



Dinâmica da sedimentação e erosão em uma zona ripária do Cerrado no estado de Goiás, Brasil

Renata Santos Momoli¹  

Francisco Sergio Bernardes Ladeira²  

Vladia Correchel³  

Miguel Cooper⁴  

Destaques

- Zonas ripárias são áreas úmidas e rebaixadas onde se acumulam sedimentos provenientes de erosão.
- O controle da erosão deve contemplar relevo, precipitação, tipo e manejo dos solos cultivados.
- O manejo de áreas agrícolas é decisivo para mitigar ou amplificar os impactos negativos da erosão.
- O plantio de uma faixa de gramíneas no entorno da floresta ripária reduz a intensidade do processo erosivo.
- A presença de cobertura vegetal reduz a poluição por sedimentos erodidos nas águas dos rios e lagos.

Resumo: A erosão do solo provoca efeitos negativos ecossistêmicos e econômicos, dessa forma as práticas de uso e manejo do solo de prevenção e controle de erosão devem considerar as características locais do solo, relevo, vegetação e hidrologia. Este estudo buscou elucidar a dinâmica de deposição de sedimentos em uma zona ripária, resultante da erosão em Latossolo Vermelho distroférico argiloso cultivado com soja. O nível da superfície foi monitorado por pinos de erosão e a intensidade e volume de chuva foram medidos com pluviômetro de balsa durante 17 meses. Considerando o balanço entre deposição e erosão, predominou a deposição de sedimentos (média 4,59 cm) apesar da alta variabilidade espaço-temporal dada pelo coeficiente de variação médio de 113%. Apesar da distribuição irregular, foi observada a tendência decrescente de deposição de sedimentos da borda para o interior da floresta ripária e aumento da erosão no interior da floresta, com perdas de solo média de -4,40 cm e máxima de -14,00 cm. O aumento da cobertura vegetal protetora do solo reduziu o aporte de sedimentos na borda e no interior da zona ripária, pela diminuição da erosão do terreno cultivado na encosta a montante, importante principalmente durante o período chuvoso em regiões tropicais.

Palavras-chave: impactos; uso e manejo do solo; mata ciliar; relevo; precipitação.

¹ Instituto de Estudos Socioambientais, Universidade Federal de Goiás.

² Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas.

³ Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás.

⁴ Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.



EROSION AND SEDIMENT DEPOSITION DYNAMICS IN A SAVANNA RIPARIAN ZONE IN THE STATE OF GOIÁS, BRAZIL

Abstract: Soil erosion generates negative ecosystem and economic effects and soil use and management practices for erosion prevention and control must consider local characteristics of soil, relief, vegetation and hydrology. This study aimed to elucidate the sediment deposition dynamics in a riparian zone resulting from the upslope erosion of a soybean cultivated Ferritic Ferralsol (Dystric, Clayic). The soil surface level was monitored by erosion pins and intensity and volume rainfall were measured by rain gauge during 17 months. Considering the balance between deposition and erosion, sediment deposition predominated (average 4.59 cm) despite the high spatio-temporal variability given by the average coefficient of variation of 113%. Despite the irregular distribution, a decreasing trend in sediment deposition from the edge to interior of the riparian forest and an increase in erosion inside the forest was observed, with an average soil loss of -4.40 and a maximum of -14.00 cm. The increase in the soil's protective vegetation cover reduced the input of sediments at the edge and inside the riparian zone, by reducing the erosion of cultivated land on the upslope, especially importante during the rainy season in tropical regions.

Keywords: impacts, soil use and management; riparian forest; relief; precipitation.

DINÁMICA DE SEDIMENTACIÓN Y EROSIÓN EN UNA ZONA RIBEREÑA DEL CERRADO EN EL ESTADO DE GOIÁS, BRASIL

Resumen: La erosión del suelo causa efectos económicos y ecosistémicos negativos y las prácticas de uso y manejo del suelo para la prevención y el control de la erosión deben considerar las características locales del suelo, el relieve, la vegetación y la hidrología. Este estudio buscó dilucidar la dinámica de deposición de sedimentos en una zona ribereña, resultante de la erosión en un Oxisol Rojo arcilloso distroférico cultivado con soja. El nivel de la superficie se controló mediante alfileres de erosión y la intensidad y el volumen de las precipitaciones se midieron con un pluviómetro de pesaje durante 17 meses. Considerando el equilibrio entre deposición y erosión, predominó la deposición de sedimentos (promedio 4,59 cm) a pesar de la alta variabilidad espacio-temporal dada por el coeficiente de variación promedio de 113%. A pesar de la distribución irregular, se observó una tendencia decreciente en la deposición de sedimentos desde el borde hacia el interior del bosque de ribera y un aumento de la erosión en el interior del bosque, con una pérdida promedio de suelo de -4,40 cm y una máxima de -14,00 cm. El aumento de la cubierta vegetal protectora del suelo redujo el aporte de sedimentos en el borde y en el interior de la zona ribereña, al reducir la erosión de las tierras cultivadas en la ladera aguas arriba, especialmente importante durante la temporada de lluvias en las regiones tropicales.

Palabras clave: : impactos; gestión agrícola; bosque de ribera; relieve; precipitación.

INTRODUÇÃO

A zona ripária é um espaço de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, caracterizado por terrenos rebaixados e úmidos com vegetação típica de composição variável, para onde os fluxos de água convergem (Vidon; Welsh; Hassanzadeh, 2019). A zona ripária desempenha importante papel social e

ecológico, afetando aspectos como qualidade da água e biodiversidade (Dufour; Rodríguez-González; Laslier; 2018). Atividades antrópicas como urbanização, obras de engenharia em corpos hídricos e agricultura frequentemente provocam degradação neste importante e delicado ambiente (Urbanič *et al.*, 2022). No Brasil, as zonas ripárias são protegidas pela legislação ambiental, conforme explicitado no Artigo 4º, parágrafos I, II, III, IV, VI, VII e XI do Novo Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012), que as definem como áreas de Preservação Permanentes (APP) cujas dimensões variam de acordo com a natureza e dimensões dos corpos hídricos que margeiam. Entretanto, estudos sobre a dinâmica espaço-temporal dos impactos incidentes na zona ripária ainda são escassos.

A agricultura mecanizada pode afetar a zona ripária devido aos impactos decorrentes da erosão hídrica acelerada pelo constante revolvimento do solo, principalmente em regiões submetidas a eventos chuvosos intensos que provocam escoamento superficial expressivo e grandes perdas de solo.

A partir da década de 1970, na região centro-oeste do Brasil ocorreu intensa expansão agrícola sobre o bioma Cerrado com consequente conversão da cobertura vegetal nativa por pastagens e outras culturas. Justamente a região que apresenta, frequentemente, chuvas com altos valores de erosividade, de 8.000 a 10.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ (Almagro *et al.*, 2017). O potencial erosivo das chuvas pode ser avaliado por meio do monitoramento e confirmado quando estas ultrapassam 6 mm 15 min⁻¹ (Aquino *et al.*, 2013).

Entre os anos de 2000 e 2012, observou-se a elevação da perda de solo de 10,4 para 12 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e da perda de nutrientes em até 26 vezes, com significativa redução na produtividade agrícola (Gomes *et al.*, 2019). Os sedimentos gerados e transportados após o desprendimento de partículas da matriz do solo, durante o processo erosivo, podem se depositar na zona ripária, afetar a vegetação recobrando-a (Huylenbroeck *et al.*, 2021) e provocar assoreamento e poluição dos corpos hídricos a jusante.

Além dos impactos ambientais, a erosão provoca prejuízos financeiros. No Brasil, a perda de solo estimada em 3 bilhões de megagramas (Mg) por ano resultou em prejuízos na ordem de 15,7 bilhões de US\$/ano, somente com a reposição de nutrientes para agricultura (Polidoro *et al.*, 2021).

Considerando os prejuízos ecossistêmicos e econômicos, o planejamento racional e sustentável do uso da terra com adoção de práticas de uso e manejo conservacionistas pode mitigar os impactos da erosão em áreas cultivadas (Martins *et al.*, 2021) e, para isso, deve contemplar a avaliação integrada de aspectos pedológicos, topográficos, climáticos e ecológicos da paisagem (Cordeiro *et al.*, 2020; Gholami; Sahour; Amri, 2021).

A avaliação da perda de solo por erosão hídrica pode ser realizada por métodos diretos como a instalação de parcelas e pinos (Gholami; Sahour; Amri, 2021; Mirás-Avalos *et al.*, 2020), ou indiretos por programas de modelagem computacional como *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) e *Adapted Neuro-Fuzzy Inference System* (ANFIS) (Sirabahenda *et al.*, 2020).

Em áreas naturais, onde a pesquisa deve primar pelo mínimo impacto, o método dos pinos representa uma alternativa adequada para avaliação da erosão sob vegetação nativa. O método dos pinos é uma forma simples, barata e intuitiva, e apresenta excelente correlação com as taxas de erosão obtidas pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (Kearney *et al.*, 2018; Turowski; Cook, 2017). Pinos distribuídos em determinada área podem indicar o ritmo da erosão do solo, da deposição e da redistribuição de sedimentos (Sirabahenda *et al.*, 2020).

