

REFLEXOS AMBIENTAIS DA PERDA DE NUTRIENTES DO SOLO POR EROÇÃO HÍDRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRAJIBU-MIRIM (SP)

Vanessa Cezar Simonetti

Universidade Estadual Paulista – Unesp, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil
va_simonetti@hotmail.com

Darllan Collins da Cunha e Silva

Universidade Estadual Paulista – Unesp, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil
darllan.collins@unesp.br

André Henrique Rosa

Universidade Estadual Paulista – Unesp, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil
andre.rosa@unesp.br

RESUMO

Os solos são fundamentais para o desenvolvimento humano e de uma infinidade de espécies animais e vegetais, no entanto, pesquisas demonstram que sua capacidade produtiva está ameaçada devido ao seu empobrecimento. Por essa razão, o estudo objetivou espacializar os nutrientes do solo da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim, bem como estimar a perda desses nutrientes por erosão hídrica por sub-bacia hidrográfica para identificar quais contribuem com maior aporte de partículas de solo nos cursos de água. A coleta de solo foi realizada em 30 pontos distribuídos uniformemente na bacia hidrográfica do Pirajibu-Mirim na profundidade de 0-20 cm e geoespacializados em Sistema de Informação Geográfica (SIG). Foi utilizada a Equação Universal de Perda de Solos (EUPS) para estimar a perda de solo e, após, foram computadas as perdas de nutrientes por sub-bacia hidrográfica. Os resultados evidenciaram perdas mais expressivas nas classes Leve e Moderada, com uma perda de solo média de 5,92 t/ha.ano. Os nutrientes do solo perdidos apresentaram valores elevados, principalmente para o cálcio (28.525,29 kg/ano), ferro (15.130,62 kg/ano) e matéria orgânica (674.088,91 kg/ano). As partículas de solo podem aportar os cursos de água e reservatório, comprometendo a qualidade e quantidade de água por meio da eutrofização da represa e assoreamento, culminando em problemas de ordem sanitária e ambiental.

Palavras-chave: EUPS. Análise espacial. Geoprocessamento. Monitoramento ambiental.

ENVIRONMENTAL REFLECTIONS OF SOIL NUTRIENTS LOSS BY WATER EROSION IN THE PIRAJIBU-MIRIM RIVER WATERSHED (SÃO PAULO STATE)

ABSTRACT

Soils are fundamental for human development and an infinite number of animal and plant species, however, research has shown that their production capacity is threatened because of their impoverishment. For this reason, the study aimed to spatialize the soil nutrients in the Pirajibu-Mirim river watershed, as well as to estimate the loss of these nutrients by water erosion by sub-basin to identify which have a greater contribution of soil particles to the watercourses. The soil was collected in 30 sampling points evenly distributed in the Pirajibu-Mirim watershed at a depth of 0-20 cm and geospatialized in a Geographic Information System (GIS). The Universal Soil Loss Equation (EUPS) was used to estimate soil loss and, afterward, nutrient losses by hydrographic sub-basins were computed. Results showed more significant losses in the Light and Moderate classes, with an average soil loss of 5.92 t/ha.year. The lost soil nutrients showed high values, mainly for calcium (28,525.29 kg/year), iron (15,130.62 kg/year) and organic matter (674,088.91 kg/year). Soil particles can contribute to watercourses and reservoirs compromising the quality and quantity of water through the dam eutrophication and silting, culminating in health and environmental problems.

Keywords: USLE. Spatial analysis. Geoprocessing. Environmental monitoring.

INTRODUÇÃO

O solo é um compartimento terrestre fundamental para o desenvolvimento humano e de uma infinidade de espécies vegetais, animais e de microrganismos, atuando como um grande reservatório de carbono e outros elementos essenciais à vida (FAO, 2017). No entanto, a ausência de práticas adequadas de manejo e conservação pode afetá-lo significativamente, reduzindo sua capacidade produtiva e aumentando os custos

produtivos, uma vez que são necessários maiores dispêndios financeiros para recuperar a fertilidade do mesmo por meio da aplicação de fertilizantes (SILVA et al., 2020). Em contrapartida, o incremento de fertilizantes químicos nos solos pode desencadear a sua acidificação, bem como a decomposição acelerada da matéria orgânica, além de contribuir negativamente com as mudanças climáticas (TIAN et al., 2012; FAO, 2017).

A perda de solos por erosão hídrica tem causado grande preocupação em todo o mundo. De acordo com Wolka et al. (2021), anualmente estima-se que sejam perdidos, por erosão hídrica, entre 36 e 75 bilhões de toneladas de solo. Segundo Borrelli et al. (2017), os maiores aumentos nas taxas de perda de solos estão previstos para as regiões da América do Sul, África Subsaariana e Sudeste Asiático, com destaque para as economias menos desenvolvidas.

Os solos perdidos por erosão hídrica contêm nutrientes e outros elementos que, ao aportarem nos recursos hídricos, podem causar problemas de ordem ambiental e sanitária (SILVA, D. C. et al., 2018). Os sedimentos são transportados aos corpos hídricos por fontes pontuais e não pontuais, como lançamento de efluentes domésticos e industriais, pelos impactos advindos do uso e ocupação da terra (CUNHA; SABOGAL-PAZ; DODDS, 2016; MELO et al., 2019) e podem acarretar a eutrofização de fontes de água para abastecimento público. De acordo com Simonetti, Silva e Rosa (2019a), a redução da vegetação de Áreas de Preservação Permanente (APP) marginais aos cursos de água contribui significativamente com o aporte de material particulado para os cursos de água. As partículas de solo aportam os recursos hídricos por escoamento superficial, em grande parte provenientes de áreas agrícolas sem o devido manejo do solo e práticas protecionistas (PEREIRA; VEIGA; DZIEDZIC, 2013; SILVA, D. C. et al., 2018).

Para estimar a perda de solos, a Equação Universal de Perda de Solos (EUPS) proposta por Wischmeier e Smith (1965, 1978), tem sido mundialmente utilizada. De acordo com Alewell et al. (2019), as abordagens mais utilizadas nos últimos oitenta anos de história de modelagem de erosão se baseiam em algoritmos contemplados na EUPS, e, de acordo com os autores, foram encontradas aplicações em 109 países. Vatandaşlar e Yavuz (2017) utilizaram imagens de satélite de alta resolução espacial para estimar o Fator C da EUPS de uma sub-bacia hidrográfica localizada em um relevo montanhoso no Nordeste da Turquia. Das et al. (2018) utilizaram a EUPS e constataram que os fatores topográficos, manejo do solo e de uso do solo estão entre os fatores mais importantes que influenciam a erosão do solo, enquanto Wolka et al. (2021) avaliaram a perda de solos nas encostas íngremes de uma região a Sudoeste da Etiópia, constatando que a erosão pode causar significativos declínios nas taxas de carbono orgânico do solo e nutrientes.

No Brasil, são inúmeros os estudos que utilizaram a EUPS, ou fatores isolados, para identificar a perda de solos por erosão hídrica, tais como os estudos de Silva et al. (2017) para identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável na bacia hidrográfica do rio Una utilizando o Fator C, enquanto Simonetti et al. (2018) utilizaram o Fator K para estimar a erodibilidade do solo em uma Unidade de Conservação no município de Sorocaba (SP). Já Nachtigall et al. (2020) avaliaram a perda de solos utilizando a EUPS para estimar sazonalmente a perda de solos na bacia hidrográfica do Arroio Fragata, no Rio Grande do Sul.

Na escala da bacia hidrográfica, a utilização de modelos preditivos é de grande valia, haja vista que qualquer ação ou intervenção antrópica culminará em possíveis desequilíbrios no meio físico e biótico, sendo fundamental o desenvolvimento de estudos que contemplem a escala da bacia hidrográfica (SILVA, D. C. et al., 2018; BORAH e DEKA, 2020; NACHTIGALL et al., 2020). Nesse sentido, o apoio do geoprocessamento tem possibilitado o desenvolvimento de uma infinidade de pesquisas em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), sendo amplamente utilizado no diagnóstico e monitoramento ambiental (ANDRIYANTO; SUDARTOS; SUPRAYOGO, 2015; SILVA, D. M. et al., 2018; SALES; SILVA; LOURENÇO, 2019; SIMONETTI; SILVA; ROSA, 2019b; SILVA et al., 2020; SONNENBERG et al., 2020; KOMOLAFE et al., 2021). No entanto, trabalhos que contemplem a perda de nutrientes do solo e avaliem os impactos ambientais e sanitários em bacias hidrográficas ainda são incipientes.

Diante do exposto, o presente estudo objetivou espacializar os nutrientes do solo da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim, bem como estimar a perda desses nutrientes por erosão hídrica por sub-bacia hidrográfica para identificar quais contribuem com maior aporte de partículas de solo nos cursos de água.

