



DESEMPENHO AMBIENTAL DE UMA MICROBACIA E SUA RELAÇÃO HIDROSSEDIMENTOLÓGICA COM O ÍNDICE DE VEGETAÇÃO NDVI

Alexandre Ortega Gonçalves¹
Luís Carlos Hernani²
Guilherme Kruger Bartels³
Naelmo de Souza Oliveira⁴

RESUMO

Objetivo: Avaliou-se, entre 2022 e 2024, o desempenho ambiental no controle de produção de sedimentos de uma microbacia em Iguatemi (MS) relacionando a produção de sedimentos ao índice de vegetação NDVI.

Referencial Teórico: Quantificar sedimentos em suspensão é essencial em estudos hidrossedimentológicos e de erosão em bacias hidrográficas. O índice de desempenho ambiental proposto por D'Agostini, Denardin, & Lemainski (2017) calcula a capacidade do ambiente em dissipar a erosividade da chuva e os resultados refletem indiretamente a ação do homem sobre as terras, por meio das diferentes proporções de uso e cobertura do solo e tipos de manejos aplicados nelas.

Método: Um sistema automatizado com sensores de nível, turbidez e pluviômetro estimou a concentração de sólidos em suspensão durante 59 eventos erosivos de chuva.

Resultados e Discussão: A microbacia exportou cerca de 21,6 Mg de sedimentos, influenciados principalmente por áreas sem cobertura vegetal e pelo pisoteio do gado. O índice de dissipação de erosividade (IDE) variou entre 0,64 e 0,99, acompanhando o NDVI, salvo em períodos sem presença de gado, quando o IDE se manteve elevado mesmo com menor cobertura vegetal.

Implicações da Pesquisa: Destacar a importância de práticas conservacionistas, recuperação da vegetação e exclusão do gado na área da nascente para reduzir a carga de sedimentos e melhorar o desempenho ambiental da microbacia.

Originalidade/Valor: Contribuir para a literatura ao estudar o desempenho ambiental do manejo de uma área com predominância de solos arenosos e em processo de recuperação.

Palavras-chave: Sedimento, Bacia Hidrográfica, Solo Arenoso, Erosão.

ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF A MICRO-BASIN AND ITS HYDROSSEDIMENTOLOGICAL RELATIONSHIP WITH THE NDVI VEGETATION INDEX

ABSTRACT

Objective: The environmental performance in controlling sediment production was evaluated in a microcatchment in Iguatemi (MS), relating sediment production to the NDVI vegetation index between 2022 and 2024.

Theoretical Framework: Quantifying suspended sediments is essential in hydrosedimentological and erosion studies in watersheds. The environmental performance index proposed by D'Agostini, Denardin, & Lemainski

¹ Embrapa Solos, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: alexandre.ortega@embrapa.br
Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-0709-9018>

² Embrapa Solos, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: luis.hernani@embrapa.br
Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-1346-466X>

³ Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: guilhermebartels@gmail.com
Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-5060-9610>

⁴ Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul, Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brasil.
E-mail: naelmo1995@gmail.com Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-4062-880X>



(2017) calculates the environment's capacity to dissipate the rainfall erosivity, and the results indirectly reflect human action through different proportions of land use and cover, and the types of management applied to them.

Method: An automated system with level, turbidity, and rain gauges estimated the concentration of suspended solids during 59 erosive rainfall events.

Results and Discussion: Throughout monitoring time, the micro-basin exported about 21.6 Mg of sediments, influenced mainly by areas without vegetation cover and by livestock trampling. The erosivity dissipation index (IDE) varied between 0.64 and 0.99, following the NDVI, except in periods without the presence of cattle, when the IDE remained high even with less vegetation cover.

Research Implications: Highlighting the importance of conservation practices, vegetation recovery, and cattle exclusion in the headwater area to reduce sediment load and improve the micro-basin's environmental performance.

Originality/Value: Contributing to the literature by studying the environmental performance of managing an area with a predominance of sandy soils and in the process of environment recovery.

Keywords: Sediment, Watershed, Sandy Soil, Erosion.

DESEMPEÑO AMBIENTAL DE UNA MICROCUENCA Y SU RELACIÓN HIDROSEDIMENTOLÓGICA CON EL ÍNDICE DE VEGETACIÓN NDVI

RESUMEN

Objetivo: Se evaluó el desempeño ambiental en el control de la producción de sedimentos en una microcuenca en Iguatemi (MS), relacionando la producción de sedimentos con el índice de vegetación NDVI entre 2022 y 2024

Marco Teórico: Cuantificar sedimentos en suspensión es esencial en estudios hidrosedimentológicos y de erosión en cuencas hidrográficas. El índice de desempeño ambiental propuesto por D'Agostini, Denardin, & Lemainski (2017) calcula la capacidad del ambiente para disipar la erosividad de la lluvia, y los resultados reflejan indirectamente la acción del hombre sobre la tierra, a través de las diferentes proporciones de uso y cobertura del suelo y los tipos de manejo aplicados en ellas.

Método: Un sistema automatizado con sensores de nivel, turbidez y un pluviómetro estimó la concentración de sólidos en suspensión durante 59 eventos erosivos de lluvia.

Resultados y Discusión: Durante el período, la microcuenca exportó cerca de 21.6 Mg de sedimentos, influenciados principalmente por áreas sin cobertura vegetal y por el pisoteo del ganado. El índice de disipación de la erosividad (IDE) varió entre 0.64 y 0.99, siguiendo al NDVI, salvo en períodos sin presencia de ganado, cuando el IDE se mantuvo elevado incluso con menor cobertura vegetal.

