R. Ra'e Ga
Curitiba, v.46, p. 110 -131, Abr/2019

DOI: 10.5380/raega
eISSN: 2177-2738

ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLOS POR EROSÃO LAMINAR E LINEAR NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DAS PEROBAS (SP), NOS ANOS 1962 E 2011

ESTIMATION OF SOIL LOSS BY SHEET AND RILL EROSION IN PEROBAS STREAM WATERSHED (SÃO PAULO STATE) IN 1962 AND 2011

Julio Cesar Demarchi[1], Edson Luís Piroli[2], Célia Regina Lopes Zimback[3]

RESUMO

A erosão do solo é uma das principais formas de degradação das terras agrícolas e tem impacto negativo na produção de alimentos e na conservação dos recursos naturais solo e água. A quantificação da erosão por modelagem é fundamental para a compreensão e controle do processo. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo estimar as perdas de solo por erosão laminar e linear na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas, localizada em Santa Cruz do Rio Pardo – SP, utilizando a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (EUPS revisada ou RUSLE), nos anos 1962 e 2011, períodos caracterizados por diferentes usos e manejos do solo. As perdas de solo totais foram de 49.130,37 t em 1962 e de 53.201,41 t em 2011. Apesar da implantação de práticas conservacionistas no ano de 2011, que reduziu o fator P médio de 0,786 para 0,466, e da melhoria no manejo das culturas agrícolas, houve diminuição na cobertura por mata nativa e na formação campestre, com o consequente avanço das áreas destinadas à agropecuária, substituição da cultura do café pela soja e aumento das áreas de cana-de-açúcar e milho. O Potencial Natural de Erosão apresentou correlação moderada com as taxas estimadas de erosão. O risco de erosão simulado evidenciou que 74,09 % e 75,14 % do total da área de estudo apresentaram perda de solo inferior à tolerância, que varia de 3,08 a 15,94 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ conforme o tipo de solo, nos anos 1962 e 2011, respectivamente.

Palavras chave: EUPS revisada; modelagem de erosão; uso da terra; análise temporal; risco de erosão simulado.

ABSTRACT

Soil erosion is one of the main forms of farming land degradation as it causes a negative impact on both food production and conservation of natural resources such as soil and water. The erosion quantification by means of modeling is essential for understanding and controlling the process. In this context, this paper aimed to estimate soil loss by erosion in Perobas stream watershed, located in Santa Cruz do Rio Pardo, São Paulo state, using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), in 1962 and 2011, periods characterized by distinct land uses and management. The total soil losses were 49,130.37 ton in 1962 and 53,201.41 ton in 2011. Despite the implementation of support practices in 2011, which made the mean P factor to decrease from 0.786 to 0.466, and the improvement of crop management, there was a reduction in soil coverage by native forests and "campestre" formation (shrubs and sparse forest), with the consequent expansion of farming and livestock areas, the replacement of coffee crops by soybean and the increase of sugarcane and corn croplands. The Natural Potential of Erosion had a moderate correlation with the estimated erosion rates. The simulated erosion risk showed soil loss below tolerance, which ranges from 3.08 to 15.94 $t.ha^{-1}.yr^{-1}$ according to the soil type, in 74.09% and 75.14% of the study site in 1962 and 2011, respectively.

Keywords: RUSLE; erosion modeling; land use; temporal analysis; simulated erosion risk.

Recebido em: 06/12/2017
Aceito em: 20/08/2018

[1] *Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Presidente Prudente/SP, email: julio.demarchi@unesp.br*
[2] *Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Ourinhos/SP, email: piroli@unesp.br*
[3] *Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu/SP, email: czimback@gmail.com*

ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLOS POR EROSÃO LAMINAR E LINEAR NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DAS PEROBAS (SP), NOS ANOS DE 1962 E 2011

1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica do solo consiste de uma série de transferências de energia e matéria provocadas por um desequilíbrio do sistema água/solo/cobertura vegetal, que resultam na perda progressiva de solo. A energia da chuva é aplicada à superfície do terreno e, ultrapassado um limite de resistência ao cisalhamento, iniciam-se as transferências de matéria por processos de desestabilização dos agregados do solo, de movimentação e transporte de partículas e de sedimentação em zonas mais rebaixadas do relevo (MAFRA, 2005).

A erosão do solo agrava sua degradação, e vice-versa. O processo erosivo resulta da combinação de fatores naturais e antrópicos: erodibilidade do solo, erosividade da chuva, características do terreno e cobertura do solo, além de aspectos econômicos, sociais e políticos que influenciam no modo de ocupação, manejo e conservação dos solos (LAL, 2001). Entre os principais fatores dos processos erosivos em áreas agrícolas destacam-se: a substituição da vegetação natural pelos agrossistemas e demais usos, o manejo incorreto dos solos produtivos, a exploração inadequada de terras marginais e, sobretudo, a falta de planejamento da ocupação (WEILL; PIRES NETO, 2007).

As consequências do processo erosivo são observadas onde ele ocorre e nas áreas a jusante das bacias hidrográficas, com destaque para o assoreamento de rios e lagos, a contaminação das águas dos rios pelos defensivos agrícolas, a acentuação dos efeitos de inundações, entre outros impactos ambientais negativos (GUERRA, 2005).

O quadro atual de degradação dos solos exige o desenvolvimento de pesquisas com vistas à quantificação do processo erosivo, que possibilitem o planejamento do uso e manejo do solo, visando à redução de sua intensidade, à conservação deste recurso natural e ao aumento da renda no campo. Como esta quantificação da erosão em campo é morosa e de alto custo, foram desenvolvidos modelos matemáticos de predição de taxas de erosão, que podem ser executados em ambiente de Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE, em inglês), publicada no "*Agriculture Handbook* 703" (RENARD et al., 1997), consiste na revisão do modelo USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e é utilizada na estimativa de taxas anuais de erosão. Ela manteve a estrutura da USLE, mas propôs outras metodologias de determinação de todos os seus fatores, tendo incluído novas teorias para explicar os processos hidrológicos e erosivos fundamentais. A USLE e a RUSLE são dadas por:

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

Em que: "A" representa a perda média anual de solo por erosão por unidade de área e de tempo, expressa em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$; "R" é o fator erosividade da chuva, dado em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$; "K" é o fator erodibilidade do solo, expresso em $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$; "L" é o fator comprimento de rampa; "S" é o fator declividade; "C" é o fator uso e manejo do solo e "P" é o fator práticas conservacionistas. Os fatores L, S, C e P são adimensionais.

A USLE é um modelo empírico de predição de processos erosivos. Nela a exigência computacional e de dados é menor se comparada aos modelos conceituais e de base física (MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003).

Alcântara e Souza (2010) apontam como limitações da USLE a não predição do local de deposição dos sedimentos e a incapacidade de modelar a perda de solo em processos mais avançados de erosão, como as ravinas e voçorocas. Araujo, Almeida e Guerra (2010) enumeram como desvantagens sua base empírica e a frequência anual de estimativa das taxas de erosão, que desconsidera a ocorrência de episódios de chuvas intensas altamente erosivas. De acordo com Merritt, Letcher e Jakeman (2003), modelos empíricos (como a USLE) são usados em condições de pequena disponibilidade de dados e constituem um

primeiro passo na identificação de fontes de sedimentos e nutrientes.

Apesar das limitações, os modelos USLE e RUSLE são usados no mundo todo, como na sub-bacia do Rio Albegna, região sul da Toscana, na Itália (MÄRKER et al., 2008), na bacia do Rio Wangjiaqiao, nas proximidades da Usina Três Gargantas, na China (SHI et al., 2004), na bacia de captação Kianjuki, nas proximidades do Monte Quênia (ANGIMA et al., 2003), na bacia do Rio Mantaro, situada nos Andes tropicais, no Peru (CORREA et al., 2016), entre outras áreas. No Brasil, seu uso teve início no Instituto Agronômico de Campinas (IAC) (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Atualmente, as estimativas de erosão são realizadas com técnicas de Geoprocessamento, como nos trabalhos de Oliveira et al. (2014), na bacia do Rio Verde, Sul de Minas Gerais; de Mingoti e Vetorazzi (2011) na bacia do Rio Corumbataí, estado de São Paulo, entre outros.

A modelagem de erosão realizada neste estudo também utilizou técnicas de Geoprocessamento. A bacia analisada teve alterações significativas nos usos da terra e nos níveis de manejo do solo ao longo dos últimos cinquenta anos. Sua cobertura florestal reduziu de 13 % para 7,43 % entre os anos 1962 e 2011, e em ambos os períodos apresentou evidências de processos erosivos laminares e lineares. Para compreender as consequências dessas mudanças, o presente trabalho teve como objetivo estimar as perdas de solo por erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas, localizada no município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP, utilizando a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), nos anos acima mencionados.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas está localizada na porção Oeste do município de Santa Cruz do Rio Pardo, região Centro-Oeste do Estado de São Paulo. É limitada pelas coordenadas geográficas: latitude 22°47’15.04”S a 22°50’44.29”S; longitude 49°38’55.13”W a 49°43’46.42”W, e sua área é de aproximadamente 30,611 km² (Figura 1).

