



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

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



Análise espaço-temporal da erosão hídrica por meio de modelagem e geotecnologias em bacias hidrográficas no Centro-Oeste do Brasil

Nivalda da Costa Nunes¹, Lucas Peres Angelini², Wellmo dos Santos Alves³, Raysa Moraes Castro⁴, Wilker Alves Morais⁵, Nicololy Giroto Morais⁶

¹Doutora em Física Ambiental na Universidade Federal de Mato Grosso – Campus Cuiabá, nivaldacosta222@gmail.com, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0554-4168>; ²Professor Dr. e pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, lucas.angelini@ifgoiano.edu.br, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8943-7281>; ³Professor Dr. e pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Geografia do Instituto de Geografia da Universidade Federal de Goiás e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, wellmoagro2@gmail.com, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3296-2469>; ⁴Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias – Agronomia do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, e-mail de correspondência: raysaeng.amb@gmail.com, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8621-3813>; ⁵Professor Dr. e pesquisador no Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias – Agronomia no Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, wilker.morais@ifgoiano.edu.br, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2336-6518>; ⁶Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Jataí e bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, girotonicololy@gmail.com, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8130-1865>

Artigo recebido em 17/05/2024 e aceito em 05/11/2024

RESUMO

O processo de erosão acelerado pelas ações antrópicas contribui para a degradação do solo, com impactos na produtividade das culturas, ocasionando inúmeros impactos ambientais. Assim, objetivou-se estimar a erosão hídrica e entender as relações entre o uso, cobertura e perda de solo na bacia hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (BHRA) e na bacia hidrográfica do Ribeirão da Laje (BHRL), localizadas no Centro-Oeste do Brasil, considerando uma análise espaço-temporal. O estudo sobre a BHRA foi realizado para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2015, e sobre a BHRL para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017, por meio de produtos de sensoriamento remoto, técnicas de geoprocessamento e o modelo Universal Soil Loss Equation (USLE). A perda de solos na BHRA no ano de 1985 foi de 1,6 t ha⁻¹ ano⁻¹, com aumento no decorrer dos anos, passou a ser de 3,40 t ha⁻¹ ano⁻¹ no ano de 2015. Quando observadas as categorias de perda de solos para a BHRA, destaca-se a categoria suave (0 – 2,5 t ha⁻¹ ano⁻¹) como predominante, seguida da muito alta (25 – 100 t ha⁻¹ ano⁻¹). Na BHRL a perda de solo no ano de 1987 foi de 1,35 t ha⁻¹ ano⁻¹, com aumento no decorrer dos anos, passou a ser de 2,39 t ha⁻¹ ano⁻¹ em 2017, e seu comportamento em relação as categorias de perda de solo foi igual à da BHRA. O uso do modelo USLE associado a produtos de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento gerou resultados relevantes para subsidiar a implementação de ações e políticas públicas com vista à gestão hídrica. Palavras-chave: Análise Geoespacial; Inteligência Geoespacial; Recursos Hídricos; USLE.

Spatial and temporal analysis of water erosion through modeling and geotechnologies in hydrographic basins in Center-West Brazil

ABSTRACT

The accelerated erosion process by anthropic actions contribute to soil degradation, with impacts on crops yield, occasioning innumerable environmental impacts. Thus, the objective was to estimate water erosion and understand the relations between use, cover and soil loss in the Ribeirão das Abóboras watershed (BHRA) and Ribeirão da Laje watershed (BHRL), located in Center-West Brazil, considering a spatial and temporal analysis. The study about the BHRA was realized for the years of 1985, 1995, 2005 and 2015, and about the BHRL for the years of 1987, 1997, 2007 and 2017, through remote sensing products, geographical information systems and the Universal Soil Loss Equation (USLE) model. The soil loss in BHRA in the year of 1985 was 1,6 t ha⁻¹ year⁻¹, with increase over the years, became to be 3,40 t ha⁻¹ year⁻¹ in the year of 2015. When observed the soil loss categories for the BHRA, highlight the soft category (0 – 2,5 t ha⁻¹ ano⁻¹) as predominant, followed by very high category (25 – 100 t ha⁻¹ ano⁻¹). In the BHRL the soil loss in the year of 1987 was 1,35 t ha⁻¹ year⁻¹, with increase over the years, became to be 2,39 t ha⁻¹ year⁻¹ in the year of 2017, and your behavior in relation of the soil loss categories was equal to the BHRA. The use of USLE model associate to remote sensing products and geographical information systems generated relevant results to subsidize the implementation of actions and public politics vising water management.

Keywords: Geospatial Analysis; Geospatial Intelligence; Water Resources; USLE.

Introdução

O aumento contínuo da produção e do consumo econômico tem contribuído para a degradação da qualidade dos ecossistemas e para o esgotamento dos recursos naturais, gerando grandes desequilíbrios na relação homem-natureza. Os efeitos desse processo podem ser observados no aumento da taxa de erosão dos solos, na contaminação química do solo, da água e do ar, nas emissões de gases de efeito estufa, na redução da cobertura florestal nativa e na consequente perda de biodiversidade (Tosto et al., 2023).

De modo específico, as taxas de erosão do solo são aceleradas pelas mudanças antrópicas do uso e da cobertura da terra devido ao desmatamento, práticas agrícolas intensivas e atividade de construção (Thomas et al., 2018), o que leva a vários impactos ambientais em escalas local, regional e global (Roy et al., 2023). A longo prazo, essas práticas, sem manejo adequado, podem acarretar degradação ambiental e intensificar processos erosivos (Barbosa, Guerra e Valladares, 2024).

O processo de erosão contribui para a degradação do solo, o que reduz a produtividade das culturas, além de causar graves danos ambientais, como a poluição dos meios hídricos, que resulta em alterações dos ecossistemas aquáticos e assoreamento dos cursos hídricos (Akhtar et al., 2021). A degradação do solo é o resultado da combinação de fatores, como a mudança no uso do solo, a intensificação da agricultura e a ocorrência de chuvas intensas (Jazouli et al., 2019; Mishra et al., 2022).

A mudança no uso do solo refere-se à transformação das atividades predominantes em uma determinada área, normalmente influenciada pelo avanço agrícola, urbanização ou desmatamento. Essa alteração provoca profundas implicações ambientais, pois a substituição de áreas naturais por usos antrópicos, como pastagem, agricultura intensiva e expansão urbana, que afeta a biodiversidade, reduz a capacidade de infiltração de água e aumenta o escoamento superficial, o que pode intensificar a erosão e a perda de solo (Long et al., 2021).

A intensificação da atividade agrícola desgobernada em regiões como o Centro-Oeste brasileiro, pode acarretar processos erosivos. A erosão do solo promove a remoção da camada superior do solo, que é a mais rica em nutrientes. Isso compromete não só a fertilidade do solo, mas também a produtividade agrícola. A gestão dessas áreas e a adoção de práticas de conservação são

essenciais para mitigar a perda de solo e assegurar a continuidade das atividades agrícolas na região (Martínez-Mena et al., 2020).

Outro fator de destaque no contexto da erosão do solo é a variação sazonal das chuvas, que exerce uma influência direta sobre a intensidade dos processos erosivos. No Centro-Oeste brasileiro, o regime de chuvas tem sido predominantemente concentrado em um período específico do ano, o que intensifica o escoamento superficial e, consequentemente, a remoção de solo em áreas desprotegidas (Guerra et al., 2020).

Durante os meses chuvosos, as áreas de solo exposto sofrem maior impacto, resultando em taxas mais elevadas de perda de solo em comparação aos períodos de seca. Esse cenário ressalta a importância de práticas conservacionistas adaptadas ao ciclo hidrológico local, que promovam a cobertura do solo durante as estações de maior precipitação, minimizando o impacto da erosão (Oliveira et al., 2021).

Complementarmente, a perda de solo devido à erosão hídrica também pode afetar negativamente a biodiversidade e os ecossistemas (Wen et al., 2021). A camada fértil do solo é essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas e sua remoção excessiva pode resultar na perda de nutrientes, na perda de habitats naturais e na diminuição da diversidade biológica. Isto pode ter efeitos em cascata nos ecossistemas, afetando a fauna local e comprometendo a estabilidade ecológica (Javed et al., 2024).

Além dos impactos ambientais, a perda de solo e a degradação dos recursos hídricos podem prejudicar a segurança alimentar, a saúde pública e o bem-estar das comunidades locais (Cheng et al., 2021). O relatório “O Estado da Terra e dos Recursos Hídricos para a Alimentação e a Agricultura 2021” da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) indica que a volatilidade climática e os fenômenos hidrológicos e meteorológicos extremos afetam negativamente os produtores, mas os riscos são maiores em zonas com recursos mínimos, populações em crescimento e limitado poder econômico para adaptação ou substituição aos sistemas alimentares locais (FAO, 2021).

Nesse sentido, a erosão hídrica representa uma ameaça séria e crescente para o meio ambiente, a economia e o bem-estar humano. A estimativa de perda de solo da bacia hidrográfica e a posterior implementação de práticas de conservação do solo e de gestão sustentável dos recursos naturais é essencial para mitigar os prejuízos causados por esse processo de

degradação do solo e garantir a saúde e a resiliência dos ecossistemas e das comunidades afetadas (Gavrilescu, 2021; Mishra et al., 2021).

Assim, a erosão do solo em bacias hidrográficas não afeta apenas o meio ambiente, mas também a infraestrutura local e a economia da região. A sedimentação dos rios, provocada pela erosão nas encostas e áreas de plantio, exige constantes investimentos em manutenção dos corpos d'água, gerando custos significativos para o poder público e para as empresas locais que dependem desses recursos hídricos (Zhong et al., 2020).

O assoreamento reduz a capacidade de armazenamento de água dos rios e represas, afetando diretamente a disponibilidade de água para atividades como a irrigação e o abastecimento público. Assim, a adoção de práticas conservacionistas e o monitoramento contínuo dos processos erosivos tornam-se estratégicos não apenas para a preservação ambiental, mas também para a sustentabilidade econômica da região (Umami et al., 2022).

A adoção de práticas conservacionistas é essencial para mitigar os efeitos da erosão do solo e garantir a preservação dos recursos naturais. Essas práticas incluem o uso de técnicas de plantio direto, a manutenção de coberturas vegetais e a implementação de sistemas agroflorestais, que ajudam a proteger a camada superficial do solo, reduzem o escoamento e promovem a infiltração de água (Albaladejo et al., 2021).

Além disso, a conservação do solo melhora a qualidade e a fertilidade da terra, o que é crucial para a produtividade agrícola a longo prazo. Ao integrar a conservação ambiental com as atividades econômicas, os agricultores podem não apenas garantir a sua produção, mas também contribuir para a saúde dos ecossistemas locais, promovendo uma agricultura mais sustentável e resiliente às mudanças climáticas (Rehman, et al., 2022).

Aliado a isso, o monitoramento dos processos erosivos se torna uma ferramenta estratégica para a gestão ambiental e a sustentabilidade econômica da região. Ao acompanhar as taxas de erosão e as mudanças na cobertura do solo, é possível identificar áreas vulneráveis e implementar medidas corretivas de forma adequada (Panagos et al., 2020).

A sustentabilidade econômica, por sua vez, está intrinsicamente ligada à saúde do ambiente, pois solos degradados comprometem a produção agrícola, levando a perdas financeiras para os agricultores e, conseqüentemente, afetando a economia local. Portanto, a integração de práticas conservacionistas e um monitoramento eficaz não apenas preserva o meio ambiente, mas também

garante a viabilidade econômica das comunidades que dependem dos recursos naturais para a sua subsistência (Urugo et al., 2024).

Quando tomadas como principal unidade territorial para gestão e planejamento, as bacias hidrográficas representam grande importância social, econômica e ambiental para a região onde se encontram, sendo utilizadas para diferentes fins, como abastecimento público, usos agrícola e industrial. Mesmo diante da importância das bacias hidrográficas, nelas ocorrem sucessivos processos de degradação ambiental, causados pela expressiva exploração de recurso, crescimento populacional e mudanças climáticas (Sujatha e Sridhr, 2019; Roy et al., 2023). Assim, os recursos hídricos necessitam de um gerenciamento adequado.

Para esse gerenciamento, as geotecnologias (sensoriamento remoto, cartografia digital, topografia automatizada, Sistema de Informação Geográfica - SIG entre outras) são ferramentas comumente utilizadas, pois permitem que seja estudada a área de uma determinada bacia hidrográfica por meio de avaliação da situação da cobertura vegetal e a ocupação do solo em escala espaço-temporal, além de possibilitar a organização e a manipulação de dados vetoriais e matriciais dentro de um banco de dados georreferenciados (Encina et al., 2018; Camelo et al., 2024). Essas tecnologias podem ser utilizadas na aplicação de modelos em nível de bacia hidrográfica, permitindo estimar a perda de solo, geoespacializar e identificar áreas suscetíveis a processos erosivos.

Dentre os modelos que estimam a perda de solo pode-se citar a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) como o modelo mais usual, principalmente depois do desenvolvimento de SIG nas últimas décadas (Marques et al., 2019). A USLE é um modelo em que a perda de solo média anual computada é uma estimativa da quantidade bruta de erosão do solo que ocorre, não levando em conta a deposição de sedimentos sob o transporte (Thomas et al., 2018).

O modelo USLE é importante pelo seu produto possibilitar a observação de forma espacial da perda de solo na área de estudo. Dessa forma, quando se pretende realizar intervenções efetivas no manejo do solo, informações sobre a perda de solo disponíveis na forma espacial são mais relevantes que a taxa bruta anual de perda de solo (Asmamaw e Mohammed, 2019). Dessa forma, estimativa adequada de erosão hídrica em reposta as mudanças no uso e cobertura da terra é essencial para o planejamento ambiental de bacias hidrográficas de modo a promover a exploração sustentável dos recursos ambientais (Oliveira-Roza et al., 2024).

Nesse sentido, vários estudos são realizados com o objetivo de entender a relação do uso e cobertura da terra e sua dinâmica nas taxas de erosão e vulnerabilidade do solo (Oliveira et al., 2015; Wang et al., 2016; Vijith et al., 2018; Jazouli et al., 2019; Couto Junior et al., 2019; Castro et al., 2022; Alves et al., 2022; Pereira et al., 2023; Oliveira et al., 2023). Evidentemente, uma região que sofre com as mudanças do uso e cobertura do solo é o Sudoeste de Goiás, sendo uma porção territorial extremamente suscetível à erosão por seus relevos aplainados, sustentados por arenitos e solos arenosos, extensivamente ocupados por pastagens (Nunes e Castro, 2023; Carvalho e Castro, 2023).

