



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

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



Avaliação das perdas de solo pela MUSLE em uma microbacia hidrográfica no ecótono Cerrado-Amazônia

Evellynn Sato Sirqueira¹; Frederico Terra de Almeida²; Adilson Pacheco de Souza³; Handrey Borges Araújo⁴; Cornélio Alberto Zolin⁵; Rhavel Salviano Dias Paulista⁶.

¹ Mestra em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, Avenida Alexandre Ferronato, Distrito Industrial, nº1200, CEP: 78550-728, Sinop, Mato Grosso, Brasil. e-mail: evellynnsato@hotmail.com; ² Professor Dr., Universidade Federal de Mato Grosso, - UFMT, Avenida Alexandre Ferronato, Distrito Industrial, nº1200, CEP: 78550-728, Sinop, Mato Grosso, Brasil. e-mail: frederico.almeida@ufmt.br; ³ Professor Dr., Universidade Federal de Mato Grosso, - UFMT, Avenida Alexandre Ferronato, Distrito Industrial, nº1200, CEP: 78550-728, Sinop, Mato Grosso, Brasil. e-mail: pachecoufnt@gmail.com; ⁴ Professor Dr., Universidade Federal de Mato Grosso, - UFMT, Avenida Alexandre Ferronato, Distrito Industrial, nº1200, CEP: 78550-728, Sinop, Mato Grosso, Brasil. e-mail: handrey@cypresambiental.com; ⁵ Professor Dr., Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Agrossilvipastoril – EMBRAPA, Rodovia MT 222, Km 2,5 Centro, CEP: 78550-970 - Sinop, Mato Grosso, Brasil. e-mail: comelio.zolin@embrapa.br; ⁶ Mestrando em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, Avenida Alexandre Ferronato, Distrito Industrial, nº1200, CEP: 78550-728, Sinop, Mato Grosso, Brasil. e-mail: rhavelsalviano@gmail.com.

Artigo recebido em 23/05/2022 e aceito em 28/06/2022

RESUMO

O desenvolvimento da região Centro-Oeste do Brasil aconteceu de forma rápida e expressiva, integrando a região à economia nacional e internacional, passando a ser considerada a principal região geradora de produtos agropecuários exportáveis. Como todo processo de produção tende a causar impactos ambientais, estes sistemas tendem a aumentar a erosão natural do solo e consequente sedimentação em rios. Para verificar esses impactos e possibilitar o planejamento de medidas mitigadoras, é importante o estudo hidrossedimentológico de bacias hidrográficas, pois servem como base de dados para ajustar modelos que possam auxiliar na predição de cenários de acordo com uso e ocupação do solo, bem como o regime da disponibilidade hídrica. Desta forma objetivou-se avaliar a produção de sedimentos na microbacia hidrográfica do rio Caiabi, localizada nas cidades de Sinop e Vera, região Norte do estado do Mato Grosso, por meio do ajuste e análise da MUSLE. Ao verificar uma superestimação da produção de sedimentos utilizando os coeficientes de localização originais do modelo matemático MUSLE, fez-se necessário a calibração e a validação do modelo. Por meio de dados de curva-chave sólida obtidos por medições a campo, e utilizando-se três metodologias diferentes de ajuste do modelo, bem como três arranjos de dados para calibração e validação, obteve-se novos valores para *a* e *b*. Os testes estatísticos identificaram que o método dos mínimos quadrados apresentou os melhores valores de NSE para todos os arranjos utilizados, acima de 0,80, e o melhor conjunto de valores para os índices estatísticos utilizados (NSE, MAE, RMSE, R², PBIAS) foi o método dos mínimos quadrados utilizando um arranjo de 50% dos dados tanto para calibração como 50% de dados para validação, apresentando coeficientes de localização 0,0044 e 0,8774, respectivamente para os coeficientes *a* e *b*.

Palavras-chave: erosão; modelagem; curva-chave; coeficientes regionais.

Evaluation of soil losses by MUSLE in a watershed in the Cerrado-Amazon ecotone

ABSTRACT

The development of the Center-West region of Brazil happened quickly and expressively, integrating the region to the national and international economy, becoming considered the main region that generates exportable agricultural products. As every production process tends to cause environmental impacts, these systems tend to increase the natural erosion of the soil and consequent sedimentation in rivers. In order to verify these impacts and enable the planning of mitigating measures, the hydrosedimentological study of hydrographic basins is important, as they serve as a database for adjusting models that can help in the prediction of scenarios according to land use and occupation, as well as the water availability regime. Thus, the objective was to evaluate the production of sediments in the hydrographic microbasin of the Caiabi River, located in the cities of Sinop and Vera, in the northern region of the state of Mato Grosso. When verifying an overestimation of sediment production using the original location coefficients of the MUSLE mathematical model, it was necessary to calibrate and validate the model. Using solid rating curve data obtained from field measurements, and using

three different model fitting methodologies, as well as three data arrays for calibration and validation, new values were obtained for a and b. The statistical tests identified that the least squares method presented the best NSE values for all the arrangements used, above 0.80, and the best set of values for the statistical indices used (NSE, MAE, RMSE, R2, PBIAS) was the least squares method using an array of 50% of the data for both calibration and 50% of data for validation, showing location coefficients 0.0044 and 0.8774, respectively for coefficients a and b
Keywords: erosion; modeling; rating curve; regional coefficients.

Introdução

Com o acelerado crescimento populacional, o mundo encontra-se em constantes transformações, em grande parte advindas das ações antrópicas. Houve um grande avanço nas atividades humanas, como a exploração de madeiras, a mineração, a construção de estradas e hidrelétricas, a produção agropecuária, dentre outras. Estas atividades, se realizadas de maneira incorreta, tornam-se responsáveis pela ocupação desordenada de áreas e uso descontrolado de recursos naturais, causando devastações das áreas verdes, a extinção da fauna e flora e significativas mudanças nos fluxos hidrológicos (Ferreira e Lopes, 2020; Machado e Garrafa, 2020; Passos et al., 2021).

Com suas características naturais e sociais somadas à centralidade no espaço geográfico nacional, o Centro-Oeste tornou-se uma região de grande potencial de crescimento econômico, devido aos incentivos políticos e ao momento histórico brasileiro de instalação da nova capital do país, Brasília, em 1960. Com o passar do tempo, a região passou a ter destaque na atividade agroindustrial, pois em resposta aos estímulos de mercado (nacional e regional) e a modernização agropecuária, houve uma ocupação de territórios pelos grandes produtores agrícolas, provocando um salto produtivo na região. (Carneiro et al., 2021; Freitag e Faria, 2021).

Ao longo dos anos, o desenvolvimento do setor agropecuário tem contribuído para o crescimento do PIB brasileiro. Dentre os produtos mais exportados pelo Brasil, destaca-se a soja, e de acordo com a Embrapa (2021), o país foi o maior produtor mundial do grão na safra 2020/2021, evidenciando o estado de Mato Grosso.

Os processos de mudanças de uso e cobertura da terra, devido às pressões antrópicas relacionadas à exploração de matéria prima e a transformação da floresta para usos de pecuária e agricultura, têm alterado de maneira relevante a paisagem antes constituída pelas florestas nativas. Desta maneira, surgem diversos impactos ambientais provocados pela atividade agropecuária, tendo em destaque a sedimentação de rios. O processo de sedimentação abrange a erosão, o transporte e a deposição de sedimentos.

Este fenômeno ocorre de maneira natural no meio ambiente, mas têm sido intensificados e acelerados significativamente pela atividade humana. A falta de planejamento da bacia hidrográfica e o uso inadequado de técnicas influenciam diretamente a dinâmica dos sedimentos na bacia hidrográfica, favorecendo a erosão dos solos e o aumento da carga de sedimentos no rio. Após ocorrer a erosão, esses sedimentos chegam ao corpo hídrico, onde são transportados em suspensão ou pelo leito do canal. Este processo da erosão hídrica pode levar à desativação de áreas agrícolas, compactação do solo, remoção de nutrientes da camada superficial e por fim o assoreamento de corpos d'água (Sousa et al., 2017; Furtado et al., 2020; Peixoto et al., 2020; Duarte et al., 2021).

Além das questões ambientais, a erosão também provoca um impacto econômico e de produtividade. Sartori et al. (2019) buscaram estimar o impacto econômico da erosão hídrica do solo na economia mundial, e o valor projetado foi de um custo anual de 8 bilhões de dólares para o PIB (Produto Interno Bruto) global. Outros impactos levantados por Sartori et al (2019) se referem à segurança alimentar, pois é estimado uma redução da produção agroalimentar global em 33,7 milhões de toneladas e, além disso, o aumento nos preços agroalimentares mundiais de 0,4% a 3,5%, variando entre a categoria de produtos (Kiefer et al., 2021).

A análise eficiente e o entendimento do transporte de sedimentos juntamente com a descarga líquida de corpos hídricos são fundamentais para o bom planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas, ou seja, o melhor conhecimento do comportamento hidrossedimentológico e das características do transporte de sedimento em uma bacia, permitem adoção de medidas para adequada gestão e uso dos recursos hídricos. Desta maneira, por meio de modelagens é possível realizar análises da produção de sedimentos, minimizando os custos altíssimos de monitoramento a campo e possibilitando a previsão de cenários ambientais alternativos (Peixoto, 2020; Lima et al., 2021).