Geologicamente, a área encontra-se na Bacia Sedimentar do Paraná sobre as formações Serra Geral, do Grupo São Bento, e Adamantina, do Grupo Bauru, ambas da Era Mesozóica (IPT, 1981). De acordo com Ross e Moroz (1997), o relevo da área de estudo está inserido na unidade morfoestrutural Bacia Sedimentar do Paraná, unidade morfoescultural Planalto Ocidental Paulista e na unidade geomorfológica Planalto Centro Ocidental, caracterizada por formas de relevo denudacionais em forma de colinas amplas e baixas com topos convexos, aplanados ou tabulares. As altimetrias variam entre 400 e 700 m e as declividades médias das vertentes estão entre 2 e 10 %.

Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas

O clima do município de Santa Cruz do Rio Pardo, classificado a partir das normais climáticas apresentadas por Miranda et al. (2005), é do tipo Am segundo a classificação de Köppen-Geiger. Este tipo climático é tropical chuvoso com inverno seco, caracterizado pelo índice pluviométrico do mês mais seco inferior a 60 mm e pela temperatura média dos meses mais frio e mais quente maior ou igual a 18° C e 22°C, respectivamente (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). Seu índice pluviométrico médio anual é de 1.475,3 mm, sendo o índice médio do mês mais chuvoso e erosivo (dezembro) de 212,5 mm. A estação chuvosa ocorre de outubro a março, e a estação seca de abril a setembro (MIRANDA et al., 2005).

De acordo com IBGE (2004), a cobertura vegetal predominante na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas é a Floresta estacional semidecidual (Floresta tropical subcaducifólia), subtipo Vegetação secundária e atividades agrárias.

2.2 Procedimentos metodológicos

Os fatores da RUSLE foram determinados e mapeados de acordo com os procedimentos metodológicos descritos a seguir.

A **erosividade da chuva (fator R)** foi estimada a partir de dados pluviométricos médios mensais e anual do posto pluviométrico "São Pedro do Turvo", estação mais próxima da área de estudo, situada a 8,6 km dela, e os dados faltantes foram preenchidos com dados do posto pluviométrico "Santa Cruz do Rio Pardo", instalado a 11,8 km da bacia do Ribeirão das Perobas. Os índices pluviométricos anuais de

ambos os postos apresentaram diferença média de 14 %.

A série de dados utilizada compreendeu o período de trinta anos, de janeiro de 1981 a dezembro de 2011, excluído o ano 2010 devido à indisponibilidade de dados nos dois postos pluviométricos. O índice de erosão (EI) foi obtido por meio da Equação 1, proposta por Roque, Carvalho e Prado (2001) para o município de Piraju – SP, localizado a aproximadamente 52 quilômetros da área de estudo.

$$EI = 72{,}5488 * (\frac{p^2}{P})^{0{,}8488} \qquad (1)$$

Em que: "EI" é a média mensal do índice de erosão, expresso em MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}; "p" é a precipitação média mensal (mm) e "P" é a precipitação média anual (mm).

O índice de erosividade médio anual (R) foi obtido pela soma dos índices de erosão EI mensais.

Para aumentar a precisão do parâmetro EI e do fator R, evitando que valores extremos de precipitação afetem os índices pluviométricos médios mensais, foram excluídos do cálculo de "p" os maiores e menores valores de precipitação de cada mês, de acordo com Lombardi Neto e Moldenhauer (1992).

O fator **erodibilidade do solo (K)** foi determinado e mapeado para as classes presentes no levantamento detalhado de solos executado por Demarchi e Zimback (2014) na área de estudo. Utilizou-se o método proposto por Mannigel et al. (2002), cujas variáveis são os conteúdos de areia, silte e argila das amostras de terra de cada horizonte do solo usadas no levantamento (Equação 2), em que:

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

A erodibilidade dos horizontes de cada classe de solo foi obtida pela média dos valores calculados das amostras correspondentes, coletadas nas profundidades 0 – 0,2 m e 0,6 – 0,8 m em cinquenta pontos de amostragem, com exceção dos Neossolos Litólicos Eutróficos (RLe), nos quais amostraram-se profundidades menores em subsuperfície próximas ao contato com o horizonte C. Algumas classes de solo (Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico - PVAd, Argissolo Vermelho Distrófico - PVd e Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico - LVAe) apresentam conteúdo de areia + silte superior a 840 g.kg^{-1} no horizonte A e, consequentemente, valores superestimados de erodibilidade (MANNIGEL et al., 2002). Considerando que o gradiente textural da fração argila entre os horizontes superficial e subsuperficial afeta a permeabilidade, a drenagem e a erodibilidade do perfil, o fator K das classes de solo da bacia do Ribeirão das Perobas foi obtido pela soma dos valores médios de erodibilidade, ponderados pelas espessuras dos respectivos horizontes, limitado a um metro de profundidade (Equação 3):

$$K = (K\ hor.A * espessura\ hor.A) + (K\ hor.B * espessura\ hor.B) \qquad (3)$$

O **fator topográfico (LS)** da RUSLE foi calculado pelo software Usle2D versão 4.1 (VAN OOST; GOVERS, 2000), a partir do modelo digital de elevação (MDE) da bacia do Ribeirão das Perobas. O MDE foi gerado pelo interpolador "*Topo to raster*", no SIG ArcMAP 10.3.1, a partir das curvas de nível de altitude, rede de drenagem, pontos cotados e do limite da área de estudo.

Utilizou-se o algoritmo de roteamento do fluxo do escoamento superficial "*flux decomposition*", recomendado por Desmet e Govers (1996b) para modelagem de erosão e estudos de transporte de sedimentos. Quanto à relação entre erosão em sulcos e entressulcos, utilizou-se a opção "*Rill < Interrill – factor C < 0,15*", pois a erosão laminar tem maior expressividade que a erosão em sulcos na área de estudo e a maioria dos usos da terra analisados, de 1962 e 2011, apresenta fator C menor que 0,15. Para a determinação do fator S e do expoente "m" da equação do fator L desenvolvida por Desmet e Govers (1996a), foram utilizados o algoritmos propostos por McCool et al. (1987) e McCool et al. (1989),

respectivamente, recomendados para o cálculo do fator topográfico da RUSLE por Renard et al. (1997).

Os mapas do **fator C (uso e manejo do solo)** da bacia do Ribeirão das Perobas foram elaborados a partir dos mapas de uso da terra dos anos 1962 e 2011.

O mapa de uso da terra de 1962 foi elaborado no SIG ArcMAP 10.3.1 a partir da delimitação em tela (vetorização) dos polígonos sobre o mosaico de fotografias aéreas da cobertura aerofotogramétrica do estado de São Paulo, executada no período de 02/04 a 03/08/1962, com escala aproximada de 1:25.000.

Para a execução do mapeamento do uso da terra do ano 2011, utilizaram-se imagens do satélite ALOS, fusão PRISM/AVNIR-2, de 11/03/2007, de resolução espacial 2,5 metros. Os usos da terra foram atualizados para o ano 2011 a partir de visitas de campo à área de estudo e da interpretação das imagens do satélite Landsat-7, sensor Thematic Mapper e do satélite IRS-P6, sensor LISS III.

Os valores do fator C (uso e manejo do solo) são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores de fator C para diferentes usos da terra e manejos do solo

Culturas/cobertura vegetal	Valor de C	Manejo	Referência
Algodão	0,4737	Convencional	Donzeli et al. (1992)
Banana	0,122	Convencional	Angima et al. (2003)
Café	0,135	Grade nas entrelinhas	Donzeli et al. (1992)
Campestre	0,005	Índice intermediário entre pastagem conservada e mata nativa	Silva et al. (2010) - valor atribuído para pastagem nativa
Cana-de-açúcar	0,1	Sem manejo	Donzeli et al. (1992)
Cana-de-açúcar	0,05	Incorporação da palha	Donzeli et al. (1992)
Culturas anuais (Soja e Milho)	0,10231	Convencional	Tôsto, Pereira e Tôsto (2013)
Estradas de terra	1,0	Sem manejo	Wischmeier e Smith (1978)
Fruticultura	0,135	Pomares formados	Silva et al. (2010) - valor atribuído à cultura de citros
Mandioca	0,7678	Convencional	Donzeli et al. (1992)
Mata nativa e ciliar	0,0004	-	Silva et al. (2010)
Pastagem conservada	0,01	Terraceada e/ou sem presença de erosão	Gonçalves (2002)
Pastagem degradada	0,05	Superpastejo e presença de erosão	Silva et al. (2010)
Reflorestamento (Eucalipto)	0,047	Corte a cada sete anos	Silva et al. (2010)
Solo exposto	1,0	Sem manejo	Wischmeier e Smith (1978)

Os mapas do fator C foram elaborados no SIG Idrisi Taiga a partir dos índices do fator C constantes da tabela de atributos dos mapas de uso da terra. Às classes açude, rodovia e plasticultura, foi atribuído o valor zero, por apresentarem perda de solo por erosão quase nula.

Para a determinação e mapeamento do **fator P (práticas conservacionistas)**, foram identificadas as práticas de controle de erosão sobre as fotografias aéreas e imagens de satélite

utilizadas no mapeamento do uso da terra, as quais foram classificadas em "plantio em nível", "plantio morro abaixo", "terraceamento", "nenhuma prática conservacionista", "açude" e "mata nativa e/ou ciliar". Para as áreas terraceadas, também cultivadas em nível, foram atribuídos valores de subfator P para terraços de extremidade fechada definidos por Renard et al. (1997) em função do espaçamento horizontal entre eles.