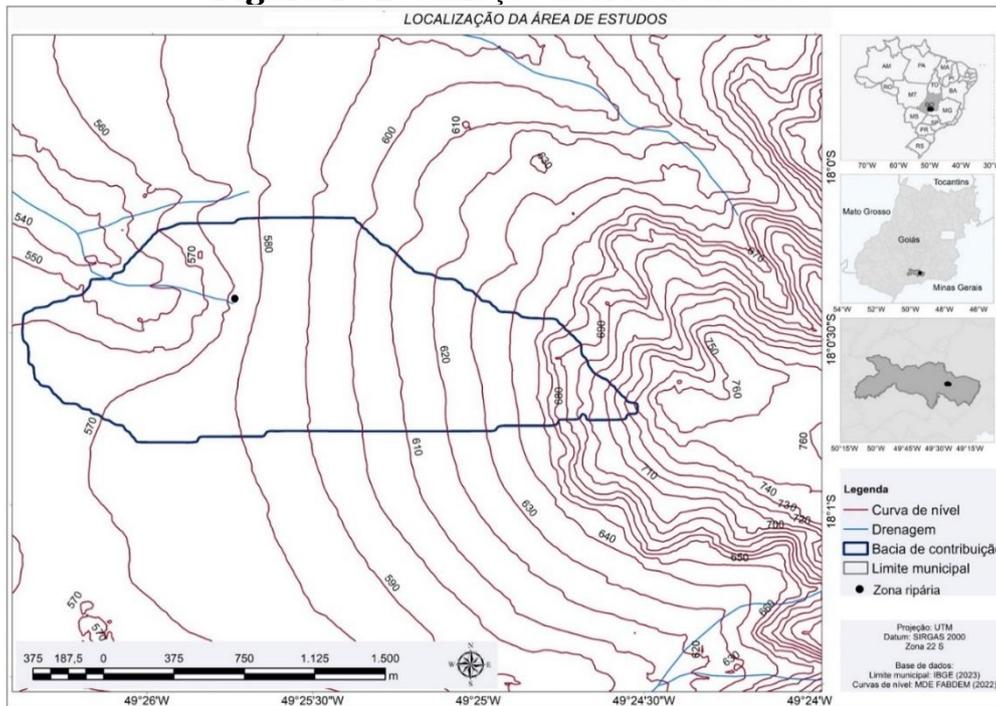
Sulcos e ravinas presentes na encosta a montante de uma zona ripária no Cerrado do estado de Goiás, assim como camadas de sedimentos argilosos, com espessura variando de 9 a 18 cm, depositadas sobre os solos evidenciaram a ocorrência de intensos processos erosivos, sugerindo impactos expressivos nesta APP de veredas que abriga diversas nascentes (Momoli; Cooper, 2016; Santos; Sparovek, 2011; Oliveira *et al.*, 2010).

Diante disso, o presente estudo buscou avaliar a dinâmica espaço-temporal da retenção de sedimentos, provenientes da erosão hídrica em encosta cultivada com soja, depositados na zona ripária localizada no município de Goiatuba, Goiás, Brasil e a relação entre erosão, uso e cobertura do solo e aspectos hidrológicos e topográficos.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo compreende parte da zona ripária (ZR) das veredas e nascentes do córrego Ponte Nova e área cultivada a montante, localizadas na bacia hidrográfica do rio Meia Ponte, município de Goiatuba, Goiás, Brasil (Figura 1).

Figura 1 - Localização da área de estudo.



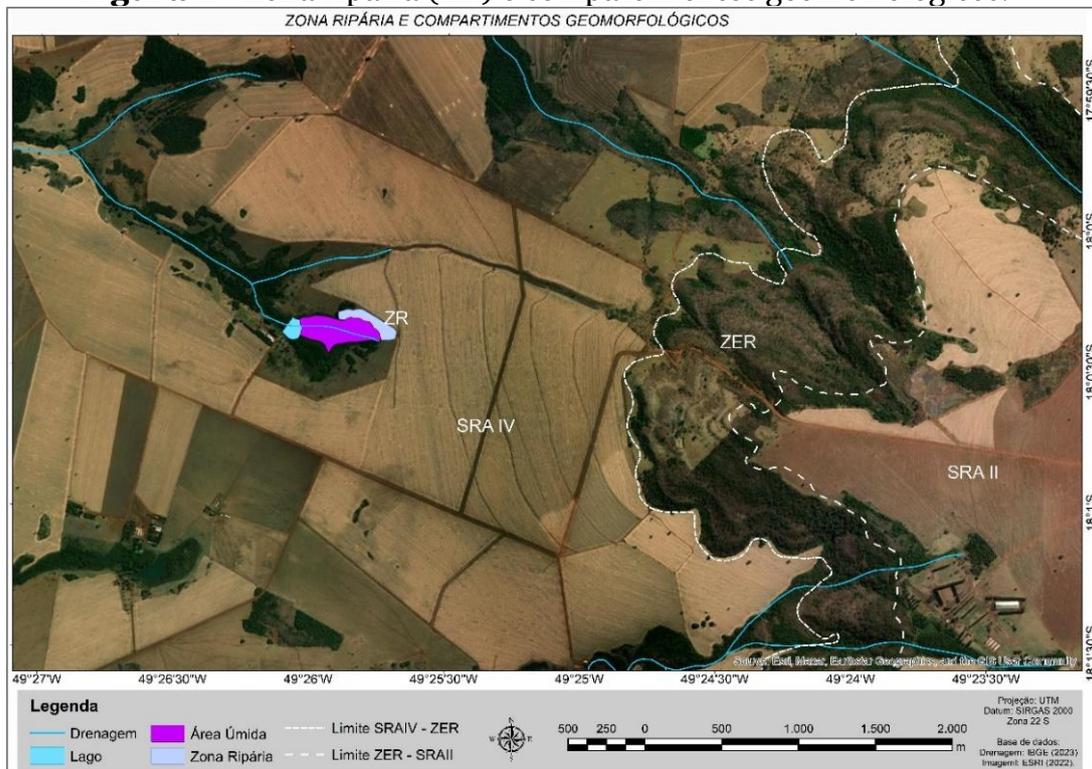
Fonte: o(s) autor(es), 2024.

O clima foi classificado como Aw (tropical úmido) segundo Köppen, com duas estações bem definidas: chuvosa entre outubro e abril e seca entre maio e setembro (SEMARH, 1999). A paisagem da região é marcada por uma sequência de superfícies geomórficas escalonadas denominadas: SRAII- Superfície Regional de Aplainamento II (800 a 1.000 m de altitude); SRAIV- Superfície Regional de Aplainamento IV (400 a 550 m) e ZER- Zona de Erosão Recuante (encostas entre a SRAII e SRAIV) (Figuras 1 e 2), sustentadas por rochas da Formação Serra Geral como basalto e diabásio (Latrubesse; Carvalho, 2006).

Quanto ao uso e cobertura do solo, predomina o cultivo de grãos (soja e milho) nas áreas aplainadas (SRAII e SRAIV) e vegetação nativa do bioma Cerrado em encostas íngremes e fundos de vale (ZER). Na ZR (Figura 2) foram identificadas 8 nascentes situadas próximas à borda, com distância inferior a 5

metros em 3 delas. Uma faixa de capim braquiária (*Brachiaria decumbens*), com aproximadamente 100 metros de largura, foi instalada entre a borda da floresta ripária e o cultivo de soja (*Glycine max*) sob sistema de plantio direto, 15 dias antes do início desta pesquisa.

Figura 2 - Zona ripária (ZR) e compartimentos geomorfológicos.



Fonte: o(s) autor(es), 2024.

Na porção interna da zona ripária, os solos pertencem à classe Gleissolo Melânico Tb distrófico típico (GMbd) textura argilosa, na porção externa (na transição para área cultivada) encontra-se Plintossolo Pétrico concrecionário êutrico (FFc) textura argilosa, e Latossolo Vermelho distroférrico (LVdf) textura argilosa, na encosta cultivada com soja (Momoli; Cooper, 2016). Tais solos, classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (Santos *et al.*, 2018) situam-se em terrenos que apresentam declividades médias de 3%, 7% e 12%, respectivamente.

A análise integrada da paisagem considerou aspectos hidrológicos, geomorfológicos e topográficos, levantados a partir de imagens de satélite WorldView-2 com resolução espacial de 46 cm, dados e informações obtidos por geoprocessamento utilizando o software ArcGIS®. O detalhamento da topografia

regional e local foi realizado utilizando o modelo digital de elevação (MDE) gratuito FABDEM (*Forest And Buildings removed Copernicus DEM*) com 30 metros de resolução, considerado modelo digital de elevação terreno (MDT) devido ao seu processamento a partir do Copernicus GLO 30 DEM (Tschiedel *et al.*, 2023). A partir deste MDT foram extraídas as curvas de nível com 10 m de equidistância e as classes de declividade, definidas com base nas quebras naturais do relevo em que os valores foram agrupados considerando a mínima variância intraclasse.