Os modelos hidrológicos atendem a necessidade de compreensão dos processos que

controlam o movimento da água e sedimentos, e seus impactos sobre a disponibilidade e qualidade da água, e se consolidaram como importante ferramenta de representação desses processos com alto potencial para a simulação de cenários de mudanças climáticas, de alterações do uso do solo e de intervenções antrópicas em diferentes escalas espaciais e temporais (Blainski et al., 2017; Passos et al., 2021).

Diversos modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados com o intuito de prever a magnitude das perdas de solo. Dentre os modelos matemáticos utilizados para estimar a erosão hídrica, destaca-se a MUSLE. Desenvolvida por Williams (1975), a Equação Universal de Perdas de Solo Modificada, baseou-se na USLE (Wischmeier e Smith, 1965), e tem como principal característica de estudo o escoamento, pois tende a ser um melhor indicador isolado na produção de sedimentos em eventos da bacia hidrográfica.

Para o uso de modelos, é necessário realizar a calibração e validação para cada ambiente, portanto, o modelo MUSLE pode ser avaliado por meio da comparação entre o aporte de sedimento estimado pela modelagem e o aporte de sedimento observado em um período de pesquisa, e em determinado local. Sendo assim, é necessário a obtenção de uma série de dados de vazões e de concentração de sedimentos por meio de medidas à campo, afim de que os dados possam ser ajustados, de forma a terem representatividade e adequabilidade para sua futura utilização.

O uso de tecnologias de geoprocessamento tem contribuído de modo excelente na aquisição de dados que podem ser utilizados nas modelagens. Junior et al. (2022) destacam a importância de estudar métodos e avaliar os processos erosivos, identificando as áreas de suscetibilidade de ocorrência por meio de imagens de satélites. Ao identificar quais lugares são mais suscetíveis, o nível de sua fragilidade e a causa, medidas podem ser tomadas para prevenir o aparecimento de novas erosões, conter ou mitigar (Pereira e Cabral 2021). Assim, é possível definir os locais mais adequados

para o desenvolvimento de algum tipo de cultura, desenvolver políticas ambientais que incentivam as práticas conservacionistas, entre outros.

Baseado em três metodologias: Avanzi et al. (2008), Silva et al. (2011) e o método dos mínimos quadrados, o objetivo deste trabalho foi avaliar os coeficientes originais, de forma a calibrar e validar o modelo matemático MUSLE para a microbacia hidrográfica do rio Caiabi, verificando a influência dos valores das variáveis nos resultados, por meio de dados da produção de sedimentos obtidos nas medições a campo.

Métodos

Local de Estudo

A microbacia hidrográfica do rio Caiabi (MBHRC) é uma microbacia hidrográfica do alto Teles Pires, localizada nas cidades de Sinop e Vera, região Norte do estado do Mato Grosso, e inserida na transição entre a floresta Amazônica e o Cerrado (Figura 2). Segundo Simioni et al. (2021), cerca de 70% da área desta microbacia é ocupada por atividades agropecuárias enquanto o restante é ocupado por florestas e aglomerados urbanos.

O seu rio principal possui uma extensão de 51,17 km e a rede total de cursos d'água somam 135,38 km, com área de drenagem até a seção de controle igual a 441,09 km². A declividade máxima e mínima da microbacia é de 13,59% e 0,0%, respectivamente, com média de 2,27%. A maior cota é de 417 m (região da nascente) e a menor é de 324 m (no exutório da área de drenagem – Figura 1), com altitude média de 378,18 m (Dorneles et al., 2019).

Segundo as classificações de Thornthwaite e Koppen, o clima da região é do tipo B2wA'a' e Aw, respectivamente, com chuvas concentradas no verão/outono (época chuvosa) e deficiências hídricas no inverno/primavera (época seca). A precipitação e a evapotranspiração de referência médias anuais são de 1.974,5 e 1.327,3 mm, respectivamente (Souza et al. 2013).



Figura 1: Seção de estudo na microbacia hidrográfica do rio Caiabi (MBHRC). Fonte: Acervo Próprio, 2022.

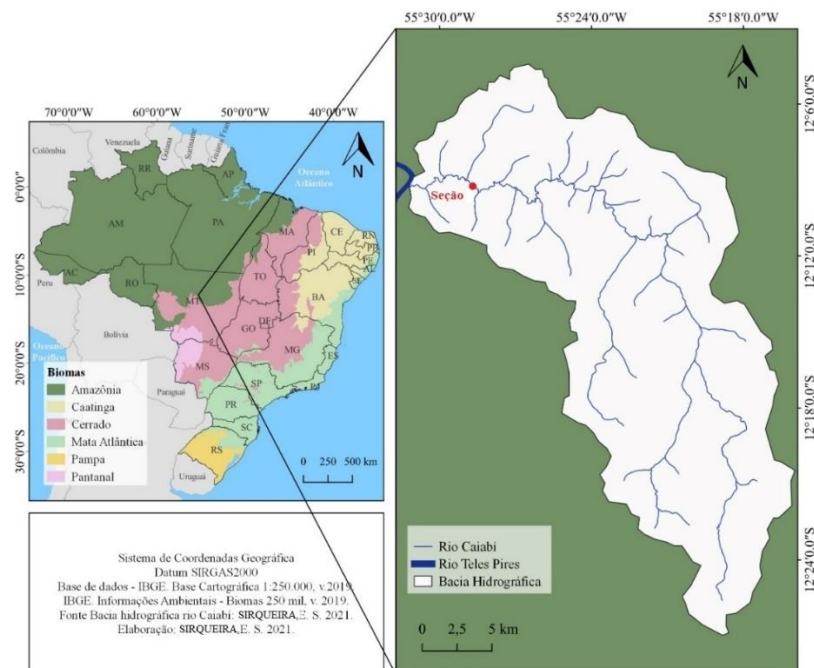


Figura 2: Localização da microbacia hidrográfica do rio Caiabi (MBHRC). Fonte: Acervo Próprio, 2022.

Modelo de cálculo de perda de solo – MUSLE

O modelo MUSLE é expresso pela equação:

$$Y = a. (Q. qp)^b. K. LS. C. P \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

Y é a produção de sedimentos (toneladas);
Q é o volume do escoamento superficial do evento (m^3);
qp é a vazão de pico do evento (m^3/s);
K é o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ ha h} / \text{ha MJ mm}$);
LS é o fator topográfico (adimensional);
C é o uso e manejo do solo (adimensional); e
P são as práticas conservacionistas (adimensional);

a e b são coeficientes de localização.

Volume do escoamento superficial (Q) e vazão de pico (qp)

O escoamento superficial é o componente do ciclo hidrológico mais importante para estudos de aproveitamentos hídricos, dimensionamentos hidráulicos e manejo integrado da bacia hidrográfica. Pode ser dividido em três componentes: escoamento superficial direto, escoamento sub-superficial e escoamento de base (ou subterrâneo). Estes elementos podem ser representados de forma gráfica por meio dos hidrogramas, que apresentam a vazão de um curso d'água ao longo do tempo, sendo possível extrair, de forma aproximada, a parcela do escoamento

superficial direto e do escoamento de base (Mello e Silva, 2013).

Com o monitoramento na sessão de controle da área de estudo, obteve-se dados de diversos eventos (baseados na equação da curva-chave da microbacia do rio Caiabi encontrada por Simioni et al., 2021), os quais foram isolados (hidrogramas) para realizar a separação do escoamento e assim determinar os fatores Q e qp . O fator Q do modelo equivale ao volume de escoamento superficial do evento (m^3) e o fator qp é a vazão de pico gerada pelo evento (m^3/s).

A metodologia apresentada por Mello e Silva (2013), determina que um hidrograma pode ser separado com base nas inflexões A e C. O ponto A é definido visualmente com base na inflexão dos valores de vazão e o ponto C é estabelecido analiticamente calculando-se uma constante de depleção (K) baseada nos últimos valores de vazão, os quais pertencem apenas ao escoamento de base.

Definidos os pontos A e C, traça-se uma reta unindo os pontos. Assim, o escoamento na parte superior da reta corresponde ao escoamento superficial, e o escoamento inferior representa o escoamento de base (Figura 3).

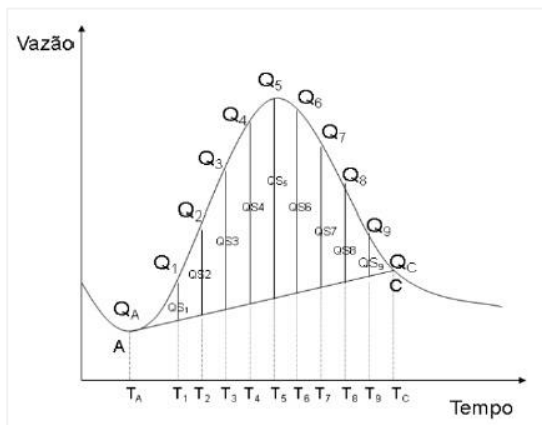


Figura 3: Procedimento linear para separação do escoamento superficial direto. Fonte: Mello e Silva, 2013.

