto, pastagem e solo exposto. Os autores afirmaram que

esses resultados contribuíram para estimativas mais elevadas da perda de solo. Já Ferreira et al. (2019) apesar de verificarem um aumento das atividades agropecuárias no período de 1985 a 2015 no oeste da Bahia, Brasil, as áreas verdes ainda representaram a maioria da área de estudo, semelhante ao encontrado na bacia do Rio Jacuba.

As atividades agrícolas na região do Cerrado brasileiro tiveram um crescimento expressivo principalmente a partir dos anos de 1970, quando o governo implementou um conjunto de políticas públicas para acelerar o desenvolvimento regional. Alguns programas de incentivo à agricultura foram criados, como Programa de Desenvolvimento da Região Centro-Oeste (Polocentro), contribuindo para a construção de estradas, armazéns, escolas, sítios, pesquisa agropecuária, assistência técnica e extensão rural (Bolfe et al., 2020), transformando essa região em um dos principais polos de produção agrícola nacional.

De acordo com Lima, Ferreira e Ferreira (2018), o fator CP varia conforme o uso e manejo da terra, sendo os maiores valores relacionados aos passivos ambientais (áreas convertidas), predispostos a causar maior perda de sedimentos. Na bacia hidrográfica do Rio Jacuba predominam as áreas de vegetação nativa do Cerrado, sendo associadas aos baixos valores do fator CP (Figura 10 e Figura 11), no entanto quando os solos do Cerrado são convertidos ao intenso uso de sistemas agrícolas ou pastagem a capacidade de fertilidade do solo diminui, além de causar danos aos ambientes aquáticos pelo transporte sedimentos, comprometendo a qualidade da água do corpo hídrico (Dias et al., 2019). O Fator CP é importante pois quando integrado com os fatores naturais (fator R, fator K e fator LS) é possível estimar o potencial total de perda de solo (Miguel et al., 2020), mais conhecida como erosão real (ER).

A determinação da ER considera os fatores físicos e antrópicos da área de estudo e a estimativa desses valores é importante, principalmente em locais caracterizado por intensas mudanças climáticas e de uso da terra (Alewell et al., 2019), esses valores podem subsidiar o planejamento ambiental de uma área de interesse. Em relação à ER, os valores mostram que apesar de grande parte da área de estudo ter uma perda de solo classificada na categoria ligeira (77,41%), é necessário se atender para as áreas com maior risco de erosão (moderado alto, alto, muito alto e extremamente alto), que somadas, totalizam 9,56% da área total (Figura 12 e Tabela 7). Observa-se também que os maiores valores encontrados para a ER se

localizam nas áreas que têm presença antrópica (agricultura e pastagem) (Figura 10 e Tabela 6), além da presença dos solos com maiores valores de erodibilidade (Figura 7 e Tabela 4).

Djoukbala et al. (2018) encontraram valores semelhantes à bacia do Rio Jacuba, sendo que os valores de ER mais altos representaram apenas 3% da área de estudo. Enquanto os menores valores totalizaram 52,8%. Os autores destacaram que as áreas com maiores riscos de erosão se localizam em ambientes de morros, caracterizados pela declividade acentuada. López-García et al. (2020) também encontraram baixos valores de ER em Tzicatlacoyan, Puebla, México, onde 64,83% da área de estudo tem erosão baixa e as áreas de risco severo e extremo representam juntas 10,33%. Os autores afirmam que as atividades antrópicas contribuem para a perda de solo nas áreas sensíveis à erosão. Negese et al. (2021) verificaram que 56,3% da área da BH estudada tem baixa perda de solo, porém os níveis severo e muito severo representam 14,4%. Assim como no presente estudo, os autores afirmaram que os maiores valores de perda de solo estão localizados em ambientes mais íngremes.