METODOLOGIA

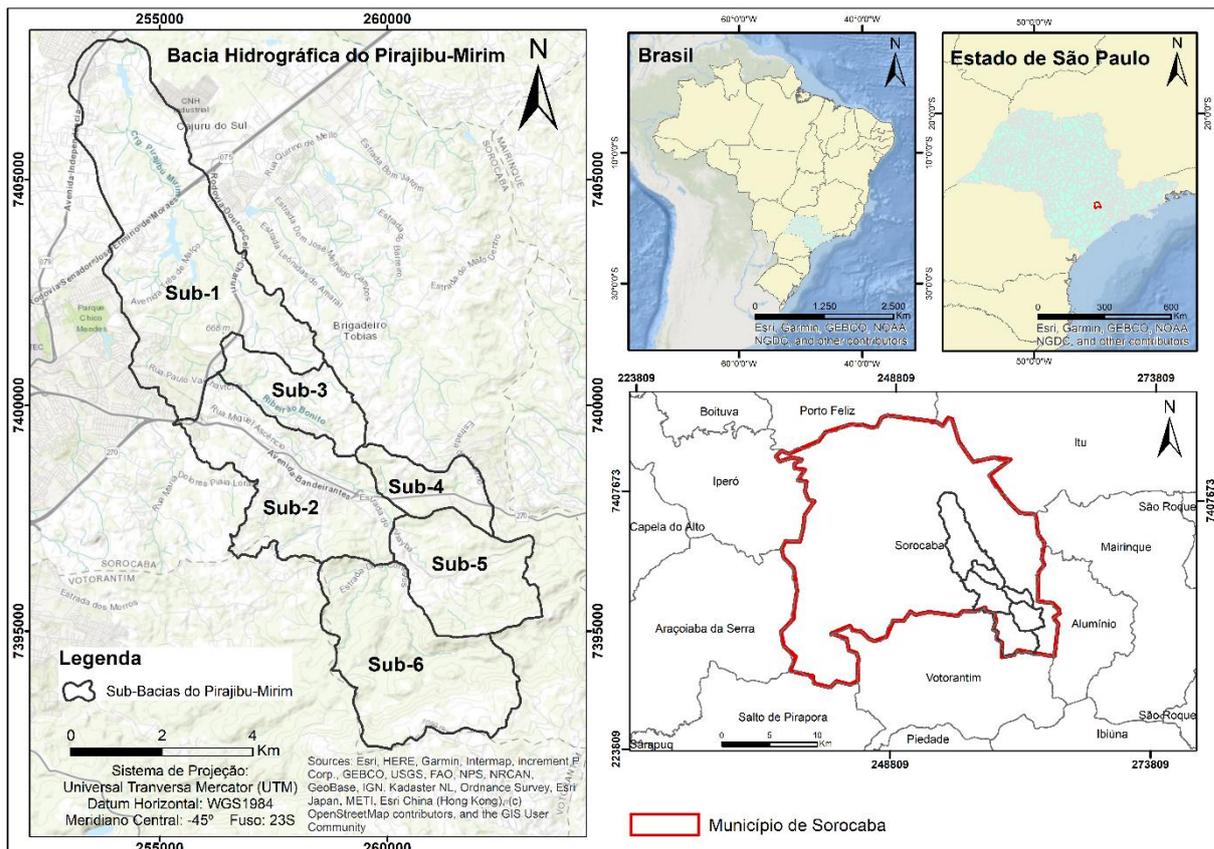
Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Sorocaba, interior do Estado de São Paulo, a qual apresenta uma extensão territorial de aproximadamente de 450,382 km² e uma população estimada de 679.378 habitantes (IBGE, 2019). O município pertence à Região Metropolitana de Sorocaba (RMS), que

se destaca em âmbito nacional devido a intensa e diversificada atividade econômica, caracterizada por produção industrial altamente desenvolvida (EMPLASA, 2019).

A bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim se localiza a Sudeste do município, com uma extensão aproximada de 55,35 km² (Figura 1), pertencendo à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 10 do Sorocaba e Médio Tietê (SAAE, 2016). A bacia hidrográfica contempla um importante manancial de abastecimento de água, denominado represa do Ferraz, que corresponde a cerca de 10% da captação superficial do município, com outorga para captação de até 900 m³/h durante 24 horas/dia (SAAE, 2016).

Figura 1 - Localização da área de estudo, 2021.



Fonte - Os autores (2021).

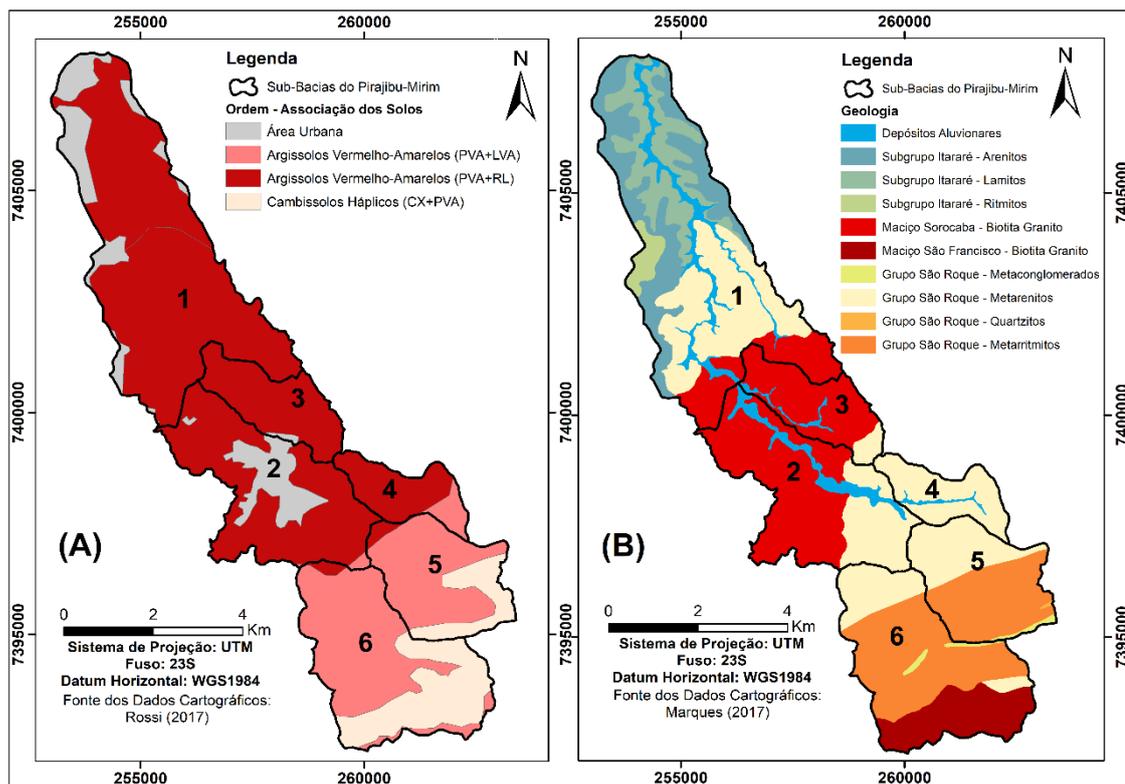
O município de Sorocaba, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, situa-se em uma zona de contato entre o clima Cfa, caracterizado por clima subtropical quente, com inverno não muito seco, cujas precipitações pluviométricas variam entre 30 mm e 60 mm para o mês mais seco, possuindo temperatura média de verão com máxima de 30,1°C e mínima de inverno de 12,2°C. Nas porções mais ao Norte do município encontra-se a zona Cwa, com características de clima temperado chuvoso e quente, com média pluviométrica inferior a 30 mm no mês mais seco, onde a temperatura média é superior a 22°C nos meses mais quentes e nos meses mais frios é inferior a 18°C (SILVA e SILVA, 2016; SIMONETTI et al., 2018; NERY et al., 2019). A precipitação média anual é de 1.355,6 mm (INMET, 2009).

A vegetação pertence a uma zona de tensão ecológica (ecótono), de domínio de Mata Atlântica, com Floresta Ombrófila Densa e Cerrado caracterizado por Savanas distribuídas em menores porções (MARQUES, 2017).

Segundo o Macrozoneamento Ambiental do município de Sorocaba, a bacia hidrográfica do Pirajibu-Mirim pertence à macrozona com grandes restrições à ocupação e macrozona de conservação ambiental, devido suas várzeas planícies aluviais, possuindo base geológica cristalina, sendo uma bacia que contribui para captações existentes (SAAE, 2016).

Com base na classificação pedológica realizada por Rossi (2017) (Figura 2A), os solos se caracterizam em Argissolos Vermelho-Amarelo do tipo PVA em grande parte da bacia hidrográfica, sendo pouco profundo e raso e textura média; enquanto nas áreas de maior altitude são encontrados Argissolos Vermelho-Amarelo (profundo e muito profundo, com textura argilosa) e Cambissos Háplicos (pouco profundo e profundo, textura média/argilosa). A geologia da bacia hidrográfica é apresentada na Figura 2B.

Figura 2 - A) Ordem e associação dos solos presentes na bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim. B) Geologia da bacia hidrográfica.



Fonte - Adaptado de Rossi (2017) e Marques (2017).