Dentre os municípios do Sudoeste de Goiás, Rio Verde é um dos principais com destaque regional e nacional na produção agropecuária, principalmente em soja, milho, aves e suínos, em virtude do alto nível de tecnologias empregadas, uso intensivo dos solos, relevo favorável, proximidades dos grandes centros, vias de acesso, políticas públicas, dentre outros (Alves et al., 2019; Alves et al., 2022).

O município de Rio Verde possui bacias hidrográficas com grande importância social, econômica e ambiental. Entre as principais bacias desse município estão incluídas a Bacias Hidrográficas do Ribeirão das Abóboras (BHRA) e a Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (BHRL), que são fonte de abastecimento da atual e das futuras gerações locais, além de serem utilizadas para outros fins, como uso agrícola e industrial.

No município de Rio Verde (GO), do volume total de água distribuído à população urbana por meio do sistema de abastecimento público, 64,87% provêm da captação de mananciais superficiais (Sistema Abóbora – 165 l s⁻¹ e Sistema Laje – 101 l s⁻¹), correspondendo a 266 l s⁻¹. Os 35,13% restantes (143,94 l s⁻¹) correspondem à captação subterrânea de aproximadamente 30 poços (ANA, 2015).

A região onde se localizam as bacias possui uso intensivo dos solos para produção agropecuária, e a população cresce significativamente, consequentemente requer grande demanda por recursos hídricos. Diante disso, a hipótese central do presente estudo sugere que o processo de erosão laminar nas bacias estudadas, intensificado pelas atividades antrópicas, como a agricultura intensiva e a expansão de áreas de pastagem, está diretamente associado à degradação do solo e aos impactos negativos nos recursos hídricos, na biodiversidade e no desenvolvimento socioeconômico regional. Essa hipótese considera que a degradação ambiental nas BHRA e da BHRL é acelerada pela

exploração dos recursos naturais sem práticas de manejo sustentáveis, sendo essencial quantificar e espacializar essas perdas para a formulação de intervenções de controle erosivo e conservação ambiental.

Assim, a presente pesquisa oferece uma abordagem prática para a gestão de bacias hidrográficas no Centro-Oeste brasileiro, uma região marcada pela intensa atividade agrícola e pela necessidade urgente de práticas conservacionistas que possam garantir a sustentabilidade dos recursos naturais para as gerações futuras. Ao considerar o efeito combinado das práticas de uso da terra e das características climáticas locais, este estudo contribui para o conhecimento aplicado sobre as inter-relações entre o uso da terra e a perda de solo em ambientes sensíveis, destacando a importância de estratégias de mitigação e a adoção de tecnologias de precisão para enfrentar os desafios da degradação do solo no Brasil central.

Considerando o exposto, este estudo teve como objetivo estimar a erosão laminar e entender as relações entre uso, cobertura e perda de solo na BHRA e na BHRL, por meio de análise espaço-temporal, utilizando produtos de sensoriamento remoto, técnicas de geoprocessamento e o modelo USLE.

Material e métodos

Área de Estudo

O presente estudo foi realizado nas áreas que compreendem a BHRA, de 19.910 ha, e a BHRL de 43.155 ha. As referidas bacias estão localizadas na região central do Brasil, mais especificamente na microrregião Sudoeste de Goiás (Figura 1), sendo que a primeira está inserida totalmente no município de Rio Verde, que possui uma população estimada de 225.696 pessoas, e a segunda com 57,72% no município de Rio Verde, 15,89% no de Santa Helena de Goiás e 26,89% no de Santo Antônio da Barra, sendo esses dois últimos municípios com populações estimadas de 38.492 e 4.267 pessoas, respectivamente, conforme censo do IBGE (2022).

O clima da região é do tipo Aw (Pell et al., 2007; Lopes Sobrinho et al., 2020), que corresponde ao clima úmido tropical. A região apresenta duas estações muito bem definidas: a seca no inverno, de maio a setembro, e a úmida no verão, de outubro a abril.

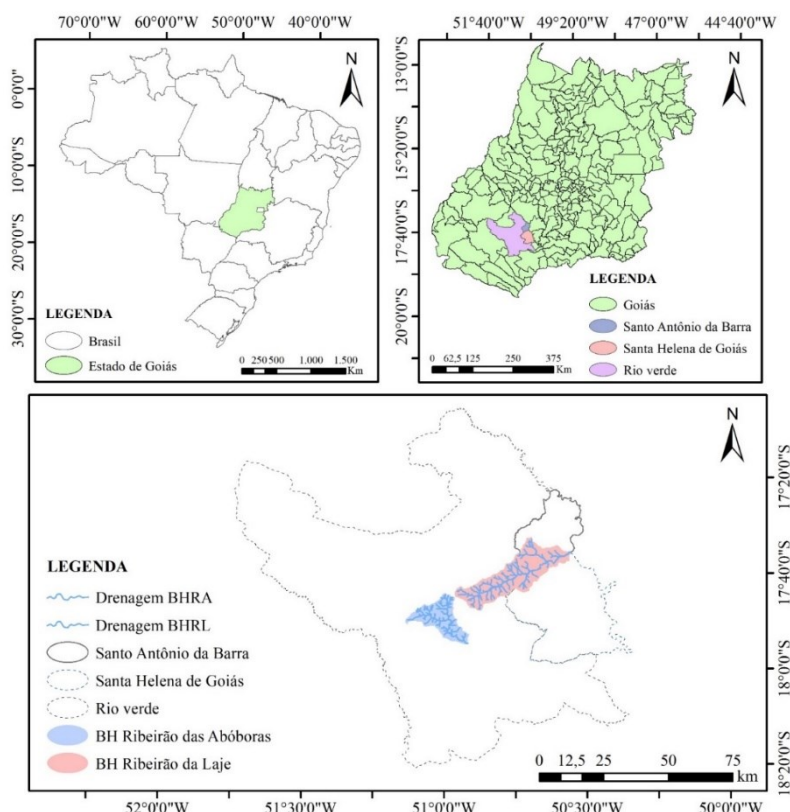


Figura 1. Localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras e Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de dados geográficos disponibilizados pelo SIEG e organizados no Sistema de Coordenadas Geográficas - Datum Sirgas 2000.

Equação Universal de Perda de Solo

A Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) foi desenvolvida por pesquisadores do Serviço de Pesquisa Agrícola do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (Wischmeier e Smith, 1978). É um modelo empírico que estima a perda média anual de solo por erosão laminar, considerando fatores naturais e antrópicos. O modelo é amplamente aceito e tem sido adaptado para diversos contextos, incluindo estudos realizados no Cerrado brasileiro, em Goiás para estimar a erosão laminar (Alves et al., 2022), no sudoeste da China, que investiga as forças que dirigem a erosão do solo (Ge et al., 2023), na Itália, com modificações baseadas em dados de precipitação e umidade do solo (Todisco et al., 2022), e no Oásis de Dakhla, Egito, combinada com modelos de erosão eólica (Selmy et al., 2021). A EUPS foi modificada para uso no Brasil por Lombardi Neto e Moldenhauer (1980), com parâmetros determinados com base nas condições locais, possibilitando estimar a perda de solo média anual em diferentes condições de uso e manejo do solo, variação

climática, relevo e utilização de práticas conservacionistas, o que permite determinar as áreas que apresentam maiores ou menores perdas de solo. É composta por seis fatores, definida pela Equação 1 (E1):

$$A = R.K.L.S.C.P \quad (E1)$$

Na qual: A é perda de solo média anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); R, o fator de erosividade ($MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); K, o fator de erodibilidade ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); L, o fator de comprimento de rampa (adimensional); S, o fator de declividade de rampa (adimensional); C, o fator de uso e manejo do solo (adimensional); e P, o fator de práticas conservacionistas (adimensional). Os procedimentos para determinação dos fatores individuais são descritos a seguir.

Fator de erosividade (R)

A erosividade é provocada pelo impacto da chuva no solo e pelo escoamento superficial, que estão associados a intensidade da chuva e com as características do solo, como a capacidade de infiltração, declividade da

superfície, cobertura do solo, tipo de solo, entre outros fatores (Back e Gonçalves, 2017).

A maioria dos países desenvolvidos e subdesenvolvidos adotam métodos para calcular o Fator R que fazem uso de apenas precipitação mensal, anual e a variabilidade entre meses, pois tem-se falta de dados de alta resolução sobre a precipitação (Vijith et al., 2018).

Para obtenção dos valores de R foram coletados dados de 4 estações pluviométricas próximas às bacias hidrográficas em estudo (Figura 2), pertencente à rede de estações pluviométricas da Agência Nacional de Águas (ANA, 2018) e do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018), com séries de dados de mais de 20 anos.

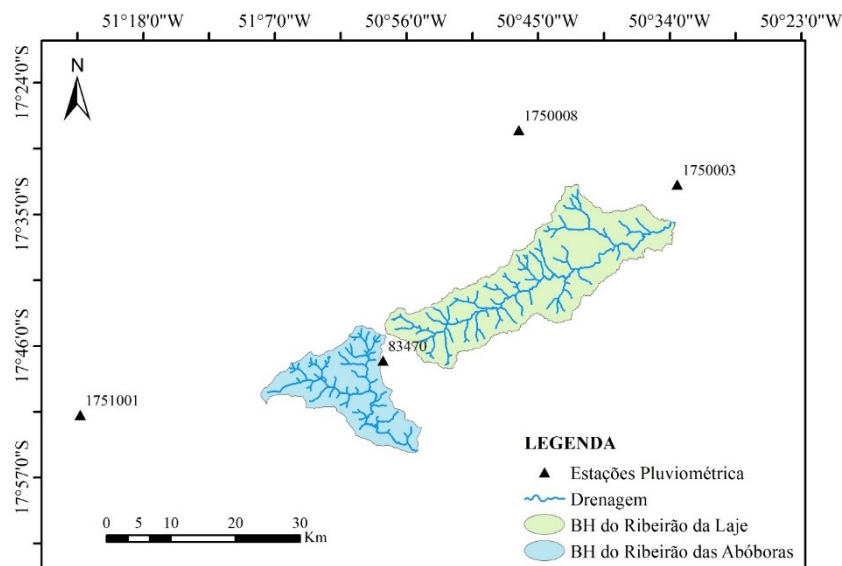


Figura 2: Localização das estações pluviométricas utilizadas para estimar a erosividade da BHRA e da BHRL, Centro-Oeste do Brasil. Fonte: Elaborado pelos autores nas coordenadas geográficas, Datum Sirgas 2000, a partir de bases de dados disponibilizados pelo SIEG (2016), ANA (2018) e INMET (2018).

Os números das estações pluviométricas, por meio das quais foram registrados os dados utilizados nos cálculos da erosividade, são apresentados no Quadro 1,

onde também constam suas informações de latitude e longitude, além do órgão gestor responsável por cada estação.

Quadro 1. Características das estações pluviométricas utilizadas para o cálculo da erosividade das chuvas na área de estudo.

Número das estações	Latitude	Longitude	Órgão gestor
83470	-17° 47' 07"	-50° 57' 54"	INMET
1750003	-17° 32' 29"	-50° 33' 22"	ANA
1750008	-17° 27' 57"	-50° 46' 27"	ANA
1751001	-17° 51' 39"	-51° 23' 24"	ANA

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de dados disponibilizados pela ANA (2018) e pelo INMET (2018).

Para o cálculo do Fator R, foi empregada a equação 2 (E2), proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1980). Nessa equação é necessária a soma dos valores de precipitação média mensal e anual de cada estação.

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

Sendo R o fator de erosividade ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); r a precipitação média mensal (mm); e P a precipitação média anual (mm).

Os valores do Fator R, obtidos a partir das estações pluviométricas, foram inseridos em um SIG para a interpolação dos dados, gerando assim uma imagem *raster*. Como produto, foi gerado o mapa do Fator R. Em seguida, os valores de erosividade foram avaliados conforme classificação proposta por Carvalho (2008), que quantificou os valores da

erosividade das chuvas anuais em cinco classes (Quadro 2).

Quadro 2. Classes de erosividade de chuva média anual.

Classe de erosividade	Valores de erosividade MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹
Muito baixa	R < 2.452
Baixa	2.452 < R < 4.905
Média	4.905 < R < 7.357
Alta	7.357 < R < 9.810
Muito alta	R < 9.810

Fonte: Carvalho (2008).

Erodibilidade (K)

A erodibilidade é relacionada às propriedades do tipo de solo, sendo aquelas que afetam a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento de água, e que promovem resistência às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento (Bertoni e Lombardi Neto, 2014).

Para obter o Fator K foi necessário utilizar a carta pedológica da área de estudo, sendo usado o Mapa de Solos do Plano Diretor do Rio Paranaíba na escala 1:250.000 em formato *shapefile* (shp), gerado em 01 de março de 2005 pela Universidade Federal de Viçosa (UFV)/Fundação Rural Minas (Ruralminas) (2005), disponibilizado na página inicial do Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2019).

A determinação do Fator K em parcelas experimentais é um processo que requer muito tempo, além de possuir alto custo e de difícil implantação, o que levou aos métodos mais acessíveis de estimativa que fazem uso de valores de propriedades conhecidas dos solos (Demarchi e Zimback, 2014). Devido a essas limitações, os valores de K foram obtidos na literatura considerando as classes de solo com características físicas semelhantes àquelas das áreas das bacias.

Muitos trabalhos têm os valores do Fator K obtidos da literatura científica disponível, pois geralmente, como dito no parágrafo anterior, tem-se limitações para determinar o Fator K de forma experimental (Galdino et al., 2016; Souza e Sobreira, 2017; Batista et al., 2017; Vijith et al., 2018; Sousa e Paula, 2019; Couto Junior et al., 2019).

Fator topográfico (LS)

O Fator LS é a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em um declive qualquer, sendo definido como a taxa de perda de solo por uma unidade de área de uma parcela-padrão de 25 m de comprimento e 9% de declive (Bertoni e Lombardi Neto, 2014).

Para determinar o Fator LS nas áreas das bacias (BHRA e BHRL) utilizou-se dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). A partir das imagens SRTM associadas a um SIG, foi obtido o Fator LS. Dentre as diversas técnicas disponíveis para obtenção do Fator LS, optou-se pela proposta de Pelton et al. (2012), pela equação 3 (E3).

$$LS = \left(\frac{FAC * CR}{22,1} \right)^{0,4} * \left(\frac{\sin(SLP * 0,01745)}{0,09} \right)^{0,4} * 1,4 \quad (E3)$$

Onde LS é o fator topográfico; FAC é o acúmulo de fluxo; CR é a resolução da célula; e SLP é a inclinação em graus.

Com os fatores relacionados aos aspectos físicos naturais da bacia calculados (erosividade, erodibilidade e topográfica), foi feita a integração desses fatores e obtida a erosão potencial das bacias.

