

Abreu Sales, J. C., Tondato Arantes, L., Moreira Nery, L., Pereira dos Santos, A., Collins da Cunha e Silva, D., Wagner Lourenço, R. (2024). Análise espacial do carreamento de sedimentos por área de contribuição de afluentes sem cobertura vegetal na bacia hidrográfica do Rio Una. *GeoFocus, Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* (Artigos), 34, 45-62. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.856>

---

## ANÁLISE ESPACIAL DO CARREAMENTO DE SEDIMENTOS POR ÁREA DE CONTRIBUIÇÃO DE AFLUENTES SEM COBERTURA VEGETAL NA BACIA HIDROGRAFICA DO RIO UNA

<sup>a</sup>Jomil Costa Abreu Sales  , <sup>b</sup>Leticia Tondato Arantes  , <sup>c</sup>Liliane Moreira Nery  ,  
<sup>d</sup>Arthur Pereira dos Santos  , <sup>e</sup>Darllan Collins da Cunha e Silva  , <sup>f</sup>Roberto Wagner Lourenço  

Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP, Rua Quirino de Andrade, 215 - Centro - São Paulo/SP - CEP 01049-010, Brasil

<sup>a</sup>[jomilc@gmail.com](mailto:jomilc@gmail.com), <sup>b</sup>[leticia.tondato@unesp.br](mailto:leticia.tondato@unesp.br), <sup>c</sup>[liliane.nery@unesp.br](mailto:liliane.nery@unesp.br),  
<sup>d</sup>[arthur.p.santos@unesp.br](mailto:arthur.p.santos@unesp.br), <sup>e</sup>[darllan.collins@unesp.br](mailto:darllan.collins@unesp.br), <sup>f</sup>[roberto.lourenco@unesp.br](mailto:roberto.lourenco@unesp.br).

### RESUMO

Os processos de erosão e sedimentação de uma bacia hidrográfica podem causar uma série de impactos ambientais e econômicos, especialmente quando impactam os recursos hídricos, sendo que estes fatores dependem em muito da característica do solo e do manejo antrópico do uso da terra. Neste estudo, utilizou-se técnicas de geoprocessamento, incluindo a análise de imagens de satélite, modelos digitais de terreno e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para identificar as áreas prioritárias para recomposição da vegetação nas margens do rio. A metodologia considerou a caracterização do solo em função da perda de solo por erosão hídrica e a área de contribuição de cada afluente, analisando o impacto das atividades agrícolas e a ausência de cobertura vegetal nessas áreas. Para o desenvolvimento do estudo, foi utilizada a bacia hidrográfica do Rio Una (BHRU), localizada na região Sudeste do Brasil, e a identificação de 19 áreas de contribuição por afluente com maior perda de solo, variando entre 10 e 50 t/(ha.ano). A área mais impactada apresentou uma perda anual de aproximadamente 7.3 toneladas de solo que são carreadas para o curso de água. A metodologia aqui utilizada, ao integrar análise espacial e características físicas do solo, mostrou-se como um importante instrumento de gestão ambiental e territorial, principalmente para a priorização das áreas de recuperação da vegetação, refletindo diretamente na sustentabilidade dos recursos hídricos.

Palavras-chave: geoprocessamento; USLE; bacia hidrográfica; vegetação ripária; solo.

## SPATIAL ANALYSIS OF SEDIMENT TRANSPORT BY AREA OF CONTRIBUTION OF TRIBUTARIES WITHOUT VEGETATION COVER IN THE UNA RIVER BASIN

## ABSTRACT

The erosion and sedimentation processes of a watershed can cause a range of environmental and economic impacts, especially when they affect water resources, with these factors largely depending on soil characteristics and anthropogenic land-use management. In this study, geoprocessing techniques were applied, including satellite image analysis, digital elevation models, and Geographic Information Systems (GIS), to identify priority areas for vegetation restoration along riverbanks. The methodology considered soil characterization based on soil loss due to water erosion and the contributing area of each tributary, analyzing the impact of agricultural activities and the absence of vegetation cover in these areas. The study was conducted in the Una River Basin (URB), located in the Southeast region of Brazil, identifying 19 contributing areas by tributary with the highest soil loss, ranging from 10 to 50 t/(ha·year). The most impacted area showed an annual loss of approximately 7.3 tons of soil being carried into the watercourse. The methodology used, by integrating spatial analysis and physical soil characteristics, proved to be an important tool for environmental and territorial management, particularly for prioritizing vegetation restoration areas, directly reflecting on the sustainability of water resources.

Keywords: geoprocessing; USLE; watershed; riparian vegetation; soil.

## 1. Introdução

A vegetação ripária é primordial para a manutenção da biodiversidade, uma vez que atua como corredores naturais, proporcionando conexões entre remanescentes de vegetação nativa, o trânsito de animais e a troca genética, garantindo a renovação natural da fauna e da flora, além desempenhar o papel de habitat e fornecer alimento para a fauna aquática e terrestre (Salvador 1987, Teodoro *et al.* 2007, Cau 2019, Stutter *et al.* 2021).

Além do exposto, essa vegetação contribui para a filtração de poluentes, pesticidas agrícolas e sedimentos, impedindo que esses elementos cheguem aos cursos d'água. Esses sedimentos podem ter diferentes origens, sendo o solo responsável pela erosão e pelo assoreamento dos rios ao longo do tempo. Contudo, agroquímicos e demais resíduos também podem promover a contaminação da água e, subsequentemente, da fauna aquática e terrestre (Barbosa *et al.* 2001, Martins 2001, Martins *et al.* 2003, Anschau *et al.* 2017, Smith *et al.* 2020).

Os processos de erosão e sedimentação de uma bacia hidrográfica podem causar uma série de impactos ambientais e econômicos (Martins & Fernandes 2017, Yang *et al.* 2020), uma vez que os sedimentos podem ser fixadores para outros agentes poluidores, e, dependendo do local que são depositados, reduzem a profundidade das calhas dos rios, causando assoreamento e alagamentos.

Diante do exposto, o conhecimento dos processos erosivos que causam o assoreamento de rios e lagos é necessário para equilibrar os interesses econômicos e ambientais. Ademais, o monitoramento desses processos por meio de técnicas de geoprocessamento é crucial para os estudos de assoreamento, tendo em vista o viés tecnológico que facilita o acesso a esse conhecimento (Carvalho *et al.* 2000, Fé 2015, Silva *et al.* 2021).

A deposição de sedimentos nos leitos dos rios, um processo natural em uma bacia hidrográfica, ocorre de forma mecânica, correlacionada com a força do fluxo da água e a granulometria das partículas. No entanto, seus efeitos e consequências podem ser potencializados pela ação antrópica, como o uso inadequado do solo, desmatamentos e desordenamentos territoriais (Bicalho 2010, Martins & Fernandes 2017, Arantes *et al.* 2024, Toledo *et al.* 2024).

Para monitorar as perdas de solo, a sedimentometria pode ser uma ferramenta eficaz, embora dispendiosa e que exige um longo tempo de acompanhamento. Uma alternativa para prever os processos de transporte e deposição da erosão hídrica, responsável pelo assoreamento do leito dos rios, é o uso de modelagem hidrológica (Mercuri *et al.* 2009).

Modelos matemáticos, por se tratar de abstrações da realidade encontrada, em uma tentativa de representar uma ou todas as propriedades de um fenômeno, sistema ou objeto, têm sido aplicados à descrição de fenômenos naturais com o objetivo de compreender melhor a resposta de processos a partir de observações realizadas, ou mesmo para deduzir efeitos (Tucci 1998).

Dentre os modelos que avaliam o carreamento de sedimentos ou perda de solo, destaca-se a Equação Universal de Perda de Solo (USLE), que é capaz de inferir a distribuição espaço-temporal das variáveis de interesse e refletir nas estimativas dos processos hídricos, considerando os níveis de incerteza ou de desconhecimento (Heuvelink & Pebesma 1999, Amorin *et al.* 2010, Toniolo *et al.* 2024).

A representação adequada de um processo de degradação hídrica, como o assoreamento de rios, sobretudo em áreas de preservação permanente, determina um ponto relevante do estudo a ser considerado no planejamento desses recursos, pois permite localizar espacialmente as áreas com processos erosivos mais acentuados, favorecendo a tomada de decisões com medidas locais e mais eficientes, uma vez que atingem a fonte do problema, permite estimar variações na carga de sedimentos devido a alterações no uso do solo previstas no futuro.

Neste contexto, o objetivo deste estudo é utilizar técnicas de geoprocessamento para identificar as áreas prioritárias para recomposição da vegetação em áreas com maior potencial de degradação dos recursos hídricos, levando em consideração a caracterização do solo em função da perda de solo por erosão hídrica da Bacia Hidrográfica do Rio Una (BHRU), além da área de contribuição de cada afluente que não apresenta cobertura vegetal e apresenta atividades agrícolas nas Áreas de Preservação Permanente (APPs).