Implicaciones de la investigación: Destacar la importancia de prácticas conservacionistas, recuperación de la vegetación y exclusión del ganado en el área del nacimiento del río para reducir la carga de sedimentos y mejorar el desempeño ambiental de la microcuenca.

Originalidad/Valor: Contribuir a la literatura al estudiar el desempeño ambiental del manejo de un área con predominancia de suelos arenosos y en proceso de recuperación.

Palabras clave: Sedimento, Microcuenca, Suelo Arenoso, Erosión.

RGSA adota a Licença de Atribuição CC BY do Creative Commons (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).





1 INTRODUÇÃO

Bacias hidrográficas são áreas delimitadas espacialmente pelos divisores de água, constituídas por uma rede de drenagem interligada, cujo escoamento converge para uma seção comum, denominada foz ou exutório (Mello e Silva, 2013). É considerada um sistema físico, aberto e dinâmico.

De acordo com Carvalho (2008), define-se sedimento como partícula derivada da rocha ou de material biológicos, passível de ser transportada pela água ou vento. O transporte pode ser do local de origem ou de algum ponto na paisagem e pode ser depositado temporariamente, ou até permanentemente, e seu estudo é crucial para subsidiar questões como: perda de solo, qualidade e quantidade de água bem como seus impactos ecológicos e recreativos (Horowitz, 2008).

A dinâmica que envolve os sedimentos é complexa, pois é determinada pela força gravitacional e pela energia cinética. Essas forças são geradas pelo impacto da gota de chuva e pelo escoamento superficial, ocorrendo o desprendimento, transporte e deposição do sedimento (Pellegrini, 2013; D'Agostini *et al.*, 2017) e está relacionada diretamente com a erosão hídrica e a produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica. Esta dinâmica é influenciada e alterada por atividades antrópicas devido às mudanças de uso e manejo do solo. (Bruijnzeel, 2004). A erosão é o fator antrópico que mais afeta negativamente as bacias hidrográficas (Valentino, 2019).

A alteração da superfície da bacia tem impactos significativos sobre o escoamento. Esse impacto normalmente é caracterizado quanto ao efeito que provoca no padrão das enchentes, nas vazões mínimas e na vazão média (Tucci & Clarke, 1997).

Dentre as variáveis utilizadas para avaliação da mudança do uso do solo, os índices de vegetação têm sido os mais utilizados (Guilherme *et al.*, 2016). Por meio de tais índices ~~se torna~~ é possível caracterizar e quantificar parâmetros biofísicos de florestas, culturas agrônômicas e mudanças provocadas no uso do solo, pois reduzem a dimensão das informações multiespectrais fornecidas pelos satélites (Tucker, 1979) e segundo Guilherme *et al.* (2016) o índice de vegetação da diferença normalizada (do inglês *Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI) é apontado por muitos autores como um dos mais aceitos índices para se analisar a cobertura vegetal utilizando o sensoriamento remoto (Holben *et al.*, 1980) e autores como Melo *et al.* (2011), Lima *et al.* (2013), Silva *et al.* (2013), Carvalho *et al.* (2014) e Sousa *et al.* (2016), buscaram estabelecer o uso deste índice na estimativa e explicação da erosão hídrica.



A presença de cobertura vegetal diminui drasticamente o impacto das gotas sobre a superfície do solo, reduzindo o poder de destaque das partículas superficiais (Coelho Netto, 2021)

O termo “produção de sedimento” refere-se à quantidade de sedimento exportada da bacia ou de uma área determinada, mas é somente uma fração da erosão total ocorrida na bacia, pois há deposições temporárias ou permanentes que atenuam as perdas de solo desse local. O escoamento superficial da água é o principal agente de transporte de partículas de solo (sedimento) (Pruski *et al.*, 2003). Uma vez incorporados ao curso d’água, os sedimentos erodidos são denominados de hidrossedimentos que podem ser transportados por suspensão ou arraste de fundo. Quando não há energia suficiente de transporte, são depositados no fundo do corpo d’água, ocorrendo a sedimentação (Mello Neto *et al.*, 2017).

Vários fatores determinam a produção de sedimento, destacando-se: a intensidade da chuva e do escoamento superficial, o relevo da bacia, a textura, o tamanho e a estabilidade dos agregados do solo, o grau de consolidação e a rugosidade da superfície do solo, a presença de erosão e a cobertura do solo por resíduos culturais (Hudson, 2015).

Quantificar continuamente os sedimentos em suspensão, em bacias hidrográficas, é fundamental, pois reflete as taxas erosivas causadas pela energia da chuva e do escoamento superficial sobre as diferentes proporções de uso e cobertura do solo e tipos de manejos aplicados (Minella *et al.*, 2008; Manso *et al.*, 2022) e ser no exutório é essencial. Este monitoramento contínuo pode ser de forma direta - que demanda elevado custo em recursos humanos ou, mesmo, na aquisição de eficientes amostradores automáticos ou de maneira indireta - feito por turbidimetria. (Pellegrini, 2013). Este tipo de monitoramento pode ser importante em ações de pagamentos por serviços ambientais (PSA) e sua aplicação por produtores e agentes de extensão rural (Chaves, 2010)

Estudos recentes têm focado no desenvolvimento de métodos indiretos e sistemas automatizados para medir a erosão. Portocarrero (2017) implementou um sistema automático de monitoramento de sedimentos visando a revegetação de áreas degradadas. Pellegrini (2013) aplicou monitoramento automático para determinar o índice de desempenho ambiental em duas microbacias pareadas com diferentes usos e coberturas de solo. Bartels (2015) empregou instrumentação para monitorar precipitação e produção de sedimentos durante seis meses, avaliando distintas condições de uso e manejo do solo.