A variação do nível da superfície do solo na ZR foi monitorada após a instalação de 100 pinos de ferro galvanizado, com 1 cm de diâmetro por 70 cm de comprimento, parcialmente enterrados, até 30 cm, deixando 40 cm expostos acima do solo, em 31 de outubro de 2008 (Figuras 3A, 3B e 3C).

Figura 3 - Pinos (A) instalados na zona ripária (B e C) e primeira leitura 36 dias após a instalação (D e E).



Fonte: o(s) autor(es), 2024.

As leituras dos pinos de erosão foram registradas durante 17 meses, entre 6 de dezembro de 2008 (Figuras 3D e 3E) e 11 de abril de 2010, e as alterações do nível da superfície do solo foram calculadas usando a equação 1:

$$Y=40 - x \quad (1)$$

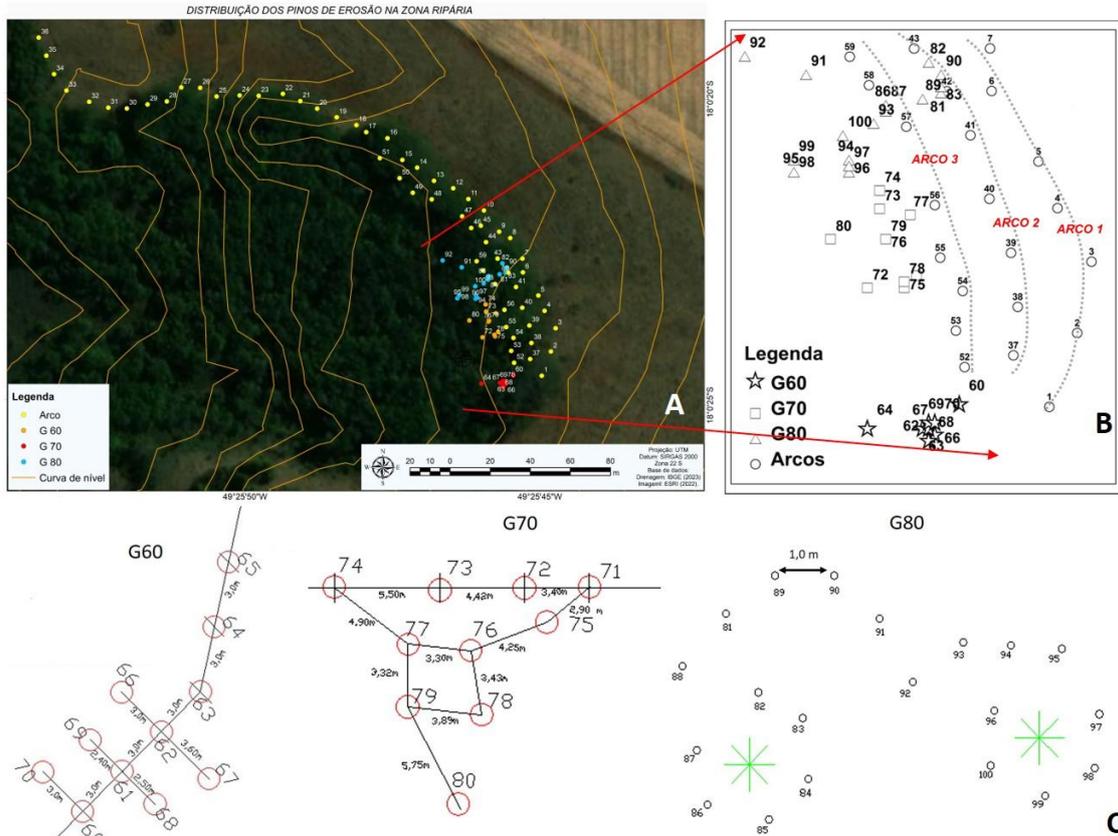
Onde Y é o nível da superfície do solo (cm), 40 é o comprimento do pino acima do solo (cm), no momento da instalação e x é o comprimento do pino exposto.

Valores positivos (Y) indicaram deposição, enquanto valores negativos indicaram erosão e valores nulos não indicam alteração de nível.

Parte dos pinos de erosão foram dispostos no formato de três arcos concêntricos (círculos amarelos), seguindo o contorno da ZR ao longo de um trecho de sua borda e avançando para o interior (Figura 4A), com espaçamento

de 10 m entre pinos e entre arcos. Obstáculos do terreno condicionaram a quantidade irregular de pinos em cada arco.

Figura 4 - Distribuição dos pinos de erosão na zona ripária: arcos e grupos (G60, G70 e G80) (A) e detalhe de arcos (B) e grupos (C).



Fonte: o(s) autor(es), 2024.

Adicionalmente, três grupos de pinos, G60, G70 e G80 (círculos vermelhos, laranja e azuis, respectivamente) foram dispostos irregularmente na ZR sob a floresta ripária, em locais com características específicas de interceptação do fluxo de água. Os pinos do grupo G60 foram instalados num sulco de erosão, G70 alocados aleatoriamente e G80 ao redor das raízes tabulares de dois indivíduos arbóreos de *Ficus insipida*. Os pinos foram numerados de 1 a 36 no arco 1 (A1), de 37 a 51 no arco 2 (A2), de 52 a 59 no arco 3 (A3), de 60 a 70 no G60, de 71 a 80 no G70 e de 81 a 100 no G80.

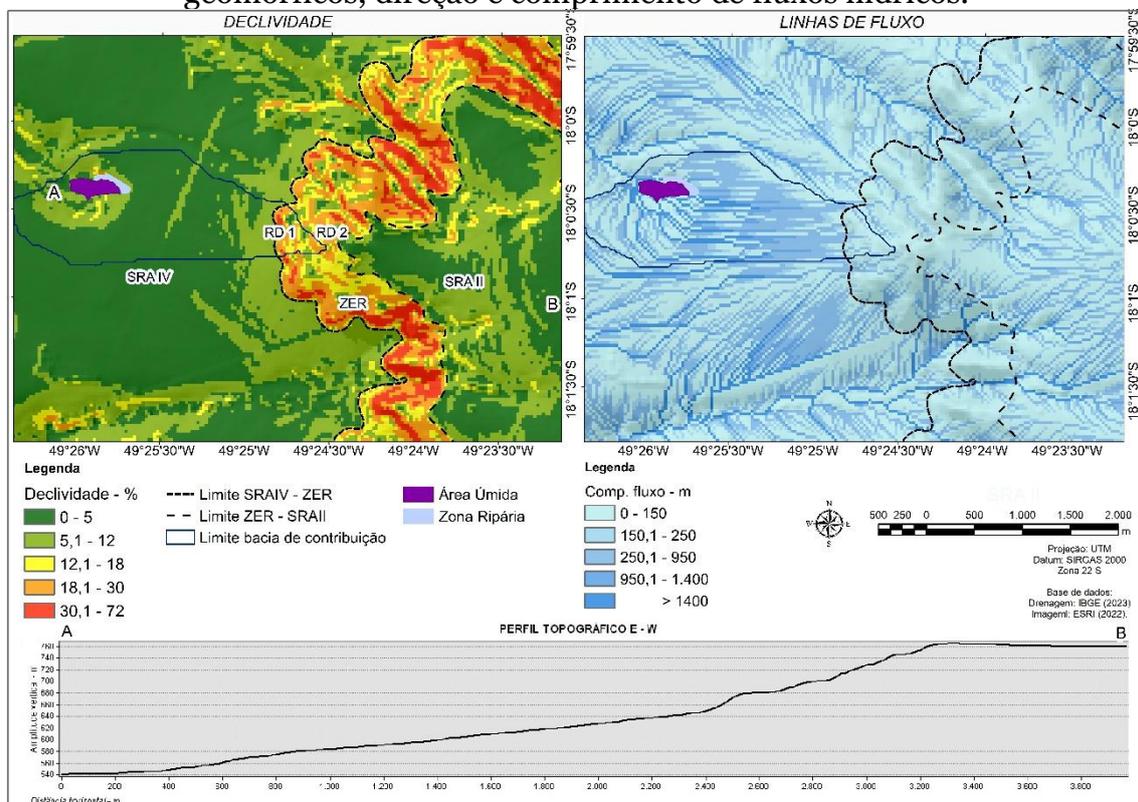
Registros pluviométricos foram obtidos utilizando um pluviógrafo de balsa CAMPBELL® acoplado a um datalogger modelo CR10X, com precisão de 0,254 mm e resolução temporal de 15 minutos. Os dados registrados

permitiram determinar características pluviométricas como volume, intensidade e frequência durante 18 meses, atravessando duas estações chuvosas e uma seca. Foram consideradas potencialmente erosivas, chuvas com intensidades superiores a $6 \text{ mm} \cdot 15 \text{ min}^{-1}$ (Aquino *et al.*, 2013).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área a montante da ZR apresentou desnível de aproximadamente 220 m entre a SRAIV e SRAII e declividades de até 59% na ZER. A morfologia das encostas direciona os fluxos hídricos em direção à ZR e as rupturas de declive RD1 e RD2 os aceleram, favorecendo a ocorrência de intensos processos erosivos na SRAIV (Figura 5).