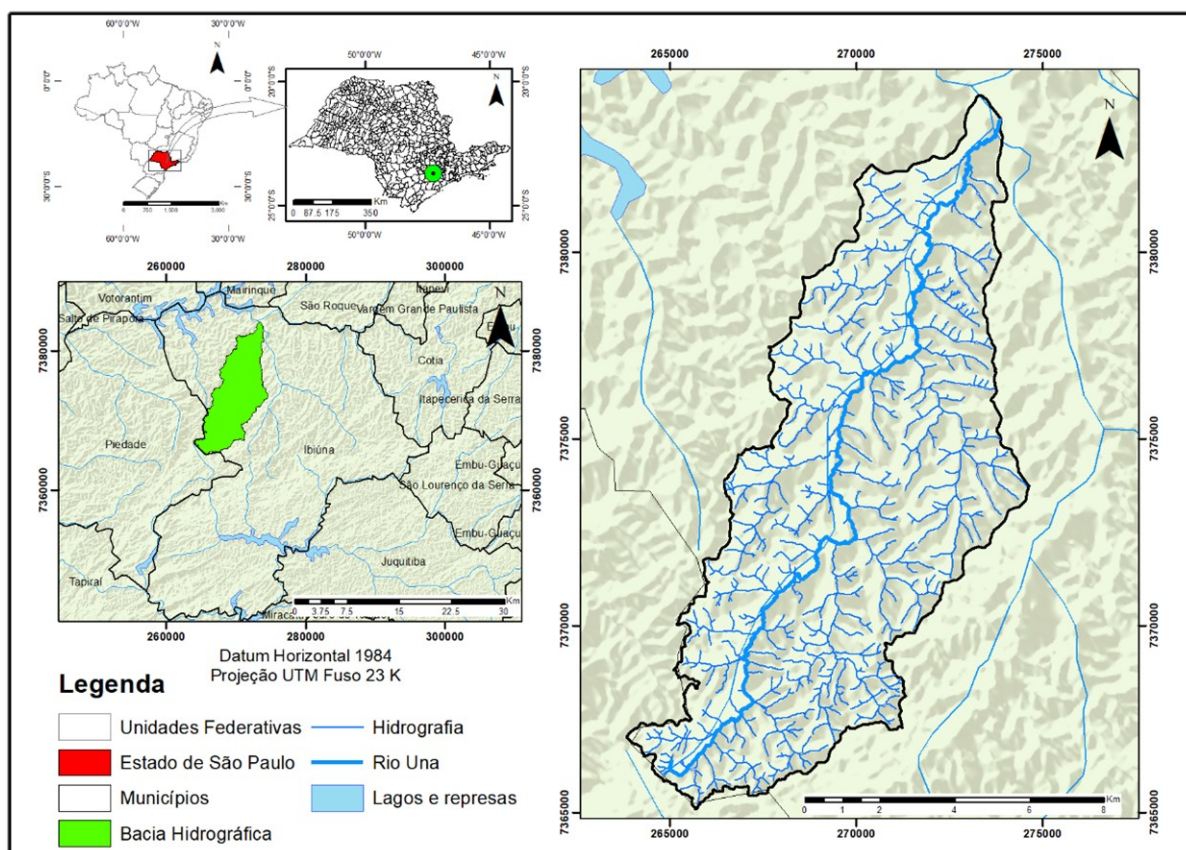
## 2. Materiais e métodos

### 2.1. Área de estudo

A área de estudo (BHRU) está localizada entre a latitude 23° 39' 23" Sul e longitude 47°13'21" Oeste. Encontra-se no interior do estado de São Paulo a aproximadamente 75 km da cidade de São Paulo. Inserida no município de Ibiúna, faz divisa com Piedade. A bacia hidrográfica pertence a décima Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê - UGHRI 10 (Figura 1).

Trata-se de uma bacia hidrográfica de grande relevância e contribuição para os municípios da região. O rio Una possui sua nascente nos limites do município de Piedade, entre os Bairros do Saltinho e Bairro do Salto, percorrendo sentido Bairro da Vargem, cruzando a Rodovia Júlio Dal Fabbro em direção à zona urbana do município de Ibiúna, cruza a Rodovia Bunjiro Nakao e desemboca no rio Sorocaba próximo a estrada vicinal Ibiúna-Mairinque. O Rio Una juntamente com o Rio Sorocaba e o Sorocamirim formam o Rio Sorocaba, um dos principais afluentes da margem esquerda do Rio Tietê e contribui na manutenção hídrica do reservatório de Itupararanga, importante manancial de abastecimento de Sorocaba e região (Cavani & Albuquerque-Filho 2008).

A BHRU está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga, criada pela Lei Estadual nº 10.100, de 01 de dezembro de 1998 e alterada pela Lei Estadual 11.579 de 02 de dezembro de 2003. A represa de Itupararanga possui múltiplos usos, como o abastecimento de água dos municípios de Sorocaba, Ibiúna, Votorantim e São Roque, geração de energia elétrica e lazer (SÃO PAULO 1998, SÃO PAULO 2011).



**Figura 1 – Área de estudo – Bacia Hidrográfica do Rio Una (BHRU).**

Fonte: Autoria própria.

## 2.2 Mapeamento do uso da terra

Para o mapeamento do uso da terra, utilizou-se a integração de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicadas em uma imagem proveniente do satélite Landsat 8, datada de novembro de 2016 e obtida por meio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Ressalta-se que, embora o uso de múltiplas imagens de diferentes períodos do ano seja uma prática comum para conferir maior robustez aos dados e atenuar a influência de variações sazonais ou meteorológicas (Santos *et al.* 2024), a opção por empregar uma única imagem encontra justificativa nas características específicas da área de estudo e no período de interesse.

Ademais, estudos que utilizam sensoriamento remoto frequentemente optam por imagens de uma única data (Rizzo *et al.* 2024, Santos & Simionatto 2024), especialmente quando as mudanças no uso da terra são insignificantes ou quando o objetivo é uma análise pontual, como no presente estudo. Nesse contexto, considera-se que o intervalo temporal entre as imagens disponíveis não apresenta variações substanciais no uso da terra, o que corrobora a adequação da utilização de uma única imagem para a análise proposta.

Nesta etapa, foram utilizadas as bandas 2, 3 e 4, com resolução espacial de 30 metros, que foram posteriormente reamostradas para 15 metros com base na banda pancromática do mesmo sensor, conforme realizado por Freitas *et al.* (2024). A escolha por essas bandas visíveis se deu em função das características específicas das classes de uso da terra que estavam sendo analisadas, as quais são bem representadas por essas faixas espectrais.

Os processos de reprojeção e as correções geométricas foram realizados para adequação ao hemisfério Sul, utilizando o sistema de projeção *Universal Transverse Mercator* (UTM) e o Datum WGS 84. As cenas empregadas no estudo passaram por correções radiométricas, sendo o nível de processamento adotado o *Top of Atmosphere* (TOA).

Convém ressaltar que o mapeamento seguiu as diretrizes do Manual Técnico de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), utilizando interpretação visual e pós-classificação com composições RGB verdadeira, considerando critérios como tamanho, forma, cor, localização, textura e estrutura (IBGE 2013), adotando as categorias de uso da terra adaptadas do manual, que incluem as classes: Área urbana (AU), Agricultura (AG), Reflorestamento (RE), Floresta (FL), Campo (CA), Pastagem (PA) e Área alagada (AA).

### 2.3 Cálculo perda de solos

Para a síntese do mapa de perdas de solo, utilizou-se a metodologia proposta por Wischmeier e Smith (1978), cujo cálculo da perda de solo por erosão hídrica é obtido através da USLE (Equação 1). De acordo com os autores, é possível estimar a perda de solo média anual em diferentes condições de uso e manejo do solo, variação climática, relevo e utilização de práticas conservacionistas, assim como determinar áreas que apresentam maiores ou menores perdas de solos.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

Sendo:

A é a perda de solo por unidade de área no tempo ( $t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ );

R é o fator de erosividade da chuva ( $MJ \cdot mm \cdot h^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ );

K é o fator de erodibilidade do solo ( $t \cdot ha \cdot h^{-1} / ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$ );

LS é o fator topográfico (adimensional);

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

P é o fator de prática conservacionista do solo (adimensional).

Os fatores C e P diferenciam-se dos demais por serem antrópicos, pois estão relacionados às formas de ocupação e uso das terras, não sendo dependentes apenas das condições naturais como os fatores R, K e LS.

