



Análise espaço-temporal e extrema da erosividade da chuva na região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil

Space-temporal and extreme analysis of rain erosivity in the central-eastern region of the State of São Paulo, Brazil

Talyson de Melo Bolleli¹ , Bruno César dos Santos¹ , Rafael Grecco Sanches¹ , Rodrigo Martins Moreira² 
, Vandoir Bourscheidt³ , Paulo Henrique de Souza^{*4} , Frederico Fábio Mauad¹ 

¹Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, Brasil.

²Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Rondônia, Ji-Paraná, RO, Brasil.

³Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos São Carlos, SP, Brasil.

⁴Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, Brasil.

E-mail: bolleli@usp.br (TMB); bruno-unifal@hotmail.com (BCS); rafagsanches@alumni.usp.br (RGS); rodrigo.moreira@unir.br (RMM); vandoir@ufscar.br (VB); paulohenrique.souza@unifal-mg.edu.br (UNIFAL-MG); mauadffm@sc.usp.br (FFM)

*E-mail para correspondência: paulohenrique.souza@unifal-mg.edu.br; phsouza31@hotmail.com

Recebido (Received): 01/12/2022

Aceito (Accepted): 07/08/2023

Resumo: A degradação do solo tem se tornado um dos mais importantes problemas ambientais do mundo devido ao rápido crescimento populacional, intensificação dos processos erosivos e aumento do aquecimento global. Buscando uma maneira eficiente de obtenção de dados para o cálculo da Erosividade o presente estudo tem como objetivo articular as análises dos dados de chuva com as técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto. Foram utilizados 31 postos pluviométricos para aquisição dos dados de superfície, após as classificações anuais, foram selecionados dois anos extremos da erosividade, sendo um ano chuvoso e outro ano seco. Entre os anos extremos selecionados, foi realizada a classificação mensal da perda de solo para os doze meses de cada ano representativo. Por último, foi aplicado o cálculo da perda de solo por meio da RUSLE, com o propósito de mostrar como os valores de erosividade em anos extremos de chuva e de seca contribuem para o processo da perda do solo na área de estudo. Os resultados obtidos, mostram que a erosividade da chuva variou de 4800 a 11100 $Mj.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$, com a média observada de 7950 $Mj.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$. A RUSLE estimou perdas médias de solo para a área de 8,2 $Mg ha^{-1} ano^{-1}$ e 5,4 $Mg ha^{-1} ano^{-1}$ para os anos de 1983 e 2014 respectivamente. Portanto, entender a dinâmica da Erosividade associadas as perdas de solo pode auxiliar no planejamento do manejo sustentável e destaca-se a importância de minimizar a erosão hídrica.

Palavras-chave: Precipitação, RUSLE, Erosão.

Abstract: Soil degradation has become one of the most important environmental problems in the world due to rapid population growth, intensification of erosion processes and increased global warming. Seeking an efficient way of obtaining data for the calculation of Erosivity, this study aims to articulate the analysis of rainfall data with Geoprocessing and Remote Sensing techniques. Thirty-one pluviometric stations were used to acquire surface data, after the annual classifications, two years of extreme erosivity were selected, one rainy year and the other dry year. Among selected extreme years, a monthly classification of soil loss was performed for the twelve months of each representative year. Finally, the calculation of soil loss through RUSLE was applied, with the purpose of showing how the erosivity values in extreme years of rain and drought contribute to the process of soil loss in the study area. The results obtained show that the erosivity of the rain ranged from 4800 to 11100 $Mj.mm.ha^{-1}.h^{-1}.year^{-1}$, with the observed average of 7950 $Mj.mm.ha^{-1}.h^{-1}.year^{-1}$. RUSLE estimated average soil losses for the area of 8.2 $Mg ha^{-1} yr^{-1}$ and 5.4 $Mg ha^{-1} yr^{-1}$ for the years 1983 and 2014 respectively. Therefore, understanding the dynamics of Erosivity associated with soil losses can help in planning sustainable management and highlights the importance of minimizing water erosion.

Keywords: Precipitation, RUSLE, Erosion.

1. Introduction

O solo é um recurso natural chave para processos naturais e antrópicos, sendo o maior e mais complexo ecossistema do mundo. Ainda, fornece serviços ecossistêmicos importantes para o bem-estar humano, tais como produção de alimentos, regulação climática, estocagem de carbono e ciclagem de nutrientes (PIMENTEL, 2006; GREINER *et al.*, 2017). Como parte do ciclo hidrossedimentológico, a erosão hídrica afeta o manejo sustentável do solo em todo o mundo, atingindo cerca de 3 bilhões de hectares e, consequentemente, mais de 3 bilhões de pessoas e é uma das principais causas da degradação dos solos brasileiros com perdas estimadas em cerca de 850 milhões Mg.ano⁻¹ (MERTEN; MINELLA, 2013; LAL, 2014; DECHEN *et al.*, 2015; NIKOLIC *et al.*, 2018; CHALISE *et al.*, 2019; HAZBAVI *et al.*, 2019).

Devido ao acelerado aumento populacional, padrões insustentáveis de uso e ocupação do solo, processos erosivos, a degradação do solo é um dos pilares da agenda ambiental global. Pesquisas sobre conservação do solo tem um diálogo direto com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030, da Organização das Nações Unidas (VERMEULEN *et al.*, 2019). Este trabalho, tem como norte o objetivo 2 e 13, fome zero e agricultura sustentável e ação contra a mudança global do clima, por analisar como a erosão do solo está relacionada à eventos extremos chuvosos (DIMOTTA *et al.*, 2017; SPALEVIC *et al.*, 2020).

Os efeitos negativos causados pela erosão do solo são diversos, com uma crescente demanda por pesquisas a fim de compreender e mitigar esses efeitos. Perda de nutrientes, assoreamento de corpos hídricos, alteração da qualidade da água, perda de e comprometimento de serviços ecossistêmicos são exemplos de impactos provocados pela degradação dos solos. Ainda, os efeitos das mudanças climáticas, como aumento de eventos de precipitação extremos, podem aumentar as ameaças para o solo, como intensificação de processos erosivos, compactação do solo, redução da fertilidade do solo e da produtividade agrícola e, consequentemente, aumento da insegurança alimentar e sustentabilidade ambiental (BERTOL *et al.*, 2007; OLIVETTI *et al.*, 2015, HAMIDOV *et al.*, 2018).

Em um contexto com estimativas de aumento na demanda global por alimentos ao longo das próximas décadas, bem como das projeções de aumento na erosão do solo no século XXI em muitos países devido às mudanças climáticas, as elevadas taxas de perda de solo no Brasil se constituem como um desafio no que diz respeito à promoção da segurança alimentar atual e futura (HERNANI *et al.*, 2002; NEARING *et al.*, 2005; YANG *et al.*, 2003; PRUSKI, 2009; BODIRSKY *et al.*, 2015; DAVIS *et al.*, 2016; HANJRA, 2010; VALIN *et al.*, 2014).

Dessa forma, a área central do estado de São Paulo representa uma importante região econômica do país, com atividades ligadas principalmente à agroindústria (açúcar, álcool e citros). Essas atividades geram conflitos de uso de solo com vegetações nativas de Cerrado e Mata Atlântica, dois hotspots importantes para conservação da biodiversidade (TREVISAN *et al.*, 2021). Diante das características morfológicas dessa região, notam-se particularidades em seu entorno que se apresenta como divisor natural do território. A topografia contribui na dinâmica sub-regional dos processos físicos, ambientais e econômicos, interagindo com os diferentes tipos de ocupação do solo.

A região está localizada dentro de uma Área de Proteção Ambiental, a APA do Corumbataí, criada para proteger elementos naturais de importância ecológica e paisagística como áreas de vegetação nativa e mananciais. A região também é conhecida pela prática ecoturística, apresentando inúmeros atrativos naturais como grutas, cachoeiras, cavernas e as famosas “Cuestas Basálticas”, consideradas de grande fragilidade ambiental. (Corvalán; Garcia, 2011).

Nesse contexto, este estudo ocupou-se com a análise do comportamento da erosividade na região central do estado de São Paulo, dentro do período de 1981 a 2019, a sua influência na perda do solo em dois anos extremos (chuvoso e seco), buscando identificar as áreas com maior ocorrência do processo de erosividade ocasionado pela chuva na área de estudo.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

A área de estudo situa-se na região Sudeste do Brasil, no centro-leste do estado de São Paulo, que integra um total de 16 municípios paulistas: Analândia, Brotas, Charqueada, Corumbataí, Descalvado, Dois Córregos, Dourado, Ibaté, Ipeúna, Itirapina, Ribeirão Bonito, Rio Claro, Santa Maria da Serra, São Carlos, São Pedro e Torrinha, totalizando uma área de 9.151,7 km² (**Figura 1a**).

De acordo com a classificação climática de Köppen (**Figura 1e**), a área é classificada como Cwb, ou seja, clima subtropical de terras altas com invernos secos (ALVARES *et al.*, 2013). Isso representa uma

característica importante da distribuição das chuvas, principalmente no que diz respeito ao padrão de circulação atmosférica regional, que acaba por levar a episódios excepcionais na região (MORUZZI e OLIVEIRA, 2009; ZILLI *et al.*, 2017; SANCHES *et al.*, 2018 e 2020).