Fator de uso e cobertura da terra e fator de práticas conservacionistas (CP)

O fator uso e cobertura da terra (Fator C) varia de 0 a 1, em que os valores próximos a 0 indicam paisagens densamente vegetadas, como as áreas de florestas, enquanto os valores próximos a 1 estão relacionados a solos descobertos, como áreas de solo exposto (Batista et al., 2017).

Os mapas que retratam a evolução histórica do uso e cobertura da terra da BHRA e da BHRL foram disponibilizados por Alves et al. (2018) e Alves et al. (2020), respectivamente, e referem-se a mapas temáticos dos anos de 1985, 1995, 2005 e 2015 para a BHRA, e dos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017 para a BHRL. A partir dos mapas de uso e cobertura da terra, foram atribuídos valores apropriados para o Fator C de acordo com a literatura. Em seguida, estes valores foram espacializados por meio de técnicas de geoprocessamento.

O fator de práticas conservacionistas (Fator P) tem o objetivo de reduzir a quantidade e a taxa de escoamento de água, e assim reduz a

erosão devido a práticas de manejo agrícola, como o plantio de contorno, cultivo em faixas, terraços e drenagem subterrânea (Karamage et al., 2016). Quando não há práticas consistentes de conservação do solo, os valores de P podem ser considerados iguais a 1.

Como as bacias possuem áreas muito grandes, é difícil identificar as práticas conservacionistas presentes em cada propriedade rural, situação em que a literatura recomenda considerar valor igual a 1 para toda a bacia, conforme procedimento adotado por outros autores (Beskow et al., 2009; Oliveira et al., 2015; Rodrigues et al., 2017, Vijith et al., 2018).

Integração e análise dos fatores

Os resultados de erosão potencial (interação dos fatores R, K e LS) foram classificados e interpretados de acordo com a classificação adaptada de Valério Filho (1994), como consta no Quadro 3.

Quadro 3. Classificação de classes de erosão potencial

Perda de solo (t mm ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Classes de interpretação
0 – 50	Fraca
50 – 200	Moderada
200 – 600	Média
600 – 1.500	Forte
> 1.500	Muito forte

Fonte: Valério Filho (1994).

A partir da erosão potencial e fatores antrópicos (uso e cobertura da terra e práticas conservacionistas) foi calculada a erosão real das bacias. Os resultados foram classificados e interpretados conforme proposta de Beskow et al. (2009) (Quadro 4).

Quadro 4. Classificação de classes de erosão real

Perda de solo (t mm ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Classes de interpretação
0 – 2,5	Suave

2,5 – 5	Suave/Moderada
5 – 10	Moderada
10 – 15	Moderada/Alta
15 – 25	Alta
25 – 100	Muito Alta
> 100	Extremamente Alta

Fonte: Beskow et al. (2009).

A partir dos resultados de erosão real, foi feita a estatística para cada uso de solo, em que as estimativas do intervalo de confiança ($\pm 95\%$) foram calculadas por *bootstrapping* com reamostragem de 1000 iterações (Efron e Tibshirani, 1993).

O intervalo de confiança é uma alternativa ao teste de hipóteses, fornece informações sobre a probabilidade do efeito do sinal (Berry, 1986; Gardner e Altman, 1986; Brandstätter e Lins, 1999). O intervalo de confiança foi calculado pelo pacote ‘boot’ do programa R (R CORE TEAM, 2015).

Resultados e discussão

Erosividade (Fator R)

A erosividade anual das chuvas foi de 7.658, 7.774, 8.103, e 8.468 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ para as estações pluviométricas de número 1750008, 1750003, 1750001 e 83470, respectivamente. Os valores do Fator R para a BHRA variaram entre 8.351,10 e 8.493,67 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, com média de 8.464,80 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ (Figura 3A). Na BHRL os valores do Fator R variaram de 7.757,23 a 8.435,69 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, com média de 7.980,72 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ (Figura 3B).

Nas duas bacias não houve variabilidade, ou seja, não ocorreram grandes mudanças nos valores de erosividade obtidos. De acordo com a classificação proposta por Carvalho (2008), ambas as bacias são classificadas como erosividade alta. A BHRA teve altos valores de erosividade predominante em toda a sua extensão, enquanto a BHRL tem os maiores valores na parte alta e os menores valores na parte baixa.

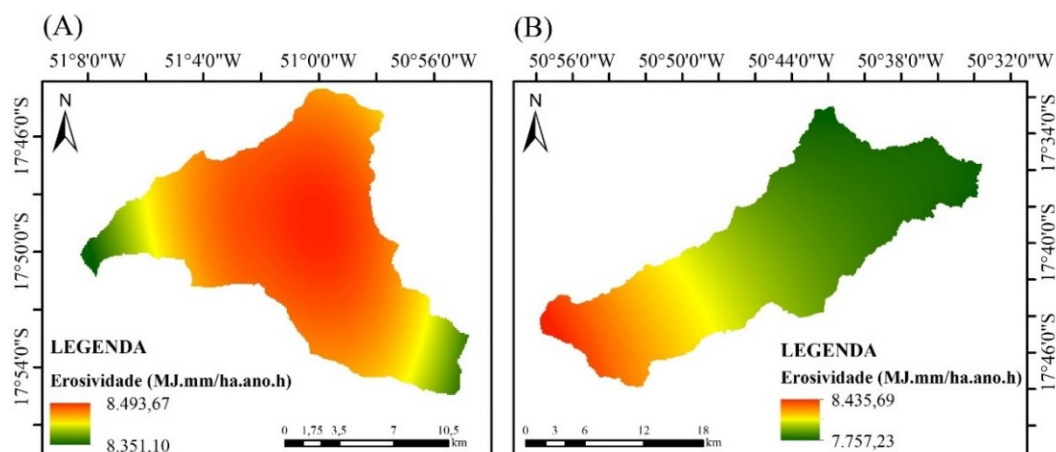


Figura 3. Mapa de erosividade da chuva da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.

Os valores médios de erosividade observados nas bacias em estudo estão próximos dos obtidos em nível regional por outros autores, como os valores encontrados na bacia hidrográfica do Rio Jacuba ($8.408,85 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $8.775,75 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), localizado nos municípios de Chapadão do Céu, Mineiros e Serranópolis, todos no estado de Goiás (Oliveira et al., 2023). Ao analisar a erosão do solo na bacia hidrográfica do Rio Formoso, localizado também nos municípios de Mineiros e Chapadão do Céu, Pereira et al. (2023) verificaram uma variação na erosividade de $8.432,90 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $8.575,80 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A erosividade é fundamental na formação e na modelagem das paisagens ao longo do tempo geológico. Grandes desfiladeiros, vales profundos e formações rochosas distintas são frequentemente resultado da erosão causada por agentes naturais como a água e o vento. Essas características não apenas contribuem para a beleza cênica, mas também para a diversidade ecológica, criando habitats únicos para uma variedade de espécies (Pal e Chakraborty, 2022).

Além disso, a erosividade também pode ser uma força destrutiva, especialmente quando agravada por atividades humanas, como a

desflorestação, a agricultura inadequada e a urbanização descontrolada. Nessas situações, a erosão do solo pode resultar em perda de habitat, degradação da qualidade da água e até mesmo desastres naturais (Ogunbode et al., 2021).

Portanto, os valores de erosividade contribuem de forma considerável para o processo erosivo, uma vez que a intensidade das chuvas causa impacto direto no solo e provoca maior ou menor perda de solo por erosão (Castro et al., 2022). Como os valores de erosividade para as bacias em estudo foram classificados como altos, são necessárias ações voltadas ao planejamento sustentável com foco na prevenção da erosão.

Erodibilidade (Fator K)

Na Tabela 1 são apresentadas as classes de solos presentes nas duas bacias, de acordo com a classificação de Santos et al. (2018), a textura do solo, os valores do Fator K e a área correspondente a cada classe. As classes de solo e do Fator K são apresentados na Figura 4 e Figura 5, respectivamente.

Tabela 1. Classes de solo, texturas, valores de erodibilidade ($t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$) e áreas correspondentes.

Símbolo	Unidades de solo	Textura do solo	Fator K	Área	
				(ha)	%
Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (BHRA)					
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico	Argilosa ou muito argilosa	0,018*	18.951,58	95,2
PVd	Argissolo Vermelho Distrófico	Média/argilosa	0,023**	958,21	4,8
Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (BHRL)					
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico	Argilosa ou muito argilosa	0,018*	42.010,01	97,5 3
NVe	Nitossolo Vermelho Eutrófico	Argilosa	0,017***	918,64	2,13
RLd	Neossolo Litólico Distrófico	Média cascalhenta	0,044***	217,25	0,34

Fonte: Organizado e atualizado pelos autores (2019) conforme Embrapa (2018) a partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba elaborado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV)/Fundação Rural Minas (Ruralminas) (2005). *Lima et al. (2013); **Demarchi e Zimback (2014); *** Lima et al. (2016).

Nas duas bacias hidrográficas o Latossolo Vermelho Distrófico compõe a maior parte das áreas, correspondendo a 95,2% na BHRA e 97,53% na BHRL, com textura argilosa ou muito argilosa. Os Latossolos são favoráveis a produção agropecuária, no entanto, tornam-se muito mais suscetíveis à erosão, quando exposto ao uso intensivo da terra agrícola (Oliveira et al., 2024), como preparo intenso e sistemas de cultivo inadequados, como o uso intensivo de mecanização agrícola, monocultura, sobrepastoreio (Godoi et al., 2021). A erodibilidade dos Latossolos Vermelhos distróficos varia de acordo com

diferentes fatores, como propriedades do solo e práticas de manejo. Estudos mostram que a erodibilidade dos Latossolos Vermelhos pode variar de $0,004\ Mg\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ a $0,026\ Mg\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$, dependendo de suas características mineralógicas, químicas, físicas e morfológicas (Lense et al., 2019).

O Argissolo Vermelho Distrófico está presente em 4,8% da BHRA, com textura média/argilosa. Na BHRL ainda se encontra o Nitossolo Vermelho Eutrófico (2,13%), com textura argilosa, e o Neossolo Litólico Distrófico (0,34%) com textura média cascalhenta.

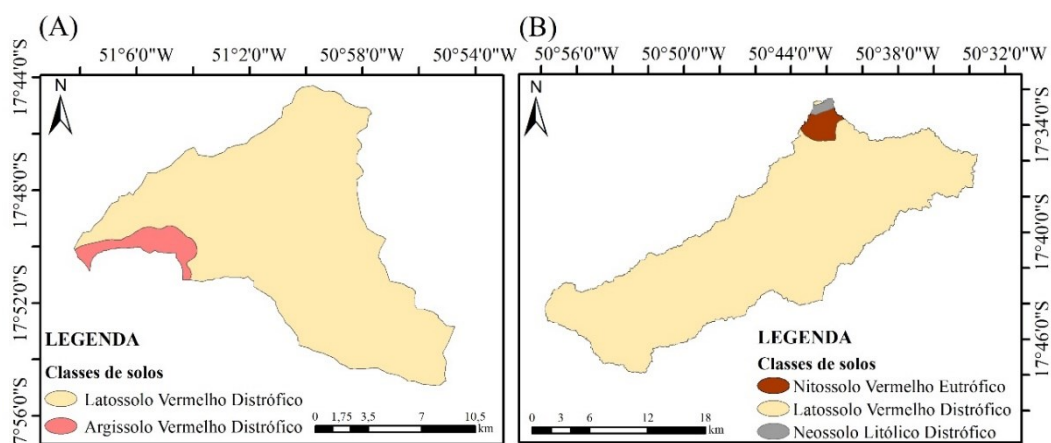


Figura 4. Mapa das classes de solos na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.

Fonte: Organizado e atualizado pelos autores (2019) conforme Embrapa (2018) a partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba elaborado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV)/Fundação Rural Minas (Ruralminas) (2005).

Os menores valores de erodibilidade estão presentes nos solos Nitossolos Vermelho Distróficos (0,017) e nos Latossolos Vermelhos Distróficos (0,018). Os solos Neossolos Litólicos Distróficos presentes na BHRL apresentam o maior valor de erodibilidade (0,044). Segundo Beskow et al. (2009), valores de erodibilidade do solo superiores a 0,03 t h

$\text{MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ indicam que estas áreas possuem alta suscetibilidade à erosão hídrica. Os solos Neossolos Litólicos, normalmente estão associados a relevo declivoso, com elevado risco de erosão (Santos, Zaroni e Almeida, 2021). Assim, esta região da bacia é favorável a processos erosivos.

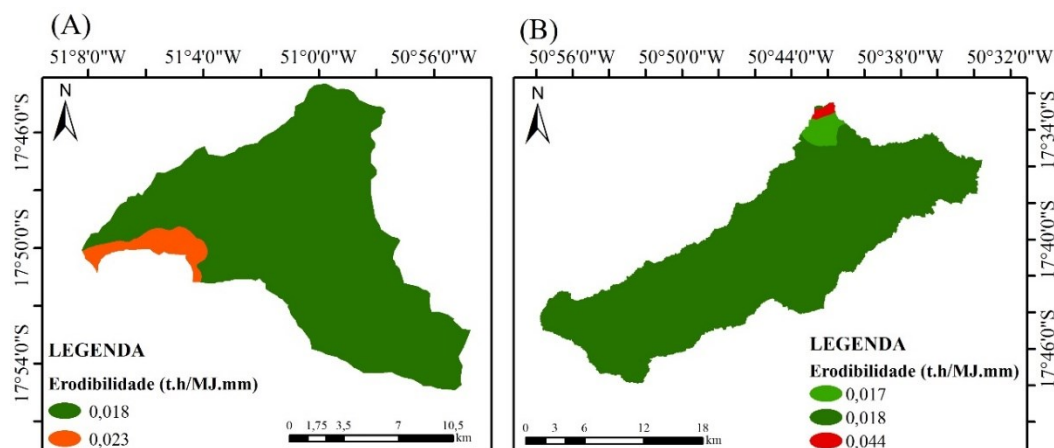


Figura 5. Mapa de erodibilidade do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.

Fonte: Organizado e atualizado pelos autores conforme Embrapa (2018) a partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba elaborado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV)/Fundação Rural Minas (Ruralminas) (2005) e dados de erodibilidade da literatura.

A erodibilidade do solo está ligada à sua natureza/gênese e as suas características, assim, os tamanhos das partículas de solo influenciam de modo direto no seu transporte (Sousa e Paula, 2019). Na BHRA a região com classe de solo Argissolo Vermelho Distrófico tem maior suscetibilidade aos processos erosivos, pois sua textura média/argilosa reflete nos valores de erodibilidade. A maior suscetibilidade aos processos erosivos na BHRL está na alta bacia, região com a presença do solo Neossolo Litólico Distrófico, que apresenta textura média cascalhenta, e consequentemente o maior valor de erodibilidade (0,044).