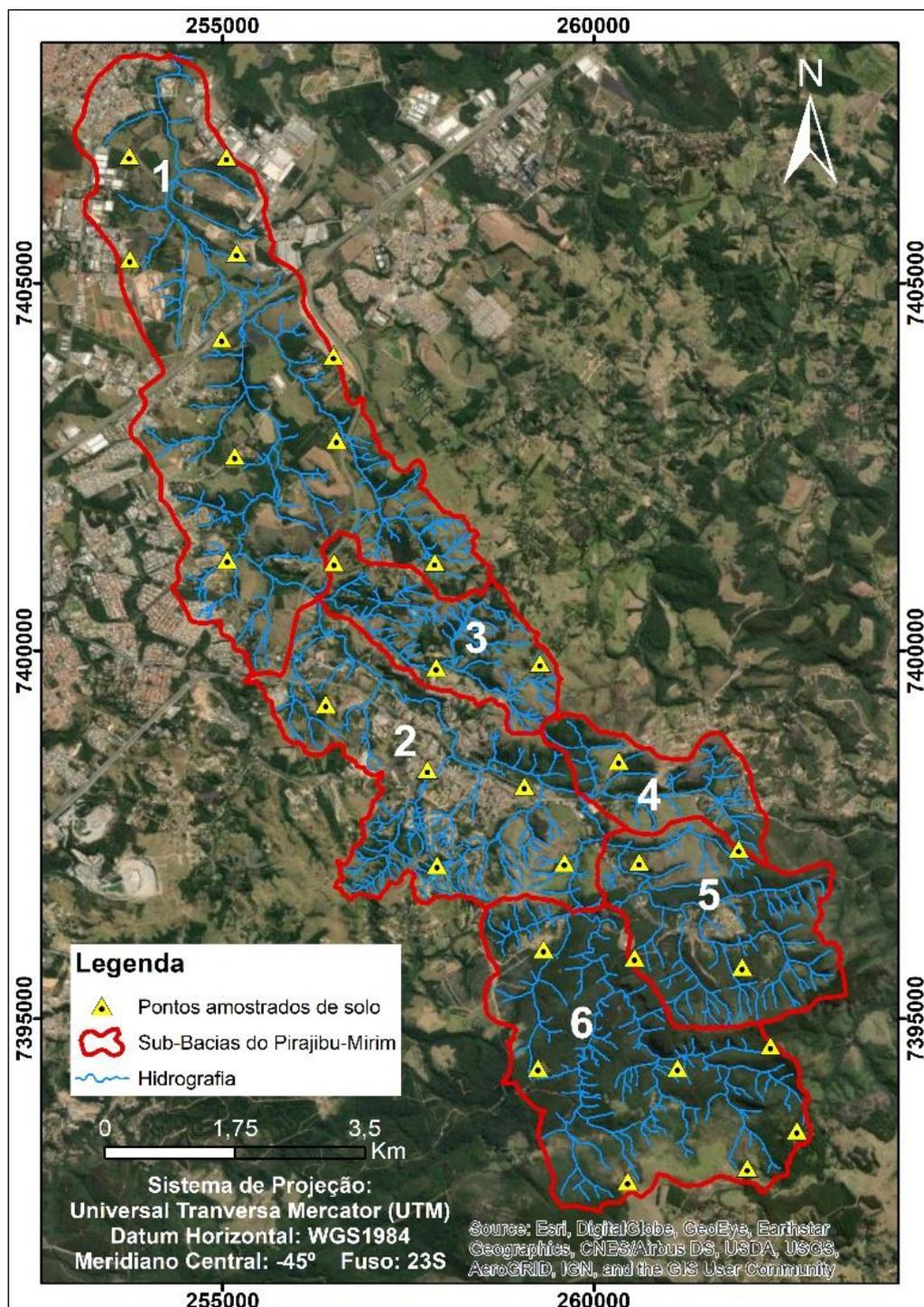
Conforme ilustrado na Figura 2B, a geologia da bacia hidrográfica é caracterizada por uma significativa variação litológica, com rochas cristalinas Pré-Cambrianas e Metassedimentares no médio e trecho superior da bacia, as quais se alteram para rochas sedimentares do Cenozoico na região inferior, com ocorrência de sedimentos Quaternários Aluvionares nos fundos de vales que vão do trecho médio do curso do rio Pirajibu-Mirim até a sua foz (Marques, 2017).

Distribuição da malha amostral, coleta e distribuição espacial do solo

As bases de dados utilizadas na composição deste estudo foram apoiadas em SIG, sendo processadas na Universidade Estadual Paulista (Unesp), no Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba (ICTS) por meio do ArcGis 10.5 (ESRI, 2016).

A coleta de solo foi realizada em 30 pontos amostrais pré-definidos e distribuídos uniformemente ao longo da bacia hidrográfica do Pirajibu-Mirim em uma malha amostral regular na profundidade de 0-20 cm (Figura 3), sendo retirados 500g de solo com um trado holandês confeccionado em aço inox e enviado ao laboratório de Física do Solo e de Fertilidade do Solo, do Departamento de Solos e Recursos Ambientais da Faculdade de Ciências Agrônomicas da Unesp – Campus de Botucatu. As análises granulométricas foram estimadas segundo o método do densímetro, de acordo com o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) (CAMARGO et al., 2009), e as análises químicas conforme Raji (2011).

Figura 3 - Distribuição dos pontos de solo amostrados na bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim, 2021.



Fonte - Os autores (2021).

Em razão da heterogeneidade do solo decorrente de processos complexos e inter-relacionados, como formação natural, assim como o uso e manejo antrópico (SILVA, D. C. et al., 2018), foi empregada a geoestatística espacial de modo a avaliar a variabilidade espacial dos atributos do solo, tais como cálcio (Ca), fósforo (P), potássio (K), matéria orgânica (MO), alumínio (Al^{3+}), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn). Para tanto, as unidades apresentadas nas análises de solo, como mg/dm^3 e g/dm^3 , foram convertidas para quilograma por tonelada de solo ($kg/tonelada$ de solo), e, posteriormente, os resultados da perda de nutrientes obtidos foram apresentados em kg/ano , baseados no estudo de Silva, D. C. et al. (2018), para compatibilizar as unidades com o mapa de perda de solos.

Equação Universal da Perda de Solos (EUPS)

A EUPS consiste em uma equação para estimar a perda média anual de solos por erosão hídrica, sendo proposta por Wischmeier e Smith (1978) (Equação 1).

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

Sendo:

A é a perda de solo por unidade de área no tempo (t/ha);

R é o fator erosividade da chuva (MJ.mm/h.ha);

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

LS é o fator topográfico englobando a declividade e comprimento de rampa (adimensional);

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

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

De acordo com Silva et al. (2017), tanto o fator C quanto o P se diferenciam dos demais fatores por serem antrópicos, estando relacionados à ocupação e uso das terras.

Após a obtenção dos dados quantitativos da perda de solos em t/ha.ano, estes foram reclassificados em classes de perda de solos adaptados da *Food and Agriculture Organization* (FAO-PNUMA, 1980), que estabelecem os valores entre 0-10 t/ha.ano como: Leve; 10-50 t/ha.ano: Moderado; 50-200 t/ha.ano: Alta; e acima de 200 t/ha.ano: Muito Alta.

Fator de Erosividade (R)

A estimativa do Fator de erosividade da chuva (R) foi realizado a partir de dados disponibilizados pelo programa NetErosividadeSP, desenvolvido por Moreira et al. (2006) e que utiliza rede neural artificial (RNA), fornecendo, assim, o valor de R para qualquer localidade do Estado de São Paulo. Para o estudo foram coletados os dados de erosividade de 30 pontos aleatórios contemplados dentro da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim. Após essa etapa, os dados foram plotados em planilha Excel e espacializados no ArcGis 10.5, de modo a obter um Plano de Informação (PI) em *raster*.

Fator de erodibilidade do solo (K)

De posse dos resultados das análises de solo dos pontos amostrados foi estimado Fator de erodibilidade do solo (K) de forma indireta, por meio da expressão de Bouyoucos (MANNIGEL et al., 2002; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012), que considera apenas os percentuais das frações de areia, silte e argila (Equação 2).

$$K = \frac{(\% \text{ Areia} + \% \text{ Silte})}{(\% \text{ Argila})} / \frac{1}{100} \quad (2)$$

Sendo:

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

(% areia, % silte e % argila) correspondem ao percentual das respectivas frações granulométricas de uma amostra de solo.

A análise da distribuição da erodibilidade do solo (Fator K) foi realizada por meio do *software* ArcGis 10.5 (ESRI, 2016). De posse dos resultados dos atributos físicos do solo concernente à granulometria foi realizada a interpolação dos dados de modo que fossem estimados os valores não contemplados na malha regular amostrada, utilizando, para tanto, o interpolador Inverso do Quadrado da Distância (IQD), que é um interpolador univariado de médias ponderadas. Estudos realizados por Simonetti et al. (2018) e Souza et al. (2010) concluíram que este interpolador apresenta resultados satisfatórios para estimar a distribuição de atributos físicos dos solos, razão pela qual foi utilizado neste estudo.

Fator topográfico (LS)

O Fator LS foi obtido por meio do *software* de código aberto chave, o Sistema de Apoio à Análise de Recursos Geográficos (GRASS GIS), versão 7.8.3 (GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2021), utilizando a função *r.watershed*, que gera, a partir de algoritmos, os fatores LS da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (EUPSR). Para tanto, foi utilizada a imagem do satélite japonês Alos-Palsar, com resolução espacial de 12,5 m como Modelo Digital de Elevação (MDE). O Fator LS expressa a relação entre a declividade (em %) e o comprimento de rampa (em metros). De acordo com Panagos, Borrelli e Meusburger (2015), o fator S mensura o efeito da inclinação do declive, enquanto o fator L define o impacto do comprimento do declive. Assim, o Fator LS, quando combinado, representa o efeito da topografia na erosão do solo (PANAGOS; BORRELLI; MEUSBURGER, 2015). Esse fator é adimensional, com valor igual ou superior a 0. As equações utilizadas para compor o algoritmo LS em ambiente SIG foram baseadas nos estudos de Weltz, Renard e Simanton (1987) e McCool et al. (1987).

Fator CP (Uso, Manejo e Práticas Conservacionistas)

Os fatores C e P representam fatores antrópicos, ou seja, estão relacionados às formas de ocupação e uso das terras, diferentemente dos demais fatores que são dependentes das condições naturais, tais como os fatores R, K, L e S (MIQUELONI; BUENO; FERRAUDO, 2012; SILVA, D. C. et al., 2018).

Para aquisição dos valores C e P foram compilados os resultados de diversos autores, como Silva, 2004; Tomazoni e Guimarães, 2005; Weill e Sparovek, 2008; Kumar e Kushwah, 2013; Silva et al., 2017; Vatandaşlar e Yavuz, 2017 e Das et al., 2018, sendo obtido um valor médio para o fator CP a partir destes estudos (Tabela 1), de modo a minimizar as possíveis subjetividades decorrentes dos valores atribuídos aos diferentes usos do solo.