Dentre os autores ora citados, Portocarrero (2017) ressaltou que tais métodos e sistemas tendem a preencher uma grande lacuna, na medida em que possibilitam compatibilizar intervalos de coletas de dados com as demais medições automatizadas de campo, como o monitoramento da água no solo e parâmetros agrometeorológicos, nos quais existe grande



avanço tecnológico. A avaliação da turbidez do escoamento, apesar de ser um método indireto para a determinação da concentração de sedimentos em suspensão, tem sido utilizada com sucesso (Bradley, 1956, Didoné, 2013, Chagas, 2015 e Tiecher *et al.*, 2017).

O método é chamado de nefelométrico (Pellegrini, 2013), e neste um feixe de luz incidente sobre a amostra tem parte dos raios luminosos refratados pelas partículas em suspensão, enquanto que o restante do feixe atravessa a solução. Contudo, a validação dos resultados depende do processo de calibração do sensor. Para Pinheiro *et al.* (2013) e Sari *et al.* (2012, 2015, 2017) a concentração de sedimentos suspensos, estimada pelo turbidímetro, quando calibrada em laboratório, utilizando-se amostra composta de solo da bacia, é confiável até certa faixa de turbidez.

E para finalizar, de acordo com Pellegrini (2013), a quantificação de sedimentos em suspensão é essencial no monitoramento e estudos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas, e destaca que os resultados refletem indiretamente a ação do homem sobre as terras, por meio das diferentes proporções de uso e cobertura do solo e tipos de manejos aplicados nelas e estabelecer o índice de desempenho ambiental como proposto por D'Agostini *et al.* (2017). Neste índice quanto mais próximo da unidade são os valores maior é a capacidade do ambiente em dissipar a erosividade.

2 METODOLOGIA

A área de nascente utilizada neste estudo está localizada no município de Iguatemi, sudoeste do Estado de Mato Grosso do Sul. (Figura 1)

Figura 1

Localização geográfica da área de estudo



Fonte: Adaptado de Wikipédia (2024)



As coordenadas geográficas locais, em graus decimais são: latitude -23.620887° S, longitude -54.564593° W e altitude de 344 m a.s.l. A declividade média é de 4,2% e o solo predominante é um arenossolo quartzarênico de textura arenosa. O clima da região, segundo o sistema de Köppen, é do tipo Cfa – subtropical úmido, mesotérmico, com inverno brando e verão quente, precipitação significativa em todos os meses do ano, temperatura média do mês mais frio $> 10^{\circ}$ e temperatura média do mês mais quente $> 22^{\circ}$ C. (Aparecido *et al.*, 2020)

Uma estrutura de medição de vazão na forma de um vertedouro retangular (Figura 2b) foi instalada em novembro de 2022 na cabeceira de drenagem que desagua no córrego Panduí, afluente do Rio Iguatemi, que por sua vez deságua na margem direita do Rio Paraná.

A essa estrutura foi agregado um sistema de monitoramento automático da *Campbell Scientific*, composto por um coletor de dados CR1000, que recebia e armazenava informações a cada 5 minutos, e sensores conectados a ele: sensor de nível de água CS475L, sensor de turbidez OBS3+, sensor de condutividade elétrica e temperatura da água CS474, sensor de conteúdo de água, temperatura e condutividade elétrica do solo CS650, além de um pluviômetro de alta intensidade TB4 (Hydrological Service). (Figura 2b).

Figura 2

Estrutura de monitoramento. Em (a) coletor de dados e (b) vertedouro.



A concentração de sólidos em suspensão (sedimentos) foi estimada a partir das leituras do sensor de turbidez, calibrado com solo coletado na área de influência da microbacia, conforme Gonçalves (2019).

Realizou-se quinzenalmente: a limpeza dos sensores na água; a limpeza da calha, com remoção de lodo e vegetação invasora; a verificação do pluviômetro; e a manutenção e limpeza do sistema fotovoltaico.

Os dados coletados e processados foram utilizados para estabelecer o índice de desempenho ambiental do manejo da área de influência da microbacia (nascente), ou Índice de Dissipação de Erosividade (IDE), conforme metodologia proposta por D'Agostini *et al.* (2017),



tendo como base a seleção de eventos considerados erosivos definidos por (Carvalho *et al.*, (2004) no período de novembro de 2022 a junho de 2024.

Os dados de NDVI das séries temporais MODIS foram obtidos com o algoritmo Sistema de Análise Temporal da Vegetação (SATVeg) (Embrapa Agricultura Digital, 2025) e posteriormente filtrados pelo método Savitzky-Golay (Savitzky & Golay, 1964).

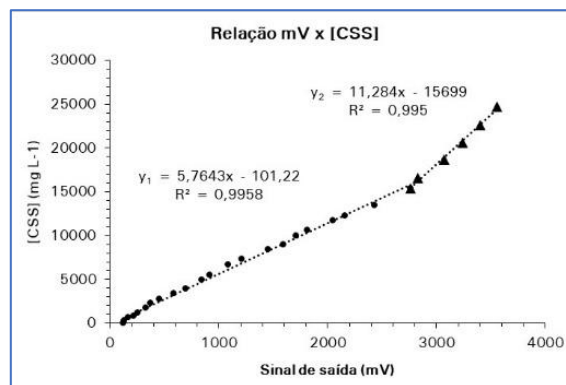
O algoritmo calculou um padrão médio com base na delimitação das microbacias em estudo resultando em uma série temporal que serviu como dado de apoio para interpretação dos resultados obtidos no cálculo do índice IDE.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Determinou-se a concentração de sólidos em suspensão ([CSS] - sedimentos) de maneira indireta (Figura 3), por meio das leituras do sensor de turbidez OBS3+, calibrado com solo coletado na área de influência da microbacia, conforme Gonçalves (2019).