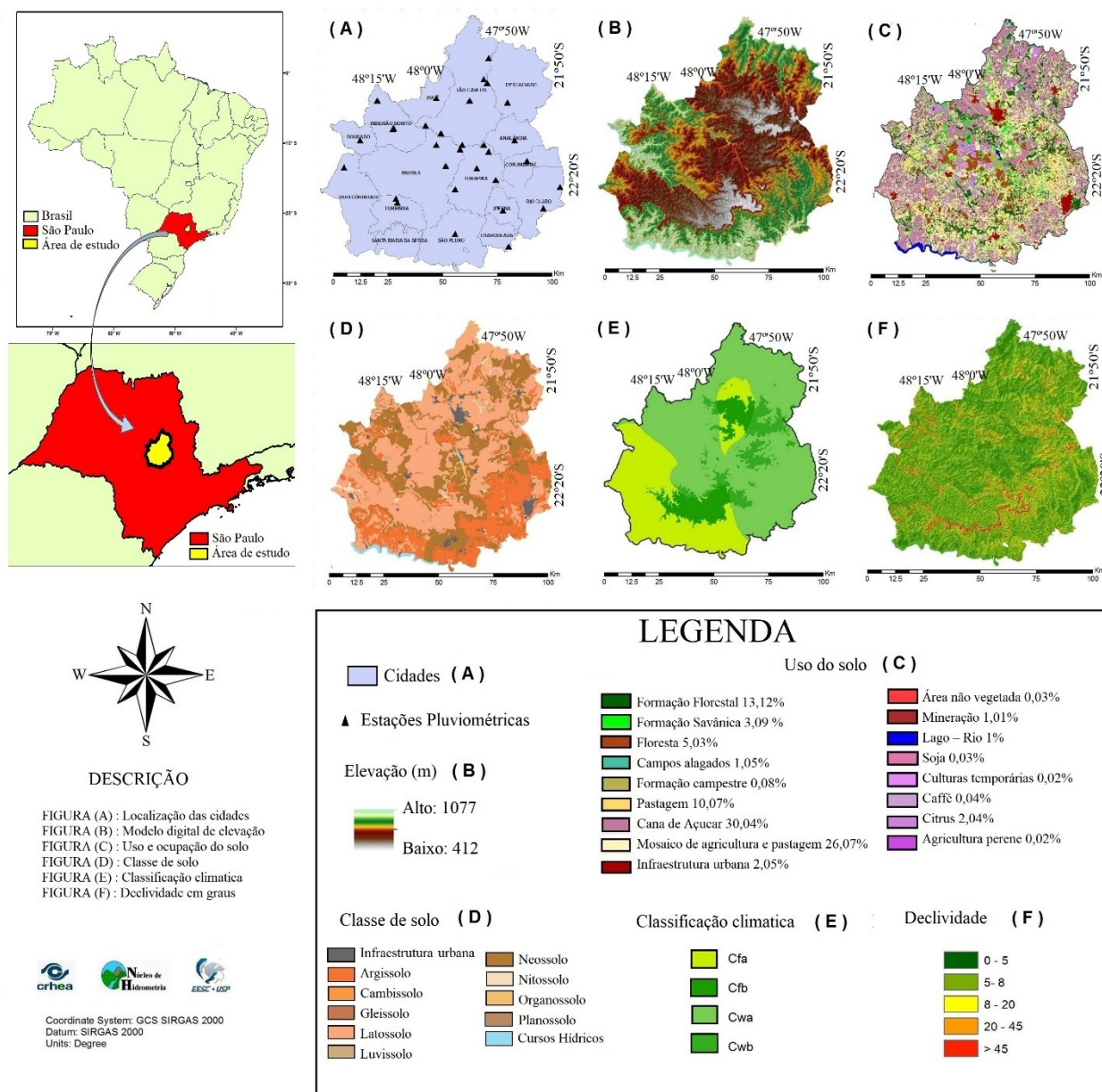


Figura 1: Mapa da localização geográfica e das características da paisagem da área de estudo. A) Mapa dos municípios e localização dos postos pluviométricos. B) O mapa hipsométrico da altitude do terreno em metros. C) Mapa do uso do solo. D) Mapa dos tipos de solo. E) Classificação climática de Köppen. F) Mapa da declividade do terreno em graus. Elaborado: Os autores.

Na região central do Estado de São Paulo, o padrão atmosférico das chuvas está associado com a interação entre sistemas tropicais e extratropicais, controlados pelo avanço de sistemas frontais polares sobre a porção Centro-Sul do Brasil, que contribuem na configuração de episódios de ZCAS (Zona de Convergência do Atlântico Sul) e, portanto, gerando condições de instabilidade atmosférica e elevados volumes pluviométricos (CAVALCANTI, 2009; REBOITA *et al.*, 2012).

Em termos geomorfológicos (**Figura 1b-f**), a área encontra-se na transição entre duas morfoestruturas: o Planalto Ocidental Paulista, formado numa grande zona de relevo suave composta por colinas, morros baixos e serras, com uma altitude média aproximadamente de 900m; e a Depressão Periférica Paulista, apresentando um relevo predominantemente colinoso e suave, além de morros e serras isoladas com níveis de aproximadamente 600m (ROSS e MOROZ, 2011; PENTEADO, 1976; PINHEIRO e QUEIROZ NETO, 2014). A topografia contribui na dinâmica sub-regional dos processos físicos, ambientais e econômicos, interagindo com diferentes tipos de ocupação do solo. Já os solos da área de estudo são (**Figura 1d**), em sua

maioria, arenosos de textura média, tais como latossolo vermelho-amarelo, neossolo quartzarênico, argissolo vermelho-amarelo e latossolo vermelho. Esses solos são menos resistentes aos processos erosivos (BÜNEMANN *et al.*, 2018; ANDUALEM *et al.*, 2020).

Por ser uma região planáltica e, também, na borda das cuestas areníticas da Serra de Itaqueri e de São Carlos, evidencia-se o efeito orográfico nas chuvas, diante da influência que o relevo exerce na circulação do ar na região, devido à orientação das vertentes e à presença da mata natural, principalmente quando sob a influência de tipos de tempos que possam contribuir na formação ou intensificação das chuvas (MONTEIRO, 1973; TAVARES, 1985, SANTOS *et al.*, 2020; 2021).

2.2. Seleção e tratamento dos dados pluviométricos

Para a realização do estudo, foram utilizados dados diários de 31 postos pluviométricos (**Figura 1a**), com séries históricas de até 39 anos (1979-2019) e com o mínimo possível de falhas. Para o acesso aos dados de chuva, foram consultadas: a plataforma online *hidroweb*, pertencente a Agência Nacional de Águas (ANA) e o site do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE).

Após aquisição dos dados, foi realizada a seleção das informações obtidas e o tratamento quantitativo dos dados diários de precipitação, que foram organizados na forma de tabelas e gráficos através do *software Microsoft Excel 2017*, na escala temporal diária, de maneira a otimizar a análise regional das chuvas para o presente estudo.

A seguir, foi realizado um processo de preenchimento das falhas existentes nas séries históricas de cada posto. Para esse preenchimento, foi utilizado o método da ponderação regional (BERTONI e TUCCI, 2009) que considera os valores de precipitação dos três postos vizinhos para preenchimento na escala mensal.

A Eq. (1) apresenta o método de ponderação regional utilizado:

$$P_x = \frac{1}{3} \left(\frac{P_z}{P_{zm}} + \frac{P_y}{P_{xm}} + \frac{P_w}{P_{wm}} \right) \cdot P_{xm} \quad (1)$$

Sendo, P_x é o posto com a existência de lacunas a preencher e P_z , P_y e P_w que são os postos com dados disponíveis no mesmo intervalo de tempo, nos arredores do posto P_x . Já as variáveis P_{xm} , P_{zm} , P_{ym} e P_{wm} , são os valores médios da precipitação para cada posto.

2.3. Análise histórica da erosividade da chuva

A erosividade da chuva, mede sua capacidade de causar erosão e perda de solo em determinada área. Fatores como volume, intensidade, duração e frequência das chuvas estão diretamente relacionados como seu potencial erosivo (GUERRA, 2005).

Dessa forma, métodos de estimação da erosividade, como o proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), são facilmente aplicáveis, visto que requerem apenas os valores de precipitação média mensal e precipitação média anual. As principais dificuldades na determinação do fator R estão na baixa disponibilidade de registros pluviográficos sobre a intensidade da chuva para estimar a energia cinética da chuva pelas análises dos diagramas dos Pluviógrafos. Muitos pesquisadores correlacionaram o EI Niño com fatores climáticos de fácil medida e que não necessitam dos registros de intensidade da chuva (AQUINO *et al.*, 2012; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Diversos trabalhos conseguiram acurácia ao correlacionar o fator R com o coeficiente de Fourier ajustando sua aplicação às condições climáticas locais (SILVA, 2004; MELLO *et al.*, 2007; AQUINO *et al.*, 2012).

Entretanto, a estimativa da erosividade mensal pode ser feita indiretamente por meio de equações de regressões que correlacionam o índice mensal de erosão (EIm) aos dados pluviométricos. Nesse estudo, utilizou-se a equação de regressão ajustada por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) para região de Campinas (Equação 2).

$$R = \sum_{j=1}^n EIm \quad (2)$$

Onde: R é a erosividade anual da chuva (MJ.mm/ano-1.ha-1.h-1); EIm é o índice mensal de erosividade (MJ.mm/ano-1.ha-1.h-1); p é a precipitação média mensal (mm); P é a precipitação média anual (mm).

O fator de erosividade anual, Fator R, foi calculado através da soma dos valores mensais do índice de erosividade, conforme a equação 3.

$$EIm = 68,730 (p^2/P)^{0,841} \quad (3)$$

Onde: EIm = Índice mensal de erosividade (MJ.mm/ano-1.ha-1.h-1); p = PREC média mensal (mm); P = PREC média anual (mm).

Esses procedimentos para a obtenção dos valores de R já foram realizados em diversos estudos no Brasil, afim de identificar a distribuição espaço-temporal da erosividade em diferentes regiões do país (SILVA *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2013; AQUINO *et al.*, 2012; VIOLA *et al.*, 2014; MACHADO *et al.*, 2014; WALTRICK *et al.*, 2015; ALMEIDA e CASAROLI, 2016).

2.4. Classificação da erosividade anual e mensal

Para a classificação dos valores de erosividade obtidos em cada ano, foi utilizada a classificação das erosividades de Oliveira (2013), para a escala anual e, a classificação de Carvalho (2008), para a escala mensal (**Tabela 1**).

Tabela 1: Metodologias utilizadas para análise dos dados de precipitação.