Tabela 1 - Valores médios obtidos para o Fator CP

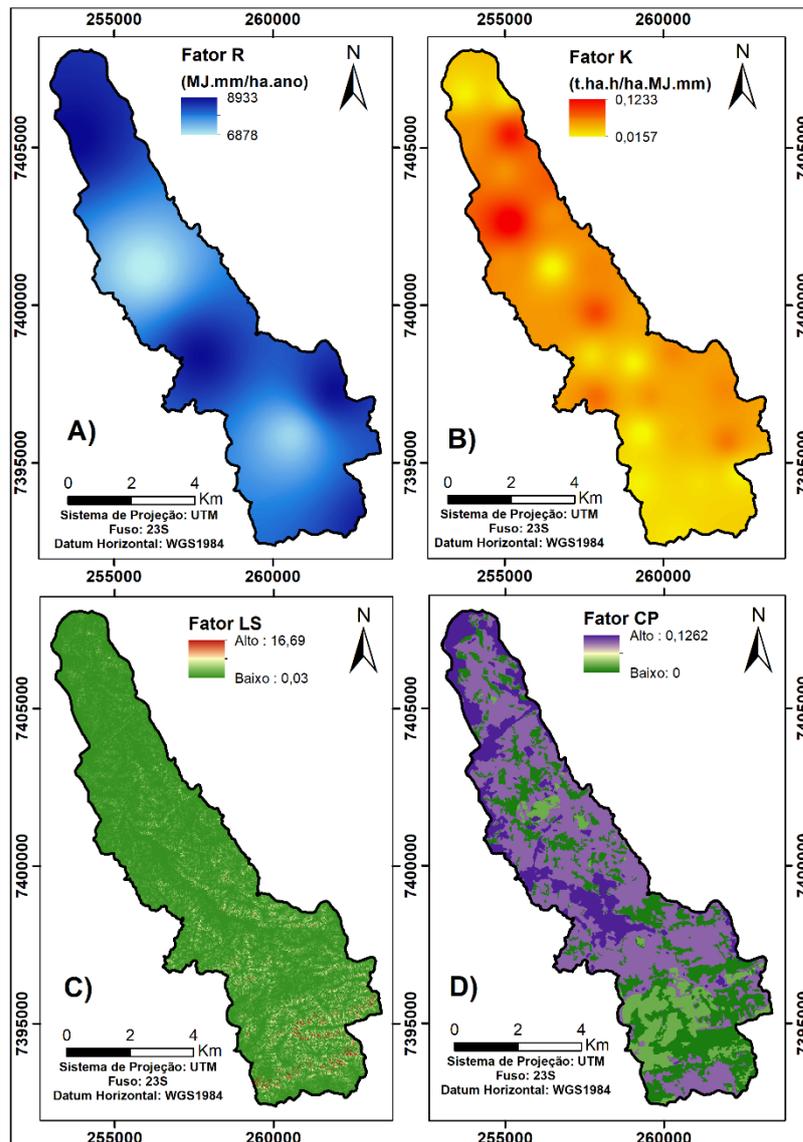
Classes de uso	Média Fator C	Média Fator P	Fator CP
Floresta Plantada	0,0145	0,9333	0,0135
Formação Florestal	0,0044	1,0000	0,0044
Infraestrutura Urbana	0,0920	0,5500	0,0506
Lavouras Temporárias (Agricultura)	0,1893	0,6667	0,1262
Agricultura e Pastagem (Pastagem)	0,1498	0,7500	0,1124
Pastagem	0,0566	0,7500	0,0425
Cursos de água	0,0000	--	0,0000

Fonte - Adaptado de Silva, 2004; Tomazoni e Guimarães, 2005; Weill e Sparovek, 2008; Kumar e Kushwah, 2013; Silva et al., 2017; Vatandaşlar e Yavuz, 2017 e Das et al., 2018.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos fatores de perda de solos são apresentados na Figura 4 e revelam que o Fator R da bacia hidrográfica do Pirajibu-Mirim (Figura 4A) apresentou valores compreendidos entre 6.878 MJ.mm/h.ha e 8.933 MJ.mm/h.ha, com valor médio de 8.058 MJ.mm/h.ha e uma amplitude de 2.055 MJ.mm/h.ha. Os maiores valores de R ocorreram nas porções Norte, bem como na porção Central seguindo para o Sudeste da bacia hidrográfica. Em comparação a localidades próximas, como na bacia hidrográfica do rio Una, situada no município de Ibiúna, Silva et al. (2017) encontraram um valor médio anual de erosividade da chuva de 6.660 MJ.mm/h.ha, enquanto nos estudos realizados por Batista et al. (2021), na região do Vale do Ribeira Paulista, foram obtidos valores compreendidos entre 5.360,60 e 9.278,75 MJ.mm/h.ha, com valores médios de 3.918,15 MJ.mm/h.ha. Os resultados de erosividade da chuva da bacia do rio Pirajibu-Mirim, quando comparados às classes de erosividade (R) propostas por Carvalho (2008), que estabeleceu cinco classes, sendo: fraca ($R \leq 2.452,0$); moderada ($2.452,0 < R \leq 4.905,0$); moderada a forte ($4.905,0 < R \leq 7.357,0$); forte ($7.357,0 < R \leq 9.810,0$) e muito forte ($R > 9.810,0$), demonstram que a bacia está inserida nas classes que vão de moderada a forte (com 6.878 MJ.mm/h.ha), até a classe estabelecida como forte, atingindo o valor máximo é de 8.933 MJ.mm/h.ha.

Figura 4 - Fatores utilizados na Equação Universal de Perda de solos (EUPS), 2021.



Fonte - Os autores (2021).

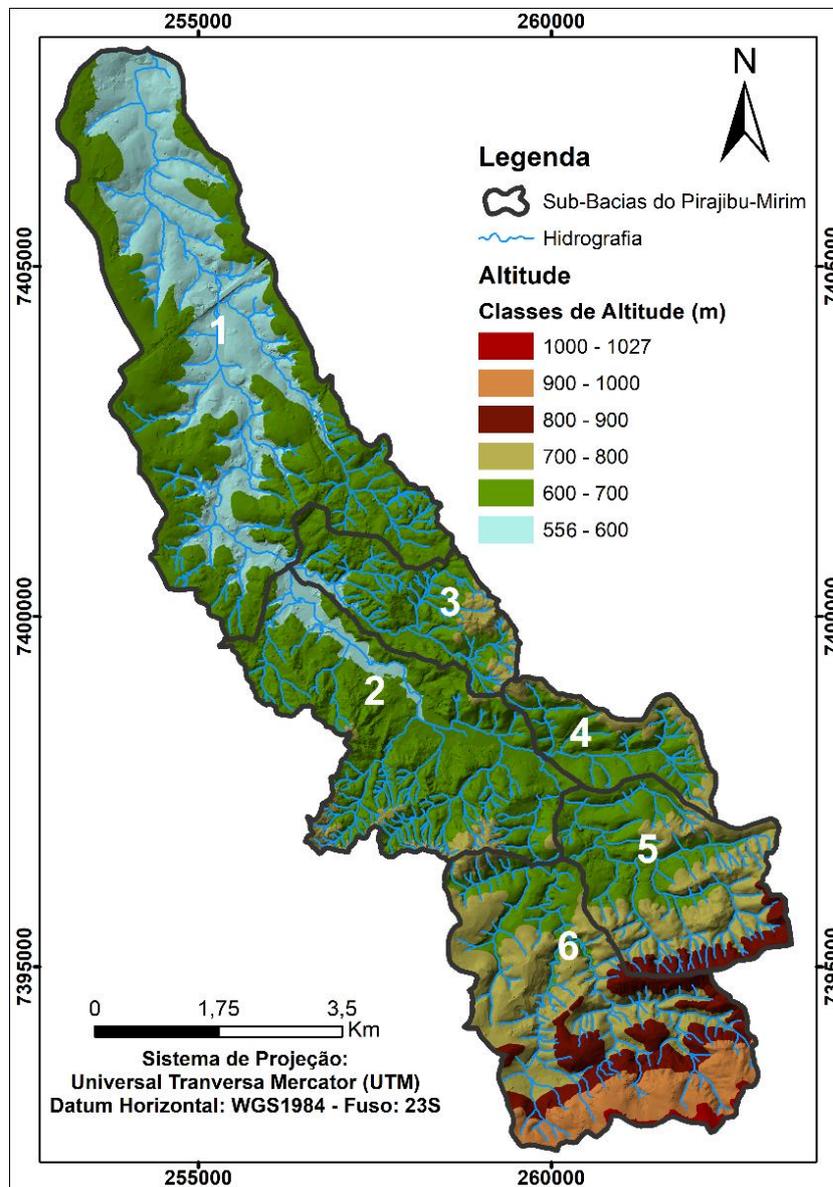
De modo geral, os valores de erosividade pela chuva apresentaram uma distribuição heterogênea na bacia hidrográfica do Pirajibu-Mirim. O conhecimento do Fator R é fundamental no sentido de identificar as áreas mais suscetíveis a erosão hídrica em bacias hidrográficas.

Os valores de erodibilidade do solo representados pelo Fator K (Figura 4B) variaram entre 0,1233 t.ha.h/ha.MJ.mm e 0,0157 t.ha.h/ha.MJ.mm, com valor médio de 0,0496 t.ha.h/ha.MJ.mm, sendo os menores valores encontrados na porção Norte, e predominantemente nas porções ao Sul da bacia hidrográfica, enquanto os maiores valores de erodibilidade estão distribuídos de forma heterogênea ao longo da bacia. Os resultados obtidos estão próximos com os obtidos por Silva e Alvares (2005), que estimaram o fator de erodibilidade para o estado de São Paulo e obtiveram o valor médio igual a 0,0162 t.ha.h/ha.MJ.mm, enquanto Simonetti et al. (2018), que avaliaram latossolos da Unidade de Conservação de Proteção Integral PNMCBio no município de Sorocaba, encontraram valores de K entre 0,021 e 0,022 t.ha.h/ha.MJ.mm.

O Fator LS apresentou valores entre 0,03 e 16,69, sendo os maiores valores encontrados predominantemente na porção Sul da bacia hidrográfica. Panagos, Borrelli e Meusburger (2015) relatam que o fator LS permite uma estimativa rápida acerca da influência nas taxas de perdas de solo de um país, utilizando-o junto de um modelo digital de elevação (MDE) de alta resolução para realizar um delineamento

aprimorado de áreas em risco de erosão do solo para toda a União Europeia. Portanto, com o intuito de facilitar o entendimento sobre o relevo da bacia hidrográfica e fornecer um suporte para a identificação das áreas associadas às maiores perdas de solo, é apresentada a altitude da bacia hidrográfica (Figura 5).

Figura 5 - Altitude da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim a partir de redes irregulares triangulares (*Triangulated Irregular Network – TIN*), 2021.



Fonte - Os autores (2021).