Figura 3

Curva de correlação entre leitura de turbidez e concentração de sólidos em suspensão [CSS]. Em y_1 , para valores inferiores a 2800 mV e y_2 para valores acima de 2800 mV.



Assim, o sinal elétrico de saída em milivolts foi convertido para uma [CSS] de acordo com as equações 1 e 2. Ao ser multiplicada pela vazão ($L s^{-1}$), e pelo tempo de duração, se obteve a estimativa do total de sedimento carregado durante determinado evento de chuva.

$$[CSS]_1 (mg L^{-1}) = 5,7643 * mV - 101,22 \quad (1)$$

$$[CSS]_2 (mg L^{-1}) = 11,284 * mV - 15699,952 \quad (2)$$

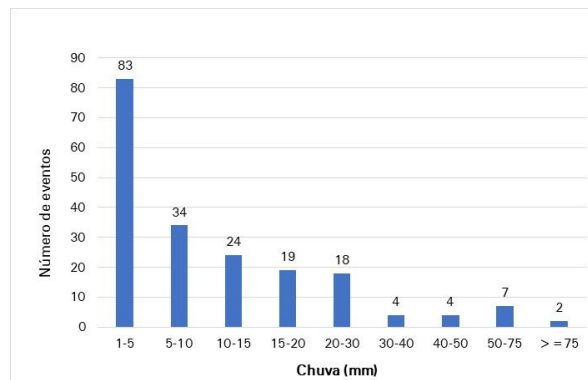


Onde mV é o valor da tensão de saída do sensor em milivolt e [CSS] o valor da concentração de sólidos em suspensão.

A separação dos eventos de chuva seguiu o proposto por D'Agostini *et al.* (2017) por meio de algoritmos inseridos na planilha eletrônica que armazenava os dados. Foram contabilizados 2200 mm de chuva e 78 eventos chuva considerados erosivos (Figura 4).

Figura 4

Histograma de eventos de chuva na área de estudo.



A altura pluviométrica máxima em 1 hora (44,4 mm), a intensidade máxima horária, com base nos dados de 5 minutos ($140,1 \text{ mm h}^{-1}$) e a altura máxima diária de chuva (82 mm) se deu em fevereiro/2023. A vazão média foi $2,50 \text{ l s}^{-1}$, ou $9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Os períodos de maior vazão foram registrados durante o verão (Figura 5) e durante o período de monitoramento a região passou por estiagem severa, chegando ao ponto de secar e registrar vazão zero. (Figura 6)



Figura 5

Diagrama de caixa da vazão de água na nascente monitorada. Em (a) a vazão média e em (b) a vazão média em escala \log_{10} para melhor visualização dos pontos de exceção.

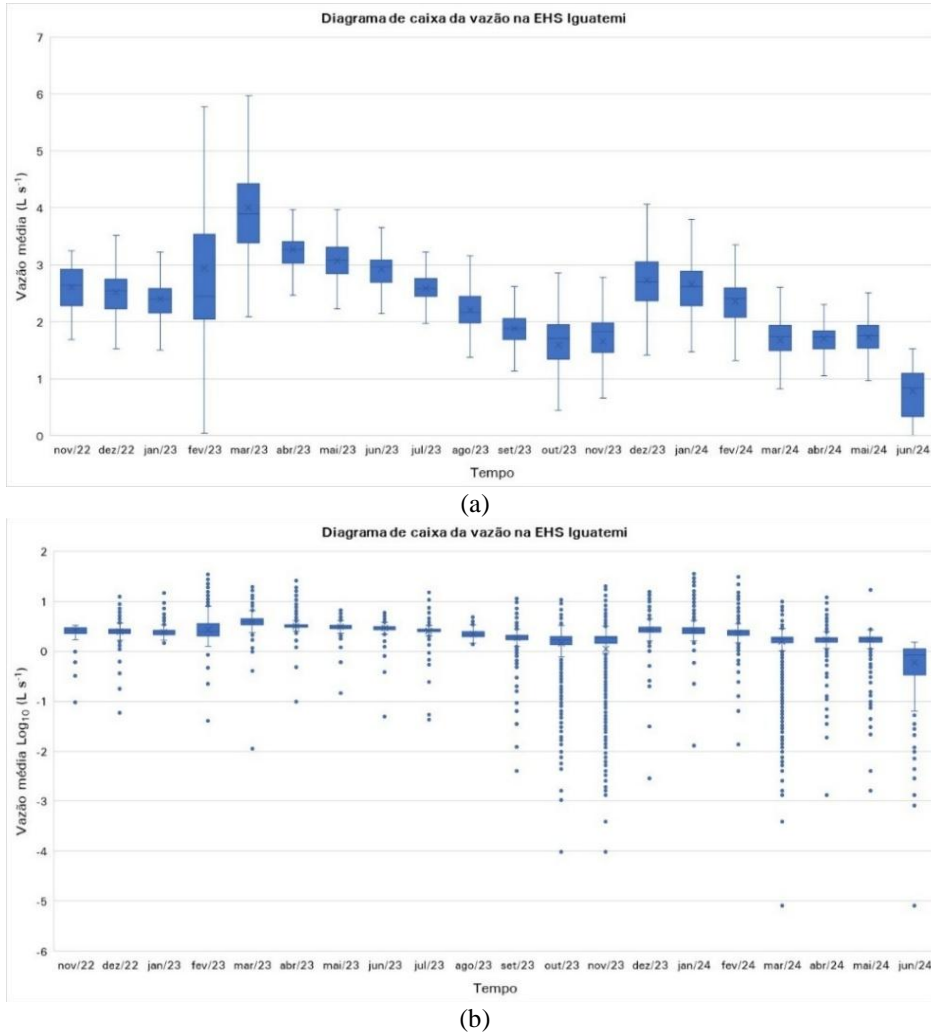


Figura 6

Aspecto da área de estudo em julho/2024. Em (a) situação à jusante e (b) à montante.