Com base no método dos trapézios, é possível então calcular a área acima da reta AC, e dessa maneira o fator Q do modelo MUSLE é obtido por:

$$Q = \sum_{i=1}^N (Q_{si} \times \Delta t) \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

N é o número de vazões que compõem o escoamento superficial do hidrograma;

Q_{si} é a vazão de escoamento superficial (m^3/s);

Δt é o intervalo de tempo.

A vazão de pico (fator qp) é facilmente identificada no hidrograma, pois trata-se do ponto de maior valor.

É importante ressaltar que para isolar os eventos (hidrogramas), foi necessário calcular o tempo de concentração, que pode ser estimado com base em equações que associam o seu comportamento às variáveis de topografia da microbacia hidrográfica. Desta maneira, empregou-se a equação de Kirpich, que é recomendada para bacias rurais menores que 12.000 km^2 (Queiroz e Alves, 2020).

Fator de Erodibilidade (K)

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2005), a erodibilidade do solo pode ser definida como a sua vulnerabilidade ou suscetibilidade à erosão. Alguns solos são mais suscetíveis a erosão do que outros, mesmo que a chuva, a declividade, a cobertura vegetal e as práticas de manejo sejam as mesmas. Essa diferença está relacionada às propriedades do próprio solo.

De acordo com o mapeamento realizado pela SEPLAN (2000), o solo presente na região da microbacia do rio Caiabi apresenta as características: nas porções de solo próximo a hidrografia classificado como “Latossolo Vermelho-Amarelo”, não pedregosa, não rochosa, Tb (argila de atividade baixa), textura argilosa, Floresta Tropical Subcaducifólio, plano, A moderado; em porções de solo mais afastadas da hidrografia foi classificado como “Latossolo Vermelho-Amarelo, Distrófico e Alico”, não pedregosa, não rochosa, Tb (argila de atividade baixa), textura argilosa, Floresta Equatorial Subcaducifólio, plano, A moderado.

Desta maneira, o fator de erodibilidade do solo (K) para a microbacia de estudo foi determinado a partir da expressão de Bouyoucos (1935), que considera as porcentagens das frações de areia, silte e argila. (Bonifácio et. al, 2017).

$$K = \left(\frac{(\% \text{ areia} + \% \text{ silte})}{\% \text{ argila}} \right) \div 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Assim, por meio de análises das texturas do solo (teores de areia, silte e argila) realizadas na microbacia de estudo, determinou-se o fator K .

Fator Topográfico (LS)

O fator topográfico é um fator que relaciona o comprimento de rampa com o grau de declividade do terreno. Bertoni e Lombardi Neto (2005) apresentaram uma primeira equação para o

cálculo do fato LS em que pressupõe os declives e os comprimentos de rampas essencialmente uniformes, desconsiderando os efeitos de rampas côncavas, convexas e complexas. Em seguida, utilizando os dados das determinações de perdas por solos, obtidos nos principais tipos de solos do Estado de São Paulo, em uma média de 10 anos de observações em talhões de diferentes comprimentos de rampa e de grau de declividade, Bertoni e Lombardi Neto (2005) determinaram uma equação que permite analisar as perdas médias de solos para várias porcentagens de declive e comprimento de rampa.

$$LS = 0,00984 \cdot C^{0,63} \cdot D^{1,18} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que,

C é o comprimento de rampa (m);

D é o grau de declive (%).

Utilizando esta metodologia, para o presente trabalho, o fator topográfico foi obtido a partir da ferramenta de cálculo de um SIG, o QGIS 3.22, por meio de um Modelo Digital de Elevação (MDE).

Uso e Manejo de Solo (C)

O fator de uso e manejo do solo é determinado a partir do grau de cobertura do solo, sendo dependente do estágio de desenvolvimento das culturas. Os valores de abrangência estão entre 0 e 1, sendo os maiores para as culturas que protegem menos, enquanto as plantas que oferecem maior proteção ao solo possuem valores menores, criando menor probabilidade de perdas de solos por erosão (Wischmeier e Smith, 1978).

Desta maneira, por meio de sensoriamento remoto e o método *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), verificou-se o uso e manejo do solo de acordo com o período agrícola dos eventos escolhidos, pois as características temporais das atividades desenvolvidas influenciam diretamente o valor a ser adotado. Aplicou-se a correção no mapa utilizando a equação proposta por Durigon (2014), em que:

$$C = \frac{(-NDVI+1)}{2} \quad (\text{Equação 5})$$

Assim, o fator C pôde ser obtido por meio da média ponderada para a área total da microbacia.

Práticas Conservacionistas (P)

O fator de práticas conservacionistas de suporte (P) representa o efeito de práticas de conservação do solo como preparo e plantio em

contorno (nível) e terraceamento e plantio em faixas em contorno, expressando a relação entre a perda de solo com determinada prática conservacionista e a correspondente perda quando a cultura está implantada no sentido do declive ou morro abaixo (Wischmeier e Smith, 1978). Esse fator varia de 0 a 1, aproximando-se de 0, nos sistemas de manejo conservacionistas, e de 1, para plantio morro abaixo.

Coefficientes de Localização (a e b)

Inicialmente ao desenvolver a MUSLE, Williams (1975), estimou os valores dos coeficientes a e b sendo 11,8 e 0,56, respectivamente, considerando a região original de estudo.

Williams (1975) afirma que estes coeficientes podem variar em função das condições fisiográficas e hidrológicas das bacias, sendo necessário ajustar os valores de a e b de acordo com as características do local de estudo.

Desta maneira, utilizaram-se três metodologias para a obter os valores dos coeficientes a e b: Avanzi *et al.* (2008); Silva *et al.* (2011); e o método dos mínimos quadrados (Felix e Cordeiro Junior, 2019).

Avanzi *et al.* (2008) efetuaram a calibração dos coeficientes a e b com base em dados de monitoramento hidrológico do deflúvio e da vazão de pico, extraídos diretamente dos hidrogramas. E assim, os coeficientes foram estimados com base em regressão linear, fazendo-se:

$$Y = a \cdot X^b \quad (\text{Equação 6})$$

Em que:

$$Y = \frac{A}{K \cdot LS \cdot C \cdot P} \quad (\text{Equação 7})$$

E

$$X = (Q \cdot qp) \quad (\text{Equação 8})$$

Em que:

a e b são coeficientes de localização

A é a produção de sedimento observada (t/dia);

K é o fator de erodibilidade do solo (t ha h/ha MJ mm);

LS é o fator topográfico (adimensional);

C é o uso e manejo do solo (adimensional); e

P são as práticas conservacionistas (adimensional);

Q é o volume do escoamento superficial do evento (m³);

qp é a vazão de pico do evento (m³/s);

Silva et al. (2011), apresenta um método para determinar o valor ideal para o coeficiente a . Uma vez que os fatores K, C, LS e P e as variáveis hidrológicas Q (m³) e qp (m³/s) da equação forem obtidos, e a partir dos dados observados de aporte de sedimento anual na bacia, realiza-se os procedimentos:

- Para cada evento erosivo significativo (dos anos anteriores), divide-se o valor de aporte de sedimento observado (Y_o) pelo resultado da equação 1, sem o coeficiente a . Esse resultado será denominado a' ;
- Obtém-se a média do valor de a' de todos os eventos do ano (denominando de $amod$) e, por último, a média de todos os anos do período de calibração analisado. A média global será denominada de coeficiente a modificado médio ($amod, méd$);
- Por fim, o valor de $amod, méd$ será usado na equação 1 em substituição ao valor de a original da MUSLE para o cálculo de Y em cada evento do período de validação.

O valor do coeficiente b permanece 0,56 (Silva et al., 2011).

Descarga sólida observada ($Q_{ss} = Y_{obs}$)

Em seu estudo na microbacia do rio Caiabi, Simioni et al. (2021) realizou a aquisição de dados referente a quantificação de produção de sedimentos, por meio de monitoramento e idas à campo, baseado na metodologia descrita por Carvalho (2008).

As amostras de suspensão, foram obtidas com o equipamento US DH-48. Em seguida, foram encaminhadas ao Laboratório de Hidráulica da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Campus de Sinop, para determinar a concentração de sedimentos via filtragem à vácuo. Por fim, Simioni et al. (2021) obtiveram um melhor ajuste na equação no modelo exponencial.

$$Q_{ss} = Y_{obs} = 0,6631 \cdot e^{0,2148 \cdot Q} \quad (\text{Equação 9})$$

Em que:

Y_{obs} é a descarga sólida observada (t/dia)

Q é a vazão líquida (m³/s)

Método dos Mínimos Quadrados

O método dos mínimos quadrados (MMQ), foi calculado no software Excel com utilização da ferramenta *solver*, que emprega uma rotina de

ajuste de mínimos quadrados iterativa para produzir a qualidade ideal de ajuste entre dados e função (Coutinho, 2019).

Realizou-se as restrições: Método de solução GRG não linear; precisão de restrição de 0,000001; usando escala automática; convergência 0,001 (GRG não linear); encaminhar derivativos; propagação aleatória com limites necessários em variáveis.