Na análise dos resultados observa-se que a bacia hidrográfica do Rio Jacuba apresentou baixos valores de perdas de solo (EP e ER). No entanto, é necessário a implementação de medidas de planejamento e gestão ambiental na bacia hidrográfica, visto que as altas potencialidades aos processos erosivos em virtude aos fatores naturais, também estão relacionadas ao uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica. Além disso, a bacia do Rio Jacuba está inserida parcialmente no Parque Nacional das Emas (PNE), o que sugere manejo adequado da cobertura vegetal e dos sistemas de cultivos associados a práticas conservacionistas do solo (plantas de cobertura, rotação de culturas, plantio em contorno, terraços e controle de queimadas), podendo reduzir as taxas de escoamento superficial e, conseqüentemente a erosão hídrica.

Conclusão

A bacia hidrográfica do Rio Jacuba apresentou baixas perdas de solo. Porém, foi observado que as atividades antrópicas presentes na bacia influenciaram diretamente os resultados obtidos na ER, principalmente nas áreas caracterizadas pelo uso do solo pela agricultura e pastagem. Nos ambientes com presença de áreas verdes, foram verificados os menores valores de ER, confirmando a sua importância para a

prevenção das perdas de solos locais por meio de processos erosivos. Em relação aos fatores físicos (R, K e LS), a alta erosividade, os solos com maiores valores de erodibilidade e os ambientes mais íngremes, também influenciaram nos resultados encontradas nas áreas com maiores valores de EP e ER. Além disso, foi constatada pouca presença de mata ciliar e galeria nos cursos hídricos em detrimento de outras classes, como atividades antrópicas (agricultura e pastagem) e campo sujo, o que pode ser um fator preocupante visto que a presença considerável das atividades antrópicas na referida bacia pode influenciar no carreamento de partículas do solo para os corpos d'água, prejudicando a qualidade destes para a fauna, flora e populações locais.

Esse estudo é de suma importância para subsidiar a elaboração de políticas e práticas conservacionistas para a gestão ambiental dessa

bacia hidrográfica que serve como refúgio para a fauna e flora, além de atender as demandas para uso da população. Para isso, é necessário um constante monitoramento por parte de pesquisadores, instituições de pesquisa e agentes governamentais na presente bacia, no intuito de garantir a qualidade ambiental das áreas preservadas e desenvolver medidas mais sustentáveis nos ambientes que são praticadas atividades antrópicas, minimizando as perdas de solo locais.

As geotecnologias são importantes recursos para análise ambiental de áreas como a do presente estudo, pois são ágeis e com baixo de aplicação. Os dados obtidos por meio de tais estudos são importantes para subsidiar ações mais sustentáveis e que busque compatibilizar os interesses econômicos, sociais e ambientais em uma mesma área, atendendo assim, as diferentes demandas.