#### 2.3.1. Fator de erosividade da chuva (R)

Os dados obtidos do Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas (ANA), referentes aos postos pluviométricos utilizados neste estudo, integrando séries históricas pluviométricas com duração mínima de 40 anos, de 15 localidades distribuídas até 100 km de distância da BHRU, foram compilados em planilha eletrônica. As médias mensais foram calculadas para aplicação da fórmula proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012), a fim de determinar a erosividade da chuva (R) com base nas médias mensais do Índice de Erosão (IE), conforme observado na Equação (2). Ainda segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012), essa equação estima, com relativa precisão, os fatores de erosividade para períodos longos, de vinte ou mais anos.

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

Sendo:

R é o Fator de Erosividade da Chuva ( $MJ \cdot mm \cdot h^{-1} \cdot ha^{-1}$ );

r é a Precipitação média mensal (mm);

P é a Precipitação média anual (mm).

Os valores de R obtidos para os postos pluviométricos foram geocodificados no ArcGIS 10.6 e interpolados pelo método IDW (*Inverse Distance Weighting*) por assumir que cada ponto de contribuição tem influência local que diminui com a distância.

### 2.3.2. Fator de erodibilidade do solo (K)

O fator de erodibilidade do solo (K) foi calculado de forma indireta através da expressão de Bouyoucos (Mannigel *et al.* 2002, Bertoni & Lombardi Neto 2012), que considera apenas as porcentagens das frações de areia, silte e argila, conforme a Equação (3):

$$K = \left( \frac{\% \text{ Areia} + \% \text{ Silte}}{\% \text{ Argila}} \right) \times \frac{1}{100} \quad (3)$$

Sendo:

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

% Areia, % Silte e % Argila representaram as porcentagens das respectivas frações de uma amostra de solo.

As frações de argila, silte e areia (em porcentagem) foram calculadas pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) através do método do densímetro (Camargo *et al.* 2009) para 35 pontos amostrais distribuídos regularmente na BHRU. Os valores de K obtidos para cada ponto amostral foram geocodificados em um Sistema de Informação Geográfica (SIG), no software ArcGIS 10.6, e interpolados pelo método *Inverse Distance Weighting* (IDW), com expoente padrão de 2, amplamente adotado e recomendado na literatura científica (Landim 1998), pois representa uma escolha balanceada entre a influência dos pontos mais próximos e distantes, proporcionando resultados de interpolação eficientes e comumente aceitos em estudos de mapeamento espacial (Yamamoto 1998).

Vale destacar que, apesar de representar uma abordagem simplificada, a fórmula de Bouyoucos é amplamente reconhecida por sua aplicabilidade prática e consistência em estudos de erodibilidade do solo. Ademais, seus resultados são considerados confiáveis para estimativas do fator K, consolidando-se como uma ferramenta eficaz para análises de perda de solo (Bertoni & Lombardi Neto 2012).

### 2.3.3. Fator topográfico (LS)

O Modelo Digital de Elevação (MDE) empregado neste estudo foi essencial para a quantificação do fator topográfico, uma vez que possibilita a análise da variação altimétrica da superfície terrestre, elemento crucial para a determinação do declive. A partir do MDE, o fator topográfico foi calculado com base na Equação (4) proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012), a qual modela a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em função do declive. Essa equação foi aplicada considerando uma parcela unitária de 25 metros de comprimento e um declive de 9 %, parâmetro representativo para a estimativa das perdas de solo.

$$LS = 0,00984 \times L^{0,63} \times S^{1,18} \quad (4)$$

Sendo:

LS é o fator topográfico (adimensional);

L é o comprimento de rampa (vertente) em m;

S é a declividade (%).

Para determinar o fator de comprimento de rampa (L) foi empregado o algoritmo de Desmet e Govers (1996) expresso pela Equação (5).

$$L_{i,j} = \frac{[(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - (A_{i,j-in})^{m+1}]}{[D^{m+2} \times x_{i,j}^m \times (22,13)^m]} \quad (5)$$

Sendo:

$L_{i,j}$  é o fator de comprimento de rampa de uma célula com coordenadas (i, j) em m;

$A_{i,j-in}$  é a área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) em m<sup>2</sup>;

D é o tamanho da célula (*pixel*) em m;

$x_{i,j}$  é o valor da direção de fluxo;

m é o coeficiente da declividade que assume os valores: 0,5, se  $s \geq 5\%$  (s é a declividade em %); 0,4, se  $3\% \leq s < 5\%$ ; 0,3, se  $1\% \leq s < 3\%$ ; e 0,2, se  $s < 1\%$ .

O coeficiente de declividade, a direção de fluxo e a quantidade de fluxo acumulado, é calculado para cada pixel, facilitando o cálculo do  $L_{i,j}$ . Assim, a partir do mapa de declividade e com o auxílio das ferramentas *Math* e *Hydrology* do ArcGIS 10.6, foi determinado o coeficiente da declividade (m), a direção de fluxo que gerou o mapa de  $x_{i,j}$  e o fluxo acumulado que multiplicado pela área de cada célula gerou o mapa da área de contribuição ( $A_{i,j-in}$ ).

Para a elaboração do mapa de declividade (S), a interpolação foi realizada pelo método TIN (*Triangulated Irregular Network*), que consiste em uma estrutura poliédrica composta por triângulos (ESRI, 2014). A interpolação foi conduzida utilizando dados de elevação do terreno extraídos de cartas topográficas do Instituto Geográfico Cartográfico (IGC) na escala 1:10.000 (folhas: 094/096; 095/095; 095/096; 096/095; 096/096; 097/095; 097/096; 097/094 e 098/095) e pontos cotados coletados em campo na área de estudo.

A precisão geométrica do modelo gerado foi avaliada com o uso de pontos de ajuste e de teste, os quais foram comparados aos dados originais. Para quantificar a precisão, foi calculado o erro quadrático médio (RMSE), o que permitiu a avaliação da adequação do modelo TIN à área de estudo.

#### 2.3.4. Fator de uso, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP)

Segundo Medeiros *et al.* (2010), o fator C, dentre os demais fatores que compõem a USLE, é o que apresenta as maiores incertezas, uma vez que, os autores relatam em seus estudos, uma grande variabilidade em comparação aos outros fatores, com valores máximos e mínimos variando 74 vezes, enquanto, outros fatores como o de erodibilidade e topográfico variaram até 2 e 5 vezes respectivamente. Bertol *et al.* (2001) e Bertoni e Lombardi Neto *et al.* (2012) correlacionam essa incerteza a dinâmica do uso do solo agrícola e a necessidade de determinar com precisão a cultura e o manejo praticado. Amorim *et al.* (2010), corroborando com essas afirmações, concluíram em seus estudos que os maiores desvios encontrados nas estimativas da USLE são explicados, em parte, pela falta de dados para a determinação precisa deste fator no Brasil.

Para calcular o fator C neste estudo, foi utilizado o índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), devido à relação definida entre o NDVI e o fator C, em que o fator C aumenta à medida que o NDVI diminui. Essa variação é observada em função do déficit na proteção oferecida pela cobertura vegetal, indicado pela redução no NDVI. A correlação entre o fator C e o NDVI foi estudada por Karaburun (2010) e Anache *et al.* (2014), que formularam uma equação entre ambos, obtendo resultados significativos. Embora no mapeamento do uso da terra tenha sido mencionada a

utilização das bandas 2, 3 e 4 do Landsat 8, para o cálculo do NDVI, foi empregada a banda 5 (Infravermelho Próximo - NIR) e a banda 4 (vermelho), conforme descrito na Equação (6).

$$NDVI = \frac{(IP - V)}{(IP + V)} \quad (6)$$

Após gerar a imagem do NDVI, utilizou-se o mapa de uso da terra para identificar e classificar os usos presentes na BHRU. Os usos classificados para obter os valores do fator C para utilização da imagem do NDVI foram: Agricultura (AG), Reflorestamento (RE), Floresta (FL), Campo (CA), Pastagem (PA) e Área alagada (AA). A partir dessas classes foi gerado um plano de informação (PI) para a extração dos valores do NDVI dessas áreas.

As escalas dos valores de NDVI e do fator C são inversas e não têm a mesma proporcionalidade, pois o NDVI varia de -1 a 1 e o fator C de 0 a 1 (Tabela 1). Para o NDVI, as áreas com mais cobertura vegetal apresentam valores tendendo a 1, enquanto, para o fator C os valores mais próximos de 1 se referem aos locais menos vegetados.

**Tabela 1 - Fator C para os usos do solo analisados neste trabalho.**

Usos da terra	Fator C
Floresta <sup>(3)</sup>	0,0004
Reflorestamento <sup>(3)</sup>	0,0470
Agricultura <sup>(2)</sup>	0,1800
Pastagem e Campo <sup>(1)</sup>	0,0500
Área Urbana <sup>(1)</sup>	0,0000
Área alagada <sup>(1)</sup>	0,0000

Fonte: <sup>(1)</sup> Stein *et al.* (1987), <sup>(2)</sup> Silva (2004), <sup>(3)</sup> Silva *et al.* (2010).