Métodos	Categoria Erosividade	R (MJ mm ha-1 h-1 ano-1)
R Categoria De acordo com Oliveira et al. (2013)	Baixo	$R \leq 2452$
	Médio	$2452 < R \leq 4905$
	Médio-alto	$4904 < R \leq 7357$
	Alto	$7357 < R \leq 9810$
	Muito alto	$R > 9810$
Índice mensal de erosividade Adaptado de Carvalho (2008)	Categoria Erosividade	EIm (MJ mm ha-1 h-1 mês-1)
	Muito baixo	< 250
	Baixo	$250 < R \leq 500$
	Médio	$500 < R \leq 750$
	Alto	$750 < R \leq 1000$
	Muito alto	$R > 1000$

Fonte: Adaptado de Oliveira *et al* (2013) e Carvalho (2008).

Essas classificações, estabelecem categorias qualitativas a partir dos valores da erosividade divididos em intervalos quantitativos, permitindo um agrupamento entre as classes com maior recorrência para que possa ser avaliada qualitativamente a intensidade da erosividade da precipitação durante o período de 1981-2019.

Após as classificações anuais, foram selecionados dois anos extremos da erosividade, sendo um ano chuvoso e outro ano seco. Entre os anos extremos selecionados, foi realizada a classificação mensal da perda de solo para os doze meses de cada ano representativo. Por último, foi aplicado o cálculo da perda de solo por meio da RUSLE, com o propósito de mostrar como os valores de erosividade em anos extremos de chuva e de seca contribuem para o processo da perda do solo na área de estudo

2.5. Análise da erosividade em anos extremos (chuvoso e seco) por meio da RUSLE

Frente à necessidade de obtenção de uma metodologia capaz de avaliar os fatores que causam a erosão hídrica e de estimar as perdas de solo, modelos preditivos como a Equação Universal de Perda de Solos (USLE) e sua versão revisada (RUSLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978; RENARD *et al.*, 1994), permitem estimar as perdas de solo e identificar os fatores que exercem o maior efeito sobre estas. Dentre os fatores da RUSLE, o que expressa a capacidade erosiva da chuva é conhecido como fator erosividade da chuva (R), responsável por medir sua capacidade de causar erosão e perda de solo em determinada área, portanto, identificar áreas com ocorrência de maior erosividade da chuva é essencial para se conhecer os problemas

ambientais e avaliar a quantidade de sedimentos movidos, transportados e depositados (KHALEDI *et al.*, 2019).

As perdas de solos na área de estudo foram estimadas segundo a RUSLE (Equação 4).

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (4)$$

Em que “A” é a perda de solo (Mg ha⁻¹ ano⁻¹); “R” é a erosividade da chuva (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹); “K” é a erodibilidade do solo (Mg ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹); “L e S” representam fatores topográficos a partir da relação entre declividade e comprimento de rampa (adimensionais); “C” é o fator de uso e manejo dos solos (adimensional) e “P” a vigência de práticas conservacionistas (adimensional) 6.

A erosividade da chuva (Fator R), mede sua capacidade de causar erosão e perda de solo em determinada área, como já foi descrito anteriormente. O fator K representa a suscetibilidade natural do solo à erosão, que por sua vez é influenciada por seus atributos físicos, químicos e mineralógicos (WISCHMEIER e SMITH, 1978). A determinação desse fator *in situ* é um processo oneroso que requer pelo menos 22 anos de coleta de dados em uma parcela experimental sob condições naturais de chuva (BERTOL *et al.*, 2019). Devido a essas limitações, sua determinação foi baseada nos valores de erodibilidade do solo para o estado de São Paulo relatados na literatura especializada (**Tabela 2**).

Tabela 2: Valores de erodibilidade do solo para o estado de São Paulo.

Classes de Solo	K** Mg ha-1 MJ-1 mm-1	Classes de Solo *	K** Mg ha-1 MJ-1 mm-1
Argissolo	0.0425	Luvisolo	0.0312
Cambissolo	0.0508	Neossolo	0.0510
Chernossolo	0.0309	Nitossolo	0.0237
Gleyssolo	0.0361	Organossolo	0.0610
Latossolo	0.0162	Planossolo	0.0097

*Brazilian Soil Classification System (SANTOS *et al.*, 2018). ** Values from Mannigel *et al.* (2002), Silva and Alvares (2004).

A RUSLE inclui o único fator topográfico LS, que representa tanto a influência do comprimento da encosta (L) e da inclinação do terreno (S) na erosão do solo, uma vez que ocorrem juntos dentro de uma área de terreno por serem interdependentes (BERTOL *et al.*, 2019). O fator LS foi calculado por meio de um Sistema de Informações Geográficas de acordo com Mitasova *et al.* (1999), que é representada pela Equação 5. A partir do MDE, usando a ferramenta Raster Calculator. O modelo foi eficiente na determinação do LS, com maiores valores do fator associados às declividades íngremes e aos fluxos de escoamento mais intensos.

$$LS = \left(\text{Slope Length} \cdot \frac{12.5}{22.13} \right)^{0.4} \cdot \left(0.01745 \cdot \frac{\text{Slope in Degree}}{0.0896} \right)^{1.4} \quad (5)$$

Em que: LS = fator topográfico (adimensional); Slope Length = acumulação de fluxo (adimensional); 12,5 = tamanho da célula do MDE; Slope in Degree = declividade em graus.

Dentre os fatores RUSLE, o fator C é o mais importante, pois representa o efeito de todas as variáveis de manejo do solo, cobertura vegetal e biomassa vegetal residual na erosão do solo. Assim como o fator K, esse parâmetro pode ser obtido em campo em experimentos de longa duração (BERTOL *et al.*, 2019). Considerando a aplicação da modelagem de erosão em escala de bacia, os valores do fator C podem ser extraídos da literatura científica considerando as classes de uso do solo (PANAGOS *et al.*, 2015; BATISTA *et al.*, 2017). Assim, os valores de C para a área de estudo estão representados na **Tabela 3**.

Tabela 3: Valores de C para a área de estudo.

Uso e ocupação	C* adimensional	Uso e ocupação	C* adimensional
Formação Florestal	0.0004	Pastagem	0.0500
Cerrado	0.0020	cana-de-açúcar	0.1124
Floresta Plantada	0.0470	Áreas não vegetadas	1.0000
Agricultura Perene	0.1350	Corpos Hídricos**	-
Agricultura Temporária	0.2060	Urbanização**	-

Values of Silva *et al.* (2010); Cunha *et al.* (2017); Nachtigall *et al.* (2020). **Areas not considered in the calculation of soil loss.

No mapa de uso do solo, um raster de resolução espacial de 30 m, foi empregado para determinar o fator C para cada célula da grade. O fator P expressa a razão de perdas de solo sob uma determinada prática de conservação de apoio em comparação com as perdas em uma condição de parcela padrão, ou seja, sem tal prática (WISCHMEIER e SMITH, 1978). Desse modo, a RUSLE considera três tipos de práticas de conservação de apoio: cultivo em contorno, cultivo em faixa, e, em terraços. Essas práticas geram subfatores que, multiplicados entre si, resultam em valores de P variando de 0 a 1, com valores mais próximos de 0 indicando maior eficiência na redução da erosão do solo (RENARD *et al.*, 1994).

No estado de São Paulo, ainda que se suponha que a agricultura seja amplamente mecanizada em todas as etapas da produção, as práticas de conservação não podem ser determinadas espacialmente (MEDEIROS *et al.*, 2016). Assim, com base no trabalho de Silva *et al.* (2010) e Medeiros *et al.* (2016), a inclinação (α) foi utilizada como propriedade chave para a adoção de práticas de conservação

Para tanto, foi utilizado o mapa de declividade da seguinte forma: para gradientes de inclinação inferiores a 5%, assumiu-se um valor de $P = 0,6$; e para gradientes superiores a 20%, assumiu-se um valor de $P = 1$. Para gradientes entre 5 e 20%, o fator P pode ser definido usando a Equação 6.

$$P = 0.69947 - 0.08911 \alpha + 0.01184 \alpha^2 - 0.000335 \alpha^3 \quad (6)$$

Onde: P é uma conservação adimensional fator de prática e α é a inclinação em %. Todos os parâmetros e a espacialização dos resultados de perda de solo foram calculados no ArcMap10.5 usando a ferramenta Raster Calculator (ESRI, 2016).

2.6. Interpolação dos resultados e produção dos mapas

Os mapas foram produzidos utilizando uma plataforma SIG (Sistema de Informação Geográfica), onde o método de interpolação geoestatística IDW (Interpolação pela Ponderação do Inverso da Distância) foi utilizado para espacializar os valores de tendências dos índices de chuvas calculados. Trata-se de um método para estimar espacialmente um valor para um determinado local que não apresenta informações, por meio do cálculo da média das amostras vizinhas ponderadas pelo inverso da distância entre estas e o ponto a ser interpolado (FARIAS *et al.*, 2017). Segundo Farias *et al.* (2017), esse interpolador costuma mostrar melhor desempenho na espacialização dos dados, apresentando erros menores nos valores estimados na sua interpolação.

3. Resultados e discussão

3.1. Análise da erosividade do período de 1981-2019

A **Figura 2** apresenta a distribuição espacial da erosividade anual na área de estudo calculados para os 38 anos analisados.

Os valores de erosividade anual da chuva (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹) foram determinados para cada uma das 31 estações utilizadas. A variação temporal observada nos valores de erosividade acompanhou o regime de precipitação da área de estudo. A espacialização do fator R apresentada na **Figura 2** demonstra que a área de estudo apresenta altos índices de erosividade, com valor médio anual de 5.830 Mj.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, classificada com base em Carvalho (2008). Pequenas variações ao longo da série temporal demonstram homogeneidade na distribuição espacial e temporal das precipitações na região.