Referências

- Alewel, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Panagos, P., 2019. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International Soil and Water Conservation Research*. 7, 203-225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>.
- Alves, W.S., Scopel, I., Martins, A.P., Morais, W.A., 2016. Morphometric analysis of hydrographic basin of the Ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). *Geociências*. 35, 652 – 677.
- Alves, W.S., Martins, A.P., Pôssa, E.M., Moura, D.M.B., Morais, W.A., Ferreira, R.S., Santos, L.N.S., 2021. Geotechnologies applied in the analysis of land use and land cover (LULC) transition in a hydrographic basin in the Brazilian Cerrado. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 22, 1 – 10.
- Alves, W.S., Martins, A.P., Morais, W.A., Pôssa, E.M., Castro, R.M., Moura, D.M.B., 2022. USLE modelling of soil loss in a Brazilian cerrado catchment. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 27, 100788. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100788>.
- Almeida, A.Q., Souza, R.M.S., Loureiro, D.C., Pereira, D.R., Cruz, M.A.S., Vieira, J.S., 2017. Modelling the spatial dependence of the rainfall erosivity index in the Brazilian semiarid region. *Pesq. agropec. bras.* 52, 371-379. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2017000600001>.
- Amaral, L.K., Cadorin, S.B., Back, A.J., Szymanski, F.D., Corseuil, C.W., 2020. Estimation of soil loss by the USLE model in a mountain basin in the south of Santa Catarina state, Brazil. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*. 24, 1 – 23. <https://doi.org/10.5902/2236117062695>.
- Amorim, J.V.A., Frota, J.C.O., Valladares, G. S., Cabral, L. J. R. S., Guimarães, C. C. B., Coelho, R. M., Aquino, R. P., 2017. Adequability of agricultural land use on the central hinterland of Ceará. *Revista Brasileira de Geografia Física*. 10, 228 – 238. <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170012>.
- National Water Agency (ANA), 2019. Information about water resources. <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/sistemas/> (Accessed 10 september 2019).
- Bagio, B., Bertol, I., Wolschick, N.H., Schneiders, D., Santos, M.A.N. 2017. Water Erosion in Different Slope Lengths on Bare Soil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 41, 1–15. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160132>.
- Back, A. J. 2018. Rainfall erosivity for the Planalto Serrano Region of Santa Catarina, Brazil. *Revista de Ciências Agrárias*. 41, 298 – 308. <https://doi.org/10.19084/RCA17264>.
- Baratto, J., Wollmann, C.A., 2017. Historic monthly rainfall in October, in Alto Jacuí/RS hydrographic basin. *Ciência e Natura*. 39, 41– 57. <https://doi.org/10.5902/2179460X26924>.