Às áreas de plantio morro abaixo e nenhuma prática conservacionista foi atribuído valor 1 ao fator P (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Para as áreas ocupadas por mata nativa e/ou ciliar, adotou-se o fator P de 0,001, definido por Gonçalves (2002) para áreas ocupadas por floresta densa nativa com cobertura de resíduos vegetais superior a 90 %, e para os açudes atribuiu-se fator P igual a zero. O subfator P das áreas cultivadas em nível foi obtido a partir da Equação 4, proposta por Lagrotti (2000), em função da declividade do terreno (S):

$$Subfator\ P = 0{,}69947 - 0{,}08991 * S + 0{,}01184 * S^2 - 0{,}000335 * S^3 \quad (4)$$

Para declividades inferiores a 0,5 % e superiores a 20 %, assumiram-se valores de subfator P de 0,6 e 1,0, respectivamente, considerando que em declividades acima deste limiar o plantio em nível não contribui para a redução da erosão do solo (SILVA et al., 2010). O mapa do fator P das áreas cultivadas em nível e terraceadas foi obtido por meio da multiplicação entre os mapas de subfatores P para plantio em nível e terraços, no SIG Idrisi Taiga. A esses mapas, somaram-se os polígonos correspondentes às demais classes de práticas conservacionistas contendo os respectivos valores de P.

O Potencial Natural de Erosão (PNE) da bacia do Ribeirão das Perobas foi obtido no SIG Idrisi Taiga pela ferramenta "*Image Calculator*", a partir da multiplicação entre os fatores naturais da erosão R, K e LS. O mapa de PNE foi disposto em classes indicativas de perda de solo utilizadas por Souza e Galvani (2017): muito baixo (0-50 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$), baixo (50-100 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$), médio (100-200 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$), alto (200-600 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$), muito alto (600-1000 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$) e extremamente alto (>1000 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$). A simulação de perda de solo por erosão pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) dos anos 1962 e 2011 foi realizada a partir da multiplicação entre o PNE e os fatores antrópicos da erosão (C e P). Os mapas de perdas de solo anuais foram dispostos em classes indicativas propostas pela FAO (1967): baixa (0-10 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$), moderada (10-50 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$), alta (50-200 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$) e muito alta (>200 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$). Para a obtenção dos valores totais de sedimentos desagregados por erosão hídrica, converteram-se os mapas de perda de solo ao formato ASCII. No software Microsoft Excel, todos os pixels das imagens foram somados e multiplicados por 0,0004 hectares, tendo em vista que cada pixel possui área de 4 m².

Por fim, elaboraram-se os mapas de risco de erosão simulado (es) (Equação 5) nos dois períodos estudados. Este índice, proposto por Cavalieri (1998), representa a relação entre a perda atual ou simulada de solos por erosão (A) e a perda tolerável das classes de solo ($A_{tolerável}$), ambas expressas em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$, ou seja:

$$es = \frac{A}{A_{tolerável}} \quad (5)$$

O mapa de tolerância de perda de solo (T ou $A_{tolerável}$) foi obtido por Demarchi e Zimback (2014) utilizando a metodologia proposta por Mannigel et al. (2002), cujas variáveis são: espessura dos horizontes limitada a um metro de profundidade, densidade do solo média dos horizontes e gradiente textural da fração argila.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados pluviométricos médios mensais e os índices de erosão (EI) mensais obtidos para o posto pluviométrico São Pedro do Turvo são apresentados na Figura 2. Embora a erosividade da chuva seja variável a cada ano, utilizou-se um valor único deste fator, proveniente da série histórica de trinta anos de

chuvas, para comparar as taxas de erosão nos anos 1962 e 2011.

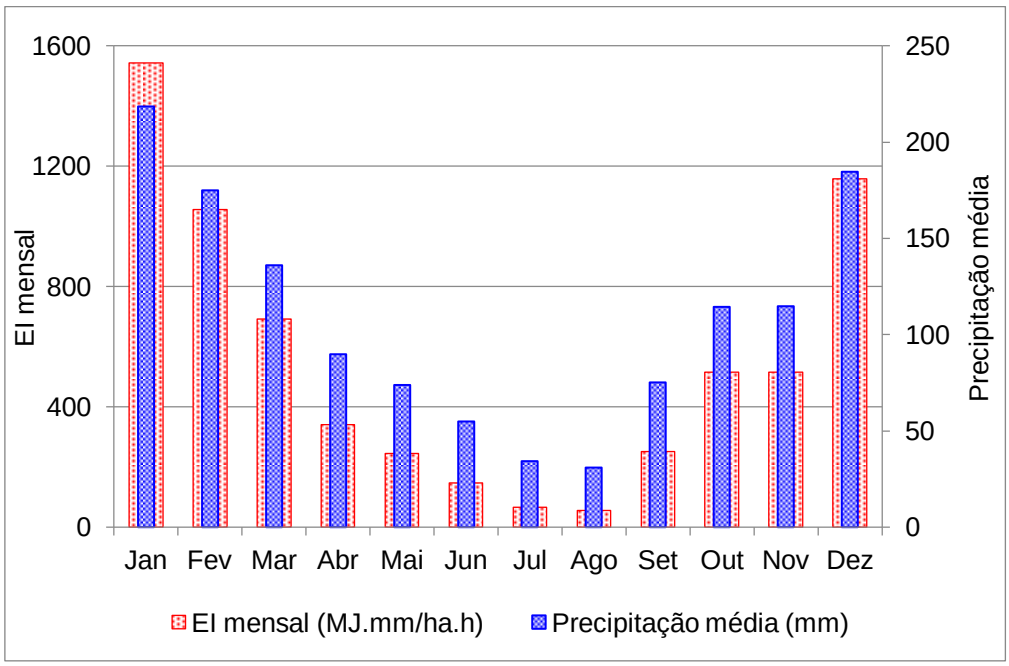

Figura 2 - Precipitação média mensal e índice de erosão (EI) médio mensal do posto pluviométrico São Pedro do Turvo

As chuvas na área de estudo concentram-se na primavera e verão, no período de outubro a março. Neste intervalo, o índice pluviométrico é de 943,08 mm, ou 72,43 % do total médio anual. Já o índice EI mensal de outubro a março é de 5.480,27 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}, equivalente a 83,17 % da erosividade da chuva anual. Os meses de maior erosividade da chuva são janeiro e dezembro, respectivamente. Em contrapartida, os meses de julho e agosto representam apenas 3,25 % da erosividade da chuva anual. Nesse sentido, a manutenção da cobertura do solo por vegetação se faz necessária no período chuvoso, com destaque para os meses de dezembro a fevereiro, de maneira a evitar a desagregação e transporte de partículas pelo processo de erosão acelerada. Geralmente, as culturas agrícolas de verão estão em desenvolvimento e crescimento vegetativo neste período.

O índice EI médio anual do posto pluviométrico São Pedro do Turvo foi de 6.588,76 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}, sendo o índice pluviométrico médio anual da série de 30 anos de 1.302,06 mm. Este valor é inferior ao obtido por Roque, Carvalho e Prado (2001) no município de Piraju – SP (7.074 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}), cujo índice pluviométrico médio anual é de 1.482,9 mm. 78,38 % do índice EI anual e 69,12 % do índice pluviométrico deste município ocorrem na estação chuvosa. Comparado ao posto pluviométrico "São Pedro do Turvo", este apresenta índice EI anual proporcionalmente maior em relação ao índice pluviométrico médio anual, pois a distribuição da precipitação ao longo do ano é menos uniforme.

A Figura 3 exibe o mapa detalhado de solos da bacia do Ribeirão das Perobas.

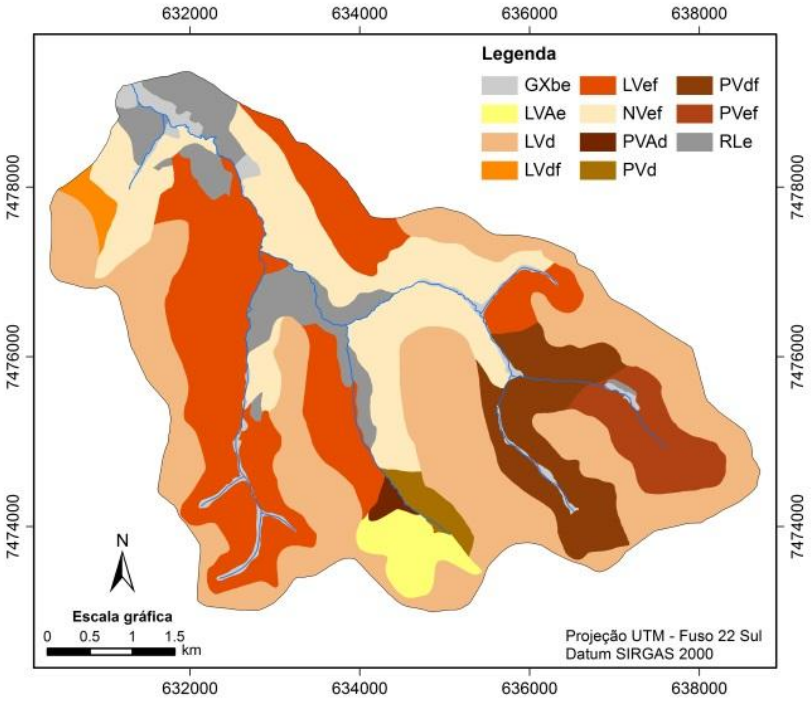

Figura 3. Mapa detalhado de solos da bacia do Ribeirão das Perobas
Fonte: Demarchi e Zimback (2014).