Assim, foi proposta uma nova Equação (7) para que os valores de NDVI e do fator C ficassem com a mesma proporcionalidade, baseando-se nos valores de uso da terra correspondente à mata e agricultura presentes na Tabela 1, uma vez que, foram utilizados os valores médios do NDVI de áreas com uso do solo conhecidos de 0,8974 e 0,6923 correspondentes às áreas de floresta e agricultura, respectivamente, identificados na área de estudo.

$$NDVI_{esc} = -0,1130 \times NDVI + 0,1018 \quad (7)$$

Sendo:

NDVI<sub>esc</sub> é o valor escalonado do NDVI.

O fator (P) é a relação entre a intensidade de perdas de terra com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). Para o fator P foi atribuído o valor 1, adotando-se a metodologia proposta por Lee (2004) e Aziz *et al.* (2012), que recomendam que se não existem práticas conservacionistas aplicados ao uso do solo, deve ser atribuído o valor 1 a esse fator. Os autores ainda ressaltam que os efeitos dos dois fatores (C e P) podem ser avaliados conjuntamente devido à estreita relação entre ambos. Assim, nesse estudo, os fatores C e P foram analisados como um único fator, uma vez que, durante os trabalhos de campo não foi encontrado o uso de práticas conservacionista ao longo da bacia hidrográfica.

#### 2.4. Áreas de agricultura inseridas em APP

As APP foram delimitadas de acordo com a Lei Federal 12.651 de 2012 e, para isso, foi realizado um buffer para as APP da BHRU, utilizando 30 metros para cursos d'água inferiores a 10 metros



largura, 50 metros para cursos d'água que tenham entre 10 e 50 metros de largura, 50 metros para os lagos inferiores a 20 hectares e 50 metros para nascentes (BRASIL, 2012). Após a construção da APP, foram identificadas e isoladas as áreas com uso exclusivo para atividades agrícolas. Em seguida, foi obtido o centroide de cada polígono (ESRI, 2014).

#### 2.5. Identificação das áreas prioritárias para recomposição da vegetação em função da perda de solo por bacias de captação

Para obtenção da rede de drenagem e das bacias de captação foi utilizado o MDE da BHRU. O MDE foi obtido por meio das curvas de nível, digitalizadas das cartas do IGC (1:10.000) e dos pontos cotados utilizando a ferramenta *Triangulated Irregular Network* (TIN) e, posteriormente, utilizou-se o pacote de ferramentas do *Hidrology* do *software* TerraViewHidro, que permitem obter a direção de fluxo e acumulação de fluxo da bacia hidrográfica, para adquirir a rede de drenagem da BHRU.

As bacias de captação da perda do solo das áreas de APP desprotegidas foram obtidas utilizando o centroide dos polígonos da classe de agricultura e associando-os a rede de drenagem geradas através do MDE. Esses mesmos centroides foram determinados como exutórios da bacia de drenagem, permitindo, de acordo com o MDE, obter as áreas de captação dos cursos de água com presença de áreas agrícolas desprovidas de vegetação ripária, com descarga direta de sedimentos para os cursos d'água adjacentes.

Através do mapa de perda de solos foi possível a identificação da perda média de solo nas áreas de captação. Para realizar essa extração, de múltiplos *layers* automaticamente, foi utilizada a ferramenta *Model builder* do *software* ArcGis 10.6, sendo possível criar uma rotina de programação e automatização das ferramentas convencionais do *Arctoolbox*.

Dessa forma, a extração das bacias de captação ocorreu de forma automatizado, a partir da interação conjunta das ferramentas *Extract by mask* e *Get cell Value*, permitindo obter o valor médio dos *pixels* para cada imagem *Raster*, extraída do mapa de perda de solo. Esse valor médio representa a média de perda de solos anualmente para cada bacia de captação em toneladas por hectare nas APP desprotegidas da BHRU.

Por fim, as bacias de perda de solo foram classificadas de acordo com as classes propostas pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura - *Food and Agriculture Organization* (FAO): áreas que apresentam nenhuma ou ligeira perda de solo, para valor menor que 1 t/ha.ano, são classificadas pela como muito baixa susceptibilidade à erosão, de 1 a 10 t/ha.ano são classificadas como de baixa susceptibilidade à erosão, de 10 a 50 t/ha.ano, são classificadas como suscetibilidade média à erosão e acima de 50 t/ha.ano se enquadram na classe de alto grau de susceptibilidade à erosão (FAO, 1980).

Para realização do mapa de hierarquização das áreas prioritárias de recomposição vegetal, foram selecionadas as bacias de captação de perda de solo classificadas com a maior categoria dentre a classificação da FAO. Em seguida, para identificar a hierarquia de prioridade entre as bacias de captação selecionadas foi utilizado a Equação (8) que leva em consideração o valor médio de perda de solo (t/ha.ano) e o tamanho (em hectare) da bacia de captação, sendo que a bacia de captação que apresente a maior quantidade em peso (toneladas) de perda de solo por ano terá prioridade para recomposição da vegetação e assim por diante.

$$Ps = Acp \times Vm \quad (8)$$

Sendo:

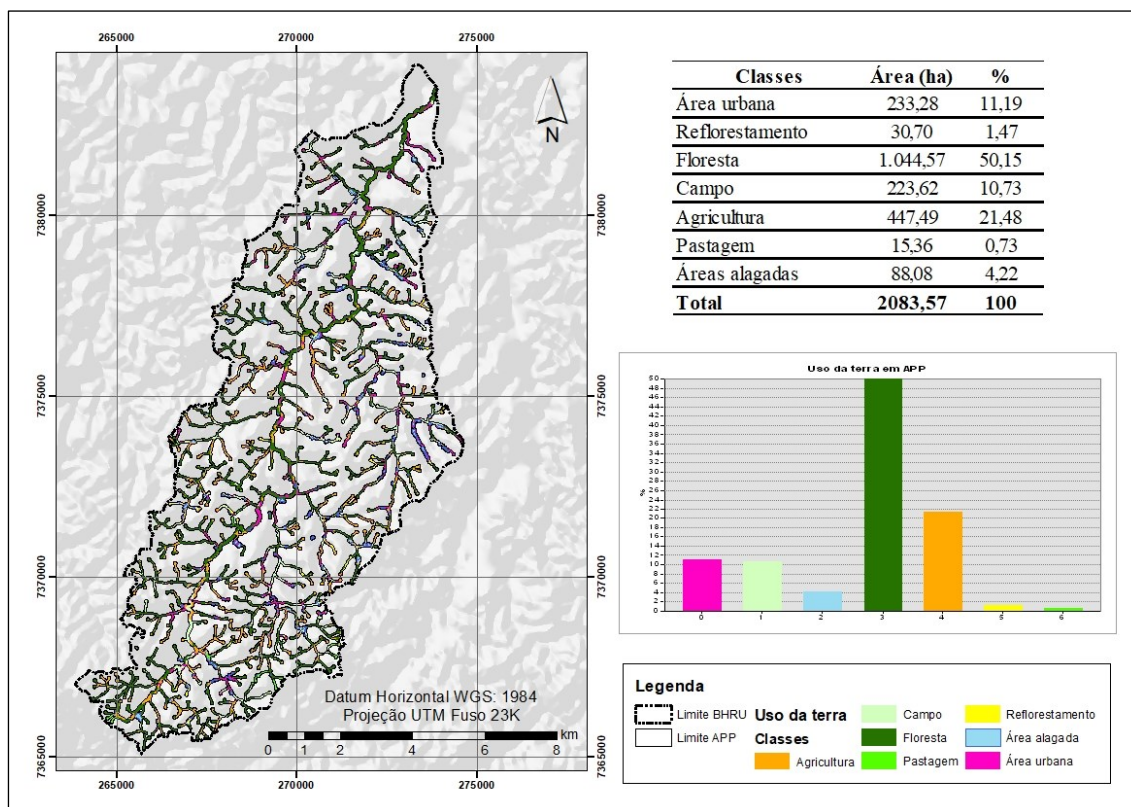
Ps é o peso (em toneladas) por ano de solo perdido das bacias de captação;

ACp é a área da bacia de captação (hectare);

Vm é o valor médio de perda de solo (t/ha.ano) por bacia de captação.

### 3. Resultados e Discussão

Como resultado do mapeamento do uso da terra, e posterior delimitação das áreas de APP, foi obtido o mapa de uso da terra inserido em APP. A Figura 2 apresenta o mapeamento das áreas de conflito de uso da terra da BHRU.