Figura 5 - Aspectos topográficos regionais: declividade, compartimentos geomórficos, direção e comprimento de fluxos hídricos.

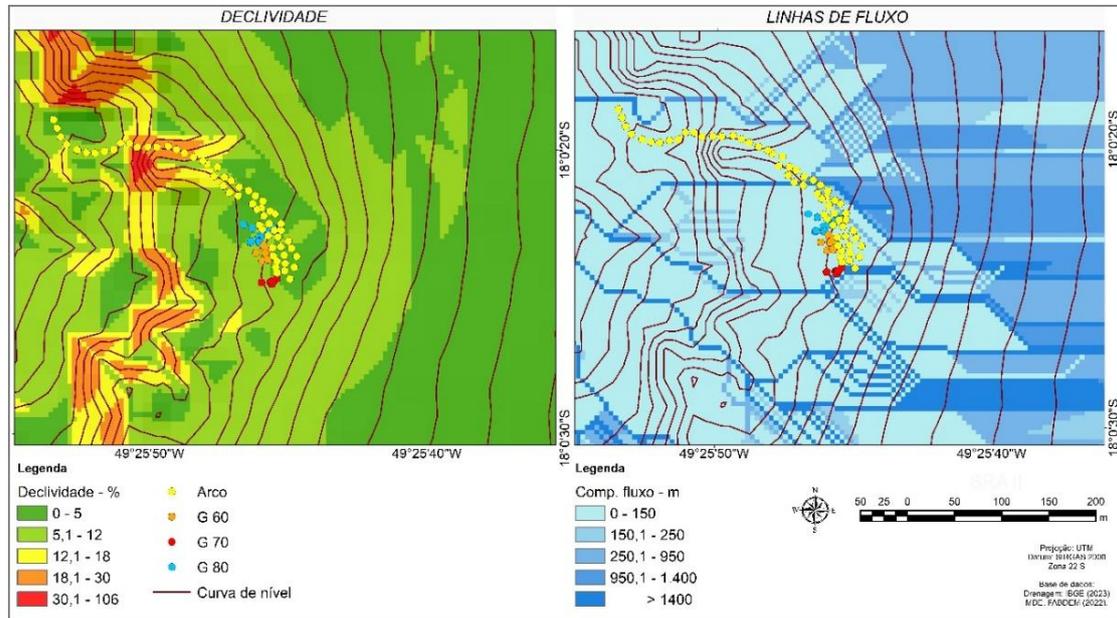


Fonte: o(s) autor(es), 2024.

O detalhamento do relevo evidenciou terrenos com declividades de até 12% a montante da ZR, num raio de 100 m de distância (Figura 6). Rampas com declividades dessa ordem favorecem a aceleração do escoamento superficial e a perda de solo por erosão hídrica facilitando o transporte de partículas após a

etapa de desprendimento, com consequente deposição de sedimentos na seção jusante, no interior da ZR.

Figura 6 - Aspectos topográficos locais: declividade, direção e comprimento de fluxos hídricos.



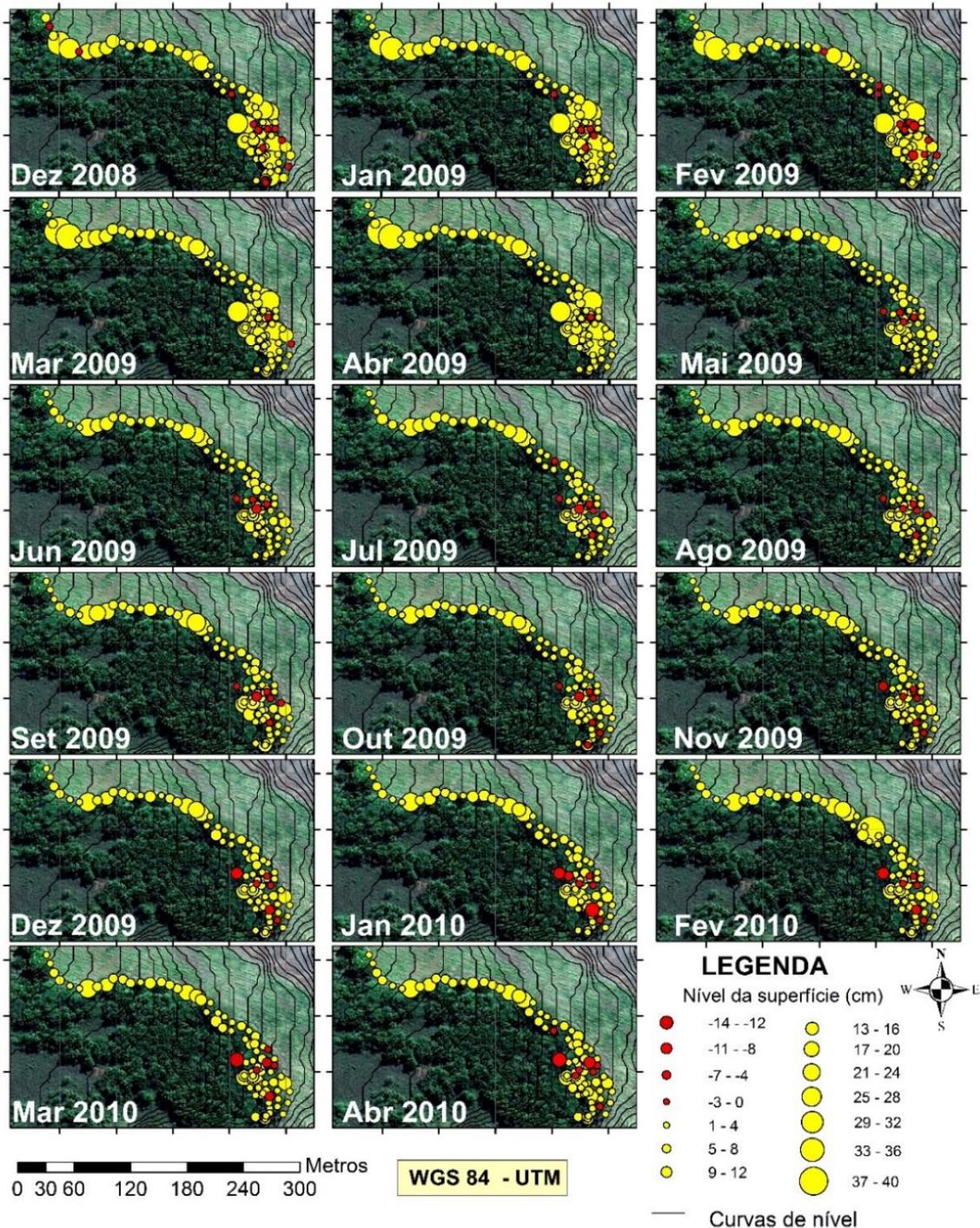
Fonte: o(s) autor(es), 2024.

Estudos sobre os fatores que afetaram a efetividade da retenção de sedimentos na zona ripária da bacia hidrográfica do rio Corumbá, no bioma Cerrado do estado de Goiás, utilizando isótopos de carbono revelou que o aumento na declividade de 2% para 5% foi suficiente para provocar alterações na matéria orgânica do solo modificando as proporções de C_3 e C_4 (Cordeiro *et al.*, 2020), corroborando a tendência de retenção de sedimentos pela vegetação observada na ZR do presente estudo.

O monitoramento do nível da superfície do solo na ZR pelos pinos possibilitou captar a variação espaço-temporal das medidas do nível da superfície do solo. Foi observada variação de 37,00 cm de acréscimo a 14,00 cm de rebaixamento do nível da superfície, com predominância de deposição de sedimentos, em média 4,59 cm.

A Figura 7 exhibe os registros de deposição de sedimentos representados por círculos amarelos e registros de perda por erosão representados por círculos vermelhos, cujo diâmetro é proporcional à magnitude da deposição ou perda de sedimento.

Figura 7 - Variação do nível da superfície do solo na zona ripária devido à deposição de sedimentos (círculos amarelos) ou perda (círculos vermelhos), entre dezembro de 2008 e abril de 2010. Diâmetro dos círculos proporcional à magnitude da deposição de sedimento ou perda.



Fonte: o(s) autor(es), 2024.