As principais classes de solo presentes na área de estudo são os Latossolos Vermelhos Distróficos (LVd) de textura média (34,85 % da área total); os Latossolos Vermelhos Eutroférricos (LVef) de textura argilosa (22,73 % da área) e os Nitossolos Vermelhos Eutroférricos (NVef) de textura argilosa ou muito argilosa (16,10 % da área). Nas porções centro-sul e leste da área de estudo encontram-se Latossolos e Argissolos de textura arenosa e média, correspondentes à formação Adamantina, enquanto os Latossolos Vermelhos Eutroférricos (LVd) e Distroférricos (LVdf) e os Nitossolos Vermelhos Eutroférricos (NVef) se desenvolveram sobre os basaltos da formação Serra Geral. Na Tabela 2 são apresentados os valores de erodibilidade e espessura dos horizontes e de erodibilidade ponderada das classes de solo.

Tabela 2 - Classes de solo da bacia do Ribeirão das Perobas: espessura (m) e erodibilidade dos horizontes e erodibilidade ponderada (t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1})

Classe de solo	Horizonte A		Horizonte B		Erodib. ponderada
	Espessura (m)	Erodib.	Espessura (m)	Erodib.	
GXbe	0,44	0,020	0,56	0,006	0,012
LVAe	0,23	0,052	0,77	0,029	0,034
LVd	0,22	0,037	0,78	0,026	0,028
LVdf	0,20	0,012	0,80	0,008	0,009
LVef	0,35	0,01	0,65	0,008	0,009
NVef	0,35	0,01	0,65	0,007	0,008
PVAd	0,59	0,222	0,41	0,032	0,144
PVd	0,46	0,055	0,54	0,023	0,038
PVdf	0,41	0,042	0,59	0,013	0,025
PVef	0,40	0,027	0,60	0,012	0,018
RLe	0,40	0,018	-	-	0,018

A erodibilidade do solo obtida pela metodologia proposta por Mannigel et al. (2002), ponderada pela espessura dos horizontes superficiais e subsuperficiais, apresentou resultados diretamente relacionados à textura do solo, tendo valores menores em solos com maior conteúdo de argila e valores maiores, ou maior suscetibilidade à erosão, proporcionais ao conteúdo de areia + silte. A mesma ordem de solo (Latossolo), por exemplo, apresentou erodibilidade de 0,009 e 0,034 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1} em solos com conteúdo de argila de 514 e 160 g.kg^{-1} no horizonte superficial, respectivamente.

Merece destaque a erodibilidade do Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico, de 0,144 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}, resultante do conteúdo de areia de 929 g.kg^{-1} no horizonte A e da espessura dos horizontes A + E de 0,59 m, e classificada como “extremamente alta” (K > 0,06 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}) segundo Mannigel et al. (2002). Esse índice de erosividade é aproximadamente três vezes superior aos encontrados por Silva e Alvares (2005) para a classe dos Argissolos do estado de São Paulo (valor médio de 0,0425 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}) e por Corrêa, Moraes e Pinto (2015) em Argissolos Vermelho-Amarelos localizados na bacia do Ribeirão Jacutinga, centro-leste do Estado de São Paulo (valor médio de 0,043 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}).

Os índices de erodibilidade encontrados por Lombardi Neto e Bertoni (1975) para as classes de solo equivalentes aos atuais Argissolos em perfis do estado de São Paulo variaram de 0,028 a 0,055 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1} nos horizontes superficiais e de 0,018 a 0,046 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1} nos horizontes B texturais. As demais classes de Argissolos presentes na bacia do Ribeirão das Perobas apresentaram erodibilidade ponderada entre 0,018 e 0,038 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}, valores coerentes com os obtidos por Lombardi Neto e Bertoni (1975) se realizada a ponderação entre os índices K dos horizontes superficiais e subsuperficiais pelas suas espessuras.

Também cabe destacar a erodibilidade de 0,008 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1} obtida para os Nitossolos Vermelhos Eutroférricos (NVef), considerada “muito baixa” (K < 0,009 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}) segundo a classificação de Mannigel et al. (2002). Para fins de comparação, a erodibilidade ponderada das Terras Roxas Estruturadas (antiga nomenclatura dos Nitossolos) obtida por Lombardi Neto e Bertoni (1975), calculada a partir das espessuras dos horizontes A e B nítico do NVef da bacia do

Ribeirão das Perobas, é de 0,013 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}. Embora esses solos apresentem textura argilosa ou muito argilosa, elevada estruturação e agregação das partículas, são geralmente encontrados nas vertentes em declividades médias, o que faz sua suscetibilidade natural à erosão aumentar.

A Figura 4 apresenta os mapas do fator topográfico (LS) da RUSLE e de declividade da bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas.

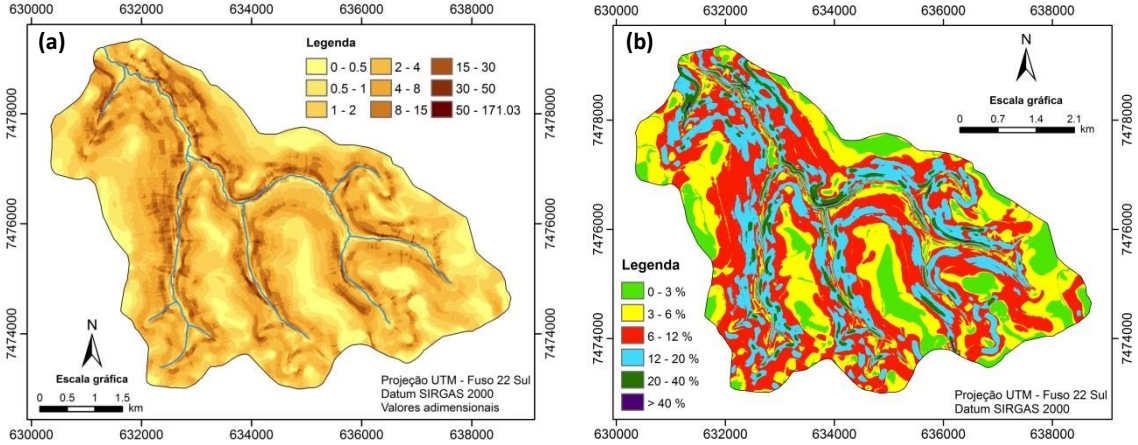

Figura 4 - a) Fator topográfico (LS); b) Mapa de declividade (%) da bacia do Ribeirão das Perobas. Fonte: Demarchi (2012).

A análise comparativa entre os mapas do fator LS e de declividade mostra que os maiores valores de LS coincidem com as classes de declive mais elevadas, superiores a 12 %, localizadas nas médias e baixas vertentes da bacia, o que faz seu comprimento de rampa aumentar. Com relação ao fator LS, 23,21 % da área de estudo possui valor inferior a 1, e 86,21 % de sua área total possui valor LS inferior a 8, evidenciando que tais áreas, de relevo plano a ondulado e situadas nos interflúvios, divisores de água e terço superior das vertentes, apresentam menor suscetibilidade à erosão hídrica que as áreas situadas nos terços médio e baixo das vertentes.

Os mapas de uso da terra da área dos anos 1962 e 2011, dos quais foram derivados os mapas do fator C da RUSLE, são apresentados nas Figuras 5 e 6, respectivamente.