Avaliação Estatística

Baseado nas propostas de Hallak e Pereira Filho (2011), Brighenti et al. (2016) e Espírito-Santo e Daniel (2018) a avaliação da eficiência do modelo foi realizada por meio dos seguintes parâmetros estatísticos:

- Erro médio absoluto (MAE):

$$MAE = \frac{\sum |Y_{obs} - Y_{est}|}{n} \quad (\text{Equação 10})$$

- Raiz do quadrado médio do erro (RMSE):

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum (Y_{obs} - Y_{est})^2}{n}} \quad (\text{Equação 11})$$

- Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE):

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum (Y_{obs} - Y_{est})^2}{\sum (Y_{obs} - \bar{Y}_{obs})^2} \right] \quad (\text{Equação 12})$$

- Coeficiente de Determinação (R^2):

$$R^2 = \left(\frac{\sum (Y_{obs} - \bar{Y}_{obs})(Y_{est} - \bar{Y}_{est})}{\sqrt{\sum (Y_{obs} - \bar{Y}_{obs})^2} \sqrt{\sum (Y_{est} - \bar{Y}_{est})^2}} \right)^2 \quad (\text{Equação 13})$$

- Percent bias (PBIAS):

$$PBIAS = \frac{\sum (Y_{obs} - Y_{est})}{\sum Y_{obs}} \cdot 100 \quad (\text{Equação 14})$$

Em que:

Y_{obs} : valor observado à campo

Y_{est} : valor estimado pelo modelo

n : número total de pares de valores observados e estimados

$\bar{Y}_{obs}$: média dos valores observados

$\bar{Y}_{est}$: média dos valores estimados

Em relação ao Erro médio absoluto (MAE) e a Raiz do quadrado médio do Erro (RMSE), Hallak e Pereira Filho (2011) afirmam que para uma simulação ser considerada boa, a diferença sistemática deve se aproximar a zero, e apesar de não apresentar valor máximo, quanto maior esse número, pior o modelo.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) pode variar entre negativo infinito a 1, sendo o valor 1 indicativo de um perfeito ajuste (Brighenti et al, 2016). Conforme Silva et al. (2008), quando o valor de NSE resultar maior que 0,75, o desempenho do modelo é considerado bom. Para valores de NSE entre 0,36 e 0,75, o desempenho é considerado aceitável, enquanto valores de NSE inferiores a 0,36 fazem com que o modelo seja julgado como inaceitável.

Espírito-Santo e Daniel (2018), afirmam que o valor teórico mínimo de R^2 é de 0% e o máximo de 100%, ou seja, o intervalo do coeficiente de determinação está entre 0 e 1 e descreve quanto da dispersão observada é explicada pela estimada. Um modelo irá resultar em bons valores se R^2 for próximo de 1. Contudo, é aconselhável considerar informações adicionais para a validação do modelo.

O Percent *bias* (PBIAS) avalia a tendência que a média dos valores simulados tem em relação aos observados. O valor ideal do PBIAS é 0 (zero), valores positivos indicam uma subestimação do modelo, e valores negativos superestimação (Brighenti et al., 2016).

Para a análise de sedimentos, Moriasi et al., 2007 apresentam que o valor de PBIAS deve ser menor que $\pm 15\%$ para considerar o desempenho do modelo como muito bom; entre $\pm 15\%$ e $\pm 30\%$, considera-se como bom; entre $\pm 30\%$ e $\pm 55\%$, avalia-se como satisfatório; e valores de PBIAS acima de $\pm 55\%$, deve-se considerar o modelo como insatisfatório.

Por meio das metodologias de avaliação estatísticas propostas, realizou-se a calibração e a validação do modelo empregado, divididas a base de dados da seguinte maneira: 70-30%; 50-50%; 30%-70% (calibração-validação).

Resultados

Volume do escoamento superficial (Q) e vazão de pico (qp)

O tempo de concentração calculado para a microbacia do rio Caiabi, de acordo com a proposta de Kirpich resultou em aproximadamente 16 horas. Desta maneira, buscou-se analisar eventos que estivessem apresentado hidrograma de cheia com tempo de base em torno de 1 dia, compreendendo o tempo de concentração.

Realizou-se a análise de 36 eventos dos anos de 2016 a 2020, sendo 13 eventos de 2016, 8 eventos de 2017, 6 eventos de 2018, 5 eventos de 2019 e 4 eventos de 2020 (Tabela 1).

Tabela 1: Eventos escolhidos na MBHRC com geração de hidrograma apresentando tempo de base, volume de escoamento superficial e vazão de pico

Eventos	Data	tb (hora)	Q (m³)	qp (m³/s)
1	04/01/2016	23	13.973,23	6,64
2	06/01/2016	19	6.356,83	6,85
3	29/01/2016	13	7.252,75	7,76
4	20/02/2016	16	3.463,13	6,09
5	21/02/2016	23	16.525,41	6,39
6	22/02/2016	6	5.931,23	6,64
7	06/03/2016	10	13.500,60	8,05
8	10/03/2016	20	29.060,94	10,80
9	11/04/2016	24	16.209,18	9,83
10	30/05/2016	14	3.518,33	6,24
11	26/06/2016	21	1.748,01	5,60
12	21/07/2016	22	3.517,76	5,08
13	28/08/2016	17	6.418,21	4,81
14	08/01/2017	25	5.742,05	6,26
15	23/01/2017	17	23.297,96	12,08
16	01/02/2017	19	14.650,81	9,89
17	14/02/2017	17	39.682,24	14,39
18	21/03/2017	20	13.362,52	11,48
19	14/05/2017	15	5.318,84	7,17
20	31/05/2017	6	6.484,06	7,31
21	15/07/2017	20	1.361,75	5,50
22	08/01/2018	18	8.963,36	7,74
23	22/02/2018	20	18.827,94	11,78
24	18/08/2018	26	6.164,96	6,60
25	22/08/2018	27	3.820,36	6,09
26	22/11/2018	13	4.939,23	9,11
27	24/12/2018	7	2.828,07	9,26
28	11/01/2019	24	34.664,05	12,57
29	21/02/2019	20	48.483,06	15,78
30	27/02/2019	18	40.060,19	15,31
31	16/03/2019	20	39.133,46	14,19
32	10/04/2019	23	168.401,39	18,01
33	20/01/2020	16	18.340,32	9,15
34	12/02/2020	21	6.229,27	10,31
35	15/02/2020	20	16.834,73	9,70
36	21/02/2020	13	12.400,84	11,67

Legenda: tb: tempo de duração do escoamento superficial do hidrograma; Q: volume de escoamento superficial; e qp: vazão de pico.

Fonte: Acervo Próprio, 2022

Os valores obtidos para a vazão de pico estão entre 4,81 m³/s (evento 13 - 28/08/2016) e 18,01 m³/s (evento 32 - 10/04/2019) e o volume de

escoamento abrange valores de 1.361,75 m³ (evento 21 - 15/07/2017) a 168.401,39 m³ (evento 32 - 10/04/2019).

Fator de Erodibilidade (K)

A metodologia proposta por Bouyoucos está baseada nas características físicas do solo, e assim obtém o fator de erodibilidade (K) de acordo com as porcentagens de argila, areia e silte identificados na área de estudo.

Desta maneira, realizando coletas a campo e procedimentos laboratoriais, Oliveira (2021), obteve os valores do fator K (Tabela 2) para cada área da microbacia (nascente, médio e foz):

Tabela 2: Fator de Erodibilidade (K) para pontos e usos do solo na MBHRC (t ha h / ha MJ mm).

MBHR CAIABI				
	Camada	Mata	Lavoura	Pastagem
Nascente	0-10	0,020	0,024	0,018
Médio	0-10	0,014	0,046	0,018
Foz	0-10	0,099	0,054	0,078

Fonte: Oliveira, 2021

Desta maneira, a classificação de cobertura foi realizada no QGIS 3.22, no método supervisionado semiautomático, com imagens do Sentinel-2 de datas próximas aos eventos escolhidos. Após a classificação, o fator K foi obtido com a média ponderada da área de cada cobertura para os anos de análise (2016-2020). Assim, resultou em um valor final de 0,041 (t ha h / ha MJ mm).

Fator Topográfico (LS)

Utilizando a metodologia proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2005), o fator topográfico foi obtido a partir da ferramenta calculadora *raster* do QGIS 3.22, por meio de um Modelo Digital de Elevação (MDE).

A imagem foi adquirida em SRTM com resolução de 30 m (versão 3), do Serviço Geológico dos Estados Unidos (U.S. Geological Survey - USGS).

Desta forma, o fator topográfico (LS) para a microbacia resultou em um valor de 3,4199.

Uso e Manejo de Solo (C)

O uso e manejo do solo (fator C) foi determinado por meio de sensoriamento remoto e o método *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). As imagens utilizadas foram do Sentinel-

2 de datas próximas aos eventos escolhidos, e o cálculo foi realizado no software QGIS 3.22.

Aplicou-se a correção nos mapas utilizando a equação proposta por Durigon (2014), assim, o fator C pôde ser obtido por meio da média ponderada para a área total da microbacia (Tabela 3).