- Barbosa, A.F., Oliveira, E.F., Miotto, C.L., Paranhos Filho, A.C., 2015. The Application of the Universal Soil Loss Equation by Using Free and Available Softwares. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*. 38, 170–179. https://doi.org/10.11137/2015_1_170_179.
- Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. *Conservação do solo*. São Paulo: Ícone, 2010. 360 p.
- Beskow, S., Mello, C.R., Norton, L.D., Curi, N., Viola, M.R., Avanzi, J.C., 2009. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*. 79, 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>.
- Bocuti, E.D., Amorim, R.S.S., Santos, T.G., Di Raimo, L.A.L., Pereira, H.G., 2019. Interrill erodibility and its relationship with attributes of Cerrado soils. *Revista de Ciências Agrárias*. 42, 68–78. <https://doi.org/10.19084/RCA18130>.
- Botelho, T.H.A. Jacomo, S.A., Almeida, R.T.S., Griebeler, N.P., 2018. Use of USLE/ GIS technology for identifying criteria for monitoring soil erosion losses in agricultural areas. *Engenharia Agrícola*. 38, 13–21. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p13-21/2018>.
- Beckmann, E., Santana, A.C., 2019. Modernization of agriculture in the new frontier agricultural of Brazil: Mapitoba and Southeast of Pará. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*. 12, 81–102. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2019v12n1p81-102>.
- Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA), 2018. Brazilian system of soil classification, fifth ed. Embrapa Production and Information, Brasília.
- Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), 2021. *Cidades*. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/panorama>. (Accessed 15 june 2020).
- Bolfe, É.L., Sano, E.E., Campos, S.K., 2020. *Dinâmica Agrícola no Cerrado*. First ed. EMBRAPA. Brasília.
- Caldeira, C., Parré, J.L, 2020. Agricultural diversification and rural development in the biome Cerrado. *RAEI*. 2, 344-359.
- Cassol, E.A., Silva, T.S., Eltz, F.L.F., Levien, R., 2018. Soil Erodibility under Natural Rainfall Conditions as the K Factor of the Universal Soil Loss Equation and Application of the Nomograph for a Subtropical Ultisol. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 42, 1 – 12. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs201>.
- Cardoso, M.R.D., Marcuzzo, F.F.N, Barros, J.R., 2014. Climatic classification of Köppen-Geiger for the state of Goiás and the Federal District. *ACTA Geográfica*. 8, 40–55. <http://dx.doi.org/10.5654/acta.v8i16.1384>.
- Carvalho, N.O., 1994. *Hidrossedimentologia prática*, first ed. Geological Survey of Brazil, Ministry of Mines and Energy, Rio de Janeiro.
- Carvalho N.O., 2008. *Hidrossedimentologia prática*, second ed. Interciência, Rio de Janeiro.
- Castro, R.M. Alves, W.S., Marcionilio, S.M.L.O., Moura, D.M.B., Oliveira, D.M.S., 2022. Soil losses related to land use and rainfall seasonality in a watershed in the Brazilian Cerrado. *Journal of South American Earth Sciences*. 119, 104020. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104020>.
- Costa, G.J.A, Vieira, C.I.P., 2018. Geotechnologies for analysis of the environmental vulnerability of the Piauí desertification center. *Caderno Prudentino de Geografia*. 2, 59 – 76.
- Cuiabano, M.N., Neves, S.M.A.S., Nunes, M.C.M., Serafim, M.E., Neves, R.J., 2017. Environmental vulnerability to water erosion in the sub-basin of the Guanaba Rastream/CabaçaL Reserve-MT Brazil. *Geociências*. 36, 543 – 556.
- Dechen, S.C.F., Telles, T.S., Guimarães, M.F., De Maria, I. C., 2015. Losses and costs associated with water erosion according to soil cover rate. *Bragantia*. 74, 224-233. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.0363>.
- Demarchi, J.C, Zimback, C.R.L., 2014. Mapping, erodibility and tolerance of loss of soil in the ribeirão das Perobas sub-basin, 29, 102 – 114. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2014v29n2p102-114>.
- Dias, F. P. M., Hübner, R., Nunes, F. J., Leandro, W. M., Xavier, F. A. S., 2019. Effects of land-use change on chemical attributes of a Ferralsol in Brazilian Cerrado. *Catena* 7, 180-188. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.016>.
- Djoukbal, O., Hasbaia, M., Benselama, O., Mazour, M., 2018. Comparison of the erosion prediction models from USLE, MUSLE and RUSLE in a Mediterranean watershed, case of Wadi Gazouana (N-W of Algeria). *Modeling Earth Systems and Environment*. 5, 725-734. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0562-6>.
- Durães, M.F., Mello, C.R., 2016. Spatial distribution of the potential and current soil erosion for the Sapucaí River Basin, MG, Brazil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21, 677–685. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016121182>.