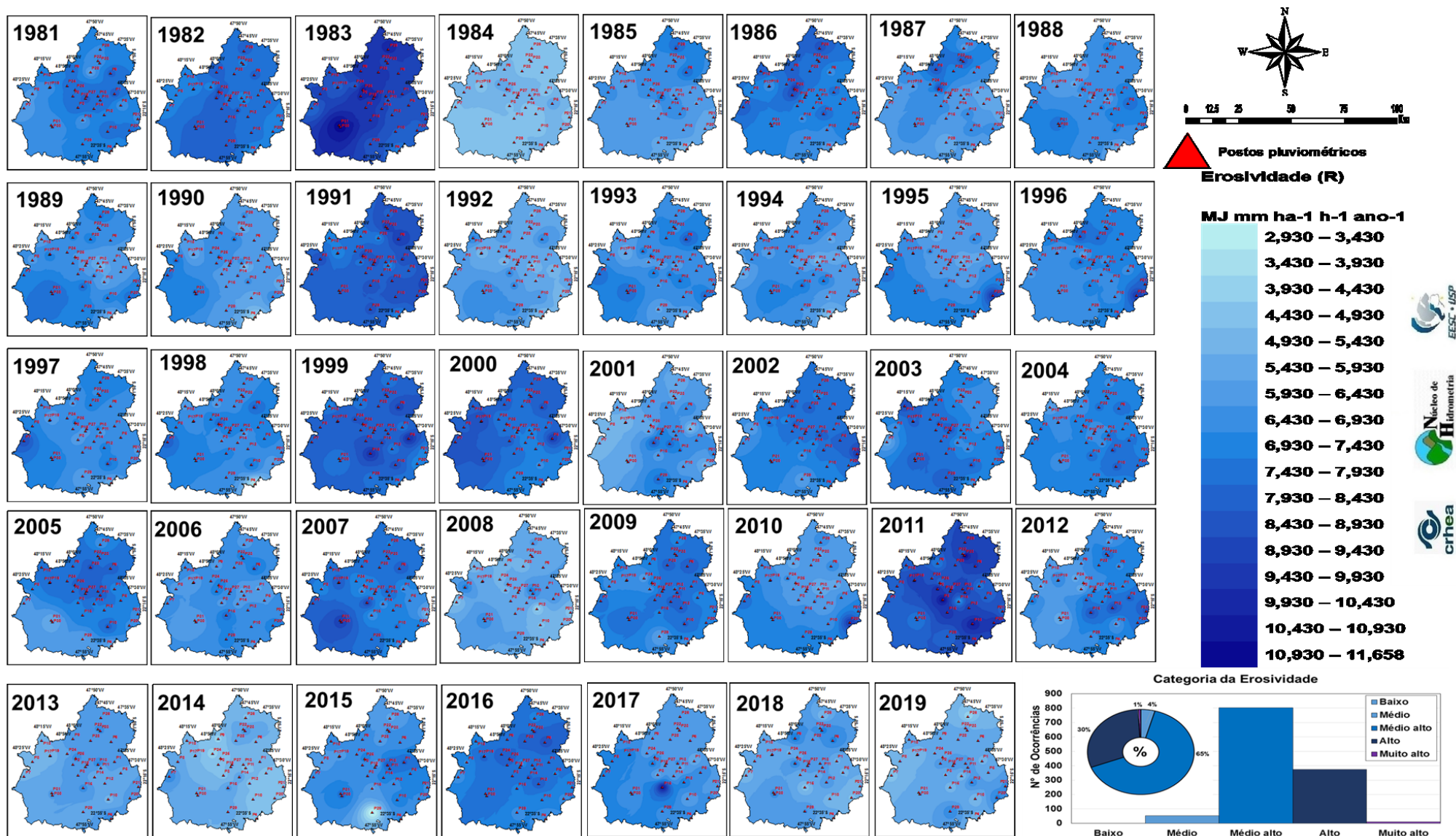


Figura 2: Mapas da distribuição espaço-temporal da erosividade anual da chuva no período de 1981-2019 para a área de estudo.

Ainda que a erosividade anual da chuva tenha grande influência nos processos erosivos da região. De acordo com a classificação anual proposta por Carvalho (2008), a região evidenciou uma erosividade da chuva anual no estado de São Paulo variando entre “Médio” e “Muito Alto”. Entre as estações utilizadas, foi observado para 4,3% das estações pluviométricas valores relacionados a erosividade considerada “Médio”, para 64,8% “Médio Alta”, 30,1% considerado “Alto” e apenas 0,8% considerada erosividade “Muito alta”.

Outros estudos realizados na região demonstraram resultados similares. Medeiros (2016) apresenta valores de erosividade anual para o estado de São Paulo, variando de 5.502 a 12.290 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1. Já Moreira *et al.* (2006) obtiveram valores de R na ordem de 3.080 a 10.000 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1, utilizando equações empíricas. Considerando a classificação mencionada anteriormente, as erosividade anuais por ambos os trabalhos variam entre “Média Alta” a “Alto”.

Em estudos primários sobre a distribuição espacial da erosividade da chuva no estado de São Paulo, os valores encontrados por Sant'Anna Neto (2011a) e por Sant'Anna Neto (1995), correspondem aos intervalos observados entre 5.000 a 12.000 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1 e 5.262 a 9.765 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1, respectivamente, inseridos, dessa forma, dentro da faixa de erosividade anual encontrada no presente estudo (2930 a 11600 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1).

Os menores valores foram observados para os anos de 1984 e 2014, que variaram de 2.975 a 5.388 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1 e de 3.990 a 6.782 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1, com valores médios de 4.182 e 5.386 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1, respectivamente. As maiores erosividade foram encontradas nos anos de 1983 e 2011. Em 1983, a variação foi de 7.293 a 11.119 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1, com média de 9.206 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1. Para o ano de 2011, os valores variaram de 6.579 a 11.658 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1 e o valor médio foi de 9.118 Mj.mm.ha-1.h-1.ano-1. Esses resultados apontam a correlação direta da alta e baixa erosividade, com os anos extremos que evidenciaram volumes atípicos na precipitação para a região de estudo, conforme os estudos realizados por (SANTOS *et al.*, 2020; 2021).

Estudos como o de Oliveira *et al.* (2018) e Sant'Anna Neto (1995), obtiveram a erosividade da chuva anual para o Estado de São Paulo a partir de valores de R obtidos por séries pluviográficas, novamente com magnitudes sem diferenças significativas em relação às obtidas no presente estudo. Dessa forma, para estações observadas nos mesmos municípios, a maior diferença observada em relação aos valores de R obtidos foi para o município de Ribeirão Bonito e a menor diferença relativa apresentada foi para o município de Dois Córregos (Tabela 4).

Tabela 4: Valores de erodibilidade do solo para o estado de São Paulo.

Municípios	Oliveira <i>et al.</i> (2018)				Presente estudo				Diferença Relativa
	Estação	Lat.	Long.	(R)	Estação	Lat.	Long.	(R)	(%)
BROTAS	2247197	22,23	47,95	6806	2247185	22,9	48,0	6873	0,98
RIB. BONITO	2248110	22,06	48,16	5.890	2248110	22,4	48,1	6.453	9,57
	2248110	22, 4	48,10	6.453	2148168	21,57	48,14	6.755	14,68
Municípios	Sant'Anna Neto (1995)				Presente estudo				Diferença Relativa
	Estação	Lat.	Long.	(R)	Estação	Lat.	Long.	(R)	(%)
ANALÂNDIA	D4 035	22,08	4740	7530	2247004	2208	4740	6667	11,4
DESCALVADO	C4 021	21,55	4741	8110	2147043	2155	4741	7267	10,3
DOIS CORREGOS	D5 008	22,22	48,23	6930	2248116	2222	4823	6876	0,7
DOURADO	D5 023	22,08	48,2	7340	2248009	22,08	48,2	6772	7,7
ITIRAPINA	D4 037	22,09	47,48	7280	2247180	22,09	47,48	6690	8,1
SÃO CARLOS	C4 019	21,46	47,47	7940	2247182	21,46	47,47	6902	13
SÃO PEDRO	D4 060	22,33	47,55	6970	2247025	22,33	47,55	6697	3,9
TORRINHA	D5 006	22,23	48,1	7610	D5-006	22,23	48,1	7077	-7

Fonte: Adaptado de Oliveira *et al* (2018) e Sant'Anna Neto (1995).

3.2. Análise da erosividade em anos extremos chuvosos e secos

A **Figura 3**, apresenta a distribuição da Erosividade da chuva nos anos extremos com uma amplitude de 4.800 a 11.100 $\text{Mj.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, com a média observada de 7.950 $\text{Mj.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, conforme a **Figura 2**.

Entre as classificações, os anos que apresentaram a distribuição da erosividade da chuva mais extremos observados em toda a série histórica (1979- 2020) foram os anos de 1983 (chuvoso) e 2014 (seco), de forma que os anos que tiveram maiores desvios de precipitação, variando ($\pm 440,6\text{mm}$) em relação à média (1.468,8mm) conforme os estudos de (SANTOS *et al.*, 2020).

Esse resultado mostra a diferença significativa da erosividade da chuva em anos extremos. Dessa forma, fazendo uma correlação direta com o índice de precipitação, distinto nos anos relacionados, reproduzindo numa dinâmica hidroclimática discrepante e denotando um processo que resultou em chuvas intensas no verão do ano de 1983 e, em uma acentuada e prolongada estiagem no ano de 2014 (SANTOS *et al.*, 2020).