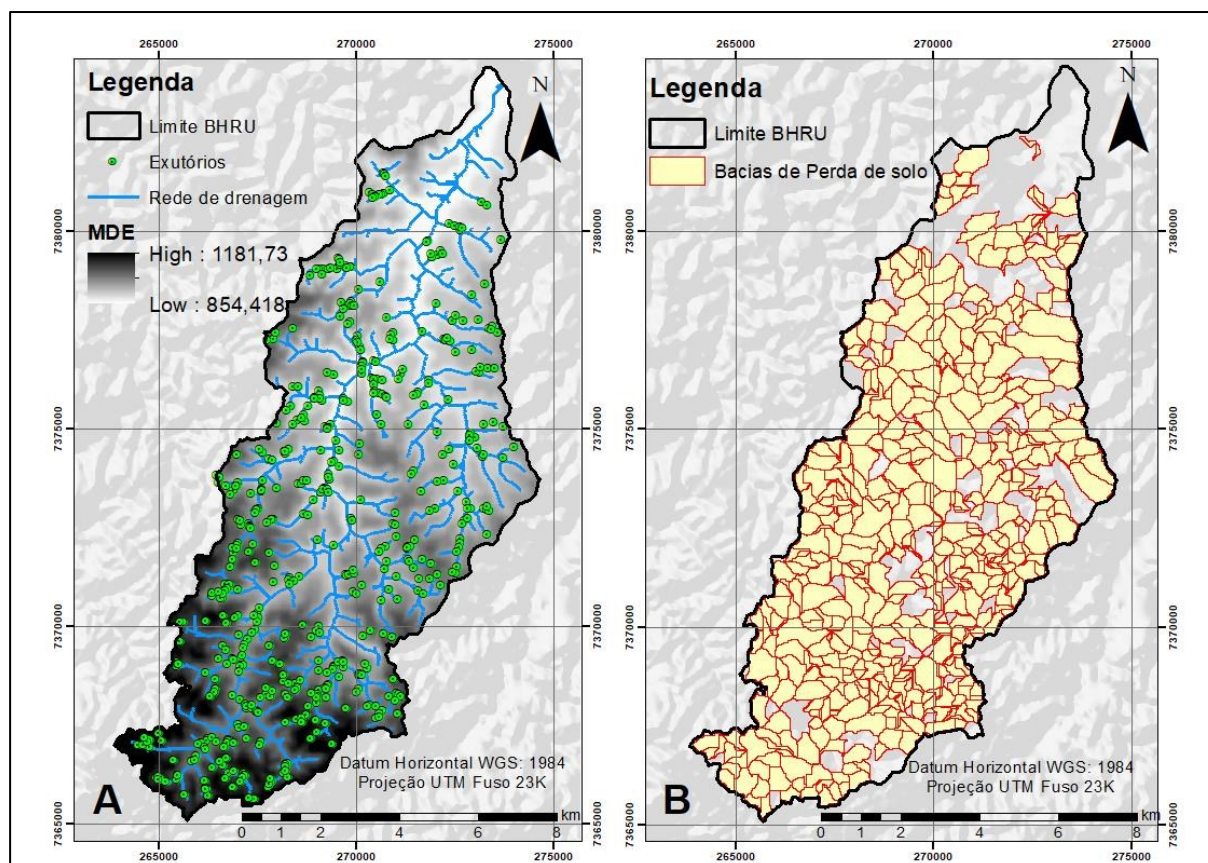


**Figura 2 - Mapa das APPs da BHRU.**

Fonte: Autoria própria.

Foi identificado que a classe de uso da terra com maior atividade inserida em APP, depois da classe floresta, foi a agricultura, ocupando 21,48 % da área total da APP.

Após a obtenção do mapa do uso da terra foi possível analisar as áreas de agricultura inseridas em APP, e posteriormente, foi obtida a rede de drenagem e as bacias de captação da perda de solo. A Figura 3A mostra o mapa com o MDE, a rede drenagem da BHRU e os pontos dos exutórios, determinados pelas áreas de agricultura inseridas em APP. A Figura 3B mostra as respectivas bacias de captação para a perda de solo.



**Figura 3 – Mapa do MDE contando a rede de drenagem, exutórios e bacias de captação da perda de solo.**

Fonte: Autoria própria.

A partir da rede de drenagem e dos pontos de exutórios foi possível identificar 482 bacias de captação, ocupando 75.79 % da área total da bacia hidrográfica. Os 24.21 % restantes, são compostos por áreas que não apresentam agricultura em APP, como é possível observar na Figura 2. Também foi possível observar que 475.84 hectares de áreas de agricultura estão inseridos em APP, caracterizando áreas de conflito de uso da terra, demonstrando a fragilidade dessas áreas.

Em virtude da relevante função ecológica das APP, trabalhos científicos avaliam a eficiência da largura da faixa de mata ciliar com as suas principais funções hidrológicas. Santos e Sparovek (2011) estudaram a retenção de sedimentos de áreas agrícolas em vertentes com mata ciliar, cujas larguras médias das matas ciliares variavam entre 25 e 40 metros, concluindo que a retenção é mais eficiente à medida que se aumenta a largura da mata e, portanto, recomendaram a manutenção desse tipo de vegetação como medida mitigadora dos impactos da agricultura.

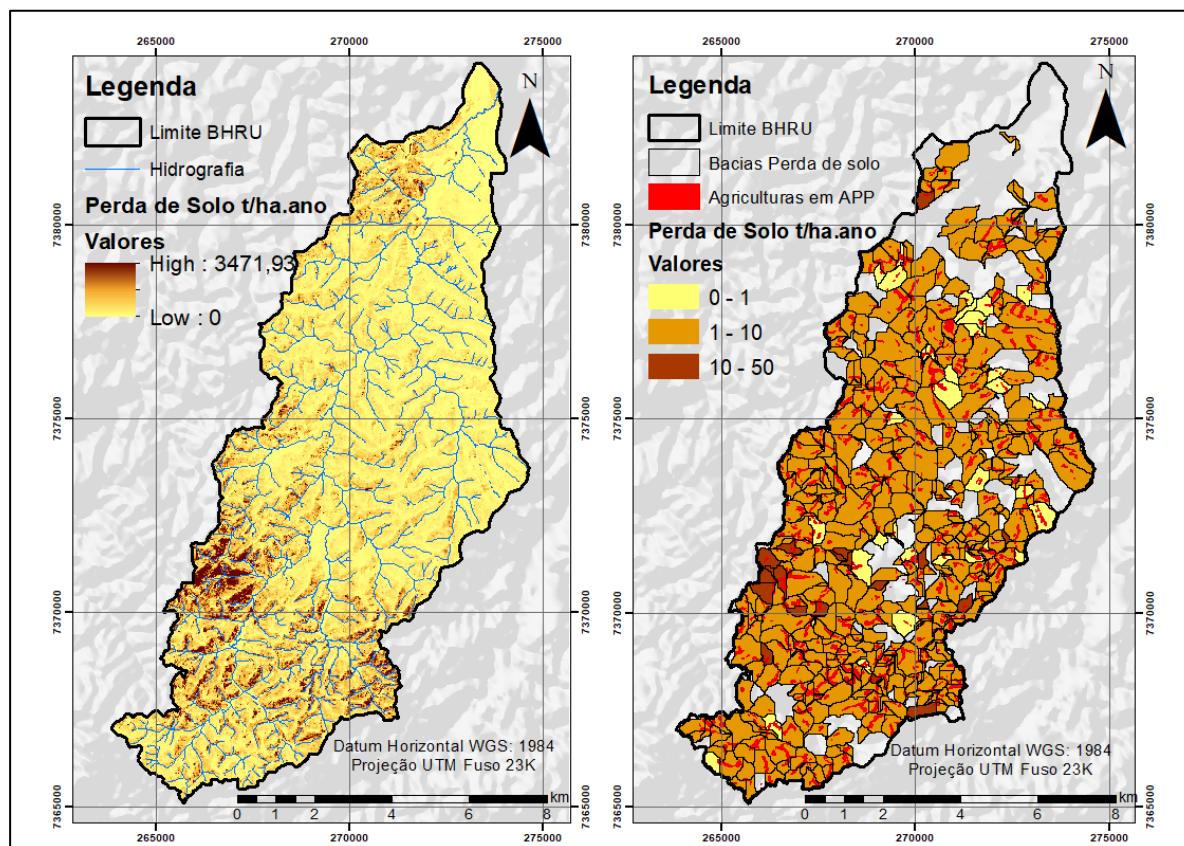
Portanto, considerando que áreas agrícolas têm maior suscetibilidade à erosão, e que ao se encontrarem próximas a cursos d'água sem proteção vegetal apresentam alto potencial em contribuir com assoreamento dos cursos d'água (Okeke *et al.* 2020, Smith *et al.* 2020), sugere-se que áreas ripárias degradadas sejam recuperadas para minimizar as ações antrópicas.