Portanto, a compreensão da erodibilidade é essencial para o manejo sustentável dos recursos naturais e a proteção dos ecossistemas terrestres e permite mitigar os efeitos do processo erosivo, nos mais variados usos e ocupações agrícolas, no qual podem promover mecanismos de conservação

(Oliveira et al., 2024). Solos com alta erodibilidade são mais propensos a sofrer erosão, resultando na perda de nutrientes, redução da fertilidade e degradação da qualidade do solo. Isso pode ter consequências devastadoras para a agricultura, a segurança alimentar e a saúde dos ecossistemas locais (Alaboz et al., 2021).

Fator topográfico (Fator LS)

Os resultados geoespacializados do Fator LS são apresentados na Figura 6. Os valores variaram entre 0 e 207,353, com média de 0,81 na BHRA; e na BHRL, variou entre 0 e 341,913, com média de 1,24. Nas duas bacias houve variabilidade, com predominância dos valores próximos a zero, o que contribui para a ocorrência de menores taxas de escoamento superficial.

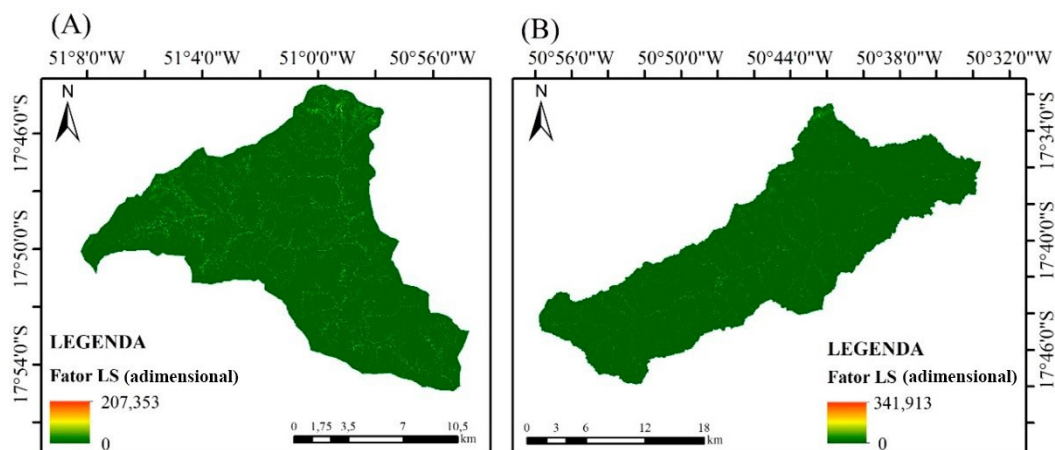


Figura 6. Mapa do fator topográfico (Fator LS) da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.

O fator topográfico é importante na aplicação da USLE, pois caracteriza a velocidade de escoamento superficial, por consequência, é um indicador do risco de erosão hídrica laminar do solo em bacias hidrográficas (Beskow et al. 2009; Melo et al., 2021). Terrenos com inclinações acentuadas e longos declives estão mais suscetíveis à erosão, já que a água da chuva tem uma tendência maior de se concentrar e ganhar velocidade, aumentando assim sua capacidade de transportar partículas de solo. O Fator LS ajuda a quantificar esse efeito, permitindo uma melhor compreensão dos padrões de erosão em diferentes áreas geográficas (Lowe et al., 2021). Nas duas bacias há predominância de relevo plano, caracterizando as áreas utilizadas para agricultura/culturas anuais. Os maiores valores de LS são observados próximos à rede de drenagem, nos vales, onde se encontram relevos mais acidentados.

Ao avaliar a erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Jacuba, nos municípios de Chapadão do Céu, Mineiros e Serranópolis, todos no estado de Goiás, Oliveira et al. (2023) verificaram variação do Fator LS de 0 a 826,54,

cujos locais próximos aos corpos hídricos apresentaram os maiores valores. O maior valor do Fator LS encontrado por esses autores para esta bacia foi 298,6% maior que o máximo encontrado na BHRA e 141,7% maior que o máximo encontrado na BHRL.

Erosão Potencial

A erosão potencial representa a interação dos fatores naturais do meio físico interveniente no processo de erosão laminar, sendo os fatores R, K e LS. Na BHRA a erosão potencial variou de 0 a 3.230,11 t ha⁻¹ ano⁻¹, com média de 19,49 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 7A). A BHRL apresentou erosão potencial variando entre 0 e 5.055,11 t ha⁻¹ ano⁻¹ e média de 12,37 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 7B). As duas bacias apresentaram variabilidade. Quando representada de forma cartográfica, permite melhor interpretação dos riscos de erosão numa bacia hidrográfica em função do meio físico, podendo identificar áreas suscetíveis a erosão (Durães e Melo 2016).

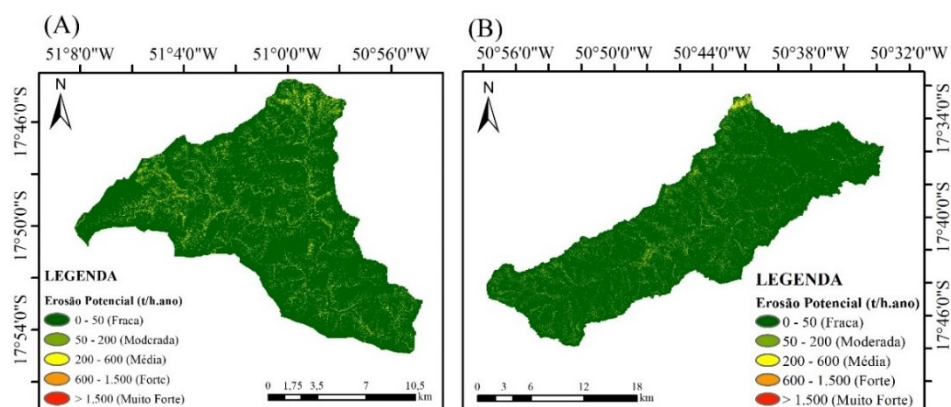


Figura 7. Mapa da erosão potencial da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil

Fonte: Autores.

As duas bacias apresentam erosão potencial fraca na maior parte de suas áreas, correspondendo a 92,14% na BHRA e a 86,62% na BHRL (Tabela 2), o que é justificado pela predominância de baixos valores para o Fator LS, além da presença de Latossolos Vermelhos Distróficos na maior parte das duas bacias, que são solos de baixa erodibilidade.

As demais áreas das bacias que apresentam erosão potencial de “Moderada” a

“Muito Forte”, são regiões que possuem os maiores valores para o Fator LS, erosividade alta, entre 7.743,69 e 8.493,67 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, juntamente com a presença de solos favoráveis aos processos erosivos, como pode ser observado na alta bacia da BHRL, que tem a presença do Neossolo Litólico Distrófico, solo de erodibilidade alta (0,044).

Tabela 2. Distribuição das áreas em relação a erosão potencial na BHRA e BHRL.

Classes	Erosão Potencial BHRA		Erosão Potencial BHRL	
	Área (ha)	Porcentagem (%)	Área (ha)	Porcentagem (%)
0 – 50	39698,26	92,14	17269,40	87,62
50 – 200	3027,21	7,03	2214,77	11,24
200 – 600	317,76	0,74	203,52	1,03
600 – 1500	35,98	0,08	20,40	0,10
> 1500	5,92	0,01	2,37	0,01

Os fatores naturais característicos das bacias, como a topografia, o potencial erosivo das chuvas e a vulnerabilidade dos solos a erosão, contribuem para a erosão potencial. Como o uso e cobertura da terra é fator importante nessas situações, deve ser considerado de modo a manter o mínimo de exposição possível do solo ao impacto direto de chuvas intensas (Durães e Mello, 2016; Bensekhria e Bouhata, 2022).

Melo et al. (2023) evidenciam que a cobertura do solo se configura como um fator de importância para classificar a vulnerabilidade da paisagem junto ao processo de perda de solos, e que quanto maior a densidade de cobertura vegetal, menor será o processo de erosão do solo. Esses autores, em um estudo na

bacia do Médio Rio Araguaia, identificaram maior representatividade de uso e cobertura da terra para campos alagados, pastagem e agricultura, obtendo maior susceptibilidade à erosão, uma vez que nessas áreas o coeficiente de infiltração é menor do que o escoamento superficial, podendo elevar o potencial de erosão (Melo et al., 2023).

Com isso, ao avaliar a erosão potencial de uma bacia hidrográfica, é possível identificar áreas prioritárias para implementação de medidas de conservação do solo e de restauração ambiental. Pode-se incluir ações como o plantio de vegetação de cobertura, a construção de terraços, o estabelecimento de áreas de preservação permanente e a promoção

de práticas agrícolas sustentáveis (Admas et al., 2022).

Fator CP

Nas últimas décadas, a região em que se encontra as duas bacias tem apresentado profundas modificações quanto ao uso e cobertura da terra, em razão da expansão da fronteira agrícola brasileira, situação que pode provocar a aceleração dos processos erosivos, o que requer uma análise mais detalhada (Alves et al., 2022). Tal contexto leva o Fator C a ter maior atenção, por ser o único dentre os fatores da USLE a ser modificado visando a conservação do solo, pois os demais fatores não permitem interferência, pelo fato de corresponderem a aspectos climáticos e características físicas da bacia (Barros et al., 2018; Félix, Cândido e Moraes, 2023).

Durante o período analisado (1985, 1995, 2005 e 2015) sobre a BHRA, o uso e cobertura da terra apresentaram muitas mudanças. Em 1985 havia predominância de pastagem e, com o passar dos anos, foi substituída pela agricultura/culturas anuais, passando esta a ser a categoria predominante.

Outra classe que merece destaque é a de área vegetada (Cerrado/Mata), que entre 1985 e 1995 se manteve com pouca alteração, porém foi reduzida em 2005, situação que levou a gestão do município a criar políticas públicas voltadas para o reflorestamento das áreas de APP's existentes, resultando em aumento da área vegetada na bacia em 2015 (Figura 8 e Tabela 3) (ALVES et al., 2018).

Dessa maneira, foram criadas a Lei nº 5.090, de dezembro de 2005, que institui o Código Ambiental Municipal; e a Lei Municipal nº 6.033, de 28 de outubro de 2011, que instaura o Programa Produtor de Água (PPA), alterada pela Lei nº 6.290, de 23 de agosto de 2013 (Rio Verde, 2005; Rio Verde, 2013). O PPA visa promover a recuperação das nascentes e dos corpos d'água que abastecem o município (Ribeirão das Abóboras e Ribeirão da Laje), com o objetivo de garantir a qualidade e a quantidade de água, incentivando os produtores rurais a se envolverem no processo mediante compensação pelos serviços ambientais por eles prestados (Rio Verde, 2013).

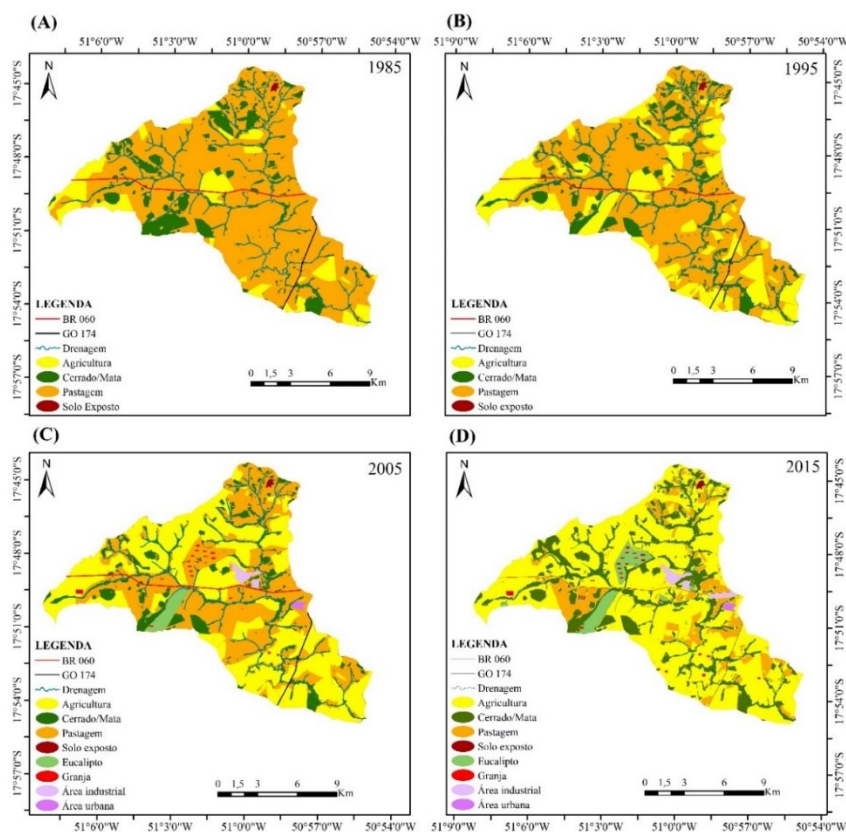


Figura 8. Mapa de uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos de 1985 (A), 1995 (B), 2005 (C) e 2015 (D).

Fonte: Elaborado por Alves et al. (2018).

Tabela 3. Distribuição das áreas em relação ao uso e cobertura da terra na BHRA para os anos analisados e os valores do Fator C.

Usos	Uso do solo (%)				Fator C
	1985	1995	2005	2015	
Agricultura/Culturas					0,29*
anuais	10,79	26,18	44,96	62,08	
Cerrado/Mata	15,02	15,23	12,51	19,59	0,042**
Pastagem	73,74	58,14	38,96	12,12	0,09***
Solo exposto	0,12	0,12	0,12	0,13	1,00***
Eucalipto	-	-	1,70	3,89	0,30****
Granja	-	-	0,33	0,43	0,001***
Área industrial	-	-	0,88	1,16	0,001***
Área urbanizada	-	-	0,23	0,23	0,001***
Rodovias	0,33	0,33	0,38	0,38	0,001***

Fonte: Alves et al. (2018). * Ruhoff et al. (2006); ** Ozsoy et al. (2012); *** Farinasso et al. (2006); **** Martins et al. (2010).

A análise da BHRL foi realizada para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. De uma década para outra, o uso e cobertura da terra passaram por mudanças. Desde 1987, a BHRL tem a presença de áreas urbanas e industriais, agricultura/culturas anuais, pastagem,

cerrado/mata, construção rural, represa, solo exposto, e apenas a silvicultura, especificamente cultura de eucalipto, foi observada como uma nova classe de uso a partir de 1997 (Figura 9) (ALVES et al., 2020).