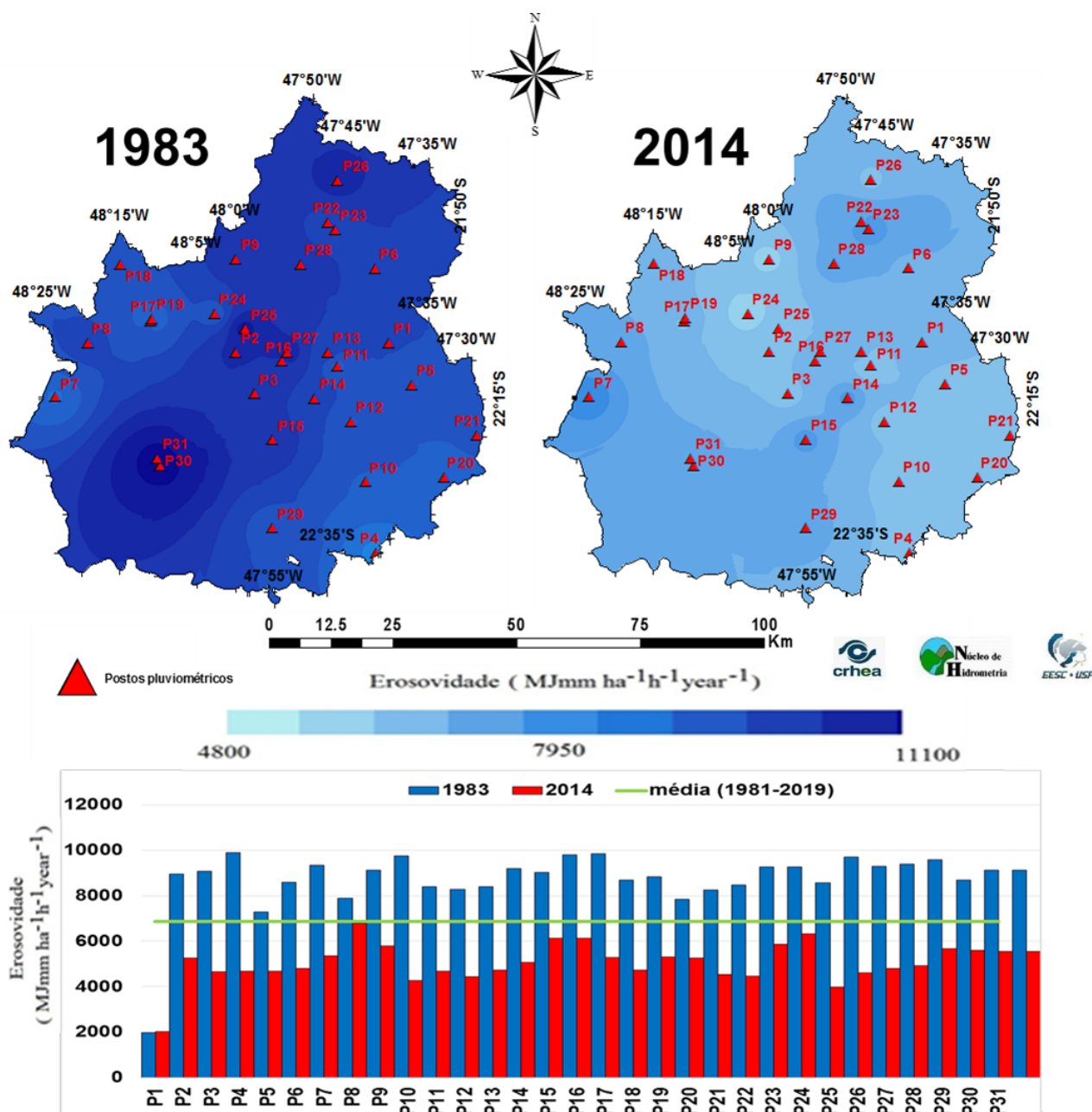


Figure 3. Distribuição espacial da erosividade das chuvas no ano extremo de 1983 (chuvoso) e 2014 (seco) na área de estudo.

Os valores mensais de EIm estimados para cada estação pluviométrica e períodos extremos são apresentados na **Figura 4**. Observa-se que o EIm variou de 0 a 3.602 (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ mês⁻¹) para o ano extremo chuvoso (1983), no qual, observou-se uma variação média de 1.801 (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ mês⁻¹). Para o ano extremo seco observado na série história analisado ano (2014), apresentou valores entre 0 a 2.412 (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ mês⁻¹), apresentando uma média de 1619 (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ mês⁻¹), esses valores mostram que no ano de 1983 as precipitações foram mais intensas e concentradas, elevando assim o Índice mensal de erosividade para os meses chuvosos.

Verifica-se que, em média, para todas as estações pluviométricas, os meses do período chuvoso, entre outubro a março, são os responsáveis por aproximadamente 70% do índice anual de erosividade, sendo que os meses correspondentes ao período seco, abril a outubro, são responsáveis por 36% do índice anual de erosividade. Resultados semelhantes foram observados em outras localidades do estado de São Paulo por pesquisadores que também identificaram que há maior perda de solo por erosão hídrica entre os meses de outubro e março (MICHETTE, 2015).

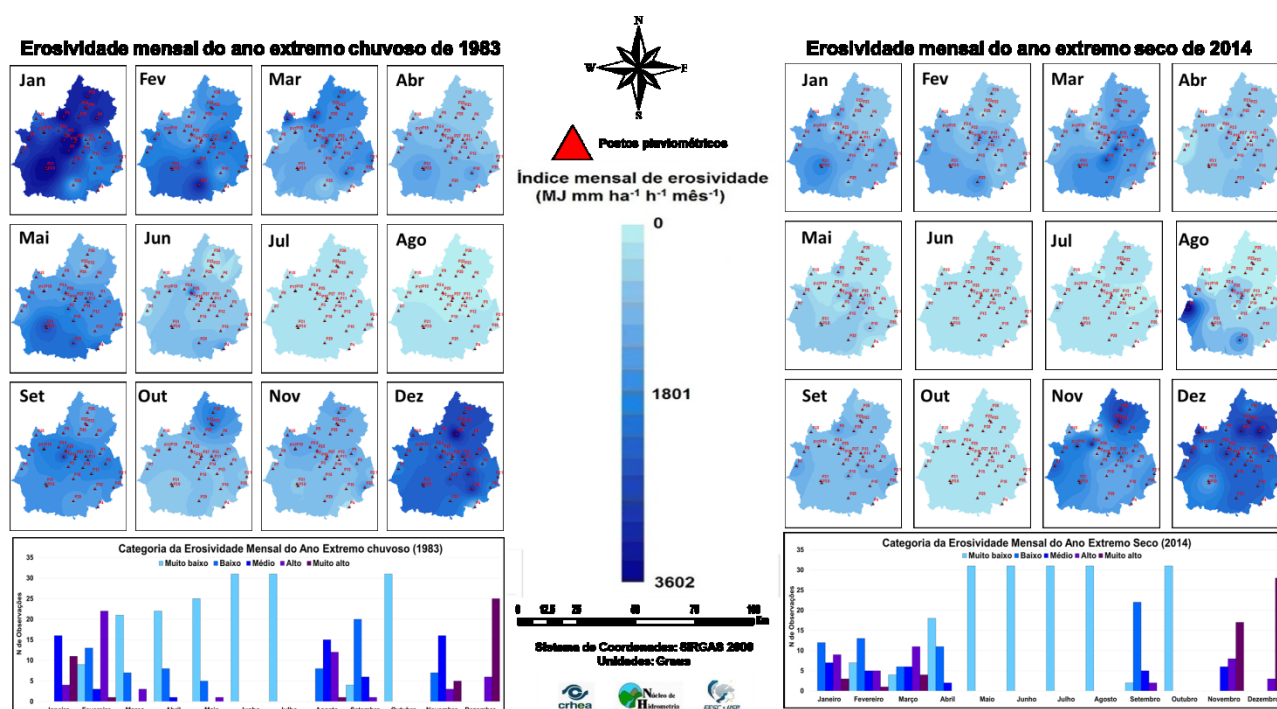


Figure 4. Distribuição espacial da erosividade mensal das chuvas para os anos extremos de 1983 (chuvoso) e 2014 (seco).

3.3. Análise da erosividade do ano de 1983 (chuvoso) e 2014 (seco) na perda do solo

Para determinação da perda de solo foram utilizados os dois anos extremos da erosividade da chuva. Para isso os fatores K, LS, C e P foram mantidos, utilizando o mapa de uso e ocupação do ano de 2020 da coleção do map biomas. Dessa forma, podendo observar e quantificar a influência desses dois anos na perda de solo a partir da variação da erosividade da chuva (fator R) em anos de extremo chuvoso e seco.

O fator LS (**Figura 5**) apresentou valor médio de 1,58, indicando que grande parte do relevo da área de estudo apresenta baixa vulnerabilidade à erosão. No entanto, aproximadamente 4% da região apresentou valores de LS superiores a 10, o que pode ser considerado zonas de alta vulnerabilidade devido à maior velocidade de escoamento (BESKOW *et al.*, 2009).

Essas localidades concentram-se principalmente próximo à Serra de Itaqueri-SP. Parte dessa região, encontra-se numa área de transição geomorfológica com relativa influência das depressões, serras e cuestas, consideradas de grande fragilidade ambiental, com áreas ocupadas por vegetação remanescente (CORVALÁN; GARCIA, 2011). Esse resultado evidencia a necessidade de alinhar as práticas agrícolas com a implementação de medidas de conservação para reduzir a velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, a erosão hídrica nessas regiões.