A altitude da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim apresenta valores entre 556 m e 1027 m, com uma altitude média de 675 m. Os menores valores são encontrados na Sub-Bacia 1, variando entre 556 m e 695 m, sendo a Sub-Bacia que contempla a foz do rio Pirajibu-Mirim, e na Sub-Bacia 3, com valores entre 586 m e 756 m. A Sub-Bacia 2 apresentou valores compreendidos entre 586 m e 786 m, enquanto a Sub-Bacia 4 apresentou valores compreendidos entre as classes de 600 m a 800 m, com valores médios de 676 m. De modo geral, os menores valores de altitude são encontrados nas proximidades dos sedimentos Aluvionares, nas bordas dos cursos de água e nos fundos de vales, por compreenderem as regiões mais baixas da bacia, enquanto os valores mais elevados estão dispostos nas Sub-Bacias 5 e 6, ficando mais expressivos ao Sul da bacia hidrográfica, nas áreas que tangenciam os Metarritmitos, Metaconglomerados, bem como o substrato granítico do Maciço São Francisco (Figura 2B), sendo que o maior valor de altitude

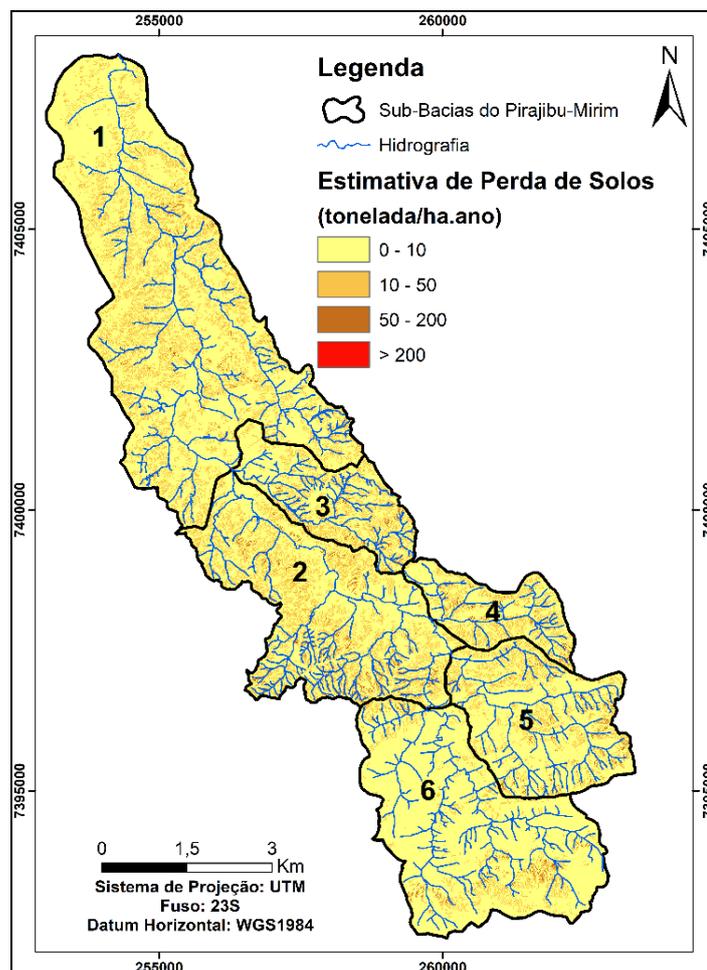
é encontrado no extremo Sul da Sub-Bacia 6, com 1027 m, inseridos nos conjuntos de morros da Serra de São Francisco e Inhaíba. Todavia, os valores de altitude encontrados na bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim corroboram com os resultados obtidos para o Fator LS, que apresentou valores mais pronunciados na porção Sul da bacia hidrográfica, locais que coincidem com as altitudes mais elevadas e relevo mais movimentado.

Os valores do Fator CP (Figura 4D) variaram entre 0 e 0,1262, onde os menores valores obtidos estão associados aos corpos de água (com valores nulos), representando 0,47% das classes do Fator CP, seguido da Agricultura, que totalizou 1,01% e uma área de 55,89 ha. As classes relacionadas à presença de vegetação, incluindo Formação Florestal e Floresta Plantada apresentaram respectivamente 35,17% das classes de CP, com uma área de 1.947,31 ha.

Os usos relacionados à Pastagem apresentaram 49,08%, uma expressiva representatividade na bacia hidrográfica, com uma área equivalente a 2.718,14 ha. Estudos realizados Marques (2017) e Nery et al. (2019) também encontraram a classe de uso relativa à pastagem como a predominante na bacia hidrográfica. Nesse sentido, torna-se necessária uma atenção especial quanto aos possíveis impactos negativos das áreas designadas à pecuária devido o potencial de degradação dos solos. Segundo Albuquerque, Sangoi e Ender (2001), a compactação do solo causada pelo pisoteio animal tem sido apontada como uma das principais causas da degradação de áreas cultivadas em sistema de integração lavoura-pecuária. A Infraestrutura urbana obteve 14,27%, com uma área de 790,09 ha; portanto, os valores mais elevados de CP e que configuraram um maior impacto quanto aos usos antrópicos foram predominantes na bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim.

A perda de solos por sub-bacias do Pirajibu-Mirim é apresentada na Figura 6, sendo possível evidenciar uma perda de solos com diferentes classes em todas as sub-bacias.

Figura 6 - Perda de solo por sub-bacias do Pirajibu-Mirim, 2021.



Fonte - Os autores (2021).

Os dados quantitativos são apresentados por sub-bacias na Tabela 2. É possível constatar que a Sub-Bacia 1 apresenta 99,64% das classes de perda de solos entre Leve e Moderada, sendo a maior área presente na classe Leve, com 1.616,83 ha, enquanto apenas 0,36% de sua área está presente na classe Alta, com 7,12 ha.

Tabela 2 - Dados quantitativos da perda de solo por sub-bacias.

Sub-Bacias	Classes de Perda de Solo	Área (ha)	%	Sub-Bacias	Classes de Perda de Solo	Área (ha)	%
1	Leve	1.616,83	81,48	4	Leve	227,47	77,07
	Moderada	360,35	18,16		Moderada	60,72	20,57
	Alta	7,12	0,36		Alta	6,97	2,36
	Muito Alta	*	*		Muito Alta	*	*
2	Leve	778,14	75,22	5	Leve	548,58	83,4
	Moderada	234,06	22,62		Moderada	97,98	14,9
	Alta	22,34	2,16		Alta	11,2	1,7
	Muito Alta	*	*		Muito Alta	0,03	0
3	Leve	306,91	75,42	6	Leve	1.052	92,88
	Moderada	93,15	22,89		Moderada	70,95	6,26
	Alta	6,89	1,69		Alta	9,7	0,86
	Muito Alta	*	*		Muito Alta	*	*

Legenda - (*) Não apresentou resultados na categoria. Fonte: Os autores (2021).

A Sub-Bacia 2 apresentou o maior percentual categorizado como Leve (75,22%), abrangendo uma área de 778,14 ha, enquanto a categoria Moderada apresentou 22,62%, com uma área equivalente a 234,06 ha. Já a categoria Alta apresentou os menores percentuais, com 2,16%, assim como a menor área (22,34 ha).

A Sub-Bacia 3 apresentou uma área de 306,91 ha na categoria Leve, representando 75,42% das classes, seguida da classe Moderada, com área de 93,15 ha e 22,89%, já a classe Alta contemplou uma área de 6,89 ha, representando o menor percentual dentre as classes, com 1,69%. Quanto à Sub-Bacia 4, as classes Leve e Moderada contemplaram 97,64%, representando uma área de 288,19 ha. No entanto, assim como as Sub-Bacias 1, 2 e 3, não houve a presença da classe Muito Alta.

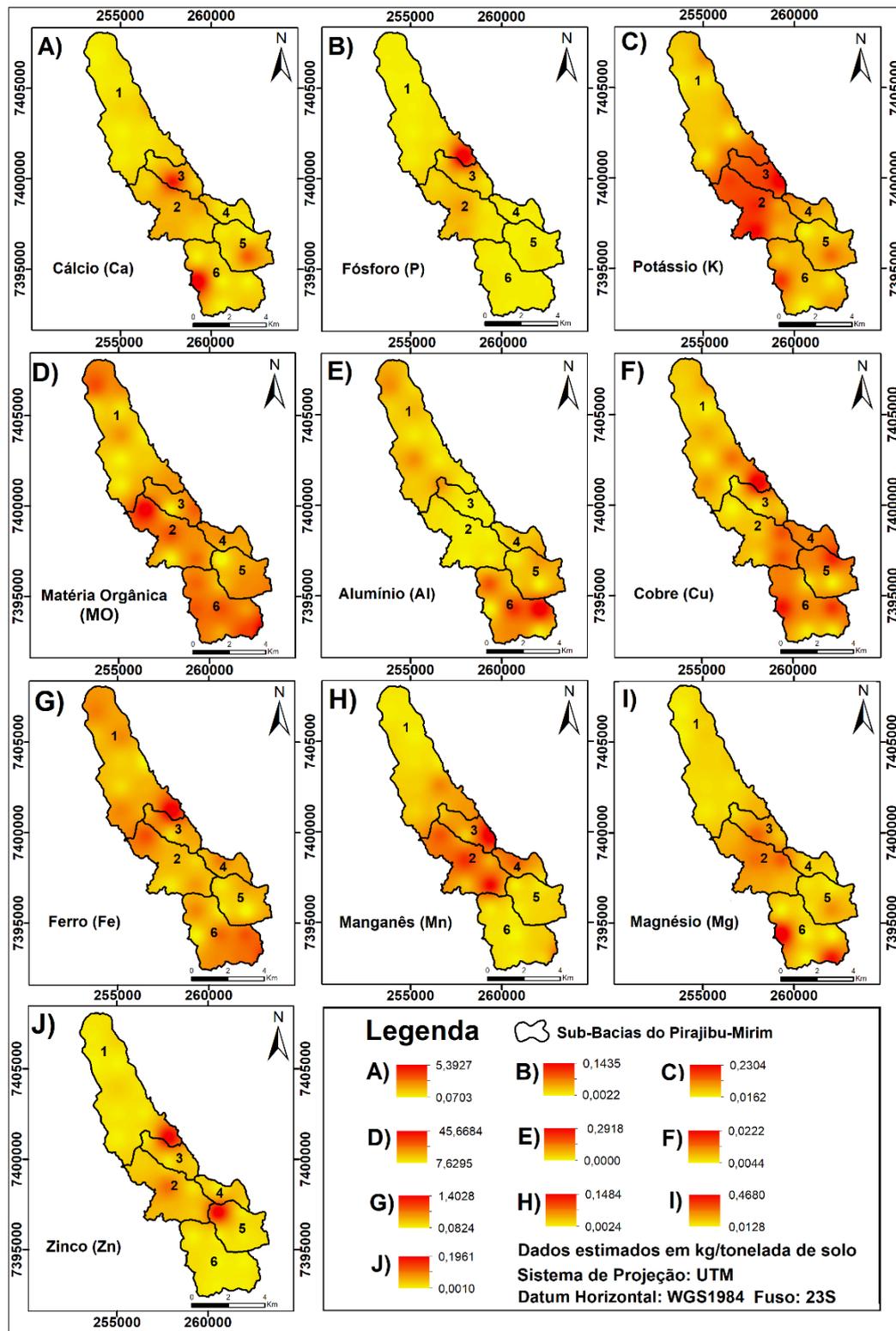
A Sub-Bacia 5 deteve 98,30% das classes Leve e Moderada, totalizando uma área de 646,56 ha, enquanto as classes Alta e Muito Alta somaram 11,23 ha (1,70%). Por fim, a Sub-Bacia 6 apresentou uma área de 1.052 ha inserida na categoria Leve e um percentual de 92,88%, enquanto apenas 6,26% estão inseridas na categoria Moderada, e 0,86% na categoria Alta, totalizando uma área de 0,86 ha, não havendo nenhuma classificação Muito Alta para a referida sub-bacia.