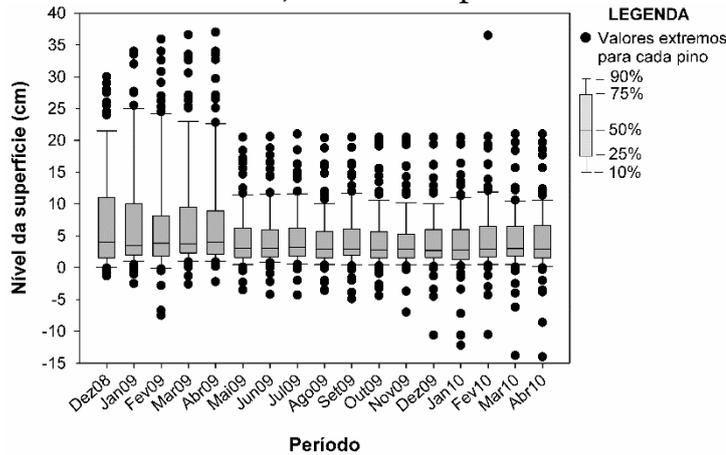
A deposição média foi mais elevada no período chuvoso de 2008-2009 do que no período de 2009-2010, respectivamente 7,35 cm e 4,29 cm. Esta tendência de queda também foi observada na quantidade de pinos que registraram deposição acima de 10 cm de espessura, em 26% dos pinos no período chuvoso de 2008-2009 e 10% dos pinos no período de 2009-2010. A redução na deposição foi observada a partir do período seco de 2009-2010, em média de 4,47 cm.

Apesar da tendência geral de deposição de sedimentos na ZR, o rebaixamento do nível da superfície do solo ao longo do tempo indicou erosão expressiva em alguns pinos na área avaliada (Figura 7). A perda de solo/sedimentos foi registrada em 11% dos pinos, com média de -6,42 cm. A redução do nível da superfície do solo foi progressiva, com médias decrescentes entre o período chuvoso de dezembro de 2008 a abril de 2009, período seco de maio a agosto de 2009 e período chuvoso de setembro de 2009 a abril de 2010, na ordem de -3,22, -4,56 e -12,22 cm, respectivamente.

A amplitude de variação do nível do solo na ZR, com valores médios que oscilaram entre 6,42 cm de perda de solo a 4,59 cm de deposição de sedimentos, superou os valores observados em outros estudos que apontaram apenas a deposição de sedimentos, com amplitude variando de 0 a 5,5 cm (Hancock; Murphy; Evans, 2010; Keay-Bright; Boardman, 2009). Estas diferenças provavelmente estão relacionadas à pluviosidade, visto que as regiões estudadas apresentavam condições climáticas diferentes da ZR, com menor precipitação pluviométrica. Estudo realizado ao longo de uma ravina em área degradada (Severiano; Silva; Nunes, 2017), em região com clima semelhante à área deste estudo (ZR), registrou interceptação de sedimentos em barreiras de contenção, aproximadamente, 30% menor do que a quantidade de sedimentos retidos nesta ZR deste estudo, indicando a forte variação na intensidade dos processos erosivos em áreas rebaixadas da paisagem.

A variação temporal entre deposição e perda de sedimentos, ao longo do período de monitoramento, foi considerada alta, segundo os critérios de Wilding; Drees (1983) com expressivos desvios-padrão e coeficientes de variação entre 98-130% (Figura 8).

Figura 8 - Variação do nível da superfície do solo ao longo do tempo, com valores mínimos, máximos e percentis.

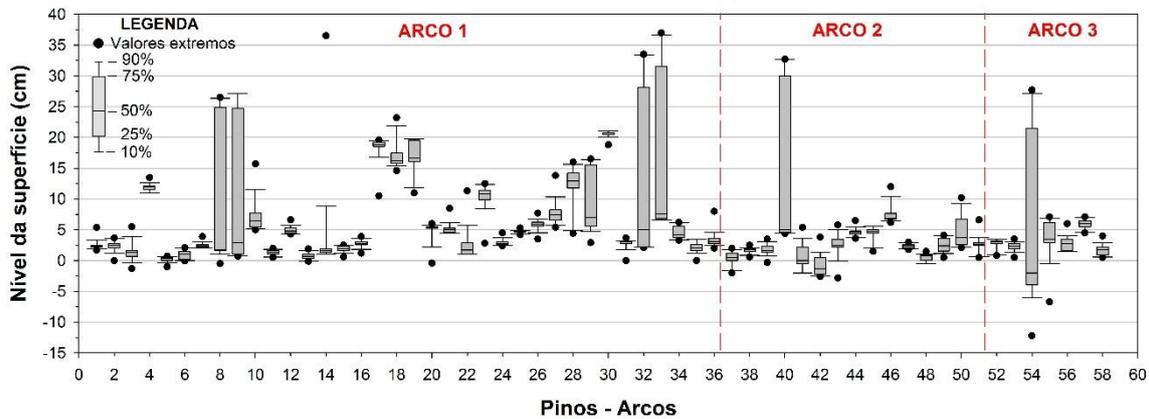


Fonte: o(s) autor(es), 2024.

A deposição apresentou maior oscilação no período chuvoso de 2008-2009, evidenciada por maiores desvio padrão e coeficiente de variação (CV%), 8,72 cm e 38,81%, respectivamente, comparados ao período seco de 2009, com desvio padrão de 4,60 cm e CV% de 23,51% e ao período chuvoso de 2009-2010 com desvio padrão e CV%, 5,16 cm e 26,61%, respectivamente.

A metodologia dos pinos de erosão possibilitou compreender a variação do nível entre os diferentes pontos da ZR. Foram identificadas variações expressivas na magnitude da deposição de sedimentos (Figuras 6 e 7), principalmente entre o arco externo (A1) e os arcos intermediário (A2) e interno (A3), cujos valores médios foram, respectivamente, 6,67, 3,21 e 3,22 cm (Figura 9).

Figura 9 - Variação do nível da superfície do solo, registrada nos pinos (1 a 60) dos arcos 1 a 3., com valores mínimos, máximos e percentis (10, 25, 75 e 90%).



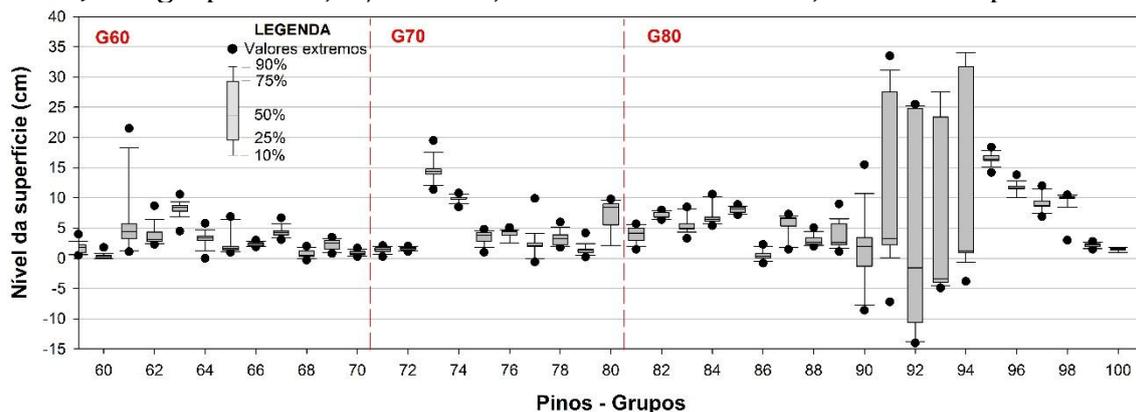
Fonte: o(s) autor(es), 2024.

Evidencia-se assim, que a borda da ZR reteve a maior parte dos sedimentos transportados de montante, onde o arco externo (A1), apresentou mais que o dobro de retenção de sedimentos, em espessura, do que os arcos nas posições mais internas (A2 e A3) da ZR. Tal fato ressalta a importância da presença da faixa de vegetação composta por gramíneas, antecedente à floresta ripária, uma vez que a alta densidade de folhas das gramíneas rente à superfície aumenta a rugosidade do solo e, conseqüentemente, a retenção de sedimentos.

Embora as camadas de sedimentos tenham, em média, se tornado gradativamente mais finas de A1 para A3, a persistência da deposição no interior da ZR até A3 sugere que os sedimentos estão avançando sobre as nascentes localizadas a jusante. Esta tendência foi confirmada pela deposição observada nos pinos instalados no interior da ZR, sob floresta.

Assim como nos arcos, os grupos de pinos do interior da ZR (G60, G70 e G80) indicaram predominância de deposição de sedimentos (Figura 10), em média 4,84 cm.

Figura 10 - Variação do nível da superfície do solo, registrada nos pinos (61 a 100) dos grupos G60, G70 e G80, com valores mínimos, máximos e percentis.



Fonte: o(s) autor(es), 2024.