De acordo com o mapa de perda de solo da BHRU, foi possível verificar que 36.92 % da área de estudo apresenta valor de perda de solo menor que 1 t/ha.ano, correspondendo as áreas mais planas e/ou urbanizadas da bacia hidrográfica, enquanto, mais de 93.4 % da BHRU apresentou perdas de solos abaixo de 10 t/ha.ano sendo classificada, como de baixa susceptibilidade à erosão.

Observa-se ainda que apenas 0.17 % da área apresentou perda de solos acima 50 t/ha.ano. Essas áreas se enquadram na classe de alto grau de susceptibilidade à erosão, correspondendo às regiões com declividades médias de aproximadamente 67.35 %, ou seja, regiões com altas declividades e, portanto, a declividade, neste caso, é o principal fator atuante na perda de solos.

A BHRU foi classificada como de baixa susceptibilidade à erosão ou perda de solo, uma vez que, a perda de solo média estimada para a região é de aproximadamente 3.22 t/ha.ano, evidenciando a importância das áreas que apresentam cobertura florestal preservada.

A Figura 4 mostra os mapas da perda de solo geral da BHRU e a perda de solo setorizada pelas áreas de APP desprotegidas de vegetação e realizando atividades agrícolas.



**Figura 4 - Mapa de perda de solos da BHRU e perda de solos das áreas de APP desprotegidas.**

Fonte: Autoria própria.

Quanto à perda de solo do total das 482 bacias de captação, identificou-se que 8.28 % da área de estudo apresenta valor menor que 1 t/ha.ano, que correspondem às áreas mais planas e/ou urbanizadas da bacia hidrográfica, sendo classificadas como áreas de muito baixa perda de solo, e 87.75 % das bacias de captação apresentam perdas de solos abaixo de 10 t/ha.ano podendo ser classificadas, de baixa susceptibilidade à erosão.

Já 3.94 % das bacias de captação possuem perdas de solo entre 10 e 50 t/ha.ano, entretanto elas estão localizadas nas áreas classificadas como sendo de média declividade, portanto, a declividade, neste caso, é o principal fator atuante na perda de solos. Para as bacias de captação, não foram identificadas perda de solos superiores a 50 t/ha.ano.

Desta forma, foram identificadas 19 bacias de captação com maior perda de solo, classificadas entre 10 e 50 t/ha.ano. A Figura 5 apresenta os resultados em ordem crescente de acordo com prioridade de intervenção para recuperação das áreas com maior perda de solo. É possível observar que as duas maiores bacias de captação, ou seja, áreas com maior prioridade de recuperação vegetal, estão localizadas na região sudoeste da BHRU.

A Figura 6 apresenta as áreas de agriculturas inseridas em APP e as áreas de captação de perda de solo, de acordo com a hierarquização de necessidade de intervenção, quanto a recuperação vegetal. É possível observar que a bacia de captação, identificada como a segunda em ordem de prioridades apresenta perda de 4.15 toneladas por ano e está inserida em uma zona declivosa, contribuindo para a perda de solo mais acentuada.

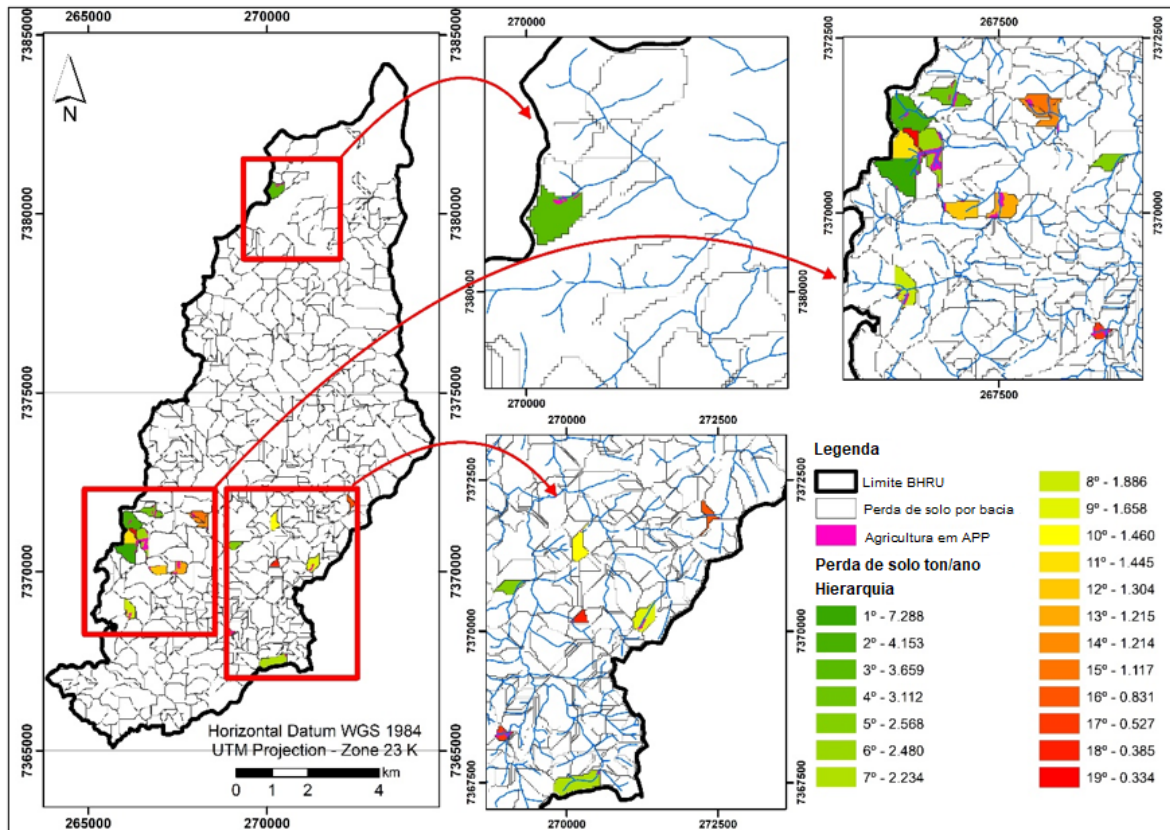


Figura 5 – Mapa de hierarquização das áreas prioritárias para recomposição da vegetação.  
Fonte: Autoria própria.

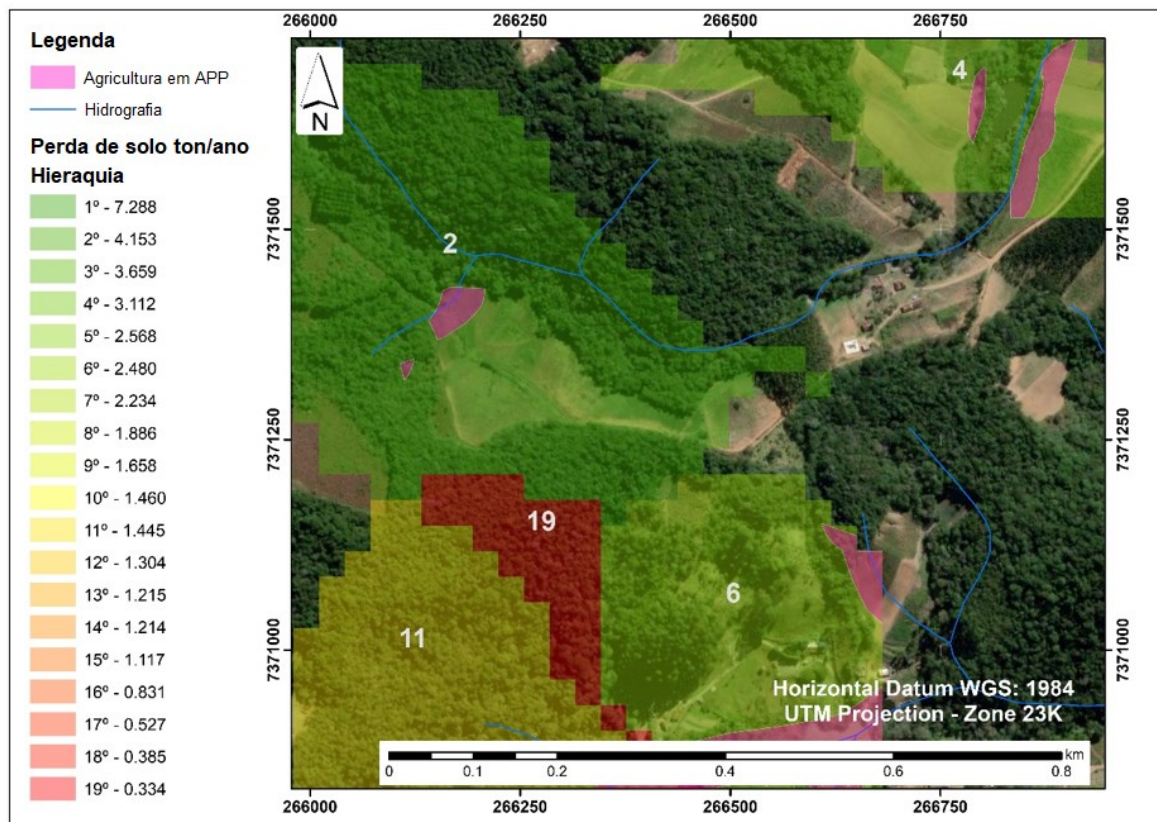


Figura 6 – Exemplos dos modelos de hierarquização pela interferência de APP em função da perda do solo.  
Fonte: Autoria própria.