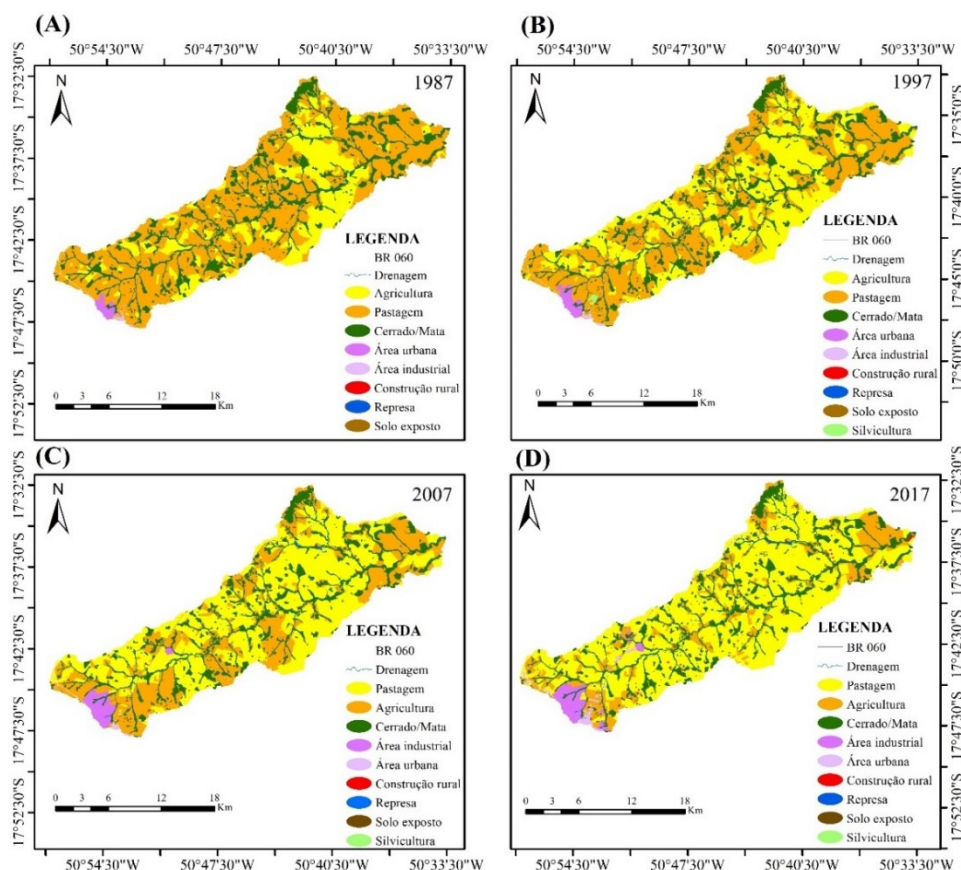


Figura 9. Mapa de uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para os anos de 1987 (A), 1997 (B), 2007 (C) e 2017 (D).

Fonte: Elaborado por Alves et al. (2019).

A BHRL apresentou mudanças no uso e cobertura da terra parecido com o observado na BHRA, onde as áreas de pastagem foram substituídas pela agricultura/culturas anuais. No ano de 1987 a BHRL possuía 79,54% das áreas antropizadas, com predominância da pastagem, correspondendo a 56,85% da área total da bacia, enquanto a agricultura/culturas anuais correspondia a apenas 21,62%. Com o passar dos anos, a agricultura/culturas anuais passou a ocupar maior parte da bacia, correspondendo a

61,14% da área da área total em 2017 (Figura 9 e Tabela 4) (ALVES et al., 2018).

O crescimento das áreas de agricultura/culturas anuais contribui para os processos erosivos, pois seu Fator C é um dos maiores dentre os valores atribuídos para os usos e cobertura da terra presentes na bacia. Altos valores também são observados nas áreas de solo exposto, que considera o valor máximo (1) e locais com plantações de eucalipto (0,30).

Tabela 4. Distribuição das áreas em relação ao uso e cobertura da terra na BHRL para os anos analisados.

Usos	Uso do solo (%)				Fator C
	1987	1997	2007	2017	
Agricultura/Culturas anuais	21,62	37,14	49,37	61,14	0,29*
Pastagem	56,85	41,99	29,17	15,65	0,09**
Cerrado/Mata	20,46	19,19	18,82	18,66	0,042***
Área urbana	0,76	1,13	2,11	2,67	0,001***
Área industrial	0,18	0,20	0,21	0,85	0,001***
Construção rural	0,01	0,01	0,07	0,30	0,001***
Represa	0,07	0,07	0,17	0,16	0,00***
Solo Exposto	0,04	0,12	0,07	0,09	1,00***
Silvicultura	-	0,14	0,01	0,17	0,30****
Rodovias	0,30	0,30	0,30	0,29	0,001***

Fonte: Alves et al. (2019). * Ruhoff et al. (2006); ** Ozsoy et al. (2012); *** Farinasso et al. (2006); **** Martins et al. (2010).

Os resultados da transição de uso e ocupação do solo encontrado nas bacias hidrográficas em estudo (BHRL e BHRA) é característico para o estado de Goiás. Soares et al. (2023) também verificaram o aumento da expansão de áreas agrícolas ao longo dos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017 para a bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte, localizada na região centro-sul do estado.

Os valores do Fator C mudam de acordo com o uso e cobertura da terra presente nas áreas de estudo, onde os menores valores foram observados nos corpos d'água e nas áreas vegetadas, enquanto os maiores valores são relacionados as classes que apresentam pouca ou nenhuma cobertura vegetal. A erosão do solo está relacionada aos diferentes usos e cobertura da terra, sendo os locais de solo expostos os mais suscetíveis à perda de solo em comparação aos demais usos da terra (Abdulkareem et al., 2019). Com as mudanças no uso e cobertura da terra, a agricultura passou a predominar na maior parte da bacia, o que contribui para o aumento da estimativa de perda solo, pois seu

Fator C é alto (0,29). Neste sentido, é observado que uma cobertura vegetal mais elevada poderia evitar o desprendimento, bem como a degradação do solo (Oudchaira et al., 2024).

Portanto, se faz a importância da prática de uma agricultura sustentável, com intuito de garantir a segurança alimentar global, a preservação dos recursos naturais e a promoção do bem-estar humano. Esta abordagem agrícola visa cultivar alimentos de forma a proteger e regenerar o meio ambiente, enquanto ao mesmo tempo atende às necessidades das presentes e futuras gerações (Viana et al., 2022).

Erosão Real

A perda de solo para a BHRA variou de 0 t ha⁻¹ ano⁻¹ a 732,76 t ha⁻¹ ano⁻¹, com médias de 1,6 t ha⁻¹ ano⁻¹, 1,83 t ha⁻¹ ano⁻¹, 2,68 t ha⁻¹ ano⁻¹, e 3,40 t ha⁻¹ ano⁻¹ para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2015, respectivamente. As médias foram aumentando de uma década para a outra, devido às mudanças de uso e cobertura da terra

que ocorreram na bacia. Observa-se que 96,14%, 94,68%, 91,51% e 88,59% da área de estudo se encontra na zona de erosão “Suave” a “Moderada” para os anos 1985, 1995, 2005 e 2015, respectivamente, ou seja, houve diminuição das categorias com menores perdas de solo com o passar dos anos, que representou uma redução de 7,55% (Figura 10 e Tabela 5).

Das classes “Moderada/Alta” a “Extremamente Alta” houve um aumento nas áreas da bacia durante os anos avaliados, sendo que em 1985 correspondia a 3,83% e em 2015 passou a ser de 11,38%, o que representou um aumento de 197,13% (Tabela 5).

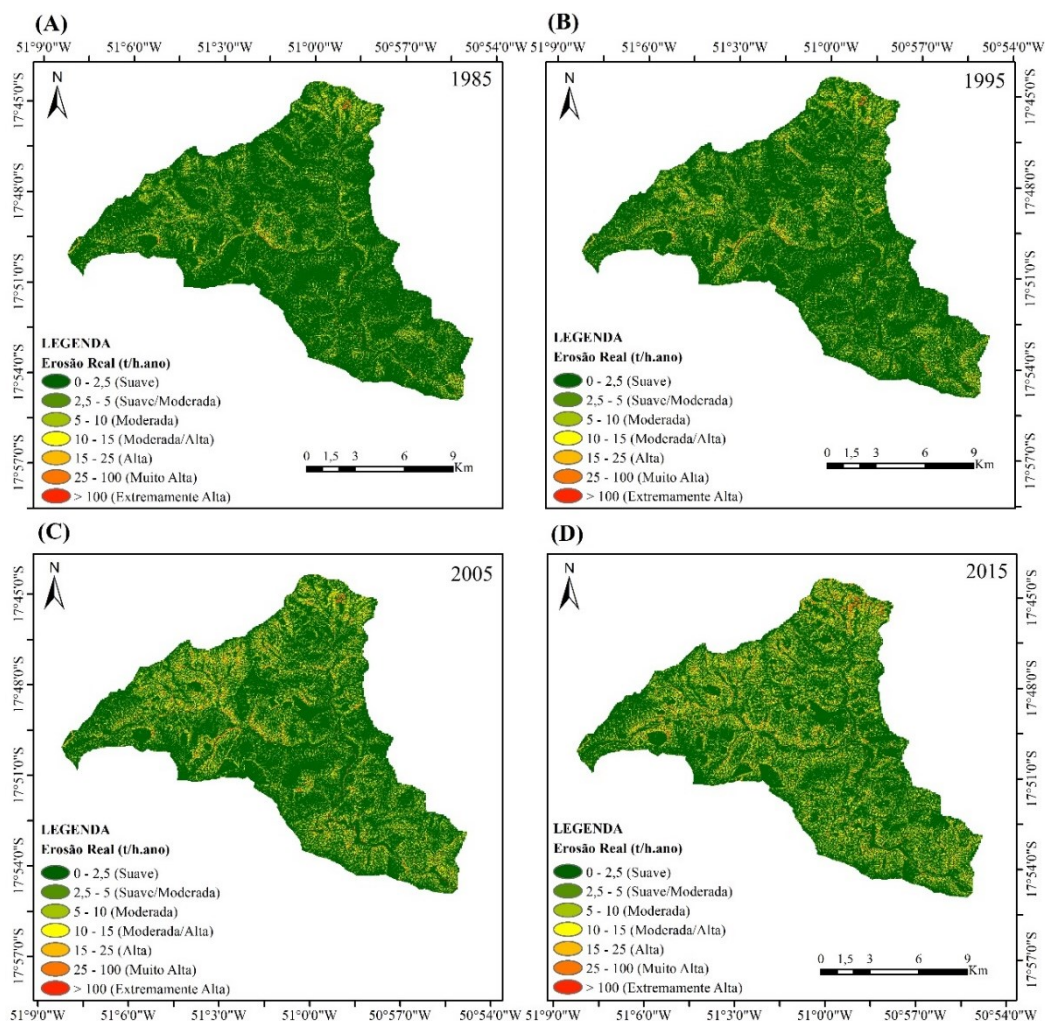


Figura 10. Mapa da erosão real da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos de 1985 (A), 1995 (B), 2005 (C) e 2015 (D).

Estudo desenvolvido na Bacia Hidrográfica do Rio Verdinho (BHRV), em Rio Verde, obteve como resultado um total de 62,83% da bacia hidrográfica apresentando perda de solo de 0 a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Leve a Moderada), e os outros 37,17%, de 10 a 14.394,47 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Moderada/Alta a Extremamente Alta) (Alves et al., 2022). Ou seja, a BHRA tem maior percentual de área

enquadrada nas categorias de perda de solo “Suave” a “Moderada” em relação à BHRV, isso devido ao Programa Produtor de Água implementado na primeira bacia hidrográfica, o qual contribuiu na recuperação de Área de Preservação Permanente no entorno de nascentes e ao longo de cursos hídricos, aumentando a área de solos protegidos por vegetação arbórea.

Tabela 5. Distribuição das áreas em porcentagem em relação a Erosão Real na BHRA para os anos avaliados (1985, 1995, 2005 e 2015).

Erosão real	Classes	Área em porcentagem da Erosão Real (%)			
		1985	1995	2005	2015
0 – 2,5	Suave	75,62	71,38	65,25	61,55
2,5 – 5	Suave/Moderada	13,23	14,29	14,57	13,90
5 – 10	Moderada	7,29	9,01	11,69	13,14
10 – 15	Moderada/Alta	1,97	2,63	3,99	4,93
15 – 25	Alta	1,17	1,67	2,73	3,77
25 – 100	Muito Alta	0,65	0,94	1,66	2,58
> 100	Extremamente Alta	0,04	0,04	0,08	0,10

Fonte: Autores.

Em estudo feito na Bacia Hidrográfica de Semenyih, Malásia (MY), obteve-se que a erosão do solo aumentou de 143 t ha⁻¹ ano⁻¹ em 2004 e 151 t ha⁻¹ ano⁻¹ em 2010 para 162,24 t ha⁻¹ ano⁻¹ para 2016 (Rizeei et al., 2016). Os autores atribuíram tal aumento ao desmatamento, expansão do dendezeiro e agricultura ao longo do tempo.

No trabalho realizado na Bacia Hidrográfica de Cameron Highlands (MY), observaram médias de perda de solo de 107,82 t ha⁻¹ ano⁻¹ para o ano de 2005, e 84,91 t ha⁻¹ ano⁻¹ para 2010 e 139,59 t ha⁻¹ ano⁻¹ para 2015 (Nampak et al., 2018). Sendo que a redução da erosão em 2010 se deve a diminuição de solos expostos, e os incrementos estão associados ao desmatamento, desenvolvimento de infraestrutura e urbanização, e expansão de terras agrícolas ao longo do tempo.

A BHRL teve taxa média de perda de solo variando de 0 t ha⁻¹ ano⁻¹ a 574,37 t ha⁻¹ ano⁻¹ e médias de 1,35 t ha⁻¹ ano⁻¹, 1,76 t ha⁻¹ ano⁻¹, 2,09 t ha⁻¹ ano⁻¹ e 2,39 t ha⁻¹ ano⁻¹ para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017, respectivamente. Observa-se um aumento das médias de perda de solo de uma década para a outra, ou seja, as mudanças no uso e cobertura da terra refletiram nos valores de perda de solo (Figura 11 e Tabela 6).