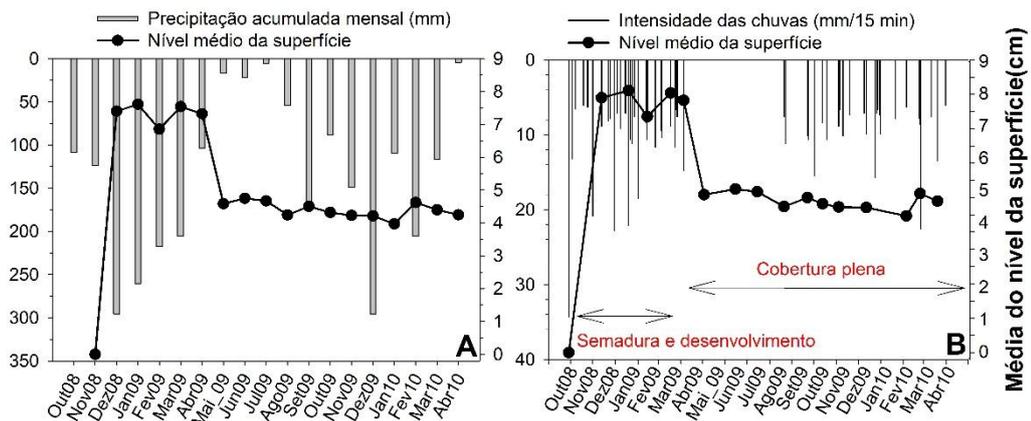
Os pinos em G60, instalados lateralmente a um sulco de erosão registraram a menor deposição média, de 3,37 cm, e a menor variação, em comparação com G70 e G80. Os pinos G70 apresentaram deposição média de 4,68 cm e variação intermediária. Os pinos G80, localizados ao redor das raízes tabulares de indivíduos arbóreos da espécie *Ficus insipida*, apresentaram média de 6,28 cm e a maior variação. A perda de sedimentos raramente foi observada

nos grupos, porém alcançou, no G80, valores extremos, com rebaixamento de até 14,00 cm do nível da superfície.

A deposição média próxima às raízes tabulares de *Ficus insipida* foi 25% superior à média total da ZR, considerando tanto a borda quanto seu interior, refletindo um expressivo potencial das raízes tabulares para retenção de sedimentos. No entanto, a deposição de sedimentos ao redor dessas árvores não foi uniforme, sendo duas vezes maior nos pinos instalados a montante de seus troncos do que aqueles localizados a jusante. Isso mostra o efeito positivo da interceptação de sedimentos por raízes tabulares dessa espécie arbórea.

O monitoramento mensal da precipitação confirmou a tendência de verão chuvoso e inverno seco apontada na literatura. A precipitação pluviométrica mensal média, entre maio e setembro, foi inferior a 30 mm, enquanto maiores médias foram observadas entre novembro e março, nas estações chuvosas de 2008-2009 e 2009-2010, respectivamente 220,42 e 175,32 mm (Figura 11).

Figura 11 - Variação do nível da superfície do solo relacionada a (A) precipitação mensal cumulativa para eventos de chuva de alta intensidade e (B) uso do solo na zona ripária após conversão de soja sob plantio direto para pastagem.



Fonte: o(s) autor(es), 2024.

As precipitações acumuladas mensais na primeira estação chuvosa, nos meses de novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março foram de 123,19; 295,65; 260,35; 217,42 e 205,48 mm, respectivamente. Para os mesmos meses, na segunda estação, o pluviômetro de báscula registrou 149,09; 295,66; 109,76; 205,25; e 116,84 mm, respectivamente.

Durante este estudo, foram registrados 98 eventos pluviométricos potencialmente erosivos, com intensidades superiores a 6 mm em 15 minutos (Figura 7B). A intensidade média das chuvas potencialmente erosivas foi de 10,09 mm 15 min⁻¹, registrando-se um máximo de 34,29 mm 15 min⁻¹ e um mínimo de 6,09 mm 15 min⁻¹, ambos na primeira estação chuvosa (Figura 11B). A primeira estação chuvosa apresentou maior número de eventos potencialmente erosivos e intensidades médias mais elevadas, comparada à segunda estação. Sendo que na primeira estação foram registrados 50 eventos potencialmente erosivos e na segunda, 38, cujas intensidades correspondem, respectivamente a 13,5 e 11,2 mm 15 min⁻¹.

Foi registrado o aumento do nível da superfície do solo, com deposição de 7,4 cm de sedimentos após dois eventos seguidos com 26,42 mm 15 min⁻¹ e 34,29 mm 15 min⁻¹, corroborando a alta erosividade das chuvas incidentes na região centro-oeste, conforme Almagro *et al.* (2017). Tendência semelhante foi observada em pesquisa realizada no Quênia, África, onde alterações no nível superficial do solo variando de -2,5 a 0,7 cm foram associadas às chuvas intensas de 44 mm h⁻¹ (Okoba; Sterk, 2006).

Estudos de erosividade envolvendo a influência dos volumes e intensidade das chuvas sobre os solos cultivados com gramíneas indicaram que a intensidade das chuvas é mais relevante para a perda de solo do que o volume e a duração da precipitação, e que eventos isolados são responsáveis pela maior parte dos efeitos da perda de solo (Wei *et al.*, 2010). Estudos relativos ao desprendimento e deposição de sedimentos demonstraram forte influência de eventos extremos de chuva (Holz *et al.*, 2015; Lin *et al.*, 2015).

A baixa umidade anterior do solo devido à longa estação seca entre as estações chuvosas de verão favorece o intenso desprendimento de partículas em solos descobertos durante as primeiras chuvas de verão, conforme Holz *et al.* (2015). Esta condição, comum no centro-oeste brasileiro, favorece a produção e transporte de sedimentos para a zona da RZ.

Estudos realizados em Aragarças (Andrade *et al.*, 2020a), Goiânia (Evangelista *et al.*, 2016) e Formosa (Andrade *et al.*, 2020b) mostraram que as séries históricas de chuva no estado de Goiás apresentam um padrão hidrológico avançado, caracterizado por um maior número de eventos erosivos de chuvas

concentrados no primeiro terço da estação chuvosa total. Entretanto, ocorreram 98 eventos erosivos de chuva na região estudada com intensidade média de 10,09 mm.15 min⁻¹, e concentrados no período chuvoso entre os meses de novembro e março, quando o solo já apresenta umidade próxima à capacidade de campo, o que pode promover maiores perdas de sedimentos neste período devido à combinação de dois fatores: a) maior concentração de chuvas erosivas; e b) tráfego intenso de máquinas durante as operações da lavoura (Cabral *et al.*, 2005). Essas condições são especialmente críticas quando se considera a declividade local ao redor do planalto central brasileiro, com paisagens apresentando declividades superiores a 8%, seguidas de longas rampas que ajudam a acelerar o fluxo de água.

Na ZR, os valores de precipitação mensal acumulada não apresentaram uma boa correlação ($r = 0,51$) com os dados de variação do nível superficial medidos ao longo do tempo nos pinos, apesar da relação positiva entre os dados. Padrão semelhante foi observado em relação ao aumento do nível do solo em função da quantidade de chuvas erosivas ($r = 0,53$), sugerindo que, embora as chuvas tenham influenciado parcialmente o aumento do nível do solo, outros fatores influenciaram esse processo.

O rebaixamento do nível superficial do solo, durante o período seco de abril-agosto de 2009, acompanhou o declínio nos volumes e intensidades de chuvas. Entretanto, apesar do aumento no volume e intensidade das chuvas do período 2009-2010, o rebaixamento continuou a ser registrado.

Este rebaixamento contínuo pode ser resultado de duas condições, simultâneas ou não, i) acomodação dos sedimentos pela continuidade do transporte na encosta inclinada (até 20% de declividade) e/ou ii) cessamento do aporte de material proveniente da área a montante. De acordo com os resultados obtidos em estudo sobre a composição granulométrica dos sedimentos retidos na zona ripária de uma represa na China, as variáveis hidrológicas e geomorfológicas responderam por 64 a 67% da variação do diâmetro médio das partículas (Liu *et al.*, 2022). Estudos dessa natureza atestam a importância dos fatores climáticos e topográficos evidenciados na ZR.

O cessamento do aporte de sedimentos encontra respaldo no aumento da proteção e cobertura do solo pelo crescimento/desenvolvimento do capim

braquiária. A braquiária plantada em outubro de 2008, numa faixa de aproximadamente 100 m ao redor da zona da RZ, atingiu o ápice da cobertura do solo a partir de fevereiro de 2009. Estudos realizados previamente, na mesma área da presente pesquisa, evidenciaram deposição de sedimentos argilosos (Santos; Sparovek, 2011; Oliveira *et al.*, 2010), com espessura variando de 9 a 18 cm (Momoli; Cooper, 2016), sobre os solos da topossequência composta por Latossolo, Plintossolo e Gleissolo. Espessas camadas de sedimentos (com até 32 cm) também foram identificadas recobrando um Latossolo localizado numa zona ripária reflorestada no bioma Cerrado em Iracemápolis, São Paulo, indicando ocorrência de erosão a montante e retenção de sedimentos no interior da floresta (Momoli; Cooper; Castilho, 2007).

Sedimentos acumulados nas zonas ripárias podem refletir o impacto da erosão de solos cultivados, como observado em Latossolo cultivado com soja e milho, no Cerrado do Mato Grosso do Sul, onde a estimativa de produção de sedimentos, simulada pelo modelo GeoWEPP, foi de 0,11 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Magalhães *et al.*, 2023). Estudo de estimativa de produção de sedimentos utilizando o modelo SWAT, em Cambissolos, Gleissolos e Latossolos argilosos sob clima tropical com verão chuvoso e inverno seco na bacia hidrográfica do rio Jundiaí-Mirim, São Paulo, Brasil, indicou que a presença de vegetação ripária numa faixa de 30 m de largura possui capacidade de reter até 30% dos sedimentos transportados (Martins *et al.*, 2021).