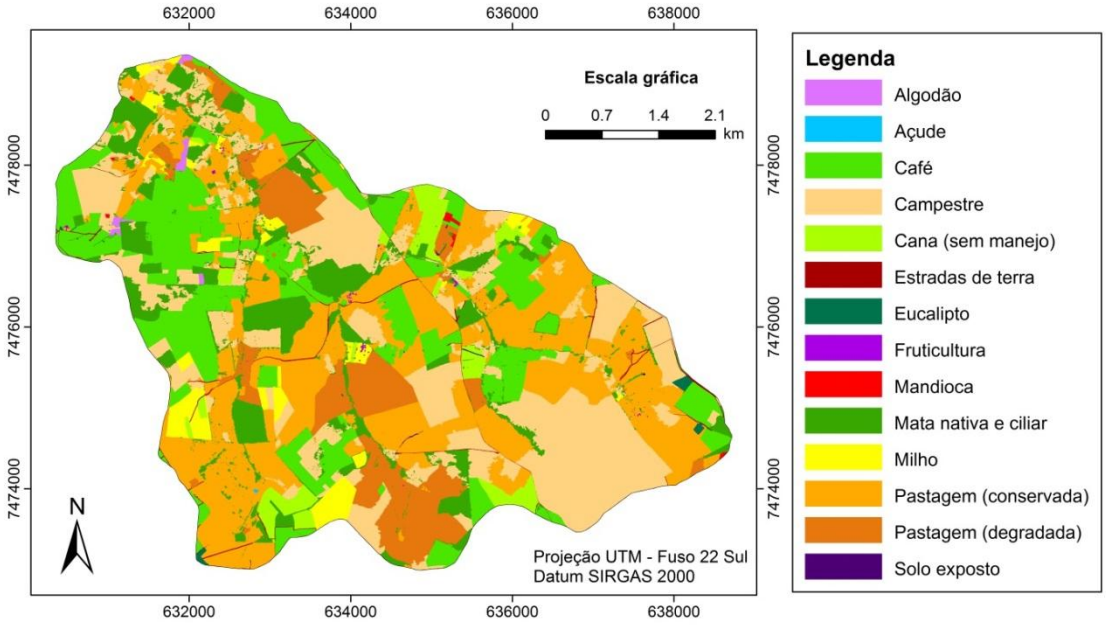

Figura 5 - Uso da terra da bacia do Ribeirão das Perobas – ano 1962

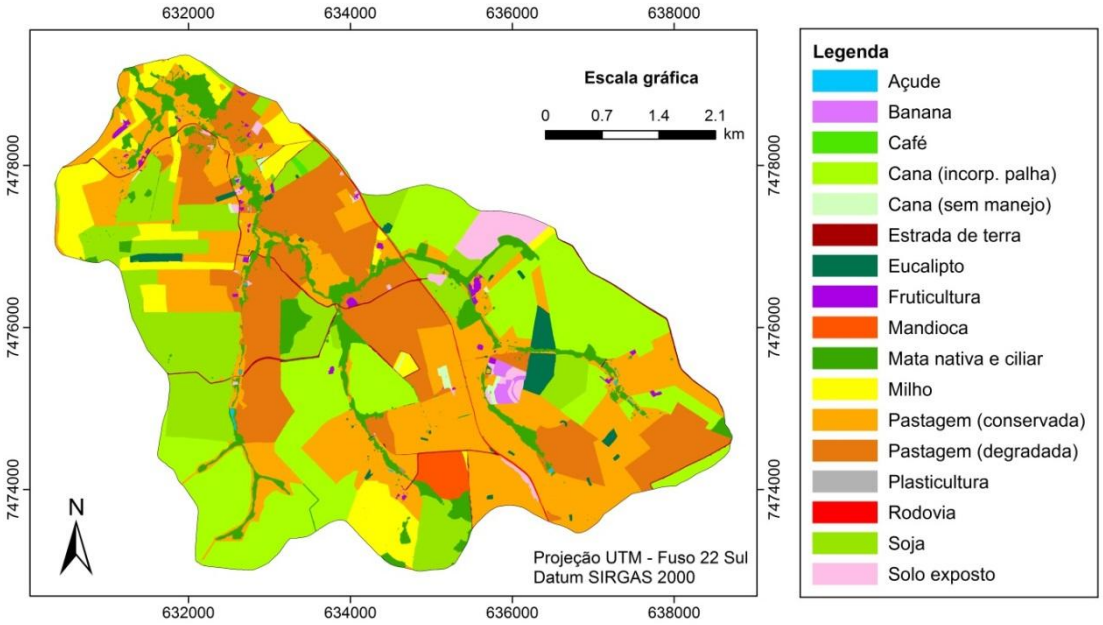

Figura 6 - Uso da terra da bacia do Ribeirão das Perobas – ano 2011

No intervalo de quarenta e nove anos, as áreas ocupadas por mata nativa ou ciliar reduziram de 13 % para 7,43 % em decorrência do avanço da agropecuária (Tabela 3). Comparado com o ano 1962, houve aumento da cobertura florestal nas zonas ripárias da área de estudo em decorrência da promulgação do Código Florestal Brasileiro em 1965, que criou as Áreas de Preservação Permanente, lei que sofreu várias alterações nas décadas de 1980 e 2000 e foi substituída em 2012 pelo Código Florestal atualmente vigente. No entanto, diversos fragmentos florestais localizados em outros locais em 1962 foram suprimidos, como apontam as Figuras 5 e 6. Também, as áreas de uso campestre, que representavam quase 7 km² ou 22,86 % da bacia

em 1962 e foram extintas em 2011, dando lugar às pastagens e áreas agrícolas.

Tabela 3 - Usos da terra na bacia do Ribeirão das Perobas em 1962 e 2011 e respectivas áreas

Uso da terra	Ano 1962		Ano 2011	
	Área (km²)	Área (%)	Área (km²)	Área (%)
Açude	0,003	0,01	0,03	0,10
Banana	-	-	0,091	0,30
Algodão	0,078	0,26	-	-
Cana (sem manejo)	0,965	3,15	0,08	0,26
Cana (incorporação da palha)	-	-	6,29	20,55
Café	5,631	18,40	0,025	0,08
Campestre	6,998	22,86	-	-
Estradas de terra	0,227	0,74	0,164	0,54
Eucalipto	0,061	0,20	0,459	1,50
Fruticultura	0,046	0,15	0,16	0,52
Mandioca	0,03	0,10	0,304	0,99
Mata nativa e ciliar	3,98	13,00	2,273	7,43
Milho	0,93	3,04	2,106	6,88
Pastagem (degradada)	2,768	9,04	5,421	17,71
Pastagem (conservada)	8,884	29,02	8,087	26,42
Plasticultura	-	-	0,012	0,04
Rodovia	-	-	0,054	0,18
Soja	-	-	4,486	14,65
Solo exposto	0,009	0,03	0,568	1,85
Total	**30,61**	**100**	**30,61**	**100**

As mudanças ocorridas na bacia do Ribeirão das Perobas entre 1962 e 2011 foram caracterizadas pela consolidação da ocupação agrícola, substituição dos cultivos principais e alterações nos sistemas de manejo do solo. Esse processo pode ser explicado por mudanças nas políticas agrícolas no âmbito federal, com incentivos à produção de diferentes *commodities* agrícolas em larga escala, realizada em médias e grandes propriedades; pela evolução tecnológica que acompanhou a Revolução Verde e possibilitou a mecanização das lavouras, o combate às pragas e doenças e o aumento da produtividade; e por eventos climáticos extremos, como as geadas, que foram responsáveis pelo fim da lavoura cafeeira. Todas essas transformações na agricultura ocorreram paulatinamente na área de estudo a partir da segunda metade do século XX e promoveram o êxodo dos trabalhadores do campo, sendo a população rural do município de Santa Cruz do Rio Pardo reduzida de 23.809 habitantes em 1960 para 3.767 habitantes em 2010 de acordo com os respectivos Censos Demográficos (FIBGE, 1960; IBGE, 2010).

Em relação às principais culturas agrícolas, a cana-de-açúcar avançou significativamente de 1962 a 2011, de 3,15 % da área para 20,81 %, consequência da implantação de usinas de açúcar e álcool nos municípios vizinhos e dos incentivos à produção do álcool combustível a partir da década de 1970 com o Programa Nacional do Álcool (Proálcool). A cultura do café, que ocupava 18,40 % da área de

estudo em 1962, foi quase totalmente substituída por culturas anuais e pastagem em 2011. A crise do café, já latente na década de 1970, foi agravada pelas geadas ocorridas em 1975, que dizimaram grande parte dos cafeeiros no Sul e Sudeste do país.

As principais culturas agrícolas presentes na bacia hidrográfica em 2011 são o milho (6,88 % da área total, superior ao dobro do ano 1962) e a soja, presente em 14,65 % da área total e não cultivada em 1962. Ambas as culturas são plantadas no verão e o milho é também cultivado no inverno (milho safrinha), somado a outras culturas de inverno ou plantas de cobertura, de forma a manter o solo coberto durante grande parte do ano, sendo o sistema de plantio direto amplamente empregado.

A área ocupada pelas pastagens ampliou 38,06 % para 44,13 % entre 1962 e 2011. Houve melhora nas práticas mecânicas de conservação do solo (terraceamento) e no manejo das pastagens, mas as pastagens degradadas, com baixa densidade de cobertura e presença de erosão laminar, em sulcos e ravinas, praticamente duplicaram em área, havendo redução nas áreas de pastagem conservada, o que mostra a ineficiência dos sistemas de manejo e/ou a ocupação de áreas em desacordo com a capacidade de uso da terra devido a limitações inerentes ao solo ou ao relevo.

A Figura 7 apresenta os mapas do fator P da RUSLE dos anos 1962 e 2011.

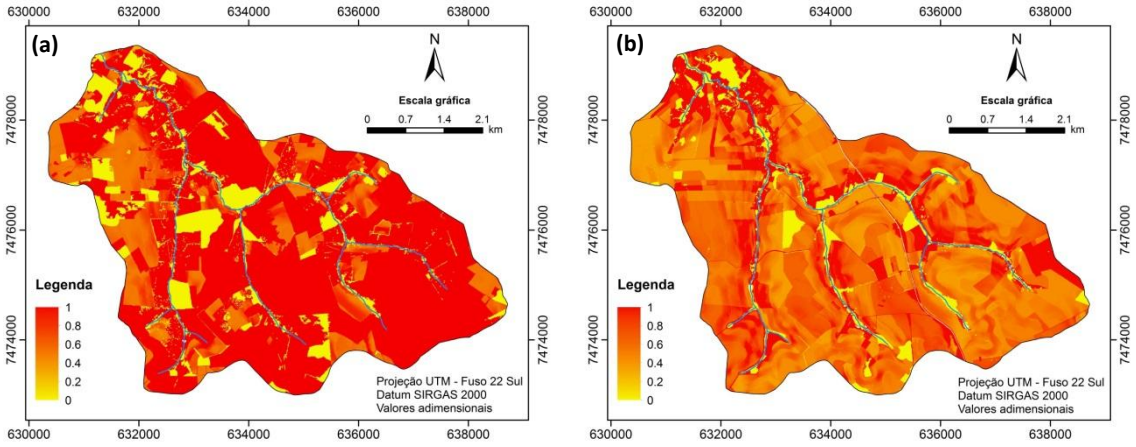

Figura 7 - Fator P (práticas conservacionistas) da bacia do Ribeirão das Perobas: a) ano 1962; b) ano 2011

Os mapas permitem inferir que houve redução nos valores de P no ano 2011 em relação a 1962, ou seja, implantação de novas práticas conservacionistas. Em 1962, o valor médio de P foi 0,786 e, em 2011, de 0,466.