- El Jazouli, A., Barakat, A., Ghafiri, A., El Moutaki, S., Ettiay, A., Khellouk, R., 2017. Soil erosion modeled with USLE, GIS, and remote sensing: a case study of Ikkour watershed in Middle Atlas (Morocco). *Geoscience Letters*. 4, 1 – 12. <https://doi.org/10.1186/s40562-017-0091-6>.
- FAO, UNEP E UNESCO, 1994. Métodos de Estimación de la Erosión Hídrica. first ed. Agrícola Española, S.A., Espanha.
- Ferreira, N.C.F., Duarte, J.R.M., Oliveira, L.A.B., Silva, E.C., Carvalho, I.A., 2019. The role of ciliary kills in soil and water conservation. *Biodiversidade*. 3, 171 – 179.
- Ferreira, A.B.R., Pereira, G., Fonseca, B.M., Costa, J.C., Cardozo, F.S., 2019. Estimativa de perda de solo no oeste da Bahia (Brasil) a partir da alteração do uso e cobertura da terra. *Caminhos de Geografia*. 20, 560-573. <https://doi.org/10.14393/RCG207245866>.
- Fleury, L.C., Almeida, J.P., 2009. Environmental conservation as criterion of relations among groups and values: representations and conflicts in the surroundings of the Parque Nacional das Emas, Goiás. *Ambiente & Sociedade*. 12, 357–372. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2009000200010>.
- Frazão, L.A., Píccolo, M.C., Feigl, B.J., Cerri, C.C., Pellegrino Cerri, C.E., 2008. Soil chemical properties in a Typic Quartzipissament under different managementsystems in Brazilian savanna in Mato Grosso State, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 43, 641 – 648. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000500012>.
- Fundação Rural Minas – RURALMINAS, 2005. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.
- Girmay, G., Moges, A., Muluneh, A., 2019. Estimation of soil loss rate using the USLE model for Agewmariayam Watershed, northern Ethiopia. *Agriculture and Food Security*. 9, 1 – 12. <https://doi.org/10.1186/s40066-020-00262-w>.
- Gurgel, R.S., Carvalho Júnior, O. A., Gomes, R.A.T., Guimarães, R.F., Câmara, J.F.A., Sobrinho, D.A., Martins, E.S., Braga, A.R.S., 2011. Identification of vulnerable areas for erosion using the USLE model in the Riachão das Neves (BA) municipality. *Geografia Ensino & Pesquisa*. 15, 93 – 112. <https://doi.org/10.5902/223649947348>.
- Helfer, F. et al. Estimativa de Perda de Solo por Erosão Laminar na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá Usando Técnicas de Geoprocessamento. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba, PR. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo, SP: 2003.
- Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), 2013. Manual Técnico de Uso da Terra, third ed. IBGE, Brasília.
- Karan, S.S., Ghosh, S., Samadder, S.R., 2019. Identification of spatially distributed hotspots for soil loss and erosionpotential in mining areas of Upper Damodar Basin–India. *Catena*. 182, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104144>.
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*. 1 (1), 147-155.
- Kopp, K., Signorelli, L., Bastos, R.P., 2010. Temporal distribution and diversity of reproductive modes of amphibians in the Emas National Park and its surroundings, state of Goiás, Brazil. 100, 192 – 200. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000300002>.
- Kruk, E., Klapa, P., Ryzek, M., Ostrowski, K., 2020. Influence of DEM Elaboration Methods on the USLE Model Topographical Factor Parameter on Steep Slopes. *Remote Sens*. 12, 1-20. <https://doi.org/10.3390/rs12213540>.
- Labrière, N., Locatelli, B., Laumonier, Y., Freycon, V., Bernoux, M., 2015. Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 203, 127-139, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.027>.
- Lense, G.H.W., Moreira, R.S., Parreiras, T.C., Santana, D.B., Bolelli, T.M., Mincato, R.L., 2020. Water erosion modeling by the Erosion Potential Method and the Revised Universal Soil Loss Equation: a comparative analysis. *Revista Ambiente and Água*. 15, 1 – 11. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2501>.
- Lima A.C.R., Brussaard, L., Totola, M.R., Hoogmoed, W.B., De Goede, R.G.M., 2013. A functional evaluation of three indicator sets for assessing soil quality. *Appl Soil Ecol*. 64, 194 - 200. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.12.009>.
- Lima, C.G.R., Carvalho, M.P., Souza, A., Costa, N.R., Montanari, R., 2016. Influence of chemical attributes on erodibility and tolerance of loss of soil in the São José dos Dourados hydrographic basin. *Revista Geociências*, 35, 63 – 76.