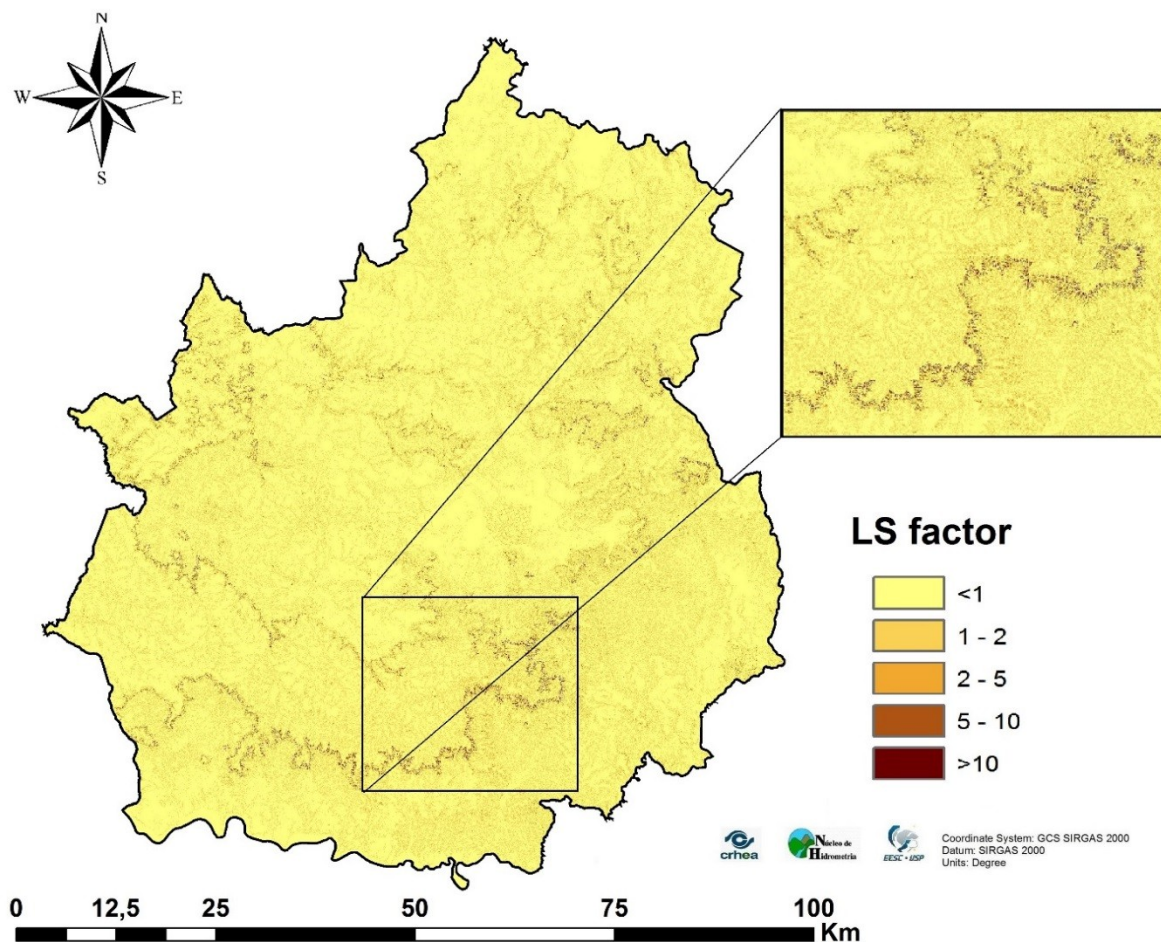


Figure 5. Distribuição espacial dos valores do fator topográfico (LS) na área de estudo.

Em relação aos tipos de solo, a área de abordagem apresenta um fator K médio de 0,029 Mg ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹. De acordo com Mannigel *et al.* (2002), esse valor pode ser classificado como de erodibilidade média (entre 0,015 e 0,030 Mg ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹). Esse resultado pode ser explicado pela alta ocorrência de Latossolos (47,36%), que são solos com baixa suscetibilidade à erosão, principalmente devido à sua estrutura bem desenvolvida e boa permeabilidade natural (BERTOL e ALMEIDA, 2000).

Por sua vez, os Argissolos que representa (31,75%) da área, este tipo de solo apresenta alto escore K (0,0425 Mg ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹). Estes solos têm um horizonte A eluvial com textura grosseira e muitas vezes arenosa e são propensos à erosão hídrica devido à sua estrutura frágil e fraca agregação. Sendo assim, em eventos de chuvas mais longos, o escoamento pode atingir o horizonte textural B, que possui alto teor de argila e é menos permeável, levando a maiores perdas de solo (MEDEIROS *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2018).

A distribuição espacial dessas perdas dentro da área de estudo foi classificada qualitativamente de acordo com Avanzi *et al.* (2013), e é ilustrada na **Figura 6**. A RUSLE estimou perdas médias de solo para a área de 8,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e 5,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para os anos de 1983 e 2014 respectivamente, o que corresponde a uma perda total anual de aproximadamente 58,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para o ano extremo chuvoso e 41,9 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para a observação do ano extremo seco. Além disso, o ano chuvoso de 1983 teve o dobro de perda de solo do que o ano seco de 2014, como mostra os valores máximos na parte inferior (tabela e gráfico) da **Figura 5**. Sendo assim, é importante salientar que nessas áreas com grandes perdas de solo, o ordenamento do território deve respeitar a aptidão agrícola e a vulnerabilidade do tipo de solo. Como exemplo da aplicação desta prática, podemos destacar as diretrizes técnicas para licenciamento do setor sucroalcooleiro paulista, que se baseiam no Zoneamento Agroambiental Estadual do Setor Sucroalcooleiro, que classifica as regiões paulistas em categorias de aptidão para o cultivo da cana-de-açúcar.

Desde 2008, em áreas classificadas como impróprias, não são concedidas licenças ambientais para instalação ou expansão de atividades no setor sucroenergético (SÃO PAULO, 2008; MEDEIROS *et al.*, 2016). Segundo Medeiros *et al.* (2016), o respeito à capacidade de uso do solo é fator primordial para o uso

sustentável dos recursos naturais e deve ser considerado condição essencial para a definição de políticas públicas voltadas à conservação do solo.

O Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, 2012) promulga instrumentos para combater a perda de solo em áreas com alto índice de erosão hídrica. A proteção da mata ciliar e a implantação de áreas de reserva legal, requisitos previstos no Código Florestal, quando aplicados às propriedades rurais, contribuem para reduzir o problema da erosão hídrica. Por exemplo, está prevista a implantação de reserva legal em áreas com relevo mais acentuado (encostas ou partes delas, com declividade superior a 45°).

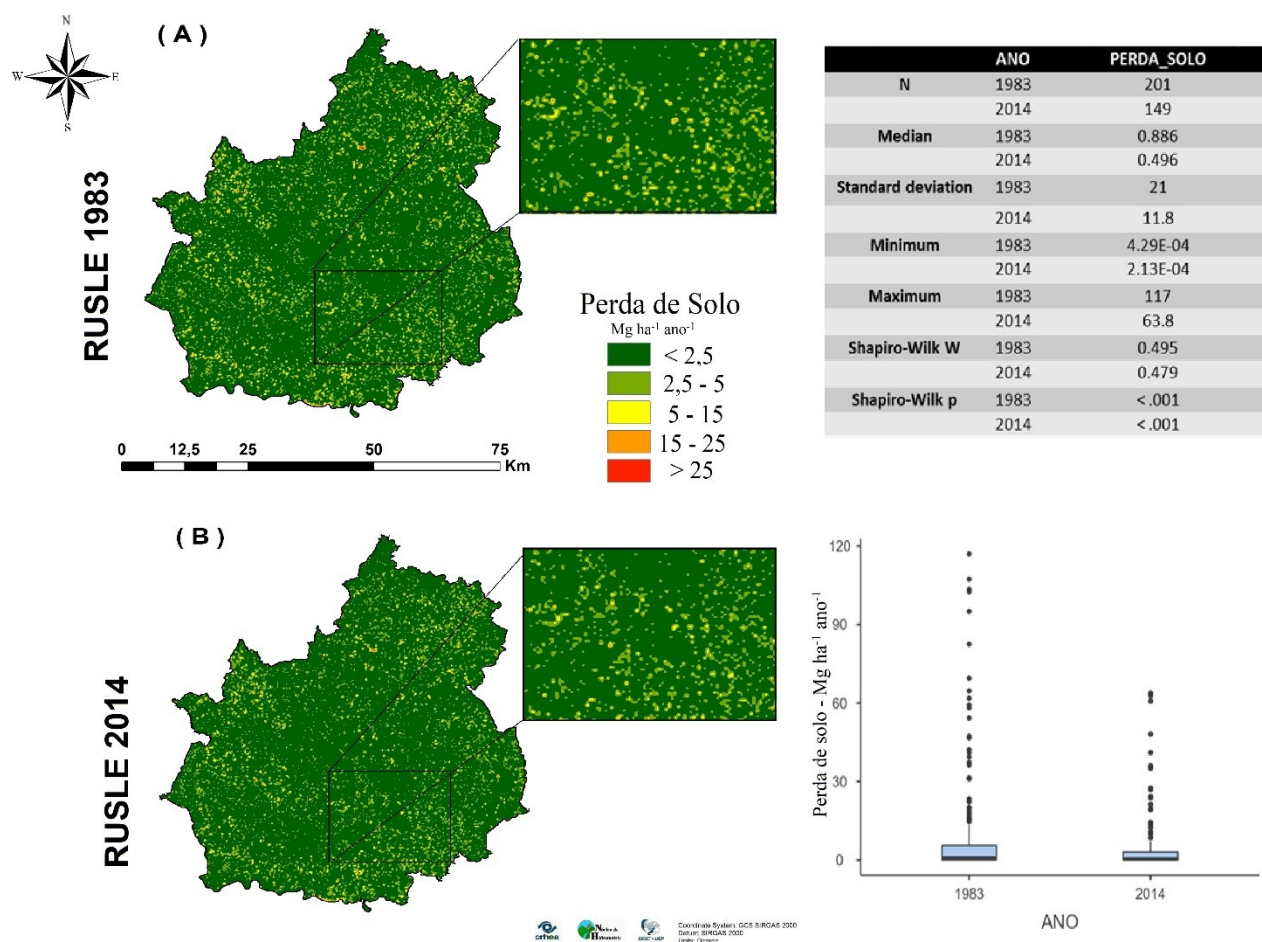


Figure 6. Comparação espacial dos valores de perda de solo nos anos extremos 1983 (chuvoso) e 2014 (seco).

Dessa forma, o Código Florestal é um importante instrumento de controle da erosão no Brasil, mas há necessidade de maior fiscalização para garantir que os requisitos previstos em lei sejam atendidos. Além disso, essa legislação não é suficiente para combater a erosão, os agricultores precisam de orientação técnica para planejar e implementar práticas de conservação e também de assistência financeira para incentivá-los a adotar essas práticas (MERTEN, 2013).

Em áreas com cultivos perenes e temporários, podem ser utilizadas técnicas de conservação do solo, como plantio direto, terraplanagem por meio da construção de terraços e plantios nivelados, e reconstrução e manutenção de áreas de preservação permanente e reserva legal, para reduzir as perdas de solo e garantir a sustentabilidade da produção agrícola.

Além disso, devido à grande presença de cana-de-açúcar em muitas regiões, o período de entressafra, quando o solo é altamente desprovido de cobertura vegetal, coincide com períodos de maior pluviosidade (CORRÊA *et al.*, 2018).