Estima-se que 21,6 Mg de solo tenham sido carregados para o curso d'água durante os eventos erosivos. Investigações de campo mostraram que grande parte deste material pode ter



vido oriundo de uma porção do terreno que estava sem cobertura vegetal (Figura 7a) bem como pelo caminhamento do gado na posição à montante. (Figura 7b).

Figura 7

Aspecto da área monitorada em duas ocasiões. Porções do terreno sem vegetação em novembro/2022 e com os terraços recém construídos (a) e em janeiro/2024 sem vegetação e com a presença de gado (b). Em destaque é o ponto de medição.



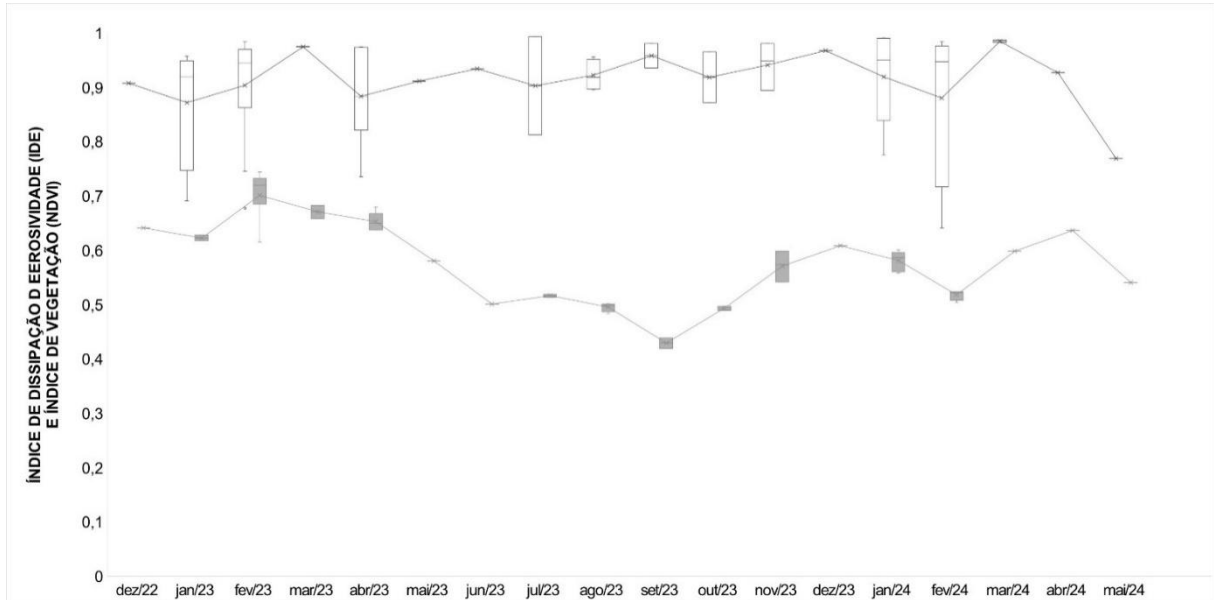
Fonte: Adaptado de Google (2024).

O IDE acompanhou a variação do NDVI (Figura 8). Um ponto importante a ser observado é que no período de junho a outubro de 2023 os índices tiveram uma relação inversa, ou seja, enquanto o NDVI diminuiu o outro permaneceu acima de 0,9. Tal fato pode ser explicado por ter sido um período em que houve uma transição da posse da propriedade, no qual o gado não teve acesso à área. E fato interessante foi que, corroborando com a imagem de janeiro de 2024 (Figura 7b), a presença de gado na área aliado ao baixo índice de vegetação fez com que os valores do IDE fossem os mais baixos registrados.



Figura 8

Varição dos índices de dissipação de erosividade (IDE) e da condição de vegetação (NDVI) (caixas escuras) entre novembro/2022 e junho/2024.



Segundo Bertol & Almeida (2000), ao estudarem uma bacia com predominância de Nitossolo, a perda de solo foi de $12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já Oliveira *et al.* (2015) em uma área com o mesmo solo anterior encontraram $19,65 \text{ Mg ha}^{-1}$ ao longo de 15 meses e advertem que estes números reforçam os cuidados que se deve ter na implantação e manutenção das redes viárias, pois as estradas foram as principais causadoras de enxurradas, quando comparadas aos demais usos do solo estudados. Hernani *et al.* (1999) ao estudarem um Latossolo Vermelho distroférico, com declividade de 3,9%, no Estado do Mato Grosso do Sul encontraram valores de $6,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já Alves *et al.* (2021) encontraram valores de 49 Mg ano^{-1} em uma área do Estado de São Paulo em declividade superior a 12% com predomínio de Neossolos Quartzarênicos. Moura-Bueno *et al.* (2018) ao estudarem áreas com lavoura onde predominava Neossolos encontraram valores variando de $13,36$ a $79,71 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Nesse contexto, a adoção de práticas conservacionistas de solo e água, como as propostas por Casarin e Oliveira (2018), poderia ser de grande valia, uma vez que os efeitos da recomposição vegetal e da proteção da nascente contra a entrada de gado têm sido mascarados. Tal entendimento é corroborado por Calheiros *et al.* (2009) onde toda a área de bacia merece atenção quanto à preservação do solo, e todas as técnicas de conservação, objetivando tanto o combate à erosão como a melhoria das características físicas do solo, notadamente aquelas relativas à capacidade de infiltração da água da chuva ou da irrigação, vão determinar maior



disponibilidade de água na nascente em quantidade e estabilidade ao longo do ano, inclusive no período seco.