No ano 1962, 20,66 % da área de estudo estava cultivada em nível e apenas 1,27 % possuía terraceamento, ao passo que 63,38 % dela não apresentava nenhuma prática conservacionista visando à redução da erosão hídrica. No ano 2011, a área cultivada em nível e terraceada foi de 22,69 km² ou 74,12 % da bacia; a área apenas cultivada em nível foi de 6,27 %, estando situada em relevo plano sem necessidade de terraceamento; e as áreas agrícolas sem nenhuma prática conservacionista correspondiam a 11,51 % do total, com destaque para as pastagens degradadas em áreas de declividades elevadas. As áreas agrícolas de plantio morro abaixo também tiveram redução ao longo do período, de 1,67 % a 0,39 % da bacia.

A metodologia utilizada no mapeamento do fator P permitiu obter o índice para áreas cultivadas em nível em função da declividade do terreno, e para as áreas terraceadas a partir do espaçamento entre terraços, diferindo dos

trabalhos de Weill e Sparovek (2008), que utilizaram o fator 0,5 para áreas terraceadas ocupadas por cana-de-açúcar e 1,0 para áreas não ocupadas por esta cultura, e dos trabalhos de Paes et al. (2010), Oliveira et al. (2014) e Correa et al. (2016), que não consideraram o efeito das práticas conservacionistas na redução da erosão (P = 1,0).

A Figura 8 apresenta os mapas de perda de solo simulados pela RUSLE em 1962 e 2011, de Potencial Natural de Erosão da bacia do Ribeirão das Perobas e de tolerância de perda de solo.

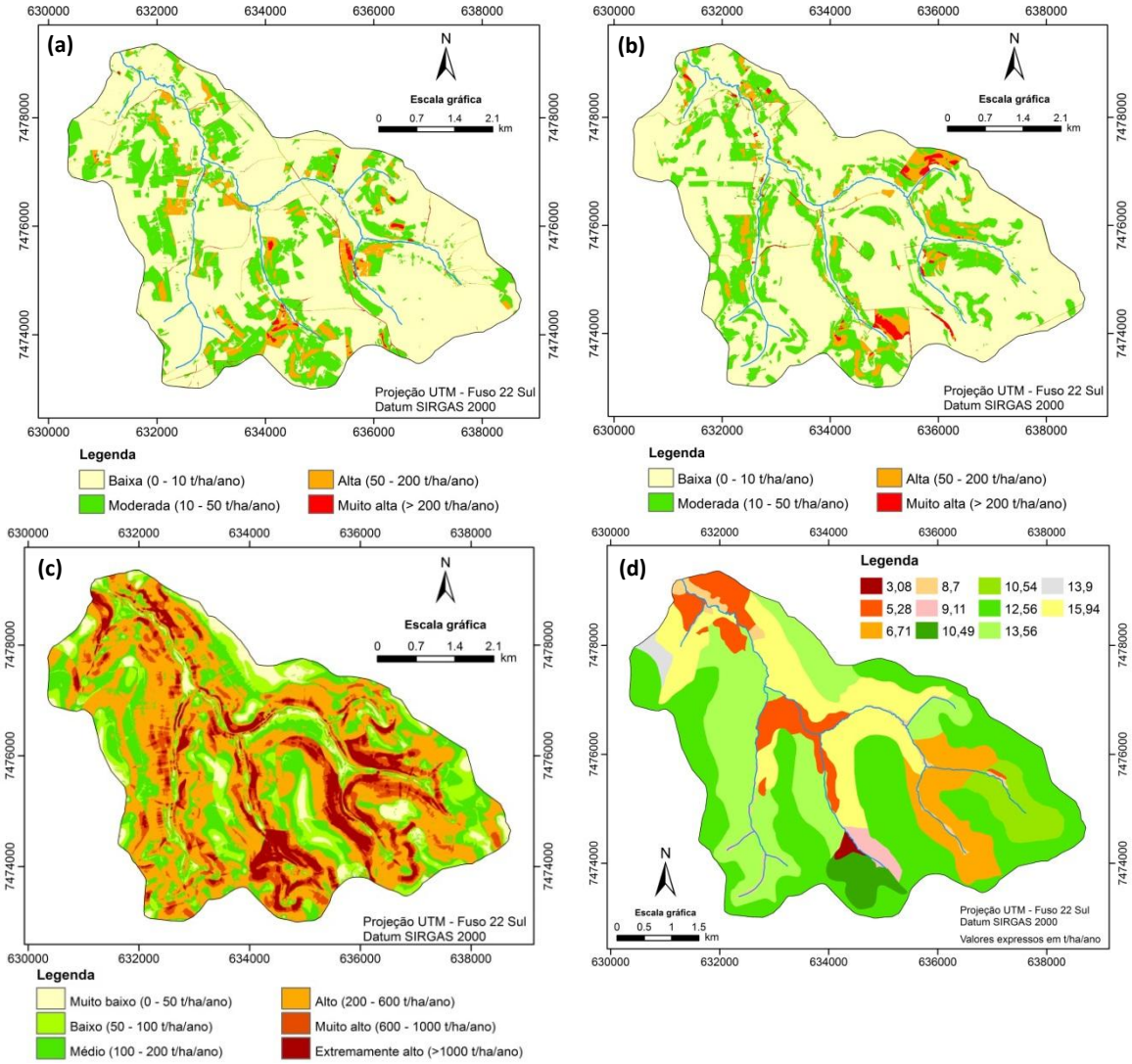

Figura 8 - a) Perda de solo por erosão simulada pelo modelo RUSLE em 1962; b) Perda de solo por erosão simulada pelo modelo RUSLE em 2011; c) Potencial Natural de Erosão (PNE); d) Tolerância de perda de solo da bacia do Ribeirão das Perobas

Os mapas de perda de solo anual simulados pela RUSLE (Figuras 8.a e 8.b) mostram que houve alteração no padrão espacial de erosão entre os anos 1962 e 2011, relacionadas aos condicionantes naturais e antrópicos do processo erosivo.

As áreas classificadas como de erosão alta e muito alta, em ambas as datas, coincidiram em sua maioria com as de PNE muito alto e extremamente alto (Figura 8.c), mas algumas dessas áreas apresentaram taxas de erosão baixa ou moderada em função do uso do solo, manejo e das práticas conservacionistas adotadas. Áreas

de PNE baixo a médio, no entanto, apresentaram em geral taxas de erosão baixas a moderadas. Como foi utilizado um valor único de erosividade da chuva para toda a bacia, as classes de PNE mais elevadas estão relacionadas à ocorrência de solos de maior erodibilidade (PVAd, PVd e LVAe) e às médias e baixas vertentes de declividade superior a 12 %. Os coeficientes de correlação obtidos entre as classes de PNE e de perda de solo nos anos 1962 e 2011 foram, respectivamente, de 0,412 e 0,463, evidenciando correlação moderada entre as variáveis.

A Tabela 4 mostra as áreas ocupadas pelas classes indicativas de perda de solo na bacia do Ribeirão das Perobas, nos dois períodos analisados.

Tabela 4 - Classes indicativas de perda de solo da bacia do Ribeirão das Perobas nos anos 1962 e 2011 e suas áreas

Classes de perda de solo	Ano 1962		Ano 2011	
	Área (km²)	Área (%)	Área (km²)	Área (%)
Baixa (0 - 10 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$)	21,99	71,84	22,08	72,13
Moderada (10 - 50 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$)	6,46	21,10	6,62	21,63
Alta (50 - 200 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$)	1,89	6,18	1,5	4,90
Muito alta (> 200 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$)	0,27	0,88	0,41	1,34
Total	**30,61**	**100**	**30,61**	**100**

Não houve mudanças significativas nas áreas ocupadas pelas classes indicativas de erosão na bacia do Ribeirão das Perobas, sendo esta superior a 1 % apenas para a classe "alta", com redução no ano 2011 em relação ao ano 1962. O aumento da taxa de erosão "muito alta" em 2011 se deve à presença de uma área agrícola mantida com solo exposto ao longo do ano todo situada no setor norte-nordeste da bacia, e de uma área cultivada com mandioca em sua porção sul-sudeste, cultivo de baixa proteção ao solo em área de fator LS elevado. Já o pequeno aumento das áreas consideradas de erosão "baixa" e "moderada" pode estar relacionado à implantação das práticas de conservação do solo, como os terraços e o plantio em nível, a despeito do uso e do manejo do solo, caracterizados pelo aumento na cobertura do solo em algumas áreas e redução em outras. O valor médio do fator C no ano 1962 foi de 0,05, aumentando para 0,077 no ano 2011. O total de solo desagregado por erosão, desconsiderados seu transporte e deposição nas vertentes e fundos de vale, foi de 49.130,37 t em 1962 e de 53.201,41 t em 2011.