De acordo com a classificação proposta por Beskow et al. (2009) para a erosividade real,

a BHRL tem a maior parte da sua área inserida na classe “Suave” a “Moderada”, que são área de erodibilidade baixa, com fator topográfico baixo, e que representa área de declividade suave. E uma pequena parte da bacia se enquadra na classe “Moderada/Alta” a “Extremamente Alta”, correspondendo a áreas com presença de solo de erodibilidade alta, como o Neossolo Litólico Distrófico que está presente na alta bacia, além de fator topográfico alto e os altos valores do fator de erosividade, com ocorrências de muita chuva.

Observando a Figura 11 e a Tabela 6 é possível perceber a evolução das áreas classificadas como “Moderada/Alta” a “Extremamente Alta”. Em 1987 correspondia a 3,42% e em 2017 passou para 6,15%. Estes altos valores estão associados ao aumento das áreas de agricultura/culturas anuais na bacia, que com o decorrer dos anos aumentaram gradativamente. Além disso, estas áreas que apresentam altos valores de erosão são as que têm os maiores valores de LS, e são associadas aos altos valores de erosividade.

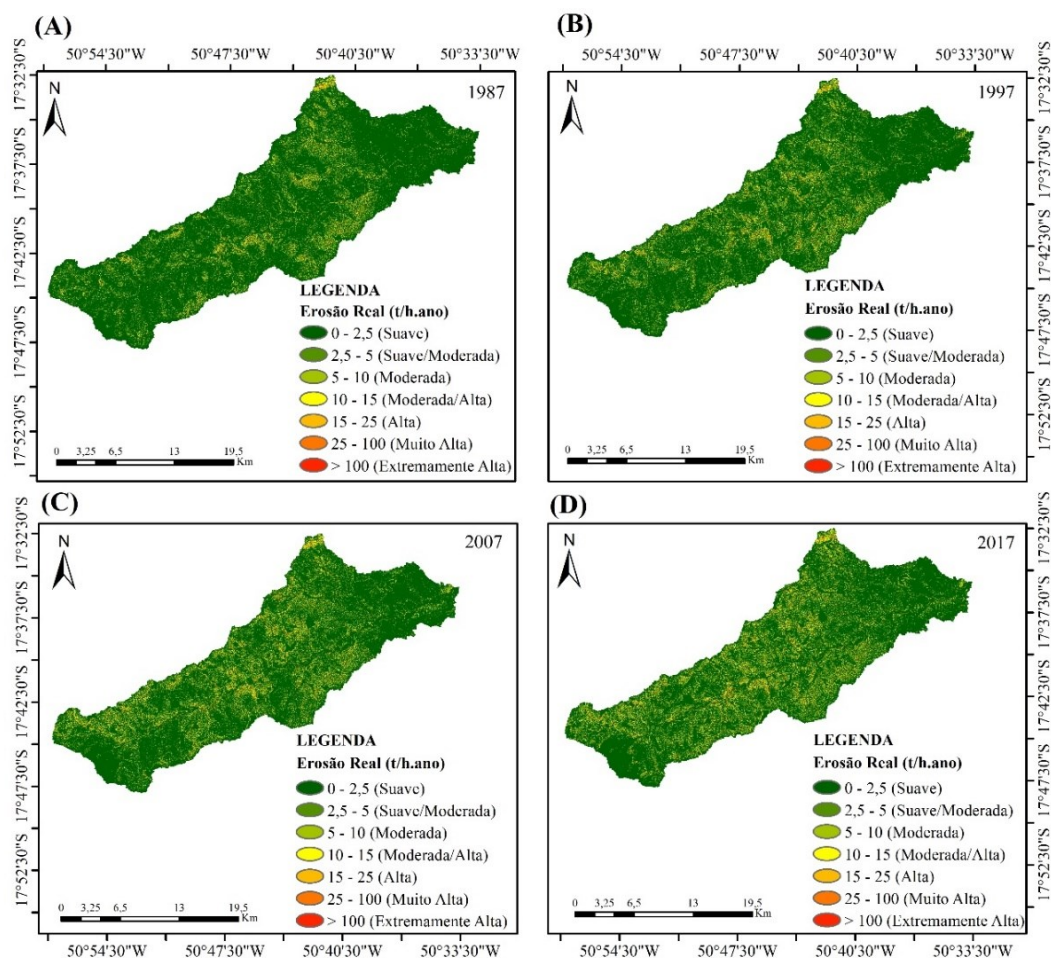


Figura 11. Mapa da erosão real da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para os anos de 1987 (A), 1997 (B), 2007 (C) e 2017 (D).

Apesar das mudanças ocorridas no uso e cobertura da terra, as médias da taxa de perda de solo são baixas, o que se justifica pelas áreas de agricultura/culturas anuais estarem situadas em locais de solos menos erodíveis, como os

Latossolos Vermelhos Distróficos, além dessas áreas de agricultura estarem presentes em paisagens suaves com Fator LS baixo, por causa da mecanização agrícola.

Tabela 6. Distribuição das áreas em porcentagem em relação a Erosão Real na BHRL para os anos avaliados (1987, 1997, 2007 e 2017).

Erosão real	Classes	Área em porcentagem da Erosão Real (%)			
		1987	1997	2007	2017
0 – 2,5	Suave	79,58	74,99	71,79	68,55
2,5 – 5	Suave/Moderada	10,89	12,38	13,17	13,88
5 – 10	Moderada	6,07	7,81	9,10	10,37
10 – 15	Moderada/Alta	1,75	2,37	2,87	3,40
15 – 25	Alta	1,09	1,55	1,91	2,32
25 – 100	Muito Alta	0,57	0,84	1,10	1,39
> 100	Extremamente Alta	0,01	0,02	0,03	0,04

A partir das figuras e tabelas referentes às taxas de erosão do solo, é possível observar

que a alteração do uso e cobertura da terra nos períodos analisados refletiu nas taxas de erosão

das bacias, onde o aumento progressivo da agricultura/culturas anuais, uma das atividades de maior propensão a erosão, com Fator C de 0,29.

Estudo realizado no estado de São Paulo, na bacia do Córrego Cachoeirinha, exemplifica muito bem a mudança na erosão do solo em relação ao uso e cobertura da terra (Couto Junior et al., 2019). A taxa média de perda de solo considerando o cenário 1 de ocupação total da bacia por cobertura vegetal foi de $0,03 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, variando de 0,01 a $0,40 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O cenário 2 exemplifica o uso atual da bacia, e apresentou perda média de solo estimada em $3,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, variando de 0,1 a $40 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Por fim, foi considerado o cenário onde toda a bacia é ocupada por cultura de cana-de-açúcar, a perda média de solo foi $12,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, variando de 0,1 a $58 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o maior valor em relação aos outros cenários avaliados.

No estudo sobre o Reservatório Três Gargantas na China (CN), as médias de erosão real do solo foram de $250,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o ano de 2000, $91,61 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para 2005, $37,99 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para 2010 e $18,74 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para

2015 (Jiu, Wu e Li 2019). Os autores atribuem esta redução ao aumento do nível da água do reservatório, juntamente com ações desenvolvidas pelo governo chinês em melhorar a qualidade do meio ambiente.

As áreas das bacias que se encontram favoráveis a perda de solo deve receber medidas de proteção. Para as áreas agricultura/culturas anuais pode-se tomar como medida de atenuação o uso de técnicas de terraceamento, plantio em nível, sistema de plantio direto, integração lavoura-pecuária. As áreas de solos nus devem ser identificadas e reabilitadas. As práticas de gestão do solo devem estar alinhadas ao desenvolvimento socioeconômico e preservação/conservação ambiental.

Relação entre o uso do solo e a Erosão Real

As mudanças no uso do solo resultaram em mudanças nos valores de erosão real na BHRA, com aumento da taxa média de 112,5% do ano de 1985 para o ano de 2015. Sendo assim, as médias e o intervalo de confiança por classe nos anos para a BHRA foram calculados (Tabela 7).

Tabela 7: Médias e intervalo de confiança da Erosão Real para cada classe de uso de solo da BHRA.

Classes	Média $\pm$ IC da Erosão Real ($\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) por Classe			
	1985	1995	2005	2015
Agricultura/Culturas anuais	$3,862 \pm 0,157$	$4,143 \pm 0,096$	$4,800 \pm 0,075$	$5,210 \pm 0,058$
Cerrado/Mata	$1,306 \pm 0,036$	$1,665 \pm 0,044$	$1,723 \pm 0,062$	$2,003 \pm 0,059$
Pastagem	$2,094 \pm 0,023$	$2,148 \pm 0,026$	$2,486 \pm 0,033$	$2,672 \pm 0,074$
Solo exposto	$29,665 \pm 4,105$	$29,180 \pm 4,280$	$25,250 \pm 4,210$	$29,160 \pm 3,910$
Eucalipto	-	-	$5,724 \pm 0,454$	$4,879 \pm 0,257$
Granja	-	-	$0,211 \pm 0,092$	$0,436 \pm 0,148$
Área industrial	-	-	$0,076 \pm 0,036$	$0,140 \pm 0,046$
Área urbanizada	-	-	$0,029 \pm 0,013$	$0,019 \pm 0,004$

As classes de usos presentes na BHRA tiveram mudanças nos valores de erosão real com o decorrer das décadas. Analisando a agricultura/culturas anuais, esta passou por crescimentos nas suas médias de erosão real, representando um aumento de 34,90% do ano de 1985 para o ano de 2015, coincidindo com o aumento das áreas de agricultura/culturas anuais na bacia, que passou a corresponder a 62,08% da área total.

Ao tomar como referência a média de erosão real para o Cerrado/Mata no ano de 2015 ($2,003 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) na BHRA, os demais usos apresentaram valores maiores em relação a referência na proporção de 160,13% (agricultura/culturas anuais), 33,42% (pastagem) e 1.355,81% (solo exposto). O solo exposto foi a classe que apresentou os maiores valores de erosão real na bacia, com suas médias de erosão do solo variando de $25,250$ a $29,665 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. As áreas de agricultura/culturas anuais e de solo exposto apresentam maior predominância de altos valores, situação preocupante, pois, estas áreas de alta perda de solo estão presentes a montante do ponto de captação de água.

Como consequência do aumento das taxas de perda de solo, ocorre o aumento da entrada de sedimentos nos canais de drenagem, solubilização e lixiviação de fertilizantes fosfatados NPK (Nitrogênio, Fosforo e Potássio), além de

assoreamento e eutrofização dos reservatórios (Couto Junior et al., 2019). Estas alterações implicam na qualidade hídrica, e consequentemente na água para abastecimento público, pois, os pontos de captação estão localizados de forma que suas áreas de contribuição têm locais de alta erosão real.

A análise do intervalo de confiança da erosão real da BHRA demonstrou que a classe agricultura/culturas anuais apresentou aumento significativo entre os quatro períodos analisados. A classe Cerrado/Mata apresentou aumento significativo entre os períodos de 1985-1995 e 2005-2015. A classe Pastagem também apresentou aumento significativo entre os quatro períodos analisados. A classe solo exposto não apresentou mudanças significativas nos quatro períodos estudados. As classes Eucalipto, Granja, Área Industrial e Área Urbanizada não apresentaram mudanças significativas nas médias de erosão real na BHRA.

A BHRL passou por mudanças no uso e cobertura da terra, o que resultou no aumento das taxas de erosão real do ano de 1987 para o ano de 2017, correspondendo a 77,04%. A partir desta perspectiva foram calculados as médias e intervalos de confiança da erosão real para cada classe de uso da terra (Tabela 8).

Tabela 8: Médias e intervalo de confiança da Erosão Real para cada classe de uso de solo da BHRL.

Classes	Média $\pm$ IC da Erosão Real ($\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) por Classe			
	1987	1997	2007	2017
Agricultura/Culturas anuais	$3,826 \pm 0,047$	$3,764 \pm 0,033$	$3,873 \pm 0,032$	$4,009 \pm 0,026$
Pastagem	$1,389 \pm 0,012$	$1,525 \pm 0,016$	$1,595 \pm 0,021$	$1,775 \pm 0,034$
Cerrado/Mata	$1,212 \pm 0,024$	$1,253 \pm 0,025$	$1,261 \pm 0,025$	$1,256 \pm 0,026$
Área urbana	$0,013 \pm 0,001$	$0,012 \pm 0,001$	$0,013 \pm 0,001$	$0,015 \pm 0,001$
Área industrial	$0,014 \pm 0,004$	$0,058 \pm 0,047$	$0,016 \pm 0,004$	$0,013 \pm 0,001$
Construção rural	$0,006 \pm 0,004$	$0,039 \pm 0,021$	$0,299 \pm 0,063$	$0,016 \pm 0,005$
Represa	$0,046 \pm 0,036$	$0,052 \pm 0,039$	$0,020 \pm 0,016$	$0,021 \pm 0,016$
Solo Exposto	$5,658 \pm 1,115$	$7,716 \pm 1,125$	$10,155 \pm 1,165$	$12,800 \pm 2,340$
Silvicultura	-	$2,581 \pm 0,301$	$2,983 \pm 1,872$	$3,479 \pm 0,665$

Ao considerar a classe de uso Cerrado/Mata como referência para o ano de 1987 ($1,212 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) na BHRL, os principais usos tiveram valores de erosão real maiores em relação a referência na proporção de 215,67% (agricultura/culturas anuais), 14,64% (pastagem), 366,83% (solo exposto). Para o ano de 2017 os maiores valores de erosão real foram para a classe de solo exposto ($12,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$),

agricultura/culturas anuais ($4,001 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e silvicultura ($3,479 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), correspondendo a valores maiores que o uso de referência (Cerrado/Mata – $1,2565 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) na proporção de 219,10% (agricultura/culturas anuais), 41,26% (pastagem), 176,92% (silvicultura) e 918,70% (solo exposto).

Novamente considerando a área de agricultura/culturas anuais, as taxas de perda de solo apresentaram crescimento de 4,84% do ano de

1987 para 2017. A área de pastagem teve crescimento de 27,78% das taxas de perda de solo do ano de 1987 para o ano de 2017. Por fim, o Cerrado/Mata teve as menores taxas de perda de solo de 1987 a 2017 dentre os três principais usos de solo da bacia, além de pouca variação dos seus valores, fato que está associado com a pouca mudança na área correspondente a este uso.

A análise do intervalo de confiança da erosão real da BHRL demonstrou que a classe Agricultura/Culturas anuais apresentou aumento significativo entre os períodos 2007-2017. A classe Pastagem apresentou aumento significativo em todos os quatro períodos estudados. A classe Cerrado/Mata não apresentou diferença significativa nos quatro períodos estudados. A classe Construção rural apresentou aumento significativo entre 1987-2007 e diminuição significativa entre 2007-2017. A classe Represa apresentou aumento significativo de Erosão Real entre os períodos de 1997-2007. As classes Área urbana, Área Industrial e Silvicultura não apresentaram variações significativas.