Nesse cenário, as práticas de mitigação da erosão hídrica podem ser feitas a partir da implementação de políticas de financiamento da produção agrícola e seguros agrícolas condicionados à adoção e

implementação de práticas de conservação do solo, que promovam a sustentabilidade dos sistemas agrícolas no longo prazo. A efetividade de tais práticas também pode ser promovida por programas permanentes de extensão rural, políticas regulatórias para a certificação da produção agropecuária sustentável e, além do fortalecimento dos órgãos reguladores e fiscalizadores, pela fiscalização rigorosa da implementação dessas práticas conservacionistas.

4. Considerações finais

Dentre os fatores da RUSLE, o fator C que utiliza o uso/ocupação do solo como base e é considerado o mais preponderante, pois representa o efeito de todas as variáveis de manejo do solo, cobertura vegetal e biomassa vegetal residual na erosão do solo. No entanto vale ressaltar a importância dos estudos da erosividade, pois para o cálculo da erosividade os dados geralmente são obtidos através de uma determinada série histórica, entretanto o presente estudo nos mostra a importância e os impactos causados para os anos extremos dentro de uma série histórica.

As áreas com maior perda de solo concentram-se principalmente em locais com relevos escarpados e baixa cobertura vegetal. Essas áreas devem ser uma prioridade na mitigação da erosão hídrica, e práticas de conservação devem ser incentivadas em toda a região para minimizar ao máximo as perdas de solo e garantir a sustentabilidade do solo a longo prazo.

Entender a dinâmica da Erosividade associadas as perdas de solo pode auxiliar no planejamento do manejo sustentável e destaca-se a importância de minimizar a erosão hídrica, contribuindo para evitar poluição adicional e contaminação com sedimentos, agroquímicos e fertilizantes. Para futuros estudos, sugere-se análises da tendência da erosividade quanto aos impactos de eventos extremos diários de precipitação na erosividade do solo na área de estudo.

Referências

- ALMEIDA, R. T. S.; CASAROLI, D. Erosividade média e o calendário agrícola da microrregião sudoeste do estado de Goiás. **GeoFocus, Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, v. 17, p. 26-43, 2016.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, p.711–728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANDUALEM, T. G.; HAGOS, Y. G.; KEFALE, A.; ZELALEM, B. Soil erosion-prone area identification using multi-criteria decision analysis in Ethiopian highlands. **Modeling Earth Systems and Environment**, 6, 1407-1418. 2020. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00757-2>
- ANJINHO, P. S.; BARBOSA, M. A. G. A.; COSTA, C. W.; MAUAD, F. F. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, 100, 104946. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104946>
- AQUINO R. F., SILVA, M. L. N.; FREITAS, D. A. F.; CURTI, N.; MELLO, C. R.; AVANZI, J. C. Spatial variability of the rainfall erosivity in Southern region of Minas Gerais State, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, 36:533-542, 2012.
- AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; NORTON, L. D.; BESKOW, S.; MARTINS, S. G. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. **Ciência e Agrotecnologia**, 37:427-434. 2013.
- BATISTA, P. V. G.; SILVA, M. L. N.; SILVA, B. P. C.; CURTI, N.; BUENI, I. T.; ACÉRBI, F. W.; JR. DAVIES, J.; QUINTON, J. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin - Brazil. **Catena**, 157, 139-150, 2017. doi: 10.1016/j.catena.2017.05.025
- BERTOL, I.; DE MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. Manejo e conservação do solo e da água Viçosa, MG: SBCS, 2019.

- BERTOL, I.; DE MARIA, L. C.; SOUZA, L. S. **Manejo e conservação do solo e da água**. Viçosa-MG: SBCS, 2019.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24: 657-668, 2000. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832000000300018>
- BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31:781-792. 2007.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8.ed. São Paulo: Ícone, 2012, p. 355.
- BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. Precipitação. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2009. p. 177-241.
- BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURTI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, n. 1, p. 49-59, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>
- BODIRSKY, B. L.; ROLINSKI, S.; BIEWALD, A.; WEINDL, I.; POPP, A.; LOTZE-CAMPEN, H. Global food demand scenarios for the 21st century. **PLoS One**, v. 10, n. 11, p. e0139201, 2015.
- BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKEL, W.; VAN GROENIGEN, J. W.; BRUSSAARD, L. Soil quality – a critical review. **Soil Biol. Biochem.** 120, 105–125, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2.ed. Interciência: Rio de Janeiro, 2008. 599 p.
- CAVALCANTI, I. R. A.; FERREIRA, N. J.; SILVA, M. G. A.; DIAS, M. A. F. S. (Orgs.) **Tempo e clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.
- CHALISE, D.; KUMAR, L.; SPALEVIC, V.; SKATARIC, G. Estimation of Sediment Yield and Maximum Outflow Using the IntErO Model in the Sarada River Basin of Nepal. **Water** 2019, 11, 952, 2019.
- CORRÊA, E. A. et al. Influência do cultivo de cana-de-açúcar nas perdas de solo por erosão hídrica em Cambissolos no Estado de São Paulo. **Rev. Bras. Geomorfol.** São Paulo, v.19, n.2, (Abr-Jun) p.231-243, 2018.
- CORVALAN, S. B.; GARCIA, G. J. Avaliação ambiental da APA Corumbataí segundo critérios de erodibilidade do solo e cobertura vegetal. **Geociências**, v. 30, n. 2, p. 269-283, 2011.
- COSTA, C. W.; LORANDI, R.; LOLLO, J. A.; SANTOS, V. S. Potential for aquifer contamination of anthropogenic activity in the recharge area of the Guarani Aquifer System, southeast of Brazil. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, p. 10-23. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.08.007>
- COSTA, C. W.; LORANDI, R.; DE LOLLO, J. A.; IMANI, M.; DUPAS, F. A. Surface runoff and accelerated erosion in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. **Environ. Earth Sci.** 77, 160. 2018. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7366-x>
- CUNHA, E. R.; BACANI, V. M.; PANACHUKI, E. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Natural Hazards**, 85, 851-868, 2017. doi: 10.1007/s11069-016-2607-3
- DAVIS, K. F.; GEPHART, J. A.; EMERY, K. A.; LEACH, A. M.; GALLOWAY, J. N.; D'ODORICO, P. Meeting future food demand with current agricultural resources. **Global Environmental Change**, v. 39, p. 125-132, 2016.

- DECHEN, S. C. F.; TELLES, T. S.; GUIMARAES, M. de F.; MARIA, I. C. De.: “Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo”. **Bragantia**, Campinas, v. 74, n. 2, p. 224-233, 2015.
- DIMOTTA, A.; LAZZARI, M.; COZZI, M.; ROMANO, S. Soil Erosion Modelling on Arable Lands and Soil Types in Basilicata, Southern Italy; ICCSA 2017, Part V, **Lecture Notes in Computer Science LNCS**, 10408; Gervasi, O., Ed.; Springer: Cham, Switzerland; pp. 57–72. 2017.
- ESRI, Environmental Systems Research Institute - Inc. **ARCGIS Professional GIS for the desktop version 10.3**. Redlands, California, EUA, Software, 2015.
- FARIAS, O. G.; FRANCISCO, C. N.; SENNA, M. C. A. Avaliação de métodos de interpolação espacial aplicados à pluviosidade em região montanhosa no litoral sul do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, p.172-185, 2017.
- GREINER, L.; KELLERA, A.; GRÊT-REGAMEYB, A.; PAPRITZC, A. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. **Land Use Policy**, 69:224-237, 2017.
- GUERRA, A. J. T.; COELHO, M. C. N.; MARÇAL, M. S. Açailândia: Uma Cidade Ameaçada pela Erosão. **Revista Ciência Hoje**, Campinas v. 23, n. 138, p.36-45, 2005.
- HAMIDOV, A. *et al.* Impacts of climate change adaptation options on soil functions: A review of European case-studies. **Land DegradDev.**, 29, 2378-2389. 2018.
- HANJRA, M. A.; QURESHI, M. E. Global water crisis and future food security in an era of climate change. **Food Policy**, v. 35, n. 5, p. 365-377, 2010
- HAZBAVI, Z.; AZIZI, E.; SHARIFI, Z.; ALAEI, N.; MOSTAFAZADEH, R.; BEHZADFAR, M.; SPALEVIC, V. Comprehensive estimation of erosion and sediment components using IntErO model in the KoozehTopraghi Watershed, Ardabil Province. **Environ. Eros. Res. J.** 2020, 10, 92–110, 2020.
- HERNANI, L. C.; FREITAS, P. L.; PRUSKI, F. F.; MARIA, I. C. de; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J. C. A erosão e seu impacto. p. 47-60. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. (eds.) **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2002. 174p.
- KHALEDI DARVISHAN, A.; MOHAMMADI, M.; SKATARIC, G.; POPOVIC, S.; BEHZADFAR, M.; SAKUNO, N.; MINCATO, R.; SPALEVIC, V. Assessment of soil erosion, sediment yield and maximum outflow, using IntErO model (Case study: S8-IntA Shirindarreh Watershed, Iran). **Agriculture and Forestry**, 65 (4), 203-210. 2019.
- LAL, R. Soil conservation and ecosystem services. **International Soil and Water Conservation Research**, 2: 36-47, 2014. Doi: [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30021-6](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30021-6).
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. **Bragantia**, v. 51, p. 189-96. 1992.
- MACHADO, D. O.; ALVES-SOBRINHO, T.; RIBEIRO, A. D. S.; IDE, C. N.; OLIVEIRA, P. T. S. Erosividade da chuva para o bioma Pantanal. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 195-201, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522014000200010>
- MANNIGEL, A. R. *et al.* Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.
- MAPBIOMAS. **Coleção da série anual de mapas de cobertura e uso do solo no Brasil**. 2019. Disponível em: <<http://mapbiomas.org.br>> Acesso em: 24/04/2021.