Distribuição espacial dos atributos do solo por sub-bacias hidrográficas

A distribuição espacial dos atributos do solo relacionados aos macronutrientes e micronutrientes, bem como da matéria orgânica (MO) da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim é apresentada na Figura 7 (A) a (J).

De acordo com a Figura 7(A), o Ca apresentou os maiores valores em quilograma por tonelada de solo, com maiores concentrações nas porções Oeste da Sub-Bacia 3, ao Sul da Sub-Bacia 5 e a Oeste da Sub-Bacia 6, enquanto os valores apresentaram-se mais homogêneos na Sub-Bacia 2; já a Sub-Bacia 1 apresentou valores menos expressivos do elemento.

Figura 7 - Distribuição espacial dos atributos do solo da bacia hidrográfica do Pirajibu-Mirim, 2021.



Fonte - Os autores (2021).

O P (Figura 7B) obteve valores entre 0,0022 kg/t de solo e 0,1435 kg/t de solo. Por se tratar de um elemento essencial (RAIJ, 2011) foram encontrados baixos valores ao longo da bacia hidrográfica, com valores mais expressivos ao Leste da Sub-Bacia 1 e distribuídos de forma homogênea nas Sub-Bacias 2 e 3, enquanto às Sub-Bacias 4, 5 e 6 apresentaram menores valores desse atributo. De acordo com Rossel e Bui (2016)

e Song et al. (2020), as concentrações de fósforo total no solo estão intimamente ligadas à qualidade da água.

Na Figura 7(D) é apresentada a distribuição espacial da MO, onde é possível verificar uma variação entre 7,6 kg/t de solo e 45,7 kg/t de solo, sendo que as maiores concentrações se localizam no extremo Norte da bacia hidrográfica, estando distribuídas por todas as sub-bacias de forma acentuada, com exceção da Sub-Bacia 1, que apresentou ao longo de sua extensão valores menores de MO, exceto na porção Norte. A MO do solo é proveniente de restos vegetais e animais (RITSON et al., 2014) e possui grande importância na adsorção e imobilização de elementos metálicos do solo, influenciando na sua porosidade, permeabilidade e mesmo em suas características físicas.

O Al (Figura 7E) apresentou valores entre 0,0000 e 0,2918 quilogramas por tonelada de solo, sendo os menores valores encontrados nas Sub-Bacias 2 e 3, enquanto os valores mais elevados foram encontrados na Sub-Bacia 6. O Al, quando em baixas concentrações, é considerado benéfico para as plantas, no entanto, altas concentrações confere toxidez às plantas, podendo desencadear, segundo Sabonaro et al. (2015), a inibição da elongação das raízes e, conseqüentemente, a inibição da absorção de água e nutrientes.

Dentre os micronutrientes do solo, o Cu (Figura 7F) apresentou valores entre 0,0044 de solo e 0,0222 kg/t de solo, sendo mais acentuado entre as porções Sul e Sudeste da Sub-Bacia 1, assim como nas Sub-Bacias 4, 5 e 6, enquanto o ferro (Figura 7G) apresentou o valor mínimo de 0,0824 kg/t de solo e máximo de 1,4028 kg/t de solo, distribuídos de forma bastante heterogênea nas sub-bacias analisadas, com valores menos expressivos na Sub-Bacia 5.

O Mn (Figura 7H) obteve valores entre 0,0024 e 0,1484 kg/t de solo, sendo mais acentuados na região central da bacia, contemplando as Sub-Bacias 2, 3 e 4. A distribuição do Mg (Figura 7I) foi mais homogênea na Sub-Bacia 1, próximos de 0,0128 kg/t de solo, correspondendo aos menores valores, enquanto as Sub-Bacias 2 e 3 apresentaram valores mais elevados, seguido da Sub-Bacia 6, com os maiores valores distribuídos nas porções Oeste e Sudeste, com 0,4680 kg/t de solo.

Os menores valores de Zn (Figura 7J) foram encontrados na Sub-Bacia 6 (0,0010 kg/t de solo), enquanto os valores mais acentuados (0,1961 kg/t de solo) foram encontrados nas porções Sudeste da Sub-Bacia 1 e a Noroeste da Sub-Bacia 5.

De modo geral, a distribuição dos atributos do solo apresentou uma elevada heterogeneidade espacial, variando significativamente entre as bacias hidrográficas analisadas. De acordo com Artur et al. (2014), a variabilidade dos atributos químicos do solo sofre influência de complexas interações entre os fatores e os processos de formação do solo. Tais constatações foram corroboradas pelos estudos de Carrera et al. (2009).

Estimativa da perda de nutrientes das Sub-bacias do Pirajibu-Mirim

Os dados quantitativos de perda de nutrientes em kg/ano são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Perda anual de atributos do solo das sub-bacias do Pirajibu-Mirim

Perda em kg/ano por sub-bacia						
Atributos do solo	Sub-Bacia 1	Sub-Bacia 2	Sub-Bacia 3	Sub-Bacia 4	Sub-Bacia 5	Sub-Bacia 6
Ca	4.703,5	9.794,4	5.721,0	1.221,6	3.911,4	3.173,4
P	150,8	184,7	92,6	14,7	25,8	22,8
MO	186.293,8	194.904,2	67.337,2	47.202,3	82.020,6	96.330,8
K	700,3	1.144,0	522,3	168,7	272,4	249,6
Al	478,9	115,9	40,2	117,0	244,7	400,2
Cu	95,0	76,3	28,7	28,8	45,6	40,2
Fe	5.210,9	3.559,0	1.581,6	1.119,5	1.451,8	2.208,0
Mg	705,6	1.225,3	492,7	187,6	353,4	473,1
Mn	260,3	560,9	222,5	119,9	80,2	79,4
Zn	234,7	366,6	128,3	74,9	163,5	43,9

Fonte - Os autores (2021).

A partir da Tabela 3 é possível verificar que o atributo do solo com maior perda anual em todas as Sub-Bacias é a MO, com destaque para a Sub-Bacia 2, que apresentou uma perda de MO na ordem de 194.904,2 kg/ano, enquanto os menores valores foram encontrados na Sub-Bacia 4, com 47.202,3 kg/ano. O Ca foi o segundo elemento com maiores perdas anuais, com valores mais expressivos encontrados na Sub-Bacia 2, correspondendo a uma perda anual de 9.794,4 kg ao ano, enquanto a Sub-Bacia 4 apresentou as menores perdas desse atributo. De modo análogo, a Sub-Bacia 2 apresentou maiores perdas de P em comparação às demais Sub-Bacias, com 184,7 kg ao ano, e a Sub-Bacia 4 os menores valores (14,7 kg/ano). O mesmo ocorreu para o K, com 1.144,0 kg/ano (Sub-Bacia 2) e 168,7 kg/ano (Sub-Bacia 4), bem como o Mg, que apresentou uma perda de 1.225,3 kg/ano (Sub-Bacia 2) e 187,6 kg para a Sub-Bacia 4. O excesso de Ca quando lixiviado para os recursos hídricos pode desencadear problemas de ordem sanitária, uma vez que o carbonato de cálcio pode ser precipitado em meio aquoso e provocar o aumento da dureza na água (VON SPERLING, 2005).

Estudos realizados por Gomes et al. (2017) encontraram íons de cálcio em amostras de água coletadas nos trechos dos rios Manguirão e Salso, e em poços de água no município de Caçapava do Sul, no Rio Grande do Sul. Os autores analisaram diversos parâmetros de qualidade da água para fins de potabilidade, e constataram que a água possui uma dureza total temporária, associando os elementos Ca e Mg à carbonatos e bicarbonatos advindos de interações litológicas. De acordo com os autores, houve relato de moradores acerca da percepção quanto ao sabor da água nos locais com maiores valores de dureza, estando mais salobra devido os eventuais sais que foram lixiviados para os corpos de água, fato que corrobora com a importância do presente estudo, uma vez que o excesso desses elementos na água pode acarretar implicações para o consumo humano, além de incrustações em tubulações.

O Al apresentou uma perda mais proeminente na Sub-Bacia 1, com 478,9 kg ao ano, enquanto a menor perda do atributo ocorreu na Sub-Bacia 3 (40,2 kg/ano), assim como o Cu também apresentou maiores valores na Sub-Bacia 1, com 95,0 kg ao ano, e o menor valor na Sub-Bacia 3. Já o Fe apresentou altos valores de perdas na Sub-Bacia 1, com 5.210,9 kg/ano, enquanto os menores valores obtidos foram encontrados na Sub-Bacia 4 (1.119,5 kg/ano). O Mn e o Zn apresentaram perdas mais significativas na Sub-Bacia 2, com 560,9 kg/ano e 366,6 kg/ano, respectivamente, enquanto os menores valores de perda desses nutrientes foram encontrados na Sub-Bacia 6, com 79,4 kg/ano para o Mn e 43,9 kg/ano para o Zn.