A manutenção, ou mesmo a implantação de áreas de proteção permanentes (APP) e a proteção de nascentes contra a entrada de gado, é uma medida fundamental para a diminuição da carga de sedimentos nos cursos d'água, conforme evidenciado por diversos estudos na área (Pinto *et al.*, 2012; Agrizzi *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2020). O pisoteio do gado compacta o solo, reduzindo sua capacidade de infiltração da água da chuva. Conseqüentemente, o escoamento superficial aumenta, carregando partículas do solo para os rios, córregos, lagos e represas. Essa dinâmica erosiva é intensificada pela remoção da vegetação nas margens de nascentes e outros mananciais hídricos superficiais, já que essa vegetação atua efetivamente como uma barreira natural contra a erosão.

Tal qual se foi verificado na área monitorada (Figura 3b), Confessor *et al.* (2022) relata que a criação de trilhas pelo gado também contribui para o direcionamento do escoamento da água, intensificando a erosão e o transporte de sedimentos. A alta carga de sedimentos nos cursos d'água tem diversos impactos negativos, tais como: a deposição de sedimentos em rios e reservatórios reduz sua capacidade de armazenamento e aumenta o risco de inundações; a degradação da qualidade da água pois pode haver concomitantemente o transporte de poluentes, como agrotóxicos e fertilizantes, contaminando a água e prejudicando a vida aquática.

Já durante o período em que não se observou a entrada de gado na área da nascente, diversas ações positivas foram notadas como o aumento no controle da erosão uma vez que a vegetação protege o solo, diminuindo o impacto das gotas de chuva e evitando o desprendimento de partículas.

Outras medidas importantes que poderiam ser adotadas para a proteção da nascente monitorada seria a recuperação da vegetação por meio do plantio de espécies nativas incluindo as arbóreas. Leal *et al.* (2017) apresenta que quando a recuperação vegetal das áreas de preservação permanente não é efetivamente com espécies nativas podem ocorrer alterações negativas do ciclo hidrológico e da regeneração natural no sub-bosque.

Por outro lado, a implantação, e a manutenção de cercas que impeçam a entrada de animais em áreas de preservação, bem como a adoção de sistemas de manejo adequados na agricultura e na pecuária, reduzem efetivamente o impacto das atividades humanas sobre o meio ambiente. Esses efeitos foram observados nos primeiros meses de monitoramento deste estudo (junho a setembro de 2023), quando, apesar da redução do índice de vegetação NDVI, o desempenho ambiental no controle da produção de sedimentos permaneceu elevado. (Figura 5)



4 CONCLUSÃO

O índice do desempenho ambiental no controle da produção de sedimentos (IDE) variou de 0,64 a 0,99, com média de 0,89 e desvio padrão de 0,12. O NDVI acompanhou a variação do IDE mostrando a importância da cobertura vegetal no sistema e na proteção da nascente.

Estima-se em 21,6 Mg a produção de sedimentos na área de influência da estação hidrossedimentológica. A adoção de práticas conservacionistas de solo e água, como trabalhos de revegetação na área de preservação permanente da nascente e ao longo do curso d'água, a manutenção adequada dos terraços e da qualidade da pastagem no entorno da nascente, além do impedimento efetivo da entrada de gado na APP, constitui ação fundamental para reduzir a carga de sedimentos no manancial hídrico.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro dado pelo convênio 4500059808 Itaipu/Embrapa/FAPED ao projeto 726 da Embrapa Solos, aos técnicos da Embrapa Agropecuária Oeste: Altair de Jesus Borges e Antônio de Souza, aos pesquisadores Michely Tomazi e Júlio Cesar Salton; à técnica CLT/Faped: Letícia Guimarães Pimentel e ao Bolsista: Irzo Isaac Rosa Portilho, pelo fundamental apoio nas campanhas de campo.

REFERÊNCIAS

- Agrizzi, D. V., Cecílio, R. A., Zanetti, S. S., Garcia, G. de O., Amaral, A. A. do, Firmino, E. F. A., & Mendes, N. G. de S. (2018). Qualidade da água de nascentes do Assentamento Paraíso. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 23(3), 557–568. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018150701>
- Alves, E. A., Moraes, I. C., Lupinacci, C. M., & Pinto, S. D. (2021). Perdas de solo e distribuição do tamanho das partículas do material transportado por erosão hídrica sob cultivo de cana-de-açúcar e pastagem. *Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia*, 19(3), 109-126. <https://doi.org/10.5016/estgeo.v19i3.16138>
- Aparecido, L. E. O., Moraes, J. R. S. C. de, Meneses, K. C. de, Torsoni, G. B., Lima, R. F. de, & Costa, C. T. S. (2020). Köppen–Geiger and Camargo climate classifications for the Midwest of Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, 142, 1133–1145. <https://doi.org/10.1007/s00704-020-03358-2>
- Bartels, G. K. (2015). *Monitoramento hidrossedimentológico numa bacia hidrográfica do Escudo Sul-Rio-Grandense* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pelotas]. Repositório Institucional da UFPel. <https://guaiaca.ufpel.edu.br/handle/ri/2800>