- Lima, G.S.A., Ferreira, N.C., Ferreira, M.E., 2018. Modeling of surface soil loss for agriculture and pasture scenarios for the metropolitan region of Goiânia, Brazil. *Revista Brasileira de Cartografia*. 70, 1510 – 1536. [10.14393/rbcv70n4-46513](https://doi.org/10.14393/rbcv70n4-46513).
- Lima, G.S.A., Ferreira, N.C., Ferreira, M.E., 2020. Landscape quality and soil loss across the simulation of environmental scenarios in the Brazilian savannah. *Sociedade & Natureza*. 32, 407 – 419. <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-47029>.
- López-García, E.M., Torres-Trejo, E., López-Reyes, L., Flores-Domínguez, A.D., Peña-Moreno, R.D., López-Olgún, J.F., 2020. Estimation of soil erosion using USLE and GIS in the locality of Tzicatlacoyan, Puebla, México. 1, 9-17. <https://doi.org/10.17221/165/2018-SWR>.
- Lopes, J.W.B., Araújo Neto, J.R., Pinheiro, E.A.R., 2015. Sediment production and silting in a reservoir in the semiarid: the case of the Marengo reservoir, Ceará. *Geoambiente Online*, 24, 16 – 31. <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i24.33954>.
- Mannigel, A.R., Carvalho, M.P., Moreti, D., Medeiros, L.R., 2002. Erodibility factor and soil loss tolerance in the State of São Paulo. *Acta Scientiarum*, 24, 1335-1340. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>.
- Maraschin, L., Scaramuzza, J.F., Vieira, C.R., 2020. Method of incubation with limestone in the chemical characteristics of soils with different textures. *Nativa*. 8, 43 – 51. <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v8i1.6908>.
- Marques, V.S., Ceddia, M.B., Antunes, M.A.H., Carvalho, D.F., Anache, J.A.A., Rodrigues, D.B.B., Oliveira, P.T.S., 2019. USLE K-Factor Method Selection for a Tropical Catchment. *Sustainability*, 1 – 17. <https://doi.org/10.3390/su11071840>.
- Martins, S.G., Silva, M.L.N., Avanzi, J.C., Curi, N., Fonseca, S., 2010. Cover-management factor and soil and water losses from eucalyptus cultivation and Atlantic Forest at the Coastal Plain in the Espírito Santo State, Brazil. *Scientia Forestalis*, 38, 517-526.
- Melo Neto, J.O., Mello, C.R., Mello, J.M., Guimarães, D.V. 2019. Physical behavior of throughfall in a planting of Eucalyptus. 29, 1215 – 1226. <https://doi.org/10.5902/1980509817981>.
- Miguel, P., Dalmolin, R.S.D., Moura-Bueno, J.M., Soares, M.F., Cunha, H.N., Albert, R.P., Stumpf, L., Leidemer, J.D., 2021. Mapping of erodibility and potential soil erosion in a hillside watershed. *Eng Sanit Ambient*. 26, 1 – 9. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190235>.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis* Island Press, Washington, DC.
- Mohammed, S., Alsafadi, K., Talukdar, S., Kiwan, S., Hennawi, S., Alshihabi, O., Sharaf, M., Harsanyie, E., 2020. Estimation of soil erosion risk in southern part of Syria by using RUSLE integrating geo informatics approach. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 20, 1 – 14. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100375>.
- Moreno, C., Ferro, V.G., 2016. Arctiinae moths (Lepidoptera, Erebiidae) of the Emas National Park, Goiás, Brazil. *Biota Neotropica*. 16, 1–9. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0037>.
- Morzelle, M.C., Bachiega, P., Souza, E.C., Vilas Boas, E.V.B., Lamounier, M.L., 2015. Chemical and physical characterization of fruits from cerrado: curriola, gabirola and murici. *Revista Brasileira de Fruticultura*. 37, 96 – 103. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-2945-036/14>.
- Nachtigall, S. D., Nunes, M. C. M., Moura-Bueno, J. M., Lima, C. L. R., Miguel, P., Beskow S., Silva, T. P., 2020. Modelagem espacial da erosão hídrica do solo associada à sazonalidade agroclimática na região sul do Rio Grande do Sul, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 25 (6). <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020190136>.
- Nasir Ahmad, N.S.B., Mustafa, F.B., Yusoff, S.Y.M., Didams, G., 2020. A systematic review of soil erosion control practices on the agricultural land in Asia. *International Soil and Water Conservation Research*. 8, 103-115. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.04.001>.
- Negese, A., Fekadu, E., Getnet, H., 2021. Potential Soil Loss Estimation and Erosion-Prone Area Prioritization Using RUSLE, GIS, and Remote Sensing in Chereti Watershed, Northeastern Ethiopia. *Air, Soil and Water Research*. 14, 1-17. <https://doi.org/10.1177%2F1178622120985814>.
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Yu, B., Klik, A., Jae Lim, K., Yang J. E., Ni, J., Miao, C., Chattopadhyay, N., Sadeghi, S.H., Hazbavi,