Quando se compara os resultados da BHRA com a BHRL, percebe-se que uma apresentou padrões de erosão espaço-temporal diferentes da outra. Essa diferença é atribuída aos resultados dos fatores naturais, em que a erosividade teve resultados menores na BHRL (média de $7.980,72 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e o fator topográfico, que teve baixos valores em quase toda a área da bacia. Além disso, as áreas de agricultura/culturas anuais estão localizadas principalmente em locais de solos menos erodíveis.

Pela avaliação da erosão hídrica de duas bacias localizadas no Tocantins, foram identificadas diferenças nos resultados obtidos (Barros et al. 2018). A bacia do Rio Manoel Alves Pequeno apresentou menor suscetibilidade a erosão hídrica comparado à bacia do Rio Lontra, que foi justificado pelos autores na predominância de baixos valores de erodibilidade, baixos valores de LS em mais 78% da bacia, além de boa conservação da paisagem natural.

Conclusão

A variação espaço-temporal na BHRA indica que a taxa de perda de solo no ano de 2015 é 112,5% maior em relação a 1985. Na BHRL, o aumento foi de 77,04% para o ano de 2017 em relação a 1987. Observou-se que o aumento na perda de solo está relacionado principalmente com o aumento das áreas de agricultura/culturas anuais.

Apesar das bacias BHRA e BHRL serem classificadas como erosividade alta, ambas apresentam erosão potencial fraca na maior parte

de suas áreas (92,14% e 86,62%, respectivamente), o que corrobora com os baixos valores encontrados para o fator topográfico (Fator LS) e a predominância de Latossolos Vermelhos Distróficos, solos de baixa erodibilidade.

Os resultados obtidos demonstram que a utilização do modelo empírico USLE associado a um SIG apresenta-se como ferramentas eficientes no que se refere a integração dos dados para posterior identificação e espacialização das áreas de maior vulnerabilidade a erosão dos solos, podendo ser usadas para o planejamento de uso e cobertura da terra, ao mesmo tempo servir de suporte para políticas públicas voltadas para um uso mais sustentável dos recursos naturais.

Este estudo poderá também subsidiar o planejamento e a gestão ambiental conservacionistas dessas bacias hidrográficas, além de se constituir uma base para outros estudos locais e de outras regiões, como o Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio dos Bois e Turvo, alinhando o conceito de sustentabilidade ao desenvolvimento econômico e a conservação dos recursos hídricos nela existentes.

Referências

- Abdulkareem, K. H., Mohammed, M. A., Gunasekaran, S. S., Al-Mhiqani, M. N., Mutlag, A. A., Mostafa, S. A., Ali, N. S., Ibrahim, D. A., 2019. A review of fog computing and machine learning: concepts, applications, challenges, and open issues. *Ieee Access*, v. 7, p. 153123-153140. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2019.2947542>
- Admas, B. F., Gashaw, T., Adem, A. A., Worqlul, A. W., Dile, Y. T., Molla, E. (2022). Identification of soil erosion hot-spot areas for prioritization of conservation measures using the SWAT model in Ribb watershed, Ethiopia. *Resources, Environment and Sustainability*, 8(1), 100059. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100059>
- Akhtar, N., Ishak, M. I. S., Bhawani, S. A., & Umar, K. (2021). Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: a review. *Water*, 13(19), 2660. <https://doi.org/10.3390/w13192660>
- Alaboz, P., Dengiz, O., Demir, S., & Şenol, H. (2021). Digital mapping of soil erodibility factors based on decision tree using geostatistical approaches in terrestrial ecosystem. *Catena*, 207(1), 105634. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105634>
- Albaladejo, J., Díaz-Pereira, E., & Vente, J. 2021. Eco-Holistic Soil Conservation to support Land Degradation Neutrality and the Sustainable

- Development Goals, *Catena*, 1(196), 104823.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104823>
- Alves, W. S., Scopel, I., Martins, A. P., 2017. Análise da fragilidade ambiental da bacia do ribeirão das Abóboras, em Rio Verde, sudoeste de Goiás. *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, v. 1, (19), p. 81-108.
<https://doi.org/10.21138/GF.556>
- Alves, W. S., Martins, A. P., Scopel, I., 2018. Uso da terra e cobertura vegetal na bacia do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO), entre os anos de 1985 e 2015. *Caminhos de Geografia*, v. 19 (65), p. 125-145.
<https://doi.org/10.14393/RCG196510>
- Alves, W. S., Scopel, I., Martins, A. P., Morais, W. A., Roque, R. C., 2019. Aspectos físico-químicos da água do Ribeirão das Abóboras em Rio Verde (GO) e impactos na qualidade hídrica. *Boletim de Geografia*, v. 37 (1).
<https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v37i1.35549>
- Alves, W. S.; Martins, A. P.; Scopel, I., 2020. Análise da evolução temporal do uso e cobertura da terra na Bacia do Ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, de 1987 a 2017. *Caminhos de Geografia*, v. 21 (74), p. 01-20.
<https://doi.org/10.14393/RCG217442492>
- Alves, W. S., Martins, A. P., Morais, W. A., Pôssa, É. 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*, v. 27, p. 100788.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100788>
- ANA. Agência Nacional de Águas, 2019. Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA). Indicadores de qualidade de água (04/2012 até 08/2018). Disponível em: <http://estacoespnqa.ana.gov.br/estacoes.aspx>. Acesso em: 10 mar. 2019
- Asmamaw, L. B., Mohammed, A. A., 2019. Identification of soil erosion hotspot areas for sustainable land management in the Gerado catchment, North-eastern Ethiopia. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 13, p. 306-317.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.11.010>
- Back, Á. J., Gonçalves, F. N., 2017. Avaliação da erosividade de chuvas para o Vale do Rio Itajaí, SC. *Tecnologia e Ambiente*, v. 23, p. 29-42.
<https://doi.org/10.18616/ta.v23i0.3904>
- Barbosa, W. C. S., Guerra, A. J. T., Valladares, G. S., 2024. Soil Erosion Modeling Using the Revised Universal Soil Loss Equation and a Geographic Information System in a Watershed in the Northeastern Brazilian Cerrado. *Geosciences*, v. 14 (3), p. 78.
<https://doi.org/10.3390/geosciences14030078>
- Barros, E. N., Viola, M. R., Rodrigues, J. A. M., de Mello, C. R., Avanzi, J. C., e Giongo, M., 2018. Modelagem da erosão hídrica nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manoel Alves Pequeno, Tocantins. *Brazilian Journal of Agricultural Sciences/Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 13 (1).
<https://doi.org/10.5039/agraria.v13i1a5509>
- Batista, P. V. G., Batista, P. V. G., Silva, M. L. N., Silva, B. P. C., Curi, N.; Bueno, I. T.; Acérbi Júnior, F. W., Davies, J.; Quinton, J., 2017. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. *Catena*, v. 157, p. 139-150.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.025>
- BDMEP. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Dados de precipitação de janeiro de 1996 a dezembro de 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>. Acesso em 25 fev. 2019.
- Berry, G., 1986. Statistical significance and confidence intervals. *The Medical Journal of Australia*, v. 144, p. 618-619.
<https://doi.org/10.5694/j.1326-5377.1986.tb112339.x>
- Bertoni, J., Lombardi Neto, F., 2014. *Conservação do solo*. 8. ed. São Paulo: Ícone, 355 p.
- Beskow, S., Mello, C.R., Norton, L.D., Curi, N., Viola, M.R. e Avanzi, J.C., 2009. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*, v. 79 (1), p. 49-59.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>
- Camelo, A. P., Sanche, K., Matricardi, E. A. T., Sano, E. E., Souza, A. N., Miguel, E. P., 2024. Effects of Landscape Fragmentation on Soil Loss in the Cerrado Biome, Brazil. *Environmental Management and Sustainable Development*, v. 13 (1), p. 101-127.
<https://doi.org/10.5296/emsd.v13i1.21288>
- Carvalho, H. S. M. de., & Castro, S. S. de., 2023. Mapeamento e identificação de áreas críticas à erosão hídrica linear: o exemplo do bioma Cerrado no estado de Goiás, Brasil. *Revista Brasileira De Geomorfologia*, 24(00).
<https://doi.org/10.20502/rbgeomorfologia.v24i00.2373>
- Carvalho, N. O. O., 2008. Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro: CPRM, v. 372.
- 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*, v. 119, p. 104020. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104020>.
- Cheng, P., Tang, H., Dong, Y., Liu, K., Jiang, P., & Liu, Y. (2021). Knowledge mapping of research on land use change and food security: a visual analysis using CiteSpace and VOSviewer. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(24), 13065, 1-22. <https://doi.org/10.3390/ijerph182413065>
- Couto Júnior, A. A., Conceição, F. T., Fernandes, A. M., Junior, E. P. S., Lupinacci, C. M., Moruzzi, R. B., 2019. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). *Catena*, v. 172, p. 313-323. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.001>.
- Demarchi, J. C., Zimback, C. R. L., 2014. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perdas de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. *Energia na Agricultura*, v. 29 (2), p. 102-114. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2014v29n2p102-114>.
- Durães, M. F., Mello, C. R., 2016. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21 (4), p. 677-685. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016121182>.
- Efron, B., Tibshirani, R. J., 1993. An introduction to the bootstrap. CRC press.
- Encina, C. C. C., Marques, M. R., Diodato, M. A., Pereira, L. E., Albrez, E. A., Oliveira, A. P. G., Mito, C. L., Miranda, V. R., Miranda, L. M., Coelho, L. S., Dalmas, F. B., Paranhos Filho, A. C., 2018. Geotecnologias aplicadas à análise ambiental da bacia hidrográfica do rio olho d'água, município de Jardim, Mato Grosso do Sul-Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 41 (2), p. 577-584. https://doi.org/10.11137/2018_2_577_584.
- Félix, C. F., Cândido, B. M., Moraes, A. FL., 2023. How suitable are vegetation indices for estimating the (R)USLE C-factor for croplands? A case study from Southeast Brazil. *Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 10, p. 100050. <https://doi.org/10.1016/j.ophoto.2023.100050>.
- FAO. Food and Agriculture Organization, 2021. The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture – Systems at breaking point. Synthesis report 2021. Rome, 82 p. <https://doi.org/10.4060/cb7654en>
- Farinasso, M., Carvalho Júnior, O. A., Guimarães, R. F., Gomes, R. A. T., Ramos, V. M., 2006. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS equação universal de perdas de solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba PI-MA. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 7 (2). <https://doi.org/10.20502/rbg.v7i2.80>.
- Galdino, S., Sano, E. E., Andrade, R. G., Grego, C. R., Nogueira, S. F., Bragantini, C., Flosi, A. H., 2016. Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. *Land degradation & development*, v. 27 (3), p. 773-784. <https://doi.org/10.1002/ldr.2414>.
- Gardner, M. J., Altman, D. G., 1986. Confidence intervals rather than P values: estimation rather than hypothesis testing. *Br Med J (Clin Res Ed)*, v. 292 (6522), p. 746-750. <https://doi.org/10.1136/bmj.292.6522.746>
- Gavrilescu, M. (2021). Water, soil, and plants interactions in a threatened environment. *Water*, 13(19), 2746, 1-25. <https://doi.org/10.3390/w13192746>
- Ge, Y., Zhao, L., Chen, J., Li, X., Li, H., Wang, Z., Ren, Y. 2023. Study on Soil Erosion Driving Forces by Using (R)USLE Framework and Machine Learning: A Case Study in Southwest China. *Land* 12(3), 639. DOI: <https://doi.org/10.3390/land12030639>.
- Godói, R. F., Rodrigues, D. B. B., Borelli, P., Oliveira, P. T. S., 2021. High-resolution soil erodibility map of Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 781, p. 146673. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146673>
- Guerra, C.A., Rosa, I.M.D., Valentini, E., Wolf, F., Filipponi, F., Karger, D.K., Xuan, A.N., Mathieu, J., Lavelle, P. & Eisenhauer, N., 2020. Global vulnerability of soil ecosystems to erosion. *Landscape Ecology*, 35(1), 823–842. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00984-z>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. População de Goiás. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go>. Acesso em 30 abr. 2024.
- Jazouli, A., Barakat, A., Khellouk, R., Rais, J., EL Baghdadi, M., 2019. Remote sensing and GIS techniques for prediction of land use land cover change effects on soil erosion in the high basin of the Oum Er Rbia River (Morocco). *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 13, p. 361-374. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.12.004>
- Jiu, J., Wu, H., LI, S., 2019. The Implication of land-use/land-cover change for the declining