A capacidade biológica e produtiva do solo pode ser afetada pelo processo degradante da erosão hídrica, acentuada pela interferência antrópica. A degradação dos solos é um problema ambiental de relevante interesse, uma vez que pode ser resultante de práticas inadequadas de manejo agrícola. Esse desgaste do solo deve ser compreendido quando se objetiva a manutenção e conservação ambiental (Panachuki 2006, Toledo *et al.* 2024).

Autores como Metzger (2010) sustentam que o conhecimento científico obtido nos últimos anos permite aprimorar os valores indicados no Código Florestal com relação à extensão das matas ciliares, sugerindo a expansão destes valores para limiares mínimos de pelo menos 100 metros, sendo 50 metros para cada margem, independentemente do bioma, do grupo taxonômico, do solo ou do tipo de topografia, permitindo a maior conservação do meio ambiente local.

Por fim, convém destacar que as áreas identificadas com maior perda de solo na BHRU devem ser priorizadas para a recuperação da vegetação ripária, visando à intensificação da contenção do solo e à prevenção do assoreamento dos corpos hídricos. Além do mais, a implementação de ações restaurativas nessas áreas é crucial para mitigar os efeitos da erosão hídrica, preservar a qualidade dos recursos hídricos e garantir a sustentabilidade ambiental da bacia hidrográfica (Sales *et al.* 2022, Nery *et al.* 2022).

Adicionalmente, a adoção de práticas adequadas de manejo agrícola, particularmente nas áreas de APP, é imprescindível para evitar a degradação do solo, garantindo a manutenção da fertilidade e a produtividade agrícola de maneira sustentável ao longo do tempo (Santos *et al.* 2024, Oliveira *et al.* 2024).

## 5. Conclusões

A metodologia proposta se mostrou eficaz na identificação das áreas com maior potencial de degradação ambiental devido à perda de solo, permitindo a classificação das regiões conforme sua contribuição para os impactos ambientais. A análise revelou as bacias hidrográficas mais suscetíveis à erosão, bem como as áreas agrícolas inseridas em APP, configurando um evidente conflito de uso da terra e apresentando riscos ecológicos significativos.

A setorização das áreas com maior perda de solo, com ênfase nas regiões de maior declividade, possibilitou estabelecer prioridades para ações de recuperação e manejo sustentável. A metodologia de classificação das bacias e a análise da intensidade da perda de solo mostraram-se ferramentas eficazes na definição de estratégias para a recuperação da vegetação ripária, essencial para a contenção da erosão hídrica e a preservação dos recursos hídricos, fatores fundamentais para a sustentabilidade ambiental da BHRU.

Os resultados também destacam a urgente necessidade de práticas agrícolas sustentáveis, particularmente nas APPs, como medida preventiva para evitar a degradação do solo. A recuperação das áreas degradadas e a ampliação das matas ciliares são fundamentais para mitigar os efeitos da erosão e garantir a manutenção da fertilidade do solo e da produtividade agrícola a longo prazo. Ademais, a combinação de restauração ecológica e manejo agrícola adequado contribuirão para o equilíbrio ecológico e a resiliência dos ecossistemas frente aos impactos antrópicos negativos.

Conclui-se também que este estudo oferece uma contribuição significativa para a compreensão da dinâmica da perda de solo na BHRU, apresentando uma abordagem metodológica que pode ser replicada em outras bacias hidrográficas com características semelhantes. Ademais, a integração de ferramentas de mapeamento com a análise do uso da terra e suas características ambientais constitui uma estratégia eficiente para subsidiar a tomada de decisões acerca do manejo e da recuperação de áreas degradadas, promovendo a sustentabilidade ambiental em regiões com alto risco de erosão.

## Referências bibliográficas

Amorim, R. S. S., da Silva, D. D., Pruski F. F., de Matos, A. T. (2010). Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições

edafoclimáticas do Brasil. *Revista de Engenharia Agrícola*, 30(6), 1046-1049. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000600006>

Anache, J. A. A., Bacchi, C. G., Alves-Sobrinho, T. (2014). Modeling of (R) USLE C-factor for pasture as a function of Normalized Difference Vegetation Index. *European International Journal of Science and Technology*, 3(9), 214-221.

Anschau, S., Neres, J., Vasconcelos de Carvalho, A., Guimarães, A., Neres, L., Cerqueira, F. (2017). Vegetação ripária e métodos de estudo. *Natural Resources*, 7(1), 20-32. <https://doi.org/10.6008/SPC2237-9290.2017.001.0003>.

Arantes, L. T., dos Santos, A. P., Silva, C. V., Nery, L. M., Toledo, M. V. L., Simonetti, V. C., Silva, D. C. C., Lourenço, R. W. (2024). Socioeconomic spatial analysis through fuzzy system as a tool for territorial planning applied to watersheds. *International Journal of River Basin Management*, 1–17. <https://doi.org/10.1080/15715124.2024.2387579>

Abd Aziz, S., Steward, B. L., Kaleita, A., Karkee, M. (2012). Assessing the effects of DEM uncertainty on erosion rate estimation in an agricultural field. *Transactions of the ASABE*, 55(3), 785-798. <https://doi.org/10.13031/2013.41514>

Barbosa, L. M. (2001). Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In R. R. Rodrigues, H. F. Leitão Filho (Eds.), *Matas ciliares: conservação recuperação* (pp. 20-32). São Paulo: EdUSP.

Bertol, I., Schick, J., Batistela, O. (2001). Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico Aluminico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 25, 451-461. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000200021>

Bertoni, J., Lombardi Neto, F. (2012). *Conservação do Solo* (8ª ed.). São Paulo: Ícone.

Bicalho, C. C. (2010). Estudo do transporte de sedimentos em suspensão na bacia do rio Descoberto. Recuperado de repositório.unb.br/bitstream/10482/5755/1/2006\_Cristina%20Caetano%20Bicalho.pdf

Brasil. (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 out.

Camargo, O. A., Moniz, A.C., Jorge J. A., Valadares J. M. A. S. (2009). *Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas*. Campinas: Instituto Agronômico/Fundação IAC.

Carvalho, N. O., Pantoja Filizola Júnior, N., Coutinho dos Santos, P. M., Furquim Werneck Lima, J. E. (2000). *Guia de Práticas Sedimentométricas*. Brasília: ANEEL.

Cavani, A. C. M., Albuquerque-Filho, J. L. (2008). *Plano de Bacias, Mapa Diagnóstico*. São Paulo: Comitê de Bacias Hidrográficas do Rio Sorocaba e Médio Tiete - CBH-SMT e Instituto de Pesquisas Tecnológicas da Universidade de São Paulo.

Cau, L. B. (2019). Restauração florestal de uma área de vegetação ripária no sítio Pampulha, município de Linhares, ES. *Revista Ifes Ciência*, 5(2), 39–62. <https://doi.org/10.36524/ric.v5i2.448>

Desmet, P. J. J., Govers, G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5), 427-433.

ESRI. (2014). *ArcGIS Desktop* (Release 10.1). Redlands: Environmental Systems Research Institute.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. (1980). La erosión del suelo por el agua: Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. *Cuadernos de fomento agropecuario de la Organización de Las Naciones Unidas*, (81), 207p.

Fé, M. M. M. (2014). A análise ambiental integrada e sua construção teórica na geografia física. *Revista OKARA: Geografia em debate*, 8(2), 294-307.