Tabela 3: Fator de uso e manejo do solo (C) da MBHRC de acordo com os eventos

Eventos	Fator C
1, 2 e 3	0,1200
4, 5, 6, 7 e 8	0,1731
9, 10, 11, 12 e 13	0,2840
14, 15, 16, 17 e 18	0,1453
19, 20 e 21	0,1249
22, 23, 24 e 25	0,1719
26 e 27	0,2952
28, 29 e 30	0,1477
31 e 32	0,1118
33, 34, 35 e 36	0,1884

Legenda: Fator C - uso e manejo do solo

Fonte: Acervo Próprio, 2021

Os valores do fator C encontrados variaram de 0,1118 a 0,2952. Observou-se que para os eventos com datas no início do ano, os valores são menores, pois de acordo com o calendário agrícola é o período em que a cultura se encontra com uma cobertura que dificulta a erosão hídrica.

Práticas Conservacionistas (P)

Para o fator P, em função do desconhecimento de medidas conservacionistas na microbacia, adotou-se o valor de 1 para todos os eventos de análise, indicando a potencialidade de perdas em função da ausência de práticas conservacionistas para a microbacia de estudo.

Coeficientes de Localização (a e b)

Em posse dos fatores Q, qp, K, LS, C, P, da MUSLE e da descarga sólida observada, foi possível então, calcular novos coeficientes de localização *a* e *b* de acordo com as metodologias propostas: Avanzi *et al.* (2008); Silva *et al.* (2011); e método dos mínimos quadrados. E também com diferentes percentuais de distribuição dos dados para calibração e validação (70-30%; 50-50%; 30%-70%), obteve-se valores dos coeficientes de localização, apresentados na Tabela 4:

Tabela 4: Valores de a e b obtidos de acordo com as metodologias adotadas e da distribuição dos dados para calibração-validação

Metodologias	Coeficientes	
	a	b
Avanzi <i>et al.</i> , 2008 (70-30%)	0,5967	0,5042
Avanzi <i>et al.</i> , 2008 (50-50%)	0,1808	0,6033
Avanzi <i>et al.</i> , 2008 (30-70%)	2,0368	0,3788
Silva <i>et al.</i> , 2011 (70-30%)	0,3481	0,5600
Silva <i>et al.</i> , 2011 (50-50%)	0,3120	0,5600
Silva <i>et al.</i> , 2011 (30-70%)	0,2949	0,5600
Método dos mínimos quadrados (70-30%)	0,0066	0,8470
Método dos mínimos quadrados (50-50%)	0,0044	0,8774
Método dos mínimos quadrados (30-70%)	0,0180	0,7405

Legenda: a e b - coeficientes de localização

Fonte: Acervo Próprio, 2022

É possível observar que, em todas as metodologias, os novos coeficientes de localização calibrados resultaram em valores muito menores comparados com os coeficientes originais da MUSLE (a :11,8 e b :0,56). O que interfere no resultado final da perda de solo (Y), uma vez que o fator a é diretamente proporcional na equação do modelo.

Perda de Solo pela MUSLE (Y)

Em posse de todos os fatores e dados hidrológicos dos eventos selecionados, calculou-se a perda de solo pela MUSLE (Willians, 1975). Realizou-se um primeiro cálculo com os coeficientes de localização (a e b) originais e posteriormente, calculou-se com os coeficientes obtidos para a microbacia de estudo.

Comparando com os valores da perda de solo estimada pela MUSLE (Y_{est}) com a descarga sólida Q_{ss} observada (Y_{obs}) por meio da fórmula proposta por Simioni *et al.* (2021), é possível verificar uma superestimação da perda, se usado os coeficientes originais. Resultou-se em eventos que apresentaram valores observados muito menores que os estimados pela equação da MUSLE.

Realizou-se então a estimativa da perda de solo com os novos coeficientes de localização obtidos nas diferentes metodologias e em diferentes porcentagens de dados usados na calibração.

Com os coeficientes a e b obtidos pela metodologia de Avanzi *et al.* (2008), os valores da perda de solo variaram de 1,10 t/dia a 18,28 t/dia (70-30%), 0,86 t/dia a 23,68 t/dia (50-50%) e 1,23 t/dia a 12,85 t/dia (30-70%).

Para a metodologia proposta por Silva *et al.* (2011), os coeficientes a e b geraram perdas de solo que variaram de 1,06 t/dia a 24,52 t/dia (70-30%), 0,98 t/dia a 22,63 t/dia (50-50%) e 0,90 t/dia a 20,78 t/dia (30-70%).

Os coeficientes de localização encontrados por meio do método dos mínimos quadrados resultaram em perdas de solo que variaram de 0,26 t/dia a 33,83 t/dia (70-30%), 0,24 t/dia a 34,30 t/dia (50-50%) e 0,27 t/dia a 18,78 t/dia (30-70%).

Ao observar as perdas de solo estimada em geral, salvo a metodologia de Avanzi *et al.* (2008) nas porcentagens de calibração-validação de 30-70%, os menores valores de perda de solo estimada foram no mesmo evento em que o volume de escoamento resultou no menor valor: 1.361,75 m³ (evento 21 - 15/07/2017). E o maior valor de perda de solo estimada foi no mesmo evento em que o volume de escoamento resultou no maior valor: 168.401,39 m³ (evento 32 - 10/04/2019).

Portanto, constata-se que no estudo em questão, o fator Q (volume de escoamento superficial) está diretamente ligado com a produção de sedimentos, uma vez que ao analisar os outros fatores, observou-se: para os fatores K , LS e P não há variação entre os eventos; o fator C apresenta uma variação muito pequena (de 0,1118 a 0,2952); e quanto a vazão de pico, apesar de apresentar o maior valor de qp no mesmo evento da maior perda de solo (evento 32), o evento que apresenta menor valor de qp (evento 13) não condiz com o evento que apresenta menor perda de solo (evento 21).

Avaliação Estatística

Para a calibração e validação da modelagem MUSLE na microbacia, a avaliação estatística foi auferida por meio do Erro médio absoluto (MAE), Raiz do quadrado médio do erro (RMSE), Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), Coeficiente de determinação (R^2) e Percent *bias* (PBIAS), resultando nos valores apresentados na Tabela 5:

Tabela 5: Avaliação estatística de acordo com diferentes metodologias adotadas e diferentes percentuais de dados usados para calibração-validação, na obtenção dos novos valores dos coeficientes de localização a e b.

METODOLOGIA:		AVANZI ET AL. (2008)			SILVA ET AL. (2011)			MÉTODO DOS MÍNIMOS QUADRADOS		
Calibração - Validação (%)		70-30%	50-50%	30-70%	70-30%	50-50%	30-70%	70-30%	50-50%	30-70%
CALIBRAÇÃO	NSE	-0,255	0,026	-4,531	0,455	0,614	-0,045	0,895	0,905	0,877
	MAE	2,190	2,191	2,128	2,684	2,379	2,688	1,450	1,427	1,157
	RMSE	3,274	3,146	3,203	3,810	3,422	3,768	1,670	1,699	1,292
	R ²	0,653	0,754	0,422	0,913	0,913	0,928	0,946	0,951	0,937
	PBIAS	-42,574	-40,791	-59,488	-57,815	-46,782	-76,239	14,538	12,711	16,174
VALIDAÇÃO	NSE	0,426	0,730	0,108	0,872	0,860	0,869	0,964	0,953	0,803
	MAE	5,248	2,899	4,066	4,260	3,283	2,722	2,123	2,060	3,344
	RMSE	6,210	3,622	6,268	5,064	4,245	3,766	2,696	2,468	4,623
	R ²	0,721	0,860	0,370	0,935	0,928	0,934	0,983	0,977	0,982
	PBIAS	4,724	-3,945	22,790	-12,416	-4,733	-0,546	11,139	15,999	41,439
Coeficientes de Localização	a	0,5967	0,1808	2,0368	0,34807	0,3120	0,29489	0,0066	0,0044	0,0180
	b	0,5042	0,6033	0,3788	0,5600	0,5600	0,5600	0,8470	0,8774	0,7405

Legenda: NSE: Coeficiente de Nash-Sutcliffe; MAE: Erro médio absoluto; RMSE: Raiz do quadrado médio do Erro; R²: Coeficiente de Determinação; PBIAS: Percent bias (%); ■: Valores de melhores ajustes; ■: Valores de ajustes insatisfatórios.

Fonte: Acervo Próprio, 2022

Quanto ao Erro médio absoluto (MAE) e a Raiz do quadrado médio do erro (RMSE), em sua maioria, resultaram em valores que podem ser considerados pequenos, uma vez que essas medidas têm como parâmetro apresentar valor mínimo 0 e não apresentam valor máximo.

Sabe-se que quanto maior esse número, pior o modelo, e desta maneira, verificou-se que os menores valores para MAE e RMSE, na calibração foram para os coeficientes de localização obtidos pelo método dos mínimos quadrados nas porcentagens de 30-70% e na validação para os coeficientes de localização obtidos pelo método dos mínimos quadrados nas porcentagens de 50-50%.

Para ao coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) o valor 1 indica um perfeito ajuste, mas valores maiores que 0,75, demonstram que o desempenho do modelo é considerado bom. Desta maneira, verificou-se que a metodologia em que os coeficientes de localização foram obtidos pelo método dos mínimos quadrados, apresentaram bons ajustes em todas as porcentagens de

calibração-validação, com valores de NSE acima de 0,80. A metodologia de Silva et al. (2011), apresentou valores aceitáveis na calibração de 70-30% e 50-50% (NSE = 0,455 e 0,614 respectivamente), contudo, na calibração de 30-70% o valor obtido não apresentou bom desempenho (NSE = -0,045). Quanto a metodologia de Avanzi et al. (2008), nenhum valor encontrado foi aceitável (todos os NSE abaixo de 0,36).