De modo geral, constatou-se que as sub-bacias com usos da terra que contemplam as maiores áreas de florestas (naturais e plantadas), tais como as Sub-Bacias 5 e 6, possuem relevo movimentado, elevada declividade e altitude, o que corresponde a um grande potencial de erosão intrínseco a estas características, no entanto, estas sub-bacias possuem as menores áreas de perda de solo classificada como Moderada em comparação às sub-bacias com menores altitudes e declividades, como as Sub-Bacias 1 e 2, bem como as menores taxas de perda de solos e nutrientes dentre as sub-bacias analisadas, maior acúmulo de matéria orgânica e elementos essenciais, fato que corrobora com a importância da vegetação na diminuição da perda de solos por erosão hídrica e traz luz à importância da conservação e preservação dessas áreas.

Na ausência ou mesmo carência de práticas adequadas de conservação, os usos do solo podem ser afetados e, de acordo com Artur et al. (2014), pode reduzir a sua capacidade produtiva, limitando o desenvolvimento de práticas agrícolas, ou ainda, pode aumentar os custos produtivos por parte dos produtores, uma vez que são necessários maiores dispêndios financeiros para recuperar a fertilidade do solo. Estudos realizados por Silva, D. C. et al. (2018) avaliaram a distribuição de nutrientes do solo na bacia hidrográfica do rio Una e constataram um déficit de fósforo que está diretamente associado às áreas agrícolas da bacia. Dentre os macronutrientes do solo avaliados neste estudo, resultados semelhantes foram encontrados para o P, havendo um déficit deste elemento no âmbito geral da bacia hidrográfica, sendo as perdas correspondentes a 0,49 toneladas.

Os nutrientes do solo que são perdidos anualmente podem acarretar prejuízos de grande ordem para a sociedade, principalmente ao que tange os produtores rurais, pois necessitam de investimento para manter e recuperar a fertilidade do solo que é perdida através da erosão hídrica.

O estudo realizado por Silva et al. (2020) avaliou o custo de reposição de nutrientes do solo em uma bacia hidrográfica de grande expressão agrícola, constatando a necessidade de reposição de Ca, Mg, P e K em 89% da bacia hidrográfica do rio Una, no interior de São Paulo, com um valor estimado em R\$352.846,43. De modo análogo, os mesmos elementos avaliados neste estudo demonstraram uma perda elevada, com destaque para o Ca, que apresentou uma perda superior a 28 toneladas ao ano na bacia hidrográfica do Pirajibu-mirim.

A esfera pública e privada também é afetada com a perda de nutrientes do solo, pois a lixiviação desses elementos, na maioria das vezes, aporta os recursos hídricos, provocando sua poluição e eventual

contaminação, gerando custos elevados para o tratamento de água. Nesse sentido, são diversos os estudos que relatam a deterioração da qualidade da água em reservatórios de água para abastecimento público devido ao aporte de nutrientes, dentre os quais se destaca o nitrogênio, fósforo (PEREIRA; VEIGA; DZIEDZIC, 2013; ZORZAL-ALMEIDA et al., 2018; MELO et al., 2019; SIMONETTI et al., 2019; BUENO et al., 2020), assim como sais minerais que são encontrados em forma de carbonatos na água e podem prejudicar o funcionamento da indústria, causando incrustações de caldeiras e sistemas de tubulações (GOMES et al., 2017).

Portanto, com o aporte de sedimentos aos cursos de água a sociedade em geral é prejudicada, perdendo qualidade na água que consome, sofrendo com o assoreamento e diminuição da quantidade de água potável disponível. Os custos para tratar a água aumentam substancialmente à medida que ocorre a eutrofização dos mananciais de abastecimento público, e esse valor é repassado para a sociedade, que perde investimentos em outras áreas essenciais, como saúde, educação e pesquisa, entre inúmeras outras, uma vez que o tratamento da água se torna mais oneroso.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A distribuição dos atributos do solo apresentou uma elevada heterogeneidade espacial, variando significativamente entre as sub-bacias hidrográficas analisadas. Dentre os atributos analisados, a matéria orgânica apresentou os maiores valores em quilograma por tonelada de solo. No entanto, sua distribuição se mostrou menos expressiva na Sub-Bacia 1, embora esta seja a sub-bacia de maior área dentre as demais analisadas, é também a sub-bacia mais urbanizada, com menor quantidade de vegetação nativa e detentora do reservatório de água para abastecimento público. Quanto à perda de solo nas sub-bacias, houve maior representatividade nas classes estabelecidas como Leve e Moderada, já os valores médios de perda de solos estimados para a bacia hidrográfica do Pirajibu-Mirim foi de 5,92 t/ha.ano.

Os nutrientes do solo perdidos por erosão hídrica apresentaram valores elevados, principalmente em relação ao cálcio, ferro e matéria orgânica, cujas perdas foram estimadas em 28.525,29, 15.130,62 e 674.088,91 kg/ano, respectivamente.

O estudo traz uma importante contribuição no sentido de estimar a perda de elementos químicos que podem aportar os cursos de água e comprometer a qualidade da água do importante reservatório de água presente na bacia hidrográfica por meio da eutrofização da represa, assim como pelo excesso de sais que podem elevar a dureza da água, alterar o pH, precipitar metais pesados que podem estar complexados na matéria orgânica, culminando em problemas de ordem sanitária que podem comprometer a saúde da população, além de reduzir a quantidade de água disponível para consumo devido o assoreamento.

Do ponto de vista ambiental, a perda de nutrientes pode desencadear o empobrecimento do solo, afetando diretamente a sua capacidade produtiva e, concomitantemente, pode comprometer a biota aquática devido os desequilíbrios que os elementos alóctones causam nos corpos de água. Portanto, conhecer espacialmente o comportamento dos atributos, bem como suas perdas por erosão hídrica é de fundamental valia, e fornece informações preciosas para que seja realizado o correto e adequado manejo do solo.

Assim, este estudo corrobora com a importância da vegetação na contenção da erosão do solo, uma vez que as sub-bacias com maiores taxas de vegetação nativa apresentaram maiores gradientes de nutrientes e, conseqüentemente, menor perda de solo e nutrientes essenciais para o adequado crescimento das plantas e manutenção da qualidade do solo.

A análise da distribuição espacial dos atributos do solo, bem como a perda desses atributos em bacias hidrográficas são fundamentais para o monitoramento e desenvolvimento de ações envolvendo práticas conservacionistas. Nesse sentido, o uso de ferramentas de geoprocessamento é imprescindível, elevando substancialmente a capacidade de análise e monitoramento em bacias hidrográficas, sendo um instrumento de suporte às ações de gestão e fornecendo subsídios à gestão e saúde pública.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, J. A.; SANGOI, L.; ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 717-723, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000300021>
- ALEWELL, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGOS, P. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203-225, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>

- ANDRIYANTO, C.; SUDARTO, S.; SUPRAYOGO, D. Estimation of soil erosion for a sustainable land use planning: RUSLE model validation by remote sensing data utilization in the Kalikonto watershed. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 3, n. 1, p. 459, 2015. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2015.031.459>
- ARTUR, A. G.; OLIVEIRA, D. P.; COSTA, M. C.; ROMERO, R. E.; SILVA, M. V.; FERREIRA, T. O. Variabilidade espacial dos atributos químicos do solo, associada ao microrrelevo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 141-149, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000200003>
- BATISTA, R. A. W.; NERY, L. M.; MATUS, G. N.; SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C. Estimativa do Fator de Erosividade do Solo da Região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil. **Formação (Online)**, v. 28, n. 53, 2021. <https://doi.org/10.33081/formacao.v28i53.8015>
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. – 8ª. ed. – São Paulo: Ícone, 2012.
- BORAH, H.; DEKA, S. Morphometric Analysis for Prioritization of Sub-Watersheds of Jamuna River Watershed, Assam, India Using Remote Sensing and GIS Technique. **International Journal of Control and Automation**, v. 13, n. 2s, p. 18-26, 2020.
- BORRELLI, P. et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- BUENO, C. C.; FRASCARELI, D.; GONTIJO, E. S.; VAN GELDERN, R.; ROSA, A. H.; FRIESE, K.; BARTH, J. A. Dominance of in situ produced particulate organic carbon in a subtropical reservoir inferred from carbon stable isotopes. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69912-0>
- CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas, Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 2009. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada).
- CARRERA, A. L.; MAZZARINO, M. J.; BERTILLER, M. B.; DEL VALLE, H. F.; CARRETERO, E. M. Plant impacts on nitrogen and carbon cycling in the Monte Phytogeographical Province, Argentina. **Journal of Arid Environments**, v.73, p.192-201, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.09.016>
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.
- CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, v. 94, p. 516-524, 2016.
- DAS, B.; PAUL, A.; BORDOLOI, R.; TRIPATHI, O. P., PANDEY, P. K. Soil erosion risk assessment of hilly terrain through integrated approach of RUSLE and geospatial technology: a case study of Tirap District, Arunachal Pradesh. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 4, n. 1, p. 373-381, 2018. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0435-z>
- EMPLASA – Empresa Metropolitana de Planejamento da Grande São Paulo S.A. (2013). **Plano de Ação da Macrometrópole Paulista 2013/2040**. São Paulo: Emplasa, 2019. Disponível em: <<https://www.observatoriodasmetropoles.net.br/plano-macrometropole-paulista-2040/>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2020.
- ESRI – **Environmental Systems Research Institute, ArcGIS for Desktop**. Versão 10.5. Redlands: ESRI, 2016.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Voluntary Guidelines for sustainable soil management food and agriculture organization of the united nations**. Rome-Italy, 2017.
- FAO-PNUMA. Food and Agriculture Organization of the United Nations - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos**. Publicaciones de la FAO. Roma-Italia, 1980.
- GOMES, C. H.; SCHMIDT, A. M.; DESSART, R. L.; NOVA, G. P. C. Geochemical analyses of water and public health of the Mangueirão and Salso Streams in Caçapava do Sul, RS, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 5, p. 760-773, 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2006>
- GRASS DEVELOPMENT TEAM - **Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS)**. Software [online]. Disponível em: <<http://grass.osgeo.org>>. Acesso em: 25 de maio de 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sorocaba/panorama>. Acesso em: 29 de julho de 2020.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas do Brasil, 1981-2010**. 2009. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas>. Acesso em: 20 de maio de 2021.