MEDEIROS, Grasiela de Oliveira Rodrigues; GIAROLLA, Angélica; SAMPAIO, Gilvan; MARINHO, Mara de Andrade. Estimativas das taxas anuais de perda de solo no Estado de São Paulo, Brasil. **Rev. Bras. Ciênc. Solo** [online]. 2016, vol.40 Disponível em:<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832016000100551&lng=en&nrm=iso>. Epub 19 de dezembro de 2016. ISSN 1806-9657. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20150497> .

MELLO, C. R.; SÁ, M. A. C.; CURTI, N.; MELLO, J. M.; VIOLA, M. R.; SILVA, A. M. Erosividade mensal e anual da chuva no Estado de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 4, p. 537-545, 2007.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. **International Soil and Water Conservation Research**, Amsterdam, v. 1, n. 3, p. 37-48, 2013.

MICHETTE, J. F. Modelos de previsão de erosão pluvial utilizando SIG: estudo na bacia hidrográfica da Represa do Lobo (Broa), SP. **Dissertação** (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Geotecnia. Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos. 275 p. 2015.

MITASOVA, H.; MITAS, L.; BROWN, W. M.; JOHNSTON, D. M. Terrain modeling and soil erosion simulations for fort hood and fort Polk test areas. **Geographic Modeling and Systems Laboratory**, University of Illinois, 1999. <http://fatra.cnr.ncsu.edu/~hmitaso/gmslab/reports/cerl99/rep99.html>

MONTEIRO, C. A. F. **A Dinâmica Climática e as Chuvas no Estado de São Paulo: estudo geográfico sob a forma de atlas**. São Paulo: USP/IG, 1973.

MOREIRA, M. C.; CECÍLIO, R. A.; PINTO, F. A. 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.

MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, S. C. Relação entre intensidade, duração e frequência de chuvas em Rio Claro, SP: métodos e aplicação. **Teoria e Prática na Engenharia Civil**, n. 13, p. 59-68, 2009.

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**, v.25, n.6, p. 933-946, 2020.

NEARING, M. A.; JETTEN, V.; BAFFAUT, C.; CERDAN, O.; COUTURIER, A.; HERNANDEZ, M.; LE BISSONNAIS, Y.; NICHOLS, M. H.; NUNES, J. P.; RENSCHLER, C. S.; SOUCHÈRE, V.; VAN OOST, K. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. **Catena**, 61(3), 131-154, 2005. doi: 10.1016/j.catena.2005.03.007

NIKOLIC, G.; SPALEVIC, V.; CUROVIC, M.; KHALEDI DARVISHAN, A.; SKATARIC, G.; PAJIC, M.; KAVIAN, A.; TANASKOVIK, V. Variability of Soil Erosion Intensity Due to Vegetation Cover Changes: Case Study of Orahovacka Rijeka, Montenegro. **Not. Bot. Horti Agrobot. Cluj-Napoca** 2018, 47, 237–248, 2018.

OLIVEIRA, J. P. B.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; ZANETTI, S. S.; MOREIRA, M. C. Assessing the use of rainfall synthetic series to estimate rainfall erosivity in Brazil. **Catena**, v. 171, p. 327-336, 2018.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**, v. 100, p. 139-147, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.08.006>

OLIVETTI, D.; MINCATO, R. L.; AYER JEB; SILVA, M. L. N.; CURTI, N. Spatial and temporal modeling of water erosion in dystrophic red Latosol (oxisol) used for farming and cattle raising activities in a sub-basin in the south of Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**. 39: 58-67, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542015000100007>

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; POESEN, J.; BALLABIO, C.; LUGATO, E.; MEUSBURGER, K.; MONTANARELLA, L.; ALEWELL, C. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. **Environ. Sci. Pol.** 54, 438–447. 2015.

- PENTEADO, M. M. Geomorfologia do Setor Centro-Ocidental da Depressão Periférica Paulista (Tese de Doutorado). São Paulo: Instituto de Geografia-USP, 1976.
- PIMENTEL, D. Soil Erosion: A Food and Environmental Threat. *Environment, Development and Sustainability*, 8:119-137, 2006.
- PINHEIRO, M. R.; QUEIROZ NETO, J. P. Reflexões sobre a gênese da Serra Geral e da Depressão Periférica Paulista: O exemplo da região da Serra de São Pedro e do Baixo Piracicaba, SP. *Revista do Instituto Geológico*, v. 35, n. 1, p. 47-59, 2014.
- PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2 ed. Viçosa: Ed. UFV. 279 p., 2009.
- REBOITA, M. S.; KRUSCHE, N.; AMBRIZZI, T.; ROCHA, R. P. . Entendendo o tempo e o clima na América do Sul. *Terrae Didactica*, v. 8, n. 1, p. 34–50, 2012.
- RENARD, K. G.; FREIMUND, J. R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, v. 157, n. 1-4, p. 287-306, 1994. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90110-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90110-4)
- ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. Mapa geomorfológico do estado de São Paulo. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 10, p. 41-58, 2011.
- ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 1, 118. 1997.
- SANCHES, R. G.; NEVES, G. Z. F.; SANTOS, B. C. *et al.* Intense Rainfall in São Carlos/SP: Determination of Threshold Values Using Climate Indices and Their Spatio-Temporal Repercussion. *American Journal of Climate Change*, v. 07, p. 388, 2018.
- SANCHES, R. G.; SANTOS, B. C. D.; MIANI, R. S. *et al.* Analysis of Daily Rainfall in São Carlos/SP, Brazil over 1979-2017 Using Laplace Trend Test. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, v. 8, n. 7, p. 104–125, 2020. Scientific Research Publishing.
- SANTA'ANNA NETO, J. L.: A erosividade das chuvas no estado de São paulo. *Revista do Departamento de Geografia*, 9, 35-49, 1995. <https://doi.org/10.7154/RDG.1995.0009.0004>
- SANT'ANNA NETO, J. L. Dinâmica atmosférica e caráter transicional do clima na zona costeira paulista. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 8, p. 35- 49, 2011a.
- SANTOS, B. C. ; FONTÃO, P. A. B.; SOUZA, P. H. O efeito do relevo nas chuvas na porção central do Estado de São Paulo em anos padrão extremos. *Revista do Departamento de Geografia*, 40, 132-147, 2020.
- SANTOS, B. C.; SOUZA, P. H.; SANCHES, R. G.; BOLLELI, T. M.; TECH, A. R. B. O efeito do Planalto Ocidental Paulista na Variabilidade e nos Anos Extremos das Chuvas no período de 1979-2019. *Caderno de Geografia*, v. 31, Número Especial 2, p. 168-186, 2021.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAUJO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos** (5a ed. rev. ampl.). EMBRAPA, 2018.
- SÃO PAULO . Resolução SMA Nº 88, de 19 de dezembro de 2008. Secretaria Estadual de Meio Ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2008/12/resolucao-sma-88-2008/>
- SILVA, A. M. Rain fall erosivity map for Brazil. *Catena*. Amsterdam, v.57, n.3, 2004, p.251-259.

- SILVA, F. G. B.; MINOTTI, R. T.; LOMBARDI, F.; NETO, PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 15(2), 141-148, 2010. doi: 10.1590/S1413-4152201000020000
- SPALEVIC, V.; BAROVIC, G.; VUJACIC, D.; CUROVIC, M.; BEHZADFAR, M.; DJUROVIC, N.; DUDIC, B.; BILLI, P. The Impact of Land Use Changes on Soil Erosion in the River Basin of Miocki Potok, Montenegro. **Water**, 12, 2973. 2020.
- TAVARES, A. C.; REYNALDO, N. A.; DONATTO, M. C. B. D. C.; CRUZ, M. P. O Uso da Análise Episódica na Caracterização de Aspectos Topoclimáticos da Serra de Itaqueri-SP. **Boletim de Geografia - UEM**, v. 3, n. 3, p. 84-108, 1985.
- TREVISAN, D. P.; RUGGIERO, M. H.; BISPO, P. D. C.; ALMEIDA, D.; IMANI, M.; BALZTER, H.; MOSCHINI, L. E.: Evaluation of Environmental Naturalness: A Case Study in the Tietê-Jacaré Hydrographic Basin, São Paulo, Brazil. **Sustainability**, 13, 3021, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13063021>
- VALIN, H.; SANDS, R. D.; VAN DER MENSBRUGGHE, D.; NELSON, G. C.; AHAMMAD, H.; BLANC, E.; BODIRSKY, B.; FUJIMORI, S.; HASEGAWA, T.; HAVLIK, P.; HEYHOE, E.; KYLE, P.; MASON-D'CROZ, D.; PALTSEV, S.; ROLINSKI, S.; TABEAU, A.; VAN MEIJL, H.; VON LAMPE, M.; WILLENBOCKEL, D. The future of food demand: understanding differences in global economic models. **Agricultural Economics**, 45: 51-67, 2014. <https://doi.org/10.1111/agec.12089>
- VERMEULEN, S. et al. A global agenda for collective action on soil carbon. **Nat. Sustain.** 2, 2–4. 2019.
- VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C.; MELLO, C. R. D.; LIMA, S. D. O.; ALVES, M. V. G. Distribuição e potencial erosivo das chuvas no Estado do Tocantins. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, p. 125-135, 2014.
- WALTRICK, P. C.; MELLO MACHADO, M. A.; DIECKOW, J.; OLIVEIRA, D. Estimativa da erosividade de chuvas no estado do Paraná pelo método da pluviometria: atualização com dados de 1986 a 2008. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, 2015
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. United States Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service, Handbook No.537. United States Government Printing Office, Washington, DC, p 58. 1978.
- YANG, D.; KANAE, S.; OKI, T.; KOIKE, T.; MUSIAKE, K. Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. **Hydrological Processes**, v. 17, n. 14, p. 2913-2928, 2003.
- ZILLI, M. T.; CARVALHO, L. M. V.; LIEBMANN, B.; SILVA DIAS, M. A. A comprehensive analysis of trends in extreme precipitation over southeastern coast of Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 5, p. 2269–2279, 2017.



Este artigo é distribuído nos termos e condições do *Creative Commons Attributions/Atribuição-NãoComercial-CompartilhaIgual (CC BY-NC-SA)*.