- soil erosion risk in the Three Gorges Reservoir region, China. *International journal of environmental research and public health*, v. 16 (10), p. 1856. <https://doi.org/10.3390/ijerph16101856>
- Javed, A., Ali, E., Afzal, K. B., Osman, A., & Riaz, S. (2022). Soil fertility: factors affecting soil fertility, and biodiversity responsible for soil fertility. *International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences*, 12(1), 21-33. <https://doi.org/10.26502/ijpaes.202129>
- Karamage, F., Zhang, C., Kayiranga, A., Shao, H.; Fang, X., Ndayisaba, F., Nahayo, L., Mupenzi, C., Tian, G., 2016. Usle-based assessment of soil erosion by water in the Nyabarongo River Catchment, Rwanda. *International journal of environmental research and public health*, v. 13, (8), p. 835. <https://doi.org/10.3390/ijerph13080835>
- Lense, G. H. E., Moreira, R. S., Parreiras, T. C., Silva, L. F. P. M., Teodoro, A. E. de M., Santana, D. B., Bolelli, T. M., & Mincato, R. L. (2019). Avaliação do limite de tolerância à perda de solo para Latossolos, Argissolos e Cambissolos no sul de Minas Gerais. *Caderno De Ciências Agrárias*, 11, 1–6. <https://doi.org/10.35699/2447-6218.2019.15893>
- Lima, C. G. R., Carvalho, M. P., Souza, A.; Costa, N. R., Montanari, R., 2016. Influência de atributos químicos na erodibilidade e tolerância de perda de solo na Bacia Hidrográfica do Baixo São José dos Dourados. *Revista Geociências*. São Paulo, UNESP. v. 35 (1), p. 63-76. <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/10992>
- Lima, J. E. F. W.; Silva, E. M.; Strauch, M.; Lorz, C., 2013. Desenvolvimento de base de dados de solos para a aplicação do modelo SWAT em bacia do bioma cerrado. In: *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 17 a 22 de novembro de 2013, Bento Gonçalves, Rio Grande do Sul, 8 p. <http://www.abrh.org.br/xxsbrh>
- Lombardi Neto, F., Moldenhauer, W.C., 1980. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: *Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do solo*, v. 3, Recife, Anais. fl. 13. <https://doi.org/10.1590/S0006-87051992000200009>
- Long, H., Zhang, Y., Ma, L. & Tu, S., 2021. Land use transitions: progress, challenges and prospects. *Land*, 10(903), 1-20. <https://doi.org/10.3390/land10090903>
- Sobrinho, O.P.L., Santos, L.N.S., Santos, G.O., Cunha, F.N., Soares, F.A.L., Teixeira, M.B., 2020. Balanço hídrico climatológico mensal e classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o município de Rio Verde, Goiás. *Revista Brasileira de Climatologia* 27, 19–33. <https://doi.org/10.5380/abclima.v27i0.68692>
- Lowe, M. A., McGrath, G., & Leopold, M. (2021). The impact of soil water repellency and slope upon runoff and erosion. *Soil and Tillage Research*, 205(1), 104756. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104756>
- Marques, V. S., Ceddia, M. B., Antunes, M. A., Carvalho, D. F., Anache, J. A., Rodrigues, D. B., oliveira, P. T. S., 2019. USLE K-Factor Method Selection for a Tropical Catchment. *Sustainability*, v. 11, (7), p. 1840. <https://doi.org/10.3390/su11071840>
- Martínez-Mena, M., Carrillo-López, E., Boix-Fayos, C., Almagro, M., Franco, N. G., Díaz-Pereira, E., Montoya, I. & Vente, J., 2020. Long-term effectiveness of sustainable land management practices to control runoff, soil erosion, and nutrient loss and the role of rainfall intensity in Mediterranean rainfed agroecosystems. *Catena*, 1(187), 104352. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104352>
- Martins, S. G., Silva, M. L. N., Avanzi, J. C., Curi, N., Fonseca, S., 2010. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. *Scientia Forestalis*, v. 38, (87), p. 517-526. <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr87/cap19.pdf>
- Melo, A. C. A., Albuquerque, L. B., & Vilela, M. de F., 2021. Relação do uso e da ocupação do município de Águas Lindas e seus impactos ambientais. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 14(2), 634–649. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.2.p634-649>
- Melo, A. C. A. de, Bettiol, G. M., Albuquerque, L. B., Magalhães, I. A. L., & Sano, E. E., 2023. Susceptibilidade à erosão, perda de solos e vulnerabilidade natural na bacia do Médio Rio Araguaia - Brasil. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 16(6), 3103–3124. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.6.p3103-3124>
- Mishra, B. K., Kumar, P., Saraswat, C., Chakraborty, S., & Gautam, A. (2021). Water security in a changing environment: concept, challenges and solutions. *Water*, 13(4), 490, 1–21. <https://doi.org/10.3390/w13040490>
- Mishra, P. K., Rai, A., Abdelrahman, K., Rai, S. C., & Tiwari, A. (2022). Land degradation, overland flow, soil erosion, and nutrient loss in

- the Eastern Himalayas, India. *Land*, 11(2), 179, 1-16. <https://doi.org/10.3390/land11020179>
- Nampak, H., Pradhan, B., Mojaddadi Rizeei, H., Park, H. J., 2018. Assessment of land cover and land use change impact on soil loss in a tropical catchment by using multitemporal SPOT-5 satellite images and Revised Universal Soil Loss Equation model. *Land degradation and development*, v. 29, (10), p. 3440-3455. <https://doi.org/10.1002/ldr.3112>
- Nunes, E. D., & Castro, S. S. de., 2023. Análise multiescalar aplicada à avaliação de erosão hídrica linear para área tropical subúmida situada na região Sudoeste do estado de Goiás - Brasil. *Revista Brasileira De Geomorfologia*, 24(00). <https://doi.org/10.20502/rbgeomorfologia.v24i00.2368>.
- Oudchaira, S., Rhoujjati, A., Hanich L., Hachimi, M. L., 2024. Evaluating soil loss and sediment yield for sustainable management of the Hassan II dam within Morocco's Upper Moulouya watershed using RUSLE model and GIS. *Environmental Earth Sciences*, v. 83 (210). <https://doi.org/10.1007/s12665-024-11518-0>
- Oliveira, J.A.X., Almeida, F.T., Souza, A.P., Paulista, R.S.D., Zolin, C.A., Hoshide, A.K., 2024. Determination of Soil Erodibility by Different Methodologies in the Renato and Caiabi River Sub-Basins in Brazil. *Land* 13 (9), 1442. <https://doi.org/10.3390/land13091442>
- Oliveira, L. D., dos Santos Alves, W., Castro, R. M., Pereira, M. A. B., Morais, W. A., Possa, E. M., 2023. Estimativa da erosão hídrica em uma bacia hidrográfica no estado de Goiás (Brasil) por meio de modelagem e inteligência geoespacial. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 16 (01), 081-100. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.1.p081-100>
- Oliveira, M.L., Santos, C.A.C., Oliveira, G., Perez-Marin, A.M., Santos, C.A.G., 2021. Effects of human-induced land degradation on water and carbon fluxes in two different Brazilian dryland soil covers. *Science of The Total Environment*, 1(792), 148458. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148458>
- Oliveira-Roza, M.P., Cecílio R.A., Teixeira, D.B.S., Moreira, M.C., Almeida, A.Q., Xavier, A.C., Zanetti, S.S., 2024. Rainfall Erosivity over Brazil: A Large National Database. *Data* 9 (10), 120. <https://doi.org/10.3390/data9100120>
- Oliveira, P. T. S., Nearing, M. A., Wendland, E., 2015. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 40, (11), p. 1524-1532. <https://doi.org/10.1002/esp.3738>
- Ogunbode, T., Omotayo, O., Asifat, J., Ogunbile, P., Olatubi, I., & Oyebamiji, V. (2021). Challenges of degradation in the tropical environment: causes, footprints and remedies. *Aswan University Journal of Environmental Studies*, 2(4), 218-239. <https://doi.org/10.21608/aujes.2021.89948.1035>
- Duarte, L. O., Alves, W. dos S., Castro, R. M., Morais, W. A., Pereira, M. A. B., & Possa, E. M. (2023). Estimativa da erosão hídrica em uma bacia hidrográfica no estado de Goiás (Brasil) por meio de modelagem e inteligência geoespacial. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 16(1), 081-100. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.1.p081-100>
- Ozsoy, G., Aksoy, E., Dirim, M. S., Tumsavas, Z., 2012. Determination of soil erosion risk in the Mustafakemalpaşa River Basin, Turkey, using the revised universal soil loss equation, geographic information system, and remote sensing. *Environmental management*, v. 50, (4), p. 679-694. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9904-8>
- Pal, S.C., & Chakraborty, R. (2022). Introduction to soil erosion study. In: *Climate change impact on soil erosion in sub-tropical environment* (Vol. 1, pp. 01-14). Geography of the Physical Environment. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15721-9_1
- Panagos, P., Ballabio, C., Poesen, J., Lugato, E., Scarpa, S., Montanarella, L. & Borrelli, P., 2020. A soil erosion indicator for supporting agricultural, environmental and climate policies in the European Union. *Remote Sensing*, 12(9), 1365. <https://doi.org/10.3390/rs12091365>
- Pelton, J., Frazier, E., Pickilings, E., 2012. Calculating slope length factor (LS) in the revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). <https://www.ias.ac.in/resonance/Volumes/12/07/0086-0091.pdf>
- Pereira, M. A. B., Alves, W. dos S., Castro, R. M., Morais, W. A., & Possa, E. M. (2023). Spatial analysis of the soil erosion in the hydrographic basin of Formoso River: subsidy to politics of land use and environmental preservation in a region of Brazilian Cerrado. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 16(4), 2145-2170. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.4.p2145-2170>
- Rehman, A., Farooq, M., Lee, D.J. & Siddique, K.H.M., 2022. Sustainable agricultural practices for food security and ecosystem services. *Environmental Science and Pollution*

- Research*, 1(29), 84076–84095.
<https://doi.org/10.1007/s11356-022-23635-z>
- Rio Verde (Município). Lei 5.090/2005. Institui o Código Ambiental Municipal e dá outras providências: promulgada em 28 de dezembro de 2005. Rio Verde, 2005. Disponível em: <http://www2.rioverde.go.gov.br/arquivos/lei5090.pdf>. Acesso em 12 dez. 2019.
- Rio Verde (Município). Lei 6.033/2011. Cria o Programa Produtor de Água: promulgada em 28 de outubro de 2011. Rio Verde, 2011. Disponível em: <https://camararioverde.com.br/conteudo/projetosleis/26052014040540.pdf>. Acesso em 12 dez. 2019.
- Rio Verde (Município). Lei 6.290/2013. Altera a Lei n.º 6.033/2011, que cria o Programa Produtor de Água: promulgada em 26 de agosto de 2013. Rio Verde, 2013. Disponível em: <https://camararioverde.com.br/conteudo/projetosleis/26052014040540.pdf>. Acesso em 12 dez. 2019.
- Rizeei, H. M., Saharkhiz, M. A., Pradhan, B., Ahmad, N., 2016. Soil erosion prediction based on land cover dynamics at the Semenyih watershed in Malaysia using LTM and USLE models. *Geocarto international*, v. 31, (10), p. 1158-1177.
<https://doi.org/10.1080/10106049.2015.1120354>
- Rodrigues, J. A. M., Mello, C. R., Viola, M. R., Rodrigues, M. C., 2017. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Cervo-MG. *Geociências*, v. 36, (3), p. 531-542.
<https://doi.org/10.5016/geociencias.v36i3.11695>.
- Roy, P., Pal, S. C., Chakraborty, R., Saha, A., & Chowdhuri, I. (2023). Retracted: A systematic review on climate change and geo-environmental factors induced land degradation: processes, policy-practice gap and its management strategies. *Geological Journal*, 58(9), 3487-3514.
<https://doi.org/10.1002/gj.4649>
- Ruhoff, A.L., Souza, B. S. P., Giotto, E., Pereira, R. S., 2006. Avaliação dos processos erosivos através da Equação Universal de Perda de Solos, implementada com algoritmos em LEGAL. *Geomática*, v. 1, (1), p. 1-9.
<http://repositorio.furg.br/handle/1/935>
- FUNDAÇÃO RURAL MINAS - RURALMINAS. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.
- Santos, H. G., Zaroni, M. J., Almeida, E. P. C., 2021. Neossolos Litólicos. *Embrapa*. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs/neossolos/neossolos-litolicos>. Acesso em 29 março de 2024.
- Selmy, S. A. H., Abd Al-Aziz, S. H., Jiménez-Ballesta, R., García-Navarro, F. J., Fadl, M. E. 2021. Modeling and Assessing Potential Soil Erosion Hazards Using USLE and Wind Erosion Models in Integration with GIS Techniques: Dakhla Oasis, Egypt. *Agriculture* 11(11), 1124. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture11111124>.
- SIEG. Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás. Downloads/SIG Shapefiles. Disponível em: <http://www.sieg.go.gov.br/>. Acesso em 18 jan. 2018.
- Soares, S., Ferreira, N. C., & Miziara, F. (2023). Análise temporal do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte – GO. *Geociências*, 42(4), 581-594.
<https://doi.org/10.5016/geociencias.v42i4.17541>
- Sousa, F. R. C., Paula, D. P., 2019. Análise de perda do solo por erosão na bacia hidrográfica do Rio Coreaú (Ceará-Brasil). *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 20, (3).
<https://doi.org/10.20502/rbg.v20i3.1393>.
- Souza, L. A., Sobreira, F. G., 2017. A avaliação da geração de sedimentos ao longo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Carmo. Potencial natural de erosão, feições morfológicas e cicatrizes de movimentos de massa. *Geociências* (São Paulo), v. 36 (2), p. 285-299.
<https://doi.org/10.5016/geociencias.v36i2>.
- 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*, v. 14, p. 34-45.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.02.004>
- Todisco, F., Vergni, L., Ortenzi, S., Di Matteo, L. 2022. Soil Loss Estimation Coupling a Modified USLE Model with a Runoff Correction Factor Based on Rainfall and Satellite Soil Moisture Data. *Water* 14(13), 2081. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14132081>.
- Tosto, S. G.; Garcia, J. R.; Garcia, E. P. de A.; Almeida, V.; Sarcinelli, O.; Pereira, L. C.; Gomes, M. A. F. Pagamento por serviços ambientais no Brasil. In: Tosto, S. G.; Pereira, L. C.; Gomes, M. A. F.; Rodrigues, J. A. (ed.). 2023. Serviços ecossistêmicos e serviços ambientais de solo, água e carbono - Amazônia.

- Embrapa. cap. 8. p. 182-200. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/doc/1157743/1/6169.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2024.
- Thomas, J., Joseph, S., Thrivikramji, K. P., 2018. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. *Geoscience Frontiers*, v. 9, (3), p. 893-906. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.05.011>
- Umami, A., Sukmana, H., Wikurendra, E.A. & Paulink, E., 2022. A review on water management issues: potential and challenges in Indonesia. *Sustainable Water Resources Management*, 8(63), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s40899-022-00648-7>
- Urugo, M.M., Yohannis, E., Teka, T.A., Gemedé, H.F., Tola, Y.B., Forsido, S.F., Tessema, A., Suraj, M. & Abdu, J. 2024. Addressing post-harvest losses through agro-processing for sustainable development in Ethiopia. *Journal of Agriculture and Food Research*, 18(1), 101316. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101316>
- Viana, C. P., Freire, D., Abrantes, P., Rocha, J., & Pereira, P. Agricultural land systems importance for supporting food security and sustainable development goals: a systematic review. *Science of The Total Environment*, 806(1), 150718. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150718>
- Vijith, H., Hurmain, A., Dodge-Wan, D., 2018. Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 12, p. 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.09.003>
- Wang, X.; Zhao, X., Zhang, Z., YI, L., Zuo, L., Wen, Q.; Liu, B. 2016. Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010. *Catena*, v. 137, p. 256-268. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.10.004>
- Wen, Z., Zheng, H., Zhao, H., & Ouyang, Z. (2021). The mediatory roles of species diversity and tree height diversity: linking the impact of land-use intensity to soil erosion. *Land Degradation & development*, 32(3), 1127-1134. <https://doi.org/10.1002/ldr.3646>
- Wischmeier, W.H., Smith, D. D., 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. In: *Agricultural Handbook*. Washington, USDA, 1978. https://www.ars.usda.gov/arsuserfiles/64080530/rusle/ah_703.pdf
- Zhong, X., Jiang, X., Li, L., Xu, J. & Xu, H., 2020. The impact of socio-economic factors on sediment load: a case study of the Yanhe River Watershed. *Sustainability*, 1(12), 2457. <https://doi.org/10.3390/su12062457>