- Bertol, I., & Almeida, J. A. (2000). Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24(3), 657–668. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832000000300018>
- Bradley, J. S. (1956). A simple turbidimeter. *Journal of Sedimentary Research*, 26(1), 61–63. <https://doi.org/10.1306/74D704BB-2B21-11D7-8648000102C1865D>
- Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 185–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- Calheiros, R. O., Tabai, F. C. V., Bosquilia, S. V., Calamari, M., Lima, W. de P., Rodrigues, R. R., & Resende, R. U. (2009). *Preservação e recuperação das nascentes de água e de vida* (Cadernos da Mata Ciliar, n. 1). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Cadernos_Mata_Ciliar_1_Preservacao_Nascentes.pdf
- Carvalho, D. F. de, Durigon, V. L., Antunes, M. A. H., Almeida, W. S. de, & Oliveira, P. T. S. de. (2014). Predição da erosão do solo com uso da Rusle e séries temporais de NDVI do Landsat 5 TM. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 49(3), 215–224. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2014.v49.18419>
- Carvalho, M. P. de, Freddi, O. S., & Veronese Júnior, V. (2004). Critérios de classificação de chuva individual erosiva para o Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 26(2), 175–183. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v26i2.1880>
- Carvalho, N. de O. (2008). *Hidrossedimentologia prática* (2nd ed.). Interciência.
- Casarin, R. D., & Oliveira, E. L. (2009). Controle de erosão em estradas rurais não pavimentadas, utilizando sistema de terraceamento com gradiente associado a bacias de captação. *Irriga*, 14(4), 548–563. <https://doi.org/10.15809/irriga.2009v14n4p548-563>
- Chagas, D. S. (2015). *Relação entre concentração de sólidos suspensos e turbidez da água medida com sensor de retroespalhamento óptico* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia]. <https://www1.ufrb.edu.br/pgea/images/Teses/DENIZE-SAMPAIO-CHAGAS.pdf>
- Chaves, H. M. L. (2010). Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(4), 1469–1477. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400043>
- Coelho Netto, A. L. (2021). Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In A. J. T. Guerra & S. B. Cunha (Orgs.), *Geomorfologia: Uma atualização de bases e conceitos* (15ª ed.). Bertrand Brasil.
- Confessor, J. G., Silva, L. L., & Araújo, P. M. S. de. (2022). Avaliação das perdas de água e solo em pastagem inserida em ambiente de Cerrado brasileiro sob chuva simulada. *Sociedade & Natureza*, 34, e65618. <https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-65618>
- D'Agostini, L. R., Denardin, J. E., & Lemainski, J. (2017). Índice de dissipação de erosividade (*Embrapa Trigo–Documentos*, n. 175). Embrapa.



<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1090308/1/ID443222017DO175.pdf>

Didoné, E. J. (2013). *Erosão bruta e produção de sedimentos em bacia hidrográfica sob plantio direto no planalto do Rio Grande do Sul* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Maria]. Repositório da UFSM. <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/5573>

Embrapa Agricultura Digital. (2025). SATVeg: Sistema de análise temporal da vegetação. <https://www.satveg.cnptia.embrapa.br/login>

Gonçalves, A. O. (2019). *Caracterização hidrossedimentológica e sua relação com o índice de qualidade participativo do plantio direto, na bacia do Alto Paranapanema-SP* (Tese de doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo). <https://doi.org/10.11606/T.11.2020.tde-22012020-095632>

Google LLC. (2024). *Google Earth* [Software]. <https://earth.google.com/>

Guilherme, A. P., Baima dos Santos Mota, A., dos Santos Mota, D., Gomes Machado, N., & Sacardi Biudes, M. (2016). Uso de índice de vegetação para caracterizar a mudança no uso do solo em Coari-AM. *Sociedade & Natureza*, 28(2), 301–310. <https://doi.org/10.1590/1982-451320160209>

Hernani, L. C., Kurihara, C. H., & Silva, W. M. (1999). Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23(1), 145–154. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000100018>

Holben, B. N., Tucker, C. J., & Fan, C.-J. (1980). Spectral assessment of soybean leaf area and leaf biomass. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 46(5), 651–656. <https://ntrs.nasa.gov/search.jsp?R=19800051129>

Horowitz, A. J. (2008). Determining annual suspended sediment and sediment associated trace element and nutrient fluxes. *Science of the Total Environment*, 400(1–3), 315–343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.027>

Hudson, N. (2015). *Soil conservation* (3rd ed.). New India Publishing Agency.

Leal, M. S., Tonello, K. C., Dias, H. C. T., & Mingoti, R. (2017). Caracterização hidroambiental de nascentes. *Revista Ambiente & Água*, 12(1), 146–155. <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.1909>

Lima, G. C., Rodrigues, A. C., Santos, J. F., & Oliveira, M. L. (2013). Evaluation of vegetation cover using the normalized difference vegetation index (NDVI). *Ambiente e Água: An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8(2), 204–214. <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.1125>

Manso, A. D., Bacelar, C. G., Portocarrero, H., & de Andrade, A. G. (2022). Monitoramento de parâmetros hidrossedimentológicos para valoração de serviços ambientais no âmbito do projeto: Produtores de Água e Floresta (PAF) sub-bacia do Rio Sacra Família. In *Anais do 19º Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada: Antropoceno — das transformações às metamorfoses das paisagens e do mundo* (pp. 144–148). Universidade do Estado do Rio de Janeiro.