O ajuste do coeficiente de determinação (R²) deve resultar valores entre 0 e 1, e um modelo irá resultar em bons valores se R² for próximo de 1. Desta maneira, os resultados demonstraram que os coeficientes de localização obtidos tanto pela metodologia proposta por Silva et al. (2011) quanto pelo método dos mínimos quadrados, apresentaram valores de R² próximos de 1, indicando um bom ajuste para a calibração e validação do modelo (R² de 0,913 a 0,983).

Já para a metodologia de Avanzi et al. (2008), foram obtidos alguns valores de R² (nas

porcentagens de calibração-validação de 70-30% e de 50-50%) que demonstram baixa dispersão dos dados (com valores R^2 entre 0,653 a 0,860). Porém, os resultados obtidos por esta metodologia ficam comprometidos, uma vez que, ao realizar a avaliação estatística em geral, os valores de NSE foram insatisfatórios (todos negativos).

Ao analisar os valores obtidos pelo Percent bias (PBIAS) na calibração e validação, verificou-se que o método dos mínimos quadrados resultou em valores que podem ser classificados em “muito bom” até “satisfatório” (PBIAS entre 11,139% a 41,439%), com valores positivos indicando que houve uma pequena subestimação pelo modelo.

Para a metodologia proposta por Avanzi *et al.* (2008), observou-se que os coeficientes de localização obtidos resultaram em uma superestimação da produção de sedimentos nas porcentagens de avaliação (calibração-validação), uma vez que os valores resultados de PBIAS foram negativos. Também foi observado que nas porcentagens de calibração de 70-30% e 50-50%, a análise do modelo pode ser considerada como “satisfatória”, já para a porcentagem de 30-70%, deve ser considerada como “insatisfatória”.

Quanto aos coeficientes de localização obtidos pela metodologia proposta por Silva *et al.* (2011), a produção de sedimentos resultou em valores estatísticos de calibração que podem ser considerados como “satisfatório” apenas na porcentagem de 50-50% (PBIAS= -46,782%), já nas demais porcentagens, os valores indicam que a superestimação torna o modelo “insatisfatório” (PBIAS acima de 55%).

Em uma análise geral dos resultados estatísticos, é possível verificar que os melhores ajustes resultantes foram com os coeficientes de localização obtidos por meio do método dos mínimos quadrados. Em que os coeficientes a e b foram de 0,0066 e 0,8470 (70-30%); 0,0053 e 0,8632 (50-50%); e 0,18 e 0,7405 (30-70%), respectivamente.

Realizou-se então uma nova avaliação dos dados, onde eventos com tempo de duração menores de 10 horas (eventos 6, 20 e 27) foram excluídos da análise, afim de verificar se os ajustes dos novos coeficientes de localização apresentariam uma mudança significativa. Observou-se que apesar de a metodologia de Avanzi *et al.* (2008) obter valores positivos para o NSE (70-30% e 50-50%), ainda assim, os valores não foram satisfatórios (todos abaixo de 0,36). Houve também uma piora no ajuste do método dos mínimos quadrados na calibração-validação de 30-

70%, onde o valor de NSE da validação passou de 0,803 para 0,662.

Ao utilizar apenas 20 eventos que apresentaram os maiores valores de volume do escoamento, os dados estatísticos obtiveram algumas mudanças: para a metodologia de Silva *et al.* (2011) e para o método dos mínimos quadrados, os novos valores NSE tanto para calibração como para validação resultaram em melhores ajustes (NSE de 0,547 a 0,958). O mesmo foi verificado para a metodologia proposta por Avanzi *et al.* (2008), onde a validação evidenciou NSE = 0,878 (70-30%) e NSE = 0,84 (50-50%).

É importante destacar que apesar de o tempo de duração de um evento ser determinante na separação dos hidrogramas, verificou-se que para o estudo em questão, o volume do escoamento (m^3) de um evento é o fator que apresenta maior interferência na perda de solos e consequentemente nos resultados da avaliação estatísticas dos coeficientes de localização. Todavia, os demais fatores do modelo MUSLE também são essenciais para obter os coeficientes de localização (a e b) e realizar sua calibração e validação.

Discussão

Ao realizar a análise do fator de erodibilidade (K), obteve-se um valor resultante de 0,041 ($t\ ha\ h/ha\ MJ\ mm$). Em seu estudo na MBHRC, Dorneles *et al.* (2019) apresentaram um mapeamento para o fator de erodibilidade do solo (K) com valores que variaram de 0,006 a 0,049, sendo, os maiores valores encontrados na região do exutório da microbacia hidrográfica, podendo estar associado ao fato dessas áreas serem mais arenosas que as demais. Na maior parte da MBHRC os valores de erodibilidade do solo estão na faixa de 0,006 – 0,010, incluindo a região da nascente do rio Caiabi e mais da metade das nascentes dos seus afluentes.

Segundo a SEPLAN (2000) a partir de dados de 59 perfis de solos coletados no estado de Mato Grosso, os valores médios da erodibilidade dos solos (fator K) do Latossolo vermelho-amarelo com textura argilosa variam de 0,040 a 0,080 (de acordo com os horizontes). Isso demonstra uma concordância entre o valor encontrado para o coeficiente K com o tipo de solo da região.

Para o uso e manejo de solo (fator C), observou-se que os maiores valores de NDVI apresentados foram para o uso do solo por agricultura e pastagem, e os menores valores pela ocupação de floresta. Esta mesma dinâmica foi

observada por Tanyas *et al.* (2015) e Dorneles *et al.* (2019).

O uso e manejo do solo influencia significativamente o potencial natural e a perda do solo. Duarte *et al.* (2021) em seu estudo na bacia hidrográfica do rio Juma, no sul do estado do Amazonas, verificaram que a perda do solo se destacou em áreas mais expostas, já em locais com a presença de cobertura vegetal, o cenário de perda é significativamente alterado onde em algumas áreas esse índice se aproxima zero. Junior *et al.* (2022) também concluíram em todos os métodos de sua pesquisa que tanto as regiões de “terras cultivadas” e “solo exposto” tendem a ter maior taxa de perda de solo, portanto, a maior suscetibilidade à erosão, com destaque para as áreas de pastagem. No estudo realizado por Silva *et al.* (2021) na bacia hidrográfica do rio das Mortes (MG), observou-se que a pastagem representa a principal classe de uso do solo na região estudada, ocasionando, principalmente, supressão da vegetação nativa e compactação do solo devido ao pastoreio dos animais, de forma que, essa alteração da cobertura vegetal rompe o estado de equilíbrio dinâmico e acelera os processos erosivos. Antoneli *et al.* (2021) ao estudarem a perda de solo ao longo do cultivo de cebola em Irati, Brasil, concluíram que a ocorrência de escoamento superficial e erosão do solo estava relacionada com o aumento da compactação do solo ao longo do ciclo provocado pela passagem repetida de máquinas pesadas e trabalhadores para aplicação de herbicidas e fertilizantes. Desta maneira, reforça-se a importância exercida pela cobertura vegetal natural diante do uso e manejo do solo.

Para o estudo em questão, os valores da perda de solo estimada pela MUSLE (Y_{est}) comparados com a descarga sólida Q_{ss} observada (Y_{obs}) por meio da fórmula proposta por Simioni *et al.* (2021), verificou-se uma superestimação da perda, se usado os coeficientes originais.

Esta tendência de superestimação da perda de solo também foi observado por outros autores: Sadeghi *et al.* (2007), na microbacia de Hinotani-ike localizada na província de Mie, região central do Japão; Noor *et al.* (2012) na bacia hidrográfica de Kojour, no Irã; Odongo *et al.* (2013) na bacia hidrográfica Malewa no Quênia; Gwapedza *et al.* (2020) na bacia hidrográfica do rio Inxu na Província do Cabo Oriental da África do Sul; Dorneles (2020) na sub-bacia hidrográfica do arroio Cadeia, localizada no sul do estado do Rio Grande do Sul, Brasil; Nkwasa *et al.* (2022) na bacia do Nilo, no nordeste da África.

Os autores discutem, que a diferença entre os valores de produção de sedimentos medidos e estimados pela MUSLE, pode ser atribuída ao tamanho da bacia, que são para além das condições sob as quais a MUSLE foi originalmente desenvolvida (área máxima de aproximadamente 17 km²) (Williams, 1975).

Nesse sentido, pode-se discutir a existência de uma tendência de que aumentando a área de drenagem, diminui-se a taxa de entrega de sedimentos (SDR), ou seja, existe uma maior deposição de sedimentos ao longo da bacia maior. (Dorneles, 2020). Isto também pode ocorrer na microbacia do rio Caiabi, uma vez que possui uma área de 441,09 km², sendo aproximadamente 26 vezes maior que a bacia de estudo original.