KOMOLAFE, A. A.; OLORUNFEMI, I. E.; OLORUNTOBA, C.; AKINLUYI, F. O. Spatial Prediction of Soil Nutrients from Soil, Topography and Environmental Attributes in the northern part of Ekiti State, Nigeria. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 21, p. 100450, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100450>

KUMAR, S.; KUSHWAHA, S. P. S. Modelling soil erosion risk based on RUSLE-3D using GIS in a Shivalik sub-watershed. **Journal of Earth System Science**, v. 122, n. 2, p. 389-398, 2013. <http://dx.doi.org/10.1007/s12040-013-0276-0>

MANNIGEL, A. R.; PASSOS, M.; MORETI, D.; ROSA MEDEIROS, L. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 24, p. 1335-1340, 2002. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>

MARQUES, V. V. **Fragilidade ambiental associada à conectividade do escoamento superficial indireto na bacia do Rio Pirajibu-Mirim, Sorocaba/SP**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). ICTS, Universidade Estadual Paulista, Sorocaba. 2017. 104p.

MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, v. 30, n. 5, p. 1387-1396, 1987. [@1987](https://doi.org/1987.10.13031/2013.30576)

MELO, D. S.; GONTIJO, E. S.; FRASCARELI, D.; SIMONETTI, V. C.; MACHADO, L. S., BARTH, J. A., ... FRIESE, K. Self-organizing maps for evaluation of biogeochemical processes and temporal variations in water quality of subtropical reservoirs. **Water Resources Research**, v. 55, n. 12, p. 10268-10281, 2019. <https://doi.org/10.1029/2019WR025991>

MIQUELONI, D. P.; BUENO, C. R. P.; FERRAUDO, A. S. Análise espacial dos fatores da equação universal de perda de solo em área de nascentes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 9, p. 1358-1367, 2012. <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/11120>

MOREIRA, M. C.; CECÍLIO, R. A.; PINTO, F. D. A. D. C.; PRUSKI, F. F. Desenvolvimento e análise de uma rede neural artificial para estimativa da erosividade da chuva para o Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 6, p. 1069-1076, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000600016>

NACHTIGALL, S. D. et al. Modelagem espacial da erosão hídrica do solo associada à sazonalidade agroclimática na região sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. AHEAD, 2020. <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020190136>

NERY, L. M.; RIBEIRO, M. V. C.; SOUZA, M.; OLIVEIRA, R. A.; SILVA, D. C. C.; SIMONETTI, V. C. Estudo da capacidade de uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Pirajibu-Mirim. In: ANDRADE, D. F. (org.) **Meio Ambiente, Sustentabilidade e Tecnologia**. Editora Poisson, Belo Horizonte: p. 52-62, 2019. Disponível em: <https://poisson.com.br/2018/produto/meio-ambiente-sustentabilidade-e-tecnologia-volume-2/>. Acesso em: 12 de fevereiro de 2020.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K. A new European slope length and steepness factor (LS-Factor) for modeling soil erosion by water. **Geosciences**, v. 5, n. 2, p. 117-126, 2015. <https://doi.org/10.3390/geosciences5020117>

PEREIRA, P. S.; VEIGA, B. V.; DZIEDZIC, M. Avaliação da influência do fósforo e do nitrogênio no processo de eutrofização de grandes reservatórios. Estudo de caso: Usina Hidrelétrica Foz do Areia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 43-52, 2013.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011.

RITSON, J. P.; GRAHAM, N. J. D.; TEMPLETON, M. R.; CLARK, J. M.; GOUGH, R.; FREEMAN, C. The impact of climate change on the treatability of dissolved organic matter (DOM) in upland water supplies: a UK perspective. **Science of the Total Environment**, v. 473, p. 714-730, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.095>

ROSSEL, R. A. V.; BUI, E. N. A new detailed map of total phosphorus stocks in Australian soil. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1040-1049, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.119>

ROSSI, M. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto (2016). **Adequação e Revisão do Plano Diretor do Sistema de Abastecimento de Água de Sorocaba**. 2016. 205p. Disponível em: <<https://www.saaesorocaba.com.br/downloads/314+-+Plano+Diretor+do+SES+de+Sorocaba+-+Volume+I.pdf>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2020.

SABONARO, D. Z.; SANTOS, V.; RUSSO, L. R. M.; OLIVEIRA, A. P.; SIMONETTI, V. C. Plantio de mudas com adubações distintas nas margens do córrego, em Alumínio-SP. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 13, n. 2, p. 265-274, 2015. <http://dx.doi.org/10.5892/ruvrd.v13i2.2279>

SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Análise espacial da avifauna e sua correlação com indicadores ambientais na bacia hidrográfica do Rio Una (SP). **Boletim de Geografia (Online)**, v. 37, p. 202-217, 2019. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v37i2.37839>

SILVA, A. L.; SILVA, E. N. Aspectos do campo higrótico e a formação da ilha de calor urbana no município de Sorocaba-SP, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 39-50, 2016. <https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.117683>

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Erodibilidade dos solos paulistas: levantamento de informações e estruturação de um banco de dados. **Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-42, 2005. <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9738>.

SILVA, D. M.; GRANDINE, G.; SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C. Análise espacial da cobertura vegetal no centro urbano do município de Salto de Pirapora (SP). **Caminhos de Geografia**, v. 19, n. 68, p. 361-371, 2018. <https://doi.org/10.14393/RCG1968240>

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, n. 3, p. 147-159, 2004. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=253025898005>

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 42, p. 72-85, 2017. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v42i0.45524>

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. Proposta metodológica para análise espacial de nutrientes do solo em bacias hidrográficas. **Sociedade & Natureza**, v. 30, n. 3, p. 85-107, 2018.

SILVA, D. C. C.; SALES, J. C. A.; SIMONETTI, V. C.; LOURENÇO, R. W. Análise espacial do custo de reposição de nutrientes do solo em uma bacia hidrográfica. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 13, n. 1, 2020. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2020v13n1p189-212>

SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Proposta metodológica para identificação de riscos associados ao relevo e antropização em áreas marginais aos recursos hídricos. **Scientia Plena**, v. 15, n. 2, 2019a. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2019.025301>

_____; _____. Análise da influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água da APA Itupararanga (SP), Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 01-27, 2019b. <https://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p01>

SIMONETTI, V. C.; FRASCARELI, D.; GONTIJO, E. S.; MELO, D. S.; FRIESE, K.; SILVA, D. C.; ROSA, A. H. Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. **International Journal of River Basin Management**, p. 1-12, 2019. <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1672706>

SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C.; OLIVEIRA, R. A.; SABONARO, D. Z.; ROSA, A. H. Análise da suscetibilidade do solo a processos erosivos do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBIO) de Sorocaba (SP). **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 44, p. 169-180, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v44i0.48838>

SONNENBERG, R. K. H.; SANTINELLI, E. O.; ANDRADE, E. L.; SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C. Análise de parâmetros da água por sensoriamento remoto para fins de aquicultura em reservatórios. **Journal of**

Hyperspectral Remote Sensing, v. 10, n. 3, p. 168-178, 2020. <https://doi.org/10.29150/jhrs.v10.3.p168-178>

SONG, X. D.; ROSSITER, D. G.; LIU, F.; WU, H. Y.; ZHAO, X. R.; CAO, Q.; ZHANG, G. L. Can pedotransfer functions based on environmental variables improve soil total nutrient mapping at a regional scale?. **Soil and Tillage Research**, v. 202, p. 104672, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104672>

SOUZA, G. D.; LIMA, J. D. S.; XAVIER, A. C.; ROCHA, W. D. Krigagem ordinária e inverso do quadrado da distância aplicados na espacialização de atributos químicos de um argissolo. **Scientia Agraria**, v. 11, n. 1, p. 73-81, 2010. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v11i1.15939>

TIAN, H. Q.; LU, C. Q.; MELILLO, J.; REN, R.; HUANG, Y.; XU, X. F.; LIU, M. L.; ZHANG, Z.; CHEN, G. S.; PAN, S.F. Food benefit and climate warming potential of nitrogen fertilizer uses in China. **Environmental Research Letters**, v. 7, n. 4, p. 044020, 2012. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044020>

TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Jirau. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 57, n. 3, 2005. <http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/43539/22807>

VATANDAŞLAR, C.; YAVUZ, M. Modeling cover management factor of RUSLE using very high-resolution satellite imagery in a semiarid watershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 2, p. 65, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-6388-0>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2005.

WEILL, M. A. M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP): I-Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 801-814, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200034>

WELTZ, M. A.; RENARD, K. G.; SIMANTON, J. R. **Revised Universal Soil Loss Equation for Western**. General Technical Report RM., n. 150-154, p. 104, 1987.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland**. DC: USDA, 1965 (Agricultural Handbook, 282).

_____; _____. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, DC: USDA, 1978. (Agriculture Handbook, 537)

WOLKA, K.; BIAZIN, B.; MARTINSEN, V.; MULDER, J. Effects of soil bunds on surface runoff, erosion and loss of nutrients. **Science of The Total Environment**, p. 142877, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142877>

ZORZAL-ALMEIDA, S.; SALIM, A.; ANDRADE, M. R. M.; NOVAES NASCIMENTO, M.; BINI, L. M.; BICUDO, D. C. Effects of land use and spatial processes in water and surface sediment of tropical reservoirs at local and regional scales. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 237-246, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.361>

Recebido em: 11/01/2021

Aceito para publicação em: 31/03/2021