Considerando a interferência benéfica da vegetação em determinadas posições da paisagem, Sirabahenda *et al.* (2020) verificaram relação positiva entre a largura da faixa de vegetação ripária e o aumento na retenção de sedimentos no Canadá, com efetividade alcançada a partir de 50 m de largura desta faixa.

A faixa de braquiária no entorno da ZR promoveu a proteção do solo, reduzindo o impacto direto das gotas de chuva, o desprendimento de partículas e aumentando a rugosidade do solo, diminuindo a velocidade da enxurrada e a produção de sedimentos. O efeito protetor da vegetação foi observado por Klapproth; Johnson (2000) que constataram a redução na produção de sedimentos proporcionalmente ao crescimento de gramíneas e por Gholami;

Sahour; Amri (2021) que concluíram que o efeito "splash" da chuva foi responsável por 62% da erosão em clima semiúmido do Irã.

Além disso, o desenvolvimento da gramínea elevou a rugosidade do solo, o que favoreceu a retenção de parte dos sedimentos oriundos da erosão da área cultivada com soja a montante e a redução da quantidade de sedimentos depositados (Figura 7B). Tais condições observadas na ZR corroboram os estudos de Xiao *et al.* (2015) que atestaram que a intensidade das chuvas, a conversão da cobertura vegetal e o uso da terra são os fatores que mais influenciaram a erosão do solo.

Em relação aos impactos causados pela erosão hídrica, a constante tendência de deposição de sedimentos observada na ZR pode trazer desequilíbrios expressivos ao ecossistema do Cerrado goiano. Principalmente pelo assoreamento, contaminação e poluição dos corpos d'água por partículas do solo e, soterramento de plântulas impedindo a germinação de mudas e prejudicando o desenvolvimento das florestas, conforme estudos de Tambosi *et al.* (2015) e Naiman; Decamps (1997). Pesquisa realizada com Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf.), por exemplo, demonstrou que a germinação de suas sementes pode ser prejudicada por alterações nas características químicas e físicas dos solos (Damasceno *et al.*, 2019).

Cordeiro *et al.* (2020) destacam que zonas ripárias inseridas em locais onde haja combinação de encostas inclinadas, florestas ripárias estreitas e intenso uso da terra, são mais vulneráveis ao aporte de sedimentos e por isso devem ser foco de ações de preservação. Todas estas condições citadas pelos pesquisadores estão presentes na ZR, corroborando a necessidade de proteção e ampliação da sua vegetação ripária, uma vez que a faixa de vegetação nativa ao redor da vereda estudada apresentou largura máxima de 30 metros, em desconformidade com a largura mínima de 50 metros preconizada no Novo Código Florestal.

Contudo, diversos estudos destacam a contribuição positiva da cobertura vegetal no controle e mitigação do impacto da erosão, como observado na RZ. Villatoro-Sánchez (2015) relatou que a cobertura vegetal apresentou bons resultados ao diminuir a perda de solo ($1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em solos argilosos de encostas íngremes (acima de 60 % de declividade) cultivados com café na Costa

Rica. Além disso, determinadas espécies arbóreas possuem arquitetura de raízes que podem ser importantes aliadas no controle da erosão hídrica (Ola; Dodd; Quinton, 2015), como as raízes tabulares do *Ficus insipida* presentes no G80 que influenciaram positivamente na retenção de sedimentos na ZR. Entretanto, apesar da influência positiva da vegetação ripária, práticas de conservação do solo adicionais são necessárias para a proteção do ecossistema em bacias hidrográficas sob uso agrícola, conforme destacado por Martins *et al.* (2021). Dentre as práticas recomendadas encontra-se o plantio direto, com boa formação de palhada, capaz de reduzir os riscos de erosão hídrica em locais submetidos à incidência de chuvas intensas (Mirás-Avalos *et al.*, 2020).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A predominante deposição de sedimentos na zona ripária evidenciou a sua relevante capacidade de retenção de sedimentos provenientes de processos erosivos. Paralelamente, a ocorrência de intensa perda de solo em determinados locais na porção interna da zona ripária indica que o ambiente sofre frequentes alterações. Esta dinâmica, onde os sedimentos foram sucessivamente acumulados e removidos ao longo do tempo e transportados pelos fluxos hídricos para posições a jusante, demonstram que a zona ripária foi capaz de reter apenas temporariamente os sedimentos produzidos na área cultivada a montante.

A proteção adicional conferida pela faixa de cobertura vegetal com gramíneas aos solos a montante da zona ripária foi decisiva na redução da produção e retenção de sedimentos em encostas inclinadas cultivadas e sob condições de chuvas intensas. Assim, como a capacidade de interceptação e retenção de sedimentos pela vegetação florestal da zona ripária pode ser limitada quando esta se encontra degradada, recomenda-se o plantio de gramíneas no entorno da vegetação nativa das zonas ripárias como uma faixa de proteção adicional.

Assim, a zona ripária pode ter sua função de filtro potencializada quando a floresta for bordejada por faixa de vegetação composta por gramíneas cujo adensamento ajuda na interceptação de sedimentos. Além disso, a faixa de gramíneas pode evitar que a floresta tenha sua perpetuidade prejudicada pelo excesso de sedimentos nela depositados e soterramento de plântulas.

A adoção de práticas de manejo conservacionista que contemplem a manutenção da cobertura do solo nas áreas cultivadas e, principalmente, a permanência das florestas ripárias, contribuem para o controle das águas pluviais e fluxos hídricos e para mitigação dos impactos negativos da erosão em diversos tipos de terrenos, principalmente com encostas inclinadas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento e bolsa concedida, ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas da ESALQ/USP pelo apoio logístico, ao Eng. Agrônomo Murilo Freitas Iossi, pela colaboração na coleta de dados e à Dra. Selma Simões de Castro pelas contribuições científicas.

REFERÊNCIAS

ALMAGRO, A., OLIVEIRA, P.T.S., NEARING, M.A.; HAGEMANN, S. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. **Scientific Report**, v. 7, 8130 (2017). DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08298-y>

ANDRADE, A. F.; MACHADO, R. L.; CORRECHEL, V., REZENDE, C. C.; SOUZA, J. L. C.; COSTA, F. R. Erosividade e padrões de precipitação pluvial para Aragarças - GO. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 6, n. 4, p. 21931-21950, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n4-384>

ANDRADE, A. F.; MACHADO, R. L.; REZENDE, C. C.; FERREIRA, E. A.; ÁGUAS, M.A.; CORRECHEL, V. Precipitation patterns and rainfall erosivity return period under savanna conditions in Formosa, Goiás, Brazil. **Journal of Agricultural Studies**, v. 8, n. 4, p. 554-569, 2020b. DOI: <https://doi.org/10.5296/jas.v8i4.17837>

AQUINO, R. F.; SILVA, M. L. N.; FREITAS, D. A. F.; CURI, N.; AVANZI, J. C. Soil losses from typic cambisols and red latosol as related to three erosive rainfall patterns. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.213-220, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000100022>

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1, p.1. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Atos2011-2014/2012/Lei/L12651compilado.htm. Acesso em 22 setembro de 2024.

- CABRAL, J. B. P.; BECEGATO, V.A.; SCOPEL, I.; LOPES, R. M. Estudo da erosividade e espacialização dos dados com técnicas de geoprocessamento na carta topográfica de Morrinhos-Goiás/Brasil para o período de 1971 a 2000. **GeoFocus**, v. 5, p.1-18, 2005.
- CORDEIRO, G. G.; VASCONCELOS, V.; SALEMI, L. F.; NARDOTO, G.B. Factors affecting the effectiveness of riparian buffers in retaining sediment: an isotopic approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 735. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08705-4>
- DAMASCENO, A. S. S.; BOECHAT, C. L.; MORAIS, J.; GONÇALVES, B. P. S.; ARAUCO, A. M.S. Soil classes and regional organic residues affect nutrition, morpho-physiology and quality of copaiba seedlings. **Cerne**, v. 25, n. 2, p. 131-139, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/01047760201925022624>
- DUFOUR, S.; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P.M.; LASLIER, M. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. **Science of The Total Environment**, 2018. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.10.383](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383).
- EVANGELISTA, A. W. P.; CORRECHEL, V.; ARANTES, N. R. M.; ALVES JUNIOR, J.; CASAROLI, D. Padrões hidrológicos e período de retorno das chuvas erosivas de Goiânia - GO. **Global Science Technology**, Rio Verde, v.09, n.02, p.1 – 12, 2016.
- GHOLAMI, V.; SAHOUR, H.; AMRI, M.A.H. Soil erosion modeling using erosion pins and artificial neural networks. **Catena**, v. 196, p. 104902, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104902>
- GOMES, L.; SIMÕES, S. J. C.; DALLA NORA, E. L.; SOUSA-NETO, E. R.; FORTI, M.C.; OMETTO, J.P.H.B. Agricultural Expansion in the Brazilian Cerrado: Increased Soil and Nutrient Losses and Decreased Agricultural Productivity. **Land**, v.8, n.12, p. 1-26, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/land8010012>
- HANCOCK, G. R.; MURPHY, D.; EVANS, K. G. Hillslope and catchment scale soil organic carbon concentration: An assessment of the role of geomorphology and soil erosion in an undisturbed environment. **Geoderma**, v.155. pg.36–45, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.11.021>
- HOLZ, D. J., WILLIARD, K. W. J., EDWARDS, P. J., SCHOONOVER, J. E. Soil erosion in humid regions: a review. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, v.154, p.48–59, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2015.03187.x>
- HUYLENBROECK, L.; LATTE, N.; LEJEUNE, P.; GEORGES, B.; CLAESSENS, H.; MICHEZ, A. What Factors Shape Spatial Distribution of Biomass in

Riparian Forests? Insights from a LiDAR Survey over a Large Area. **Forests**, v. 12, p. 371, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/f12030371>.