Freitas, C. A. S. de, Silva, S. L. da, Miranda, I. M. F., Almeida, D. S. F. de, Figueiredo, J. V. de, Moreira, L. C. J., Calou, V. B. C. (2024). Dinâmica temporal de ilhas de calor na região do Crajubar -

- CE: causas, efeitos e medidas de mitigação. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 39, e39240006. <https://doi.org/10.1590/0102-77863910006>
- Heuvelink, G. B. M., Pebesma, E. J. (1999). The aggregation problems in environmental models. *Geoderma*, 89, 47-65.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2013). Manual Técnico do Uso da Terra (3ª Edição). Rio de Janeiro: IBGE.
- Karaburun, A. (2010). Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. *Ozean journal of applied sciences*, 3(1), 77-85.
- Landim, P. M. B. (1998). Análise estatística de dados geológicos. São Paulo: UNESP, 226 p. (Ciência e Tecnologia).
- Lee, S. (2004). Soil erosion assessment and its verification using the Universal Soil Loss Equation and Geographic Information System: a case study at Boun, Korea. *Environmental Geology*, 45(4), 457-465. <https://doi.org/10.1007/s00254-003-0897-8>
- Martins, J. C., Fernandes, R. (2017). Processos de degradação do solo – medidas de prevenção. *Revista Vida Rural*, 34-36.
- Martins, S. V. (2001). Recuperação de Matas Ciliares. Viçosa: Aprenda Fácil.
- Panichi da Veiga1, M., Sato Martins, S., Crespo Silva, I, Tormena C. A., Hidalgo da Silva O. (2003). Avaliação dos aspectos florísticos de uma mata ciliar no Norte do Estado do Paraná. *Acta Scientiarum*, 25(2), 519-525. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v25i2.2133>
- Medeiros, P. H. A., Güntner, A., Francke, T., Mamede, G. L., Carlos de Araújo, J. (2010). Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model. *Hydrological Sciences Journal*, 55(4), 636-648. <https://doi.org/10.1080/02626661003780409>
- Mercuri, E. G. F., Deppe F., Lohmann, M., Simões, K. (2009). Metodologia da geração de dados de entrada e aplicação do modelo SWAT para bacias hidrográficas brasileiras. In XIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, Natal. Anais...Natal, 4773-4780.
- Metzger, J. P. (2010). O Código Florestal tem Base Científica. *Natureza & Conservação*, 8(1), 92-99.
- Nery, L. M., da Cunha e Silva C. C., Zumkeller Sabonaro, D. (2022). Perfil tecnológico dos pecuaristas da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim. *Revista de Gestão Ambiental E Sustentabilidade*, v. 11, p. e20468. <https://doi.org/10.5585/geas.v11i1.20468>
- Angrizani de Oliveira, R., Moreira Nery, L., de Lima Andrade, E., Cezar Simonetti, V., Tondato Arantes, L., Pereira dos Santos, A., Cesar Germano Martins, A., Collins da Cunha e Silva, D. (2024). Methodological proposal for an ecological corridor and financial cost estimate: a way to help conserve biodiversity. *Journal for nature conservation*, v. 79, p. 126606. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126606>
- Okeke, C., Azuh, D., Ogbuagu, F. U., Kogure, T. (2020). Assessment of land use impact and seepage erosion contributions to seasonal variations in riverbank stability: The Iju River, SW Nigeria. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100448. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100448>
- Panachuki, E., Alves Sobrinho, T., Vitorino, A. C. T., e Carvalho, D. F., Urchei, M. A. (2006). Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10(2), 261-268. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000200003>
- Rizzo, F. A., Santos, A., Collins da Cunha e Silva, D. (2024). Técnicas de geoprocessamento aplicadas para análise temporal do microclima na bacia hidrográfica do Córrego do Pequiá, Maranhão. *Boletim Goiano de Geografia*, 44(1). <https://doi.org/10.5216/bgg.v44i1.78032>
- Sales, J. C. A., *et al.* (2022). Análise espacial da distribuição do ensino em função da renda em uma bacia hidrográfica. *NATIVA*, v. 10, p. 5-15, 2022. <https://doi.org/10.31413/nativa.v10i1.13137>



Salvador, J. L. G. (1987). Considerações sobre as matas ciliares e a implantação de reflorestamento mistos nas margens de rios e reservatórios. São Paulo: CESP.

Santos, D. S., Sparovek, G. (2011). Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(5), 1811-1818. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500035>

Santos, A. P., Simionatto, H. H., Arantes, L. T., Salas, A. P., da Cunha e Silva, D. C. (2024). Spatiotemporal relationship of surface temperature with land cover and land use type in the neighborhoods of Paracatu, Minas Gerais, Brazil. *Annals of Geography of the Complutense University*, 44(1), 235-249. <https://doi.org/10.5209/aguc.94211>

Santos, A. P., Simionatto, H. H., Arantes, L. T., Simonetti, V. C., Oliveira, R. A. de, Sales, J. C. A., Silva, D. C. da Cunha e. (2023). The Influence of Land Use and Land Cover on Surface Temperature in a Water Catchment Sub-Basin. *Sociedade & Natureza*, 35, e69161. <https://doi.org/10.14393/SN-v35-2023-69161>

Santos, A. P., Tondato Arantes, L., de Paula, A. L., Collins da Cunha e Silva, D. (2024). Evaluation of agricultural expansion as an indicator of environmental degradation in the Northwestern Mesoregion of the state of Minas Gerais, Brazil. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, (33), 7–26. <https://doi.org/10.21138/GF.839>

São Paulo (Estado). (1998). Lei nº 10.100, de 01 de dezembro de 1998. Declara Área de Proteção Ambiental O Entorno da Represa de Ituparanga. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Legislativo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SP, p.1, 02 dez. 1998.

São Paulo (Estado). (2011). Governo do Estado de São Paulo. Secretaria Estadual de Saneamento e Recursos Hídricos - Coordenadoria de Recursos Hídricos. Situação dos Recursos Hídricos no Estado de São Paulo: Ano base 2009. São Paulo: SSRH/CRHI.

Collins da Cunha e Silva, D., Angrizani de Oliveira, R., Cezar Simonetti, V., de Lima Andrade, E., Ana Paixão de Sousa, J., Costa Abreu Sales, J., Wagner Lourenço, R. (2021). Application of fuzzy systems to support the development of a socioenvironmental sustainability index applied to river basins. *International Journal Of River Basin Management*, p. 1-13. <https://doi.org/10.1080/15715124.2021.1938093>

Silva, F. D. G., Tezini Minotti, R., Lombardi Neto, F., Primavesi, O., Crestana, S. (2010). Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 15(2), 141-148. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000200006>

Silva, L. P. (2015). Análise de perda de solo, utilizando o modelo (RUSLE) Revised Universal Soil Loss Equation, aplicado com auxílio das técnicas de geoprocessamento na Bacia do Ribeirão Reis. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 109 f.

Silva, V. C. (2004). Estimativa da erosão atual da bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 34(3), 147-159.

Smith, D. J., Wynn-Thompson, T. M., Williams, M. A., Seiler, J. R. (2021). Do roots bind soil? Comparing the physical and biological role of plant roots in fluvial streambank erosion: A mini-JET study. *Geomorphology*, 375, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107523>

Stein, D. P., Donzelli, P. L., Gimenez, F. A., Ponçano, E. L., Lombardi Neto, F. (1987). Potencial de erosão laminar, natural e antrópica, na Bacia do Peixe Paranapanema. *Simpósio Nacional de Controle de Erosão*, 4, 105-135.

Stutter, M., Baggaley, N., Ó hUallacháin, D., Wang, C. (2021). The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: A review. *Science of The Total Environment*, 757, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143982>

Teodoro, V. L. I., Teixeira, D., Leite Costa, D. J., Buda Fuller, B. (2007). O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica

ambiental local. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, 11(1), 137-156. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2007.v11i1.236>

Toledo, M. V. L., Paula, A. L. de, Santos, A. P. dos, Silva, D. C. da C. e, Oliveira, R. A. de. (2024). Análise da suscetibilidade a movimentos de massa por meio de lógica fuzzy na APA de Itupararanga (SP). *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 20(2). <https://doi.org/10.17271/1980082720220245018>

Toledo, M. V. L., Lourenço, R. W., Silva, D. C. C. (2024) Estudio de los usos del suelo para evaluación de áreas elegibles en proyectos MDL. *Cuadernos De Investigacion Geografica*, v. 50, p. 1-20. <https://doi.org/10.18172/cig.6052>

Toniolo, B. P., Nery, L. M., Silva, D. C. C. (2024). Modelagem espacial para identificação de áreas potenciais à geração de poluição difusa na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia - SP. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 16, p. e20220207. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.016.e20220207>

Tucci, C. E. M. (1998). Modelos hidrológicos (2ª Ed.). Porto Alegre: Universidade UFRGS.

Wischmeier, W. H., Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning. Washington, USDA, 58p.

Yamamoto, J. K. (1998). A review of numerical methods for the interpolation of geological data. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 70, n. 1, p. 91-116.

Yang, T., Siddique, K. H. M., Liu, K. (2020). Cropping systems in agriculture and their impact on soil health-A review. *Global Ecology and Conservation*, 23, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01118>