No ano 1962, as áreas ocupadas por pastagens conservadas, campestre e mata nativa ou ciliar, cultivos e usos de elevada proteção ao solo, totalizavam 64,88 % da bacia. Em 2011, as áreas campestres foram extintas e as ocupadas por pastagens conservadas e por mata nativa reduziram para 33,85 % da área total. Em contrapartida, as pastagens degradadas aumentaram de 9,04 % para 17,71 % da área.

Em relação às principais culturas agrícolas, o café (fator C = 0,135) e a cana-de-açúcar sem manejo (fator C = 0,1) cultivados em 1962 foram substituídos em 2011 pela cana-de-açúcar com incorporação da palha ao solo (fator C = 0,05) e pela soja (fator C = 0,10231). A cultura do milho (fator C = 0,10231) teve sua área cultivada duplicada. Em razão da falta de dados dos cultivos de milho e soja em sistema de plantio direto, utilizou-se fator C para manejo convencional, considerado a pior situação de cobertura do solo. No entanto, o fator C para tais culturas em sistema de plantio direto tende a ser menor, aumentando a proteção do solo contra a erosão. Em geral, houve redução do fator C das culturas anuais, mas aumento da área ocupada pelas grandes culturas (incluindo o eucalipto e excluindo fruticultura e plasticultura) em 6,14 km², ou 20,07 % da área da microbacia.

A área ocupada pelas pastagens aumentou 6,06 %, ou 1,85 km², com destaque para as pastagens degradadas. Toda a área agropecuária avançou sobre a bacia hidrográfica em detrimento das matas nativas, ciliares e formações campestres, que perderam 8,70 km² ou 28,44 % da área da bacia, o que também pode explicar o aumento das taxas de erosão em relação ao ano 1962, a despeito das práticas conservacionistas que passaram a ser adotadas na maior parte dela.

As perdas médias de solo por erosão foram de 29,82 $t.ha^{-1}$ para o cultivo do café, 4,55 $t.ha^{-1}$ para as pastagens conservadas, 35,56 $t.ha^{-1}$ para as pastagens degradadas e 1,81 $t.ha^{-1}$ para as áreas campestres em 1962. No ano 2011, as pastagens conservada e degradada tiveram perdas médias de 3,14 e 11,16 $t.ha^{-1}$ de solo em decorrência do terraceamento ou cultivo em áreas planas; as áreas de cana-de-açúcar com palha incorporada ao solo apresentaram perdas médias de 9,89 $t.ha^{-1}$; o cultivo de milho de 22,6 $t.ha^{-1}$; a soja de 16,63 $t.ha^{-1}$ e a mandioca de 193,56 $t.ha^{-1}$.

O mapa de tolerância de perda das classes de solo da bacia do Ribeirão das Perobas (Figura 8.d) evidencia que os solos com gradiente textural elevado (Argissolos), rasos (Neossolo Litólico) e com drenagem deficiente (Gleissolos) apresentaram baixa tolerância à perda de solo, com destaque para o Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico. Já os solos mais profundos e de baixo gradiente textural, mesmo os de textura arenosa, apresentaram maior tolerância à perda, com valores superiores a 10 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$. A partir da tolerância à perda de solo, obtiveram-se os mapas de risco de erosão simulado, expressos na Figura 9 e Tabela 5.

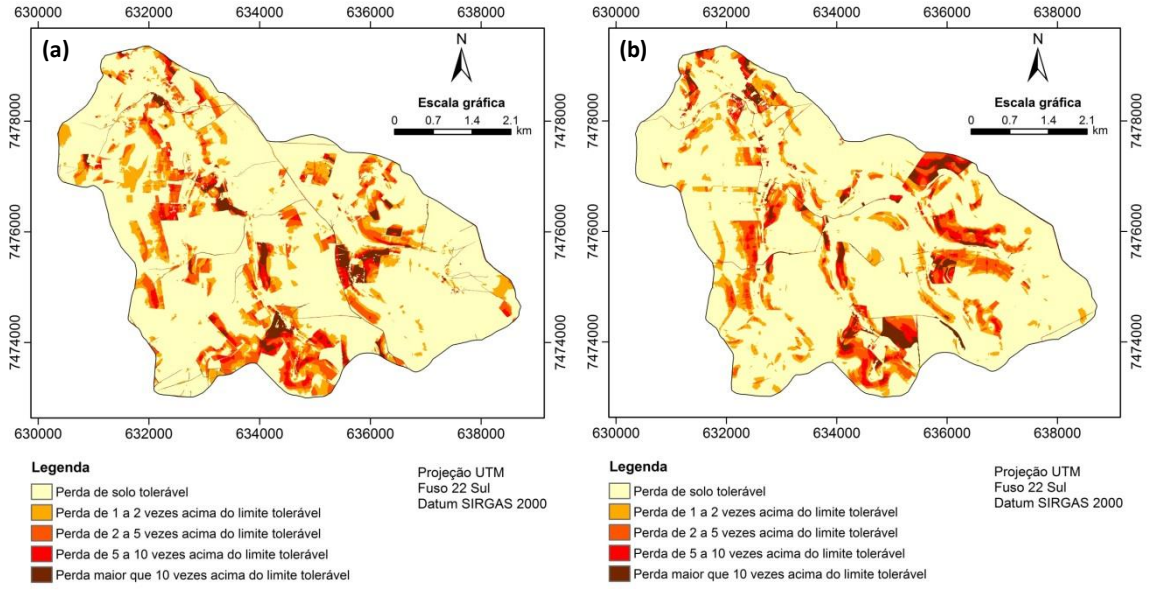

Figura 9 - Risco de erosão simulado da bacia do Ribeirão das Perobas: a) ano 1962; b) ano 2011

Tabela 5 - Classes de risco de erosão simulado da bacia do Ribeirão das Perobas nos anos 1962 e 2011 e suas áreas

Classe de risco de erosão simulado	Ano 1962		Ano 2011	
	Área (km²)	Área (%)	Área (km²)	Área (%)
Perda de solo tolerável	22,68	74,09	23,00	75,14
Perda de 1 a 2 vezes acima do limite tolerável	3,24	10,58	3,02	9,86
Perda de 2 a 5 vezes acima do limite tolerável	2,72	8,89	2,54	8,30
Perda de 5 a 10 vezes acima do limite tolerável	1,04	3,40	1,11	3,63
Perda maior que 10 vezes acima do limite tolerável	0,93	3,04	0,94	3,07
Total	**30,61**	**100**	**30,61**	**100**

Em ambos os períodos estudados, as perdas de solo por erosão foram inferiores aos limites toleráveis em aproximadamente 75 % da área. Comparando os anos 1962 e 2011, observa-se que o padrão espacial de perda de solo acima da tolerância se manteve em algumas áreas, sobretudo as de maior PNE, mas se alterou em outras áreas em função das mudanças no uso e manejo do solo e das práticas conservacionistas implementadas. A classe de erosão inferior à tolerância e a de 5 a 10 vezes acima dos limites toleráveis aumentaram de 1962 a 2011, com ganho de área de 1,05 % e 0,23 %, enquanto nas demais classes houve redução da área. Algumas áreas de PNE extremamente alto, como a ocupada pelos Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos, apresentaram perda de solo acima de 10 vezes a tolerância em 1962 em razão da ocupação por pastagens degradadas e ausência de práticas conservacionistas. Em 2011, no entanto, a erosão reduziu para os intervalos de 2 a 10 vezes acima da tolerância na maior parte da área em função da implantação de terraços no local e da melhoria no manejo das pastagens, mesmo estando em área de solo extremamente frágil e de embaciamento (vertente convergente).

Os mapas de perda de solo e de risco de erosão simulado são importantes nas tomadas de decisão no planejamento conservacionista do uso da terra pelos produtores rurais, órgãos de extensão rural e gestores ambiental, pois espacializam as taxas absolutas de erosão e indicam as áreas nas quais essas taxas superam os limites toleráveis. A RUSLE pode ainda ser aplicada na escala de propriedade rural com a finalidade de estimar as taxas de erosão antes da implantação de determinado cultivo e de práticas conservacionistas específicas, testando diferentes combinações de práticas que alterem seus fatores C e P de modo a ampliar a proteção do solo e compatibilizar a erosão aos limites de tolerância. A concessão de crédito agrícola aos produtores rurais deveria ser condicionada à apresentação do diagnóstico de erosão na propriedade rural elaborado a partir da referida equação. Por fim, a RUSLE e o risco de erosão simulado podem ser utilizados em conjunto com a classificação das terras segundo sua capacidade de uso, outro instrumento eficiente de planejamento conservacionista de uso da terra.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A erosão acelerada do solo é um dos principais problemas ambientais enfrentados pela humanidade. Predizer sua ocorrência, levando em consideração os fatores do meio físico e buscando modificar os fatores antrópicos de forma a aumentar a proteção do solo, é uma forma eficiente de tentar controlá-la e constitui a base do planejamento conservacionista do uso da terra, sobretudo nas áreas agrícolas. A Equação Universal de Perda de Solos Revisada, a despeito de sua base empírica e de suas limitações, é um modelo simples e eficiente utilizado para quantificar o processo erosivo e compreendê-lo melhor, de maneira a intervir nele.