Ao realizar a estimativa da perda de solo com os novos coeficientes de localização, obtidos nas diferentes metodologias e em diferentes porcentagens de dados usados na calibração, observou-se que os menores valores perdas de solo estimada foram no mesmo evento em que o volume de escoamento resultou no menor valor.

Isso demonstra que, no estudo em questão, o fator Q (volume de escoamento superficial) está diretamente ligado com a produção de sedimentos. Schultz *et al.* (2013) verificaram que as condições hidrológicas, podem influenciar bastante na taxa de erosão em uma bacia hidrográfica, já que as áreas de maior produção de sedimentos, geralmente, são as que possuem maior escoamento superficial.

Por meio da análise estatística, comprovou-se que a perda de solo estimada pela MUSLE pode apresentar bons ajustes com os valores observados, desde que os coeficientes estejam ajustados para a área de estudo, assim como verificado em outras pesquisas. Dorneles (2020) em seu estudo na sub-bacia hidrográfica do arroio Cadeia, Rio Grande do Sul, Brasil, concluiu que o modelo MUSLE apresentou estimativas adequadas, uma vez que os valores de NSE obtidos para os cenários analisados estavam no entre 0,36 a 0,75, considerado aceitável. Gwapedza *et al.* (2020) observaram que o modelo MUSLE calibrado para a bacia do rio Inxu (Sul África) produziu um ajuste estatístico relativamente bom quando comparado aos dados observados (NSE = 0,76).

Observando estes exemplos, constata-se que o modelo MUSLE apresenta vantagens de uso prático, permitindo ser atualizado constantemente à medida que mais dados de vazão e perdas de solo forem sendo obtidos, sendo incorporados ao modelo, aumentando sua confiabilidade (Dorneles, 2020).

Podemos ainda verificar que, ao comparar os coeficientes de localização a obtidos em todas as porcentagens (calibração-validação), estes foram muito menores que o proposto por Williams (1975). Como a MBHRC é aproximadamente 26 vezes maior que a bacia original do estudo, sua taxa de entrega de sedimentos (SDR) tende a ser menor. Ou seja, quando a área de drenagem é maior ocorre uma deposição de sedimentos ao longo da bacia. Desta maneira, os coeficientes a obtidos são pequenos, pois sua multiplicação (na MUSLE) é diretamente proporcional a estimativa da perda de solo.

A pesquisa também comprova que, ao usar o modelo MUSLE para a estimativa da produção de sedimentos, é necessário obter os fatores adequados para a bacia de estudo, pois eles dependem da topografia do local (LS), análise do uso e manejo do solo (C e P), questões físicas do solo da região (K) e os fatores hidrológicos (Q e qp). De maneira geral, observou-se que o fator que apresentou uma grande interferência na perda de solo foi o volume de escoamento superficial (Q), pois os eventos de maiores volumes de escoamento superficial resultaram na maior produção de sedimentos. E ainda, ratificando esses resultados, obteve-se melhores ajustes para o modelo ao se analisar os 20 eventos com os maiores volumes de escoamento.

Por fim, entende-se que os fatores da equação da MUSLE, calibrados e validados para o local de estudo, auxiliarão no planejamento dos sistemas de produção agropecuários, órgãos fiscalizadores, instituições e empresas usuárias dos recursos hídricos atuantes na microbacia hidrográfica do rio Caiabi, viabilizando práticas conservacionistas e ambientais na região.

Pinto et al. (2020) ressaltam que a perda de solo pode comprometer a sua capacidade produtiva, por isso as estimativas das taxas de perdas de solo por erosão hídrica podem ser ferramentas auxiliares essenciais para definição das medidas mitigadoras e, consequentemente, para contribuir com a manutenção da capacidade produtiva dos solos e com a prestação de serviços ambientais e ecossistêmicos.

Diante da complexidade do assunto, é fundamental que a sociedade esteja atenta às mudanças ambientais e disposta a traçar e executar estratégias de conservação do solo. Ainda que vários estudos venham a ser desenvolvidos apontando cenários futuros de erosividade e perda de solos, a conscientização dos agricultores é essencial para garantir que a pesquisa seja, de fato, aplicada (Kiefer et al., 2021), pois a tomada de

decisão para o planejamento conservacionista do uso da terra pelos produtores rurais, órgãos de extensão rural e gestores ambiental, bem como otimizar a fiscalização nas formas de uso e ocupação do solo, contribuem para o bem socioeconômico e ambiental (Melo et al., 2021).

Conclusões

Conclui-se que os valores dos coeficientes de localização a e b originais da MUSLE, resultaram em uma superestimação da produção de sedimentos.

Os procedimentos de calibração e validação dos coeficientes de localização da MUSLE para a área de estudo que geraram os melhores ajustes estatísticos foram os encontrados pelo método dos mínimos quadrados, e sendo os coeficientes a e b de 0,0066 e 0,8470 (70%-30%); 0,0044 e 0,8774 (50%-50%); e 0,18 e 0,7405 (30%-70%), respectivamente (% dados calibração - % dados validação).

O fator do modelo da MUSLE que apresentou uma grande interferência na perda de solo foi o volume de escoamento superficial (Q).

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCAM), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT), pelo apoio financeiro por meio do Edital FAPEMAT – Nº 042/2016 Universal – Processo Nº: 0106570/2017, bem como pelo apoio do projeto CAPES/ANA – PROCESSO Nº 88887.144957/2017-00.

Referências:

- Antoneli, V.; Paula, E. C.; Bednarz, J. A.; Comino, J. R. Pulidp, M. Soil and water losses along the cultivation cycle of onion in Irati, Brazil. *Revista Catena*, Volume 204, 105439. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105439>
- Avanzi, J. C.; Silva, M. L. N.; Curi N.; Mello, C. R. de Fonseca, S. (2008). Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.12, n.6, p.563–569. Campina Grande, PB, UAEAg/UFCG. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000600001>

- Bertoni, J.; Lombardi N. (2005). Conservação do solo. São Paulo: Ícone.
- Blainski, E.; Acosta, E.; Nogueira, P.C.P., 2017. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. *Revista Ambiente e Água* 12, 226 – 237. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1951>
- Bonifácio, C. M., Silveira, H., & Nóbrega, M. T. (2017). Espacialização e tolerância à perda de solo na Unidade Hidrográfica do Piraponema - PR. *Periódico eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, pp. 83-93. ISSN 1980-0827. 13, Disponível em: <https://doi.org/10.17271/1980082713320171691>
- Bouyoucos, G. J. (1935). The Clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. *Journal of the American Society of Agronomy*, 27: 738-741.
- Brighenti, T. M.; Bonumá, N. B.; Cheffe, P. L. B. (2016). Calibração hierárquica do modelo swat em uma bacia hidrográfica Catarinense. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. ISSN 2318-0331. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p53-64>
- Carneiro, A. F. S.; Faria, K. M. S.; Rosa, L. E. (2021). Perda de solos em bacias hidrográficas da microrregião do Vão do Paraná – GO. *Revista Boletim de Geografia*. ISSN: 2176-4786. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v39.a2021.e61356>
- Carvalho, N. d. (2008). Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro: Interciência
- Coutinho E. S. S. (2019). Modelagem populacional utilizando regressões com Solver: aplicação para Petrópolis/RJ, *Revista REMAT*, V. 5, n. 2, p. 225-240. Disponível em: <http://orcid.org/0000-0002-3850-3178>,
- Dorneles, J. I.; Almeida, F. T.; Zolin C. A.; Souza A. P.; Schneider R. M. (2019). Avaliação de diferentes cenários na produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica amazônica. *Revista Gaia Scientia*. Volume 13 (4): 42-55. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/index.php/gaia/article/view/44250/29678>
- Dorneles, V. R. (2020). Aplicabilidade de curvas-chave para modelagem de produção de sedimentos a partir da Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE). Universidade Federal de Pelotas, RS. Disponível em: <http://guaiaca.ufpel.edu.br:8080/handle/prefix/7501>
- Duarte, M. L.; Filho, E. P. S.; Costa, H. S.; Silva, T. A. (2021). Soil Erosion Assessment Using RUSLE Model and GIS in Juma Watershed, Southern Amazonas State. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.14, n.05, 2931-2945. ISSN:1984-2295. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/247843>
- Durigon, V., Carvalho, D., Antunes, M., Oliveira, P., & Fernandes, M. (2014). NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical Watershed. *International Journal of Remote Sensing*, 441-453. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.871081>
- EMBRAPA, E. B. (Outubro de 2021). *Embrapa Soja*. Fonte: Embrapa: <https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>
- Espírito-Santo H.; Daniel F., (2018). Calcular e apresentar tamanhos do efeito em trabalhos científicos (3): Guia para reportar os tamanhos do efeito para análises de regressão e ANOVAs. *Revista Portuguesa de Investigação Comportamental e Social*, 4, 43-60. Disponível em: 10.7342/ismt.rpics.2018.4.1.72.
- Ferreira, M. C.; Lopes, J. F. (2020). O Crescimento Populacional e os Impactos Ambientais. *Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento*. Ano 05, Ed. 06, Vol. 02, pp. 188-195. Junho de 2020. ISSN: 2448-0959. Disponível em: <https://www.nucleodoconhecimento.com.br/meio-ambiente/crescimento-populacional>
- Felix F. E. F.; Cordeiro Junior, R. M. (2019). O Método dos Mínimos Quadrados Aplicado ao Ajuste de Curvas. *Revista Hipátia*. V. 4, n. 2. Disponível em: <https://ojs.ifsp.edu.br/index.php/hipatia/article/view/949>
- Freitag, P.; Faria, R. S. (2021). O planejamento regional no Centro-Oeste brasileiro: ações da SUDECO e a região geoeconômica de Brasília. *Revista RISCO (revista de pesquisa em arquitetura e urbanismo)*. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/1984-4506.risco.2021.170828>.
- Furtado, L. G.; Morales, G. P.; Silva, D. F.; Pontes, A. N. (2020). Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13, 2340-2354. ISSN:1984-2295. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/245030>