<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1158990/1/Monitoramento-de-parametros-hidrossedimentologicos-para-valoracao-de-servicos-ambientais-2022.pdf>

- Mello Neto, J. O., Silva, A. M., Ferreira, A. M., Menezes, P. H. B. J., & Guimarães, D. V. (2017). Vulnerabilidade dos solos à erosão em bacia hidrográfica minerada no sul de Minas Gerais. In *Anais do II Congresso Internacional de Hidrossedimentologia* (v. 1). Editora Interciência.
- Mello, C. R. D., & Silva, A. M. D. (2013). *Hidrologia: Princípios e aplicações em sistemas agrícolas*. Universidade Federal de Lavras.
- Melo, E. T., Sales, M. C. L., & Oliveira, J. G. B. de. (2011). Aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) para análise da degradação ambiental da microbacia hidrográfica do Riacho dos Cavalos, Crateús-CE. *Ra'e Ga: O Espaço Geográfico em Análise*, 23, 520–533. <https://doi.org/10.5380/raega.v23i0.24919>
- Minella, J. P. G., Merten, G. H., Walling, D. E., & Pimentel, L. G. (2008). Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. *Hydrological Processes*, 22(12), 1819–1830. <https://doi.org/10.1002/hyp.6763>
- Moura-Bueno, J. M., Dalmolin, R. S. D., Miguel, P., & Horst, T. Z. (2018). Erosão em áreas de encosta com solos frágeis e sua relação com a cobertura do solo. *Scientia Agraria*, 19(1), 102–112. <https://doi.org/10.5380/rsa.v19i1.53738>
- Oliveira, F. R. de, Cecílio, R. A., Zanetti, S. S., & Ferraz, F. T. (2020). Caracterização hidroambiental como indicador de qualidade de água em nascentes. *Caminhos de Geografia*, 21(74), 276–294. <https://doi.org/10.14393/RCG217449953>
- Oliveira, L. C. de, Silva, R. M., Souza, A. P., & Santos, J. F. (2015). Perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica em uma estrada florestal na Serra Catarinense. *Ciência Florestal*, 25(3), 655–665. <https://doi.org/10.5902/1980509819616>
- Pellegrini, A. (2013). *Índices de desempenho ambiental e comportamento hidrossedimentológico em duas bacias hidrográficas rurais* (Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Maria). Repositório da UFSM. <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/3349>
- Pinheiro, E. A. R., Araújo, J. C. de, Fontenele, S. de B., & Lopes, J. W. B. (2013). Calibração de turbidímetro e análise de confiabilidade das estimativas de sedimento suspenso em bacia semiárida. *Water Resources and Irrigation Management*, 2(2), 103–110.
- Pinto, L. V. A., Roma, T. N. de, & Balieiro, K. R. de C. (2012). Avaliação qualitativa da água de nascentes com diferentes usos do solo em seu entorno. *CERNE*, 18(3), 495–505. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602012000300018>
- Portocarrero, H., de Andrade, A. G., & de Campos, T. M. P. (2017). Monitoramento automatizado do escoamento superficial em parcela experimental instalada em talude de corte / Automatic runoff monitoring on experimental plot installed in cut-slope. *Geo UERJ*, 30, 277–304. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2017.18523>
- Pruski, F. F., Dos Santos Brandão, V., & Da Silva, D. D. (2003). *Escoamento superficial* (2nd ed.). UFV.



- Sari, V., Alésio, M., Castro, N. M. R., & Kobiyama, M. (2012). Calibração de sondas de turbidez em laboratório. *Anais do X Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos* (15 p.). Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Sari, V., Castro, N. M. dos R., & Kobiyama, M. (2015). Estimativa da concentração de sedimentos suspensos com sensores ópticos: Revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 20(4), 816–836. <http://hdl.handle.net/10183/230373>
- Sari, V., Pereira, M. A. F., Castro, N. M. dos R., & Kobiyama, M. (2017). Efeitos do tamanho da partícula e da concentração de sedimentos suspensos sobre a turbidez. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22(2), 213–219. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016144228>
- Savitzky, A., & Golay, M. J. E. (1964). Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. *Analytical Chemistry*, 36(8), 1627–1639. <https://doi.org/10.1021/ac60214a047>
- Silva, R. M. da, Santos, C. A. G., & Montenegro, S. M. G. L. (2013). Identificação de áreas críticas de erosão e estimativa do potencial natural de erosão mediante SIG e sensoriamento remoto. *Revista Brasileira de Cartografia*, 65(5). <https://doi.org/10.14393/rbcv65n5-43868>
- Sousa, R. S., Valladares, G. S., & Espíndola, G. M. de. (2016). *Analysis of vegetation index (NDVI) and environmental vulnerability of coastal plain Piauí State*. *Revista da Casa da Geografia de Sobral*, 18(2), 82–99. <https://rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/304>
- Tiecher, T., Minella, J. P. G., Caner, L., Evrard, O., Zafar, M., Capoane, V., Le Gall, M., & Santos, D. R. (2017). Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 237, 95–108. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.004>
- Tucci, C. E. M., & Clarke, R. T. (1997). Impactos das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2(1), 135–152. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v2n1.p135-152>
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- Valentino, C. H. (2019). *Caracterização hidrológica e hidrossedimentológica em bacia hidrográfica com finalidades experimentais* (Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Alfenas). Portal de Dados Abertos da CAPES. https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/trabalhoConclusao/viewTrabalhoConclusao.jsf?popup=true&id_trabalho=7645679
- Wikipédia. (2024). *Iguatemi (Mato Grosso do Sul)*. In *Wikipédia, a enciclopédia livre*. Wikimedia Foundation. [https://pt.wikipedia.org/w/index.php?title=Iguatemi_\(Mato_Grosso_do_Sul\)&oldid=68283397](https://pt.wikipedia.org/w/index.php?title=Iguatemi_(Mato_Grosso_do_Sul)&oldid=68283397)