A análise temporal do processo erosivo nos anos 1962 e 2011 possibilitou a compreensão da dinâmica de perda de solo em duas condições distintas de uso e manejo do solo, sendo o primeiro período caracterizado pelo processo de ocupação ainda não consolidado, com vegetação nativa em processo de desmatamento e predomínio das lavouras de café e das pastagens; e o segundo período marcado pela diminuição da cobertura por vegetação nativa, aumento das pastagens, sobretudo as degradadas, e das áreas cultivadas por milho, soja e cana-de-açúcar nas médias e grandes propriedades, além do aumento do uso das práticas conservacionistas, como o terraceamento e o plantio em nível.

As taxas de erosão na bacia do Ribeirão das Perobas estimadas pelo modelo RUSLE foram de 49.130,37 t em 1962 e de 53.201,41 t em 2011, um aumento de 8,28 %. O Potencial Natural de Erosão teve influência sobre o processo erosivo, mas algumas áreas de PNE alto a extremamente alto tiveram taxas de erosão baixas ou moderadas, dependendo do uso e do manejo do solo. No ano 2011, a substituição de algumas culturas agrícolas, mudanças no manejo e a implementação de técnicas de controle da erosão promoveram a redução dos fatores C e P das áreas agrícolas. No entanto, a área destinada à agropecuária teve ganho de área de 20,07 % do total da área de estudo, enquanto as matas nativas, ciliares e cobertura campestre, de maior proteção ao solo, perderam o equivalente a 28,44 % do total da bacia, o que contribuiu para que seu fator C médio aumentasse de 0,05 para 0,07. Quanto ao risco de erosão simulado, aproximadamente 75 % da área de estudo apresentou perda de solo abaixo da tolerância, havendo alteração apenas em sua distribuição espacial.

No que diz respeito aos fatores da RUSLE, sugere-se em trabalhos futuros a adoção de novas metodologias de determinação e mapeamento do fator C de maneira a quantificar melhor o efeito do manejo do solo sobre o processo erosivo. Quanto aos fatores LS e P, as metodologias de mapeamento utilizadas possibilitaram sua quantificação com maior precisão que outros métodos anteriormente empregados, contribuindo para a melhoria da qualidade da predição da erosão do solo.

REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, E. H.; SOUZA, A. Produção de sedimentos na Zona Costeira da Bahia – Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 199-205, 2010.

ANGIMA, S. D. STOTT, D. E.; O'NEILL, M. K.; ONG, C. K.; WEESIES, G. A. Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Zürich, v. 97, n. 1-3, p. 295-308, 2003.

ARAUJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005.

CAVALIERI, A. **Estimativa da adequação de uso das terras na quadrícula de Moji Mirim (SP) utilizando diferentes métodos**. 1998. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CORRÊA, E. A.; MORAES, I. C.; PINTO, S. A. F. Estimativa da erodibilidade e tolerância de perdas de solo na região do centro leste paulista. **Geociências**, São Paulo, v. 34, n. 4, p. 848-860, 2015.

CORREA, S. W.; MELLO, C. R.; CHOU, S. C.; CURI, N.; NORTON, L. D. Soil erosion risk associated with climate change at Mantaro River Basin, Peruvian Andes. **Catena**, Amsterdam, v. 147, p. 110-124, 2016.

DEMARCHI, J. C. **Geotecnologias aplicadas à estimativa de perdas de solo por erosão hídrica na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP**. 2012.

Dissertação (Mestrado em Agronomia – Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 29, n. 2, p. 102-114, 2014.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeni, v. 51, n. 5, p .427-433, 1996a.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. Comparison of routing algorithms for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies. **International Journal of Geographical Information Systems**, Abingdon, v. 10, n. 3, p. 311-331, 1996b.

DONZELI, P. L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S. A. F.; NOGUEIRA, F. P.; ROTTA, C. L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de Sensoriamento Remoto aplicadas ao diagnóstico básico para planejamento e monitoramento de Microbacias Hidrográficas. **Documentos IAC**, Campinas, n. 29, p. 91-119, 1992.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. La erosión del suelo por el agua. Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. **Cuadernos de Fomento Agropecuario da Organización de las Naciones Unidas**. Roma: FAO, 1967. n. 81, 207 p.

FIBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico de 1960:** São Paulo, VII Recenseamento Geral do Brasil, Série Regional. Rio de Janeiro: FIBGE, 1960. v. 1, t. 13. 185 p.

GONÇALVES, J. L. M. Conservação do solo. In: GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. (Ed.). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. cap. 2, p. 47-129.

GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia:** uma atualização de bases e conceitos. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. cap. 4, p. 149-209.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (São Paulo). **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1981. Escala: 1:500.000.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. Escala: 1:500.000.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**: São Paulo. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=35&dados=1>. Acesso em: 08 ago. 2018.

LAGROTTI, C. A. A. **Planejamento Agroambiental do município de Santo Antônio do Jardim – SP:** estudo de caso na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Jardim. 2000. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 12, n. 6, p. 519-539, 2001.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas**. Campinas: Instituto Agronômico, 1975. (Boletim Técnico, 27).

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v. 51, n. 2, p.189-196, 1992.

MAFRA, N. M. C. Erosão e planificação de uso do solo. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO,

R. G. M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos**: conceitos, temas e aplicações. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. cap. 9, p. 301-322.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MÄRKER, M.; ANGELI, L.; BOTTAI, L.; COSTANTINI, R.; FERRARI, R.; INNOCENTI, L. SICILIANO, G. Assessment of land degradation susceptibility by scenario analysis: a case study in Southern Tuscany, Italy. **Geomorphology**, Manhattan, v. 93, n. 3-4, p. 120-129, 2008.

MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 32, n. 5, p. 1571-1576, Sep./Oct. 1989.

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**, St. Joseph, v. 30, n. 5, p. 1387-1396, Sep./Oct. 1987.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 18, n. 8-9, p. 761-799, 2003.

MINGOTI, F.; VETTORAZZI, C. A. Relative reduction in annual soil loss in micro watersheds due to the relief and forest cover. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 6, p. 1202-1211, 2011.

MIRANDA, M. J.; PINTO, H. S.; ZULLO JR., J.; FAGUNDES, R. M.; FONSECHI, D. B.; CALVE, L.; PELLEGRINO, G. Q. **Clima dos municípios paulistas**. CEPAGRI/UNICAMP, 2005. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>. Acesso em: 15 ago. 2017.

OLIVEIRA, V. A.; MELLO, C. R.; DURÃES, M. F.; SILVA, A. M. Soil erosion vulnerability in the Verde River Basin, Southern Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, n. 3, p. 262-269, 2014.

PAES, F. S.; DUPAS, F. A.; SILVA, F. G. B.; PEREIRA, J. C. D. Espacialização da perda de solo nas bacias hidrográficas que compõem o município de Santa Rita do Sapucaí (MG). **Geociências**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 589-601, 2010.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007.

RENARD, K.G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water**: guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: US Gov. Print Office, 1997. 404 p. (Agriculture Handbook, 703).

ROQUE, C. G.; CARVALHO, M. P.; PRADO, R. M. Fator erosividade da chuva de Piraju (SP): distribuição, probabilidade de ocorrência, período de retorno e correlação com o coeficiente de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 147-156, 2001.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: FFLCH-USP, 1997. Escala: 1:500.000.

SHI, Z. H.; CAI, C. F.; DING, S. W.; WANG, T. W.; CHOW, T. L. Soil conservation planning at the small watershed level using RUSLE with GIS: a case study in the Three Gorge Area of China. **Catena,** Amsterdam, v. 55, n. 1, p. 33-48, 2004.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos

no Estado de São Paulo. **Geociências**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2005.

SILVA, F. G. B.; MINOTTI, R. T.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Predição da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando Geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.2, p.141-148, 2010.

SOUZA, V.; GALVANI, E. Determinação do potencial natural à erosão laminar na bacia do Rio Jacaré Guaçu (SP). **Revista Ra'e Ga**, Curitiba, v. 39, p. 8-23, 2017.

TÔSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; TÔSTO, K. L. Zoneamento da erosão do solo como instrumento de planejamento ambiental. In: SEABRA, G. (Org.). **Terra**: qualidade de vida, mobilidade e segurança nas cidades. João Pessoa: Editora da UFPB, 2013. p. 902-910. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/93098/1/ Tosto-Vol.-23.pdf>. Acesso em: 23 ago. 2017.

VAN OOST, K.; GOVERS, G. **Usle2D**. Leuven: Katholieke Universiteit Leuven, 2000.

WEILL, M. A. M.; PIRES NETO, A. G. Erosão e assoreamento. In: SANTOS, R. F. (Org.). **Vulnerabilidade ambiental**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2007. cap. 4, p. 39-58.

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**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 801-814, 2008.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses:** a guide to conservation planning. Washington, DC: USDA, 1978. 58p. (Agriculture Handbook, 537).