- Z., Zabihi, M., Larionov, G.A., Krasnov, S.F., Gorobets, A.V., Levi, Y., Erpul, G., Birkel, C., Hoyos, N., Naipal, V., Oliveira, P.T.S., Bonilla, C.A., Meddi, M., Nel, W., Al Dashti, H., Boni, M., Diodato, N., Van Oost, K., Nearing M., Ballabio, C., 2017. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. 7, 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8>.
- Pelton, J., Frazier, E., Pickilingis, E., 2012. Calculating Slope Length Factor (LS) in the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).
- Rodrigues, J.A.M., Mello, C.R., Viola, M.R., Rodrigues, M.C., 2017. Estimating soil erosion vulnerability in the cervo river Basin –MG. *Geociências*. 36, 531-542.
- Sahli, Y., Mokhtari, E., Merzouk, B., Laignel, B., Vial, C., Madani, K., 2019. Mapping surface water erosion potential in the Soummam watershed in Northeast Algeria with RUSLE model. *Journal of Mountain Science*. 16, 1606-1615. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-5325-3>.
- Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C. dos., Oliveira, V.A. de., Lumberras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J. A. de., Araújo Filho, J. C. de., Oliveira, J. B. de., 2018. Sistema Brasileiro de Classificação dos solos, 5 ed. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, Brasília.
- Sawyer, D., Mesquita, B., Coutinho, B., Almeida, F.V., Figueiredo, I., Lamas, I., Pereira, L.E., Pinto, L.P., Pires, M.O., Kasecker, T., 2017. Perfil do Ecossistema Hotspot de Biodiversidade do Cerrado. Critical Ecosystem Partnership Fund. Disponível em <http://cepfcerrado.iieb.org.br/wp-content/uploads/2017/09/PR_Cerrado-Perfil-do-Ecossistema_TEXTOAPENDICES_port_revisada-20170804.compressed.pdf>. (Accessed 01 July 2022).
- Setzer, J., 1966. Atlas Climático e Ecológico do Estado de São Paulo. ed. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, São Paulo.
- Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás – SIEG. Downloads/SIG – Shapefiles. Disponível em: www.Sieg.go.gov.br. Acesso em: 09 nov. 2020.
- Silva, A.C.A., Santos, G.R., Ribeiro, H.J., Kopp, K.A., 2020. Temporal analysis of the sustainability of the surroundings of the national Park of Chapada dos Veadeiros – Goiás. *Geoambiente On-line*. 37, 261 – 281. <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.vi37.64070>.
- State Geoinformation System (SIEG), 2020. Downloads. <http://www.sieg.go.gov.br/siegdownloads/> (Accessed 02 August 2020).
- Silva, V.C., 2004. Estimated current erosion of the Paracatu River basin (MG/GO/DF). *Pesquisa Agropecuária Tropical (Agricultural Research in the Tropics)*. 34, 147-159.
- Silva, C.M., 2018. Between Fenix and Ceres: The Great Acceleration and the Agricultural Frontier in the Brazilian Cerrado. *Varia Historia*. 34, 409 – 444. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-87752018000200006>.
- Sousa, F.R.C., Paula, D.P., 2019. Análise de perda do solo por erosão na bacia hidrográfica do Rio Coreau (Cerará-Brasil). *Revista Brasileira de Geomorfologia*. 20 (3). <https://doi.org/10.20502/rbg.v20i3.1393>.
- Sujatha, E.R., Sridhar, V., 2019. Mapping of erosion susceptibility using a weighted linear combination model: A case study of a hill sub-watershed in Kodaikkanal, Western Ghats, South India. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 14, 34-45. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.02.004>.
- Superintendência de Geologia e Mineração –SGM de Goiás. Modelagem, alimentação e edição do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.
- Torentino, A.H.A., Vieira, E.O., Rezende, B.N., Amaral, P.A.A., Frazão, L.A., 2020. Soil loss in the São Lamberto river basin with use of temporary series of Landsat images. 13, 362-376. <https://doi.org/10.30612/agrarian.v13i49.8013>.
- Trindade, A.L.F., Oliveira, P.T.S., Anache, J.A.A., Wendland, E., 2016. Spatial variability of rainfall erosivity in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51, p. 1918-1928. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2016001200002>.
- Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.
- United States Geological Survey (USGS), 2020. EarthExplorer. <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Accessed 03 agosto 2020).
- Vansan, A.P., Tomazoni, J.C., 2020. Uso de Técnicas de Geoprocessamento para Estudo da

- Erosão Hídrica Laminar em Microbacia Hidrográfica do Sudoeste do Paraná. *Revista Brasileira de Geografia Física*. 13, 1117 – 1131. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.3.p1117-1131>.
- Valério Filho, M., 1994. Geoprocessing and remote sensing techniques applied to the integrated study of watersheds. in: Ferreira, M.E.E.; Cruz, M.C.P. (Eds.), *Soils highly susceptible to erosion*. FCAV, Jaboticabal, pp. 223-242.
- Wischmeier, W.H.E, Smith, D.D., 1978. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*, ed. United States Department of Agriculture, Washington