KEARNEY, P., FONTE, S. J., GARCIA, E., SMUKLER, M. Improving the utility of erosion pins: absolute value of pin height change as an indicator of relative erosion. **Catena**, v.163, p.427–432, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.12.008>

KEAY-BRIGHT, J.; BOARDMAN, J. Evidence from field-based studies of rates of soil erosion on degraded land in the central Karoo, South Africa. **Geomorphology**, v.103. p.455–465, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.07.011>

KLAPPROTH, J.C.; JOHNSON, J.E. **Understanding the science behind riparian forest buffers:** effects on water quality. Virginia Cooperative Extension: Virginia 2000.24 p.

LATRUBESSE, E. M.; CARVALHO, T. M. **Geomorfologia do Estado de Goiás e Distrito Federal.** Goiânia. Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração do Estado de Goiás. 2006. 128p.

LIN, B. S., THOMAS, K., CHEN, C. K., HO, H. C. Evaluation of soil erosion risk for watershed management in Shenmu watershed, central Taiwan using USLE model parameters. **Paddy and Water Environment**, v. 14, p. 19–43, 2016. DOI: [10.1007/s10333-014-0476-5](https://doi.org/10.1007/s10333-014-0476-5)

LIU, D.; NIE, Q.; XIONG, C.; YU, Z., LV, Y.; ZHANG, S.; CHENG, S.; LAN, B.; KUMAR, A.; YU, Z.; LIN, J. Sediment Particle Size Composition in the Riparian Zone of the Three Gorges Reservoir. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, n. 820700. 2022. DOI: [10.3389/fenvs.2022.820700](https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.820700).

MAGALHÃES, W. D. A.; AMORIM, R. S. S.; HUNTER, M. O.; BOCUTI, E. D.; DI RAIMO, L. A. L.; DA SILVA, W. M.; HOSHIDE, A. K.; DE ABREU, D. C. Using the GeoWEPP Model to Predict Water Erosion in Micro-Watersheds in the Brazilian Cerrado. **Sustainability**, 2023,15, 4711. DOI: <https://doi.org/10.3390/su15064711>

MARTINS, W. A.; MARTINS, L. L.; DE MARIA, I. C.; MORAES, J. F. L.; PEDRO JÚNIOR, M. J. Reduction of sediment yield by riparian vegetation recovery at distinct levels of soil erosion in a tropical watershed. **Ciência e Agrotecnologia**, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1413-7054202145028220>.

MIRÁS-AVALOS, J. M.; RAMÍREZ-CUESTA, J. M.; FANDIÑO, M.; CANCELA, J.J.; INTRIGLIOLO, D. S. Agronomic Practices for Reducing Soil Erosion in Hillside Vineyards under Atlantic Climatic Conditions (Galicia, Spain). **Soil Systems**, v.4, n. 19. 2020. DOI: [10.3390/soilsystems4020019](https://doi.org/10.3390/soilsystems4020019).

MOMOLI, R. S.; COOPER, M.; CASTILHO, S. C. P. Sediment morphology and distribution in a restored riparian forest. **Scientia Agricola**, 64:486-494, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000500006>

MOMOLI, R. S.; COOPER, M. Erosão hídrica em solos cultivados e sob mata ciliar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p.1295-1305, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900029>

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.28, p.621-658, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>

OKOBA, B. O.; STERK, G. Quantification of visual soil erosion indicators in Gikuuri catchment in the central highlands of Kenya. **Geoderma**, v.134, p.34-47, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.08.013>

OLA, A., DODD, I. C., QUINTON, J. N. Can we manipulate root system architecture to control soil erosion? **Soil**, v.1, p.603-612, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-1-603-2015>

OLIVEIRA, C. A.; KLIEMANN, H. J.; CORRECHEL, V.; SANTOS, F. C. V. Avaliação da retenção de sedimentos pela vegetação ripária pela caracterização morfológica e físico-química do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.1281-1287, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001200005>

POLIDORO, J. C.; FREITAS, P. L.; HERNANI, L. C.; ANJOS, L. H. C.; RODRIGUES, R. A. R.; CESÁRIO, F. V.; ANDRADE, A. G.; RIBEIRO, J. L. Potential impact of plans and policies based on the principles of conservation agriculture on the control of soil erosion in Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 32, pg. 3457-3468. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3876>

SANTOS, D. S.; SPAROVEK, G. Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1811-1818, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500035>

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; OLIVEIRA, J. B.; COELHO, M. R.; LUMBREBAS, J. F.; CUNHA, J. T. F. (Eds). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa Solos. 355p. 2018.

SEMARH. **Zoneamento Ecológico-Econômico Da Microrregião Meia Ponte**. v.1. Goiânia: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos, 1999. 280 p.

SEVERIANO, R. M.; SILVA, D. T.; NUNES, J. O. R. Aplicação de metodologia de baixo custo na recuperação de erosão em área rural localizada em Presidente

Prudente - SP. **Caderno Prudentino de Geografia**, n. 39, v. 1, p. 141-159, 2017.

SIRABAHENDA, Z.; St-HILAIRE, A.; COURTENAY, S. C.; VAN DEN HEUVEL, M. R. Assessment of the effective width of riparian buffer strips to reduce suspended sediment in an agricultural landscape using ANFIS and SWAT models. **Catena**, v. 195, n. 104762. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104762>

TAMBOSI, L. R. ; VIDAL, M. M. ; FERRAZ, S. F.B.; METZGER, J. P. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p.151-162, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200010>

TSCHIEDEL, A. F.; OLIVEIRA, R. C.; GRESSLER, M. Modelos digitais de elevação globais e simulação de rompimento de barragens: avaliações do SRTM ao FABDEM. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XXV. 2023, Aracaju: ABRHidro**. Anais do XXV SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, p. 1-10. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=15878>. Data de acesso: 25/03/2024

TUROWSKI, J. M.; COOK, K. L. Field techniques for measuring bedrock erosion and denudation. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 42, p.109–127, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.4007>

URBANIČ, G.; POLITTI, E.; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P.M.; PAYNE, R.; SCHOOK, D.; ALVES, M.H.; ANĐELKOVIĆ, A.; BRUNO, D.; CHILIKOVA-LUBOMIROVA, M.; DI LONARDO, S.; EGOZI, R.; GARÓFANO-GÓMEZ, V.; GOMES MARQUES, I.; GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M.; GÜLTEKIN, Y.S.; GUMIERO, B.; HELLSTEN, S.; HINKOV, G.; JAKUBÍNSKÝ J.; JANSSEN P.; JANSSON R.; KELLY-QUINN M.; KISS T.; LORENZ S.; MARTINEZ ROMERO R.; MIHALJEVIĆ Z.; PAPASTERGIADOU E.; PAVLIN URBANIČ M.; PENNING E.; RIIS T.; ŠIBÍK J.; ŠIBÍKOVÁ M.; ZLATANOV T.; DUFOUR, S. Riparian Zones - From Policy Neglected to Policy Integrated. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p.868527, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.868527>

VIDON, P. G.; WELSH, M. K.; HASSANZADEH, Y. T. Twenty years of riparian zone research (1997–2017): Where to next? **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 248–260, 2019. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2018.01.0009>

VILLATORO-SÁNCHEZ, M.; BISSONNAIS, Y.; MOUSSA, R.; RAPIDEL, B. Temporal dynamics of runoff and soil loss on a plot scale under a coffee plantation on steep soil (Ultisol), Costa Rica. **Journal of Hydrology**, v.523. p.409–426, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.058>

WEI, W.; CHEN, L.; FU, B.; CHEN, J. Water erosion response to rainfall and land use in different drought-level years in a loess hilly area of China. **Catena**, v.81, p 24–31, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.002>

WILDING, L. P.; DREES, L. R. Spatial variability and pedology. *In*: WILDING, L. P.; DREES, L. R. (Eds). **Pedogenesis and soil taxonomy: concepts and interactions**. New York: Elsevier, p.83-116, 1983.

XIAO, L., YANG, X., CHEN, S., CAI, H. An assessment of erosivity distribution and its influence on the effectiveness of land use conversion for reducing soil erosion in Jiangxi, China. **Catena**, v. 125, p. 50–60, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.016>

Recebido em 16 de maio de 2024
Aceito em 18 de novembro de 2024