- Gwapedza, D.; Nyamela, N.; Hughes, D. A.; Slaughter, A. R.; Kaur, M. S.; Waal, B. V. (2020). Prediction of sediment yield of the Inxu River catchment (South Africa) using the MUSLE. *International Soil and Water Conservation Research*. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.10.003>
- Hallak, R.; Pereira Filho, A. J., (2011). Metodologia para análise de desempenho de simulações de sistemas convectivos na região metropolitana de São Paulo com o modelo ARPS: sensibilidade a variações com os esquemas de advecção e assimilação de dados. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.26, n.4, p. 591-608. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-77862011000400009>
- Junior, N. G.; Lima, C. G. R.; Carvalho, M. B.; Lollo J. A. (2022) Cross assessment of erosive processes with methodologies for quantifying soil loss. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.15, n.02, 1142-1152. ISSN:1984-2295. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/251798/40981>
- Kiefer, A. P.; Costa, R. M.; Petsch, C. Scoti, A. A. V. (2021). Panorama das Alterações nos Padrões de Precipitação e Erosão diante de Mudanças Climáticas: Revisão de Literatura. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.14, n.03, 1724-1747. ISSN:1984-2295. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/249207>
- Lima, J. S.; Nunes D. D.; Checchia, T. E. (2021). Aplicação do modelo SWAT como ferramenta para análises hidrossedimentológicas na bacia hidrográfica do rio Mutum Paraná – Rondônia. *Geosul – Revista do Departamento de Geociência*, Florianópolis, v. 36, n. 434-453, jan./abr. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e66199>
- Machado, I. L. O.; Garrafa, V., (2020). Proteção ao meio ambiente e às gerações futuras: desdobramentos e reflexões bioéticas. *Revista Saúde Debate*. 44, Disponível em: 10.1590/0103-1104202012419
- Mello. C. R. de; Silva A. M. da. (2013). Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas. Lavras: Ed. UFLA.
- Melo, A. C.; Albuquerque, L. B.; Vilela, M. F. (2021). Relação do uso e da ocupação do município de Águas Lindas e seus impactos ambientais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.14, n.02, 634-649. ISSN:1984-2295. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/245173>
- Moriasi, D. N.; Arnold, J. G.; Van Liew, M. W.; Bingner, R. L.; Harmel, R. D.; Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* ISSN 0001-235. Vol. 50(3): 885-900. Disponível em: 10.13031/2013.23153
- Nkwasa, A.; Chawanda, C. J.; Grisnsven, A. V. (2022). Regionalization of the SWAT+ model for projecting climate change impacts on sediment yield: An application in the Nile basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. Volume 42, August 2022, 101152. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101152>
- Noor, H.; Fazli, S.; Alibakhshi, S. M. (2012). Prediction of storm-related sediment-associated contaminant loads in a watershed scale. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v.12. n.3, p.183-189, 2012. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1642-3593\(12\)70202-1](https://doi.org/10.1016/S1642-3593(12)70202-1)
- Odongo, V. O.; Onyando, J. O.; Mutua, B. M.; Van Oel, P. R. (2013); Becht, R. Sensitivity analysis and calibration of the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) for the upper Malewa Catchment, Kenya. *International Journal of Sediment Research*. 28, 368-383. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(13\)60047-5](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(13)60047-5)
- Oliveira, J. A. X. de. (2022). Determinação da erodibilidade do solo em diferentes posições topográficas e tipos de uso do solo nas sub-bacias dos rios Renato e Caiabi - MT. Universidade Federal de Mato Grosso, UFMT, campus Sinop.
- Passos, F. O.; Silva, B. C.; Silva, F. G. B. (2021). Avaliação de Impactos de Mudanças no Uso e Manejo do Solo Sobre as Vazões da Bacia Hidrográfica do Ribeirão José Pereira, utilizando o Modelo SWAT. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 14, 619-633. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/244450>
- Peixoto, R. A. O.; Pereira, C. E.; Salla, M. R.; Alamy Filho, J. E.; Nishimura, A. (2020). Determinação da relação entre vazões líquida e sólida e análise de fatores que influenciam a dinâmica do transporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio Jordão (UPGRH-PN 1).

- Revista Engenharia Sanitária Ambiental*. V.5 n.6. 921-931. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180137>
- Pereira, M. D. R.; Cabral, J. B. P. (2021). Perda de solo no alto curso das bacias hidrográficas dos ribeirões Taquaruçu Grande e Taquaruçuzinho, Palmas (TO). *Revista Brasileira de Geografia Física* 14, 332-339. ISSN:1984-2295. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/248035>
- Pinto, G. S.; Servidoni, L. E.; Lense, G. H. E.; Moreira, R. S.; Mincato, R. L. (2020). Estimativa das perdas de solo por erosão hídrica utilizando o Método de Erosão Potencial. *Revista do Departamento de Geografia*. - ISSN 2236-2878. DOI: 10.11606/rdg.v39i0.160233
- Queiroz, M. S.; Alves, N. S., (2020). Aplicação de Diferentes Fórmulas de Tempo de Concentração para Uma Bacia Hidrográfica Urbana. *Revista Tocantinense de Geografia*. 09, Disponível em: <https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/geografia> ISSN 2317-9430.
- Sadeghi, S. H. R.; Mizuyama, T.; Miyata, S.; Gomi, T.; Kosugi, K.; Mizugaki, S.; Onda, Y. (2007). Is MUSLE apt to small steeply reforested watershed? *Journal of Forest Research*, v.12, n.4, p.270-277. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10310-007-0017-9>
- Sartori, M., Philippidis, G., Ferrari, E., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., Panagos, P. (2019). A linkage between the biophysical and the economic: Assessing the global market impacts of soil erosion. *Land Use Policy* 86, 299-312. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.05.014>
- Schultz G. B., Siefert C. A. C., Santos I. (2013). Avaliação do ARCMUSLE para estimativa da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do alto rio Negro, região sul brasileira. *Bol. geogr., Maringá*, 31, 131-141. Disponível em: 10.4025/bolgeogr.v31i2.13367
- SEPLAN (2000). Governo do Estado de Mato Grosso - Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral (SEPLAN); Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento (BIRD). Zoneamento sócio-econômico-ecológico: diagnóstico socioeconômico-ecológico do estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação da 2ª Aproximação. Levantamento De Reconhecimento De Baixa Intensidade Dos Solos Do Estado De Mato Grosso. Cuiabá, 2000.
- Silva, J. R. M.; Rodrigues, J. A. M.; Oliveira, L. F. C.; Viola, M. (2021). Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográficada Rio das Mortes (MG). *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR)*. ISSN: 2176-9168. DOI: 10.17765/2176-9168.2021v14n1.e007659e
- Silva, C. R.; Chaves, H. M.; & Camelo, A. P. (2011). Calibração e validação da equação universal de perda de solos modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 1431-1440. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400037>
- Silva, P.M.O.; Mello, C.R.; Silva, A.M. & Coelho, G. (2008). Modelagem da hidrografia de cheia em uma bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12:258-265. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000300006>
- Simioni, C. F.; Almeida, F. T; Zolin, C. A.; Uliana, E. M.; Souza A. P.; Marques A.; (2021). Solid discharge in a microbasin of the amazon region. *Revista Ciência & Natura*. Santa Maria, v. 43, e73. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460X64223>
- Sousa, L. M.; Adami, M.; Lima, A. M. M.; Ramos, W. F. (2017). Avaliação do uso e cobertura da terra em Paragominas e Ulianópolis-PA, utilizando dados do projeto TerraClass. *Revista Brasileira de Cartografia*, No 69/3: 421-431. ISSN: 1808-0936. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44339>
- Souza, A. P., Mota, L. L., Zamadei, T., Martim, C. C., Almeida, F. T., & Paulino, J. (2013). Classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado de Mato Grosso. *Revista Nativa*. Disponível em: 10.31413/nativa.v1i1.1334
- Tanyas H, Kolat Ç, Suzen ML. (2015). A new approach to estimate cover management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. *Journal of Hydrology* 528, 584–598. Disponível em: 10.1016/j.jhydrol.2015.06.048
- USGS, do Serviço Geológico dos Estados Unidos (U.S. Geological Survey - USGS), (2021). Disponível em: <https://www.usgs.gov/>
- Williams, J. R. (1975). ediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy

factor. Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources. *Oxford: USDA. ARS-S-40*, 244-252.

Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. (1965). Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountain. Washington, DC: ARS/USDA.

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. Washington: Science and Education Administration United States *Departament of Agriculture* .