

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

**AUGUSTO CÉSAR FERREIRA GUIÇARDI**

**ESTIMATIVAS DAS PERDAS DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA PELA RUSLE E  
EPM NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO PEDRA BRANCA,  
ALFENAS – MG**

Alfenas / MG

2018



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG  
Programa de Pós-graduação – Ciências Ambientais

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas - MG CEP 37130-000  
Fone: (35) 3299-1379(Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)  
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



**AUGUSTO CÉSAR FERREIRA GUIÇARDI**

**ESTIMATIVAS DAS PERDAS DE SOLO POR EROÇÃO HÍDRICA PELA RUSLE E  
EPM NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO PEDRA BRANCA,  
ALFENAS – MG**

A Banca julgadora, abaixo assinada, aprova a  
Dissertação apresentada como parte dos requisitos  
para a obtenção do título de Mestre em Ciências  
Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas.  
Área de Concentração: Ciências Ambientais.

Aprovado em: 31 de agosto de 2018

Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato

Instituição: UNIFAL – MG

Assinatura: 

Prof. Dr. Junior Cesar Avanzi

Instituição: UFLA

Assinatura: 

Prof. Dr. Breno Régis Santos

Instituição: UNIFAL – MG

Assinatura: 

**AUGUSTO CÉSAR FERREIRA GUIÇARDI**

**ESTIMATIVAS DAS PERDAS DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA PELA RUSLE E  
EPM NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO PEDRA BRANCA,  
ALFENAS – MG**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL-MG. Área de concentração: Tecnologias Ambientais. Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato. Coorientador: Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva (UFLA). Colaborador: Dr. Sc. Velibor Spalevic (University of Montenegro)

Alfenas / MG

2018

Dedico aos meus pais Joantina e Carlos;  
à minha irmã, Valéria;  
à minha esposa, Paula;  
e à minha filha Mariah.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Joanhina Aparecida Ferreira Guiçardi e Carlos Augusto Guiçardi, que sempre me apoiaram e fizeram o impossível para a minha permanência durante os estudos.

À minha irmã Valéria, pelo amor incondicional.

À família que construí em Alfenas-MG e com quem aprendo diariamente como me tornar uma pessoa melhor. Minha esposa Ana Paula de Pádua Martins, pela parceria de vida em todos os momentos, bons e ruins, inclusive nas onerosas coletas de campo. Minha filha Mariah Martins Guiçardi, por ser a luz do meu caminho, meu anjo da guarda.

Ao Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato, pela paciência, apoio e orientação desde a graduação.

Ao Prof. Dr. Marx Leandro Marx da Silva, pela coorientação.

À Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski, pela paciência e ensinamentos na parte de sólidos em suspensão e por permitir que eu pudesse utilizar o laboratório de limnologia para que fossem realizadas as filtrações das amostras.

Ao Prof. Dr. Marcelo Latuf e Prof. Dr. Diego de Souza Sardinha, pela ajuda na parte hidrossedimentológica do trabalho. Ao Prof. Dr. Rodrigo José Pisani, pelo apoio de sempre.

Aos colegas de trabalho Natanael Rodolfo Ribeiro Sakuno, Rodrigo César Pereira Nicolau, Lucas Emanuel Servidoni, Talyson de Melo Bolelli, e demais companheiros de laboratório pelos momentos de descontração e troca de conhecimento.

Ao amigo Henrique Mendes Júnior, pela sempre disposição em ajudar.

Aos amigos André Silva Tavares e Joaquim Ernesto Bernardes Ayer, pelo apoio em momentos essenciais da pesquisa.

Aos amigos Danilo Augusto Toledo Costa e Fernando André de Castro Alves Victal pela parceria, dicas e troca de conhecimento.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Estatística Aplicada e Biometria, Profa. Dra. Natália da Silva Martins Fonseca, Prof. Dr. Denismar Alves Nogueira, e em especial ao Prof. Dr. Eric Batista Ferreira.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram de alguma forma para que a realização desse trabalho caminhasse da melhor forma possível, à Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL-MG e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, pelo suporte que tornou tudo isso possível, inclusive todo o desenvolvimento intelectual e pessoal durante o tempo que aqui estive. À todos os professores que compartilharam seu conhecimento. À Denise da Costa Oliveira, secretária do Programa de Pós-Graduação, pela solicitude em todos os momentos.

“[...] Oh, take your time, don't live too fast  
Troubles will come, and they will pass [...]  
[...] Forget your lust, for the rich man's gold  
All that you need, is in your soul [...]  
[...] And be a simple kind of man  
Oh, be something you love and understand”.

R. V. Zant & G. Rossington.

## RESUMO

Sob condições naturais, o processo de evolução dinâmica da paisagem ocorre em estado de equilíbrio metaestável entre morfogênese e pedogênese. Entretanto, a falta de manejo adequado dos solos potencializa a erosão, causando prejuízos socioeconômicos e ambientais. O estudo foi conduzido entre novembro de 2016 e outubro de 2017 na sub-bacia hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas, Minas Gerais. Foi constatado perda de solo média de  $10,01 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $8,49 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , estimados pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada e Método de Erosão Potencial, respectivamente. As maiores perdas registradas, ocorreram nas áreas desprovidas de cobertura vegetal, seguidas pelas culturas agrícolas temporárias e permanentes. A forte correlação entre as perdas de solo estimadas pelos dois modelos, indica que à medida em que as perdas de solo aumentam em um modelo, ocorre da mesma forma no outro, sendo que, esse comportamento ocorre de maneira linear até certo ponto. Apesar dessa forte correlação, foi constatada concordância entre os métodos apenas para as áreas de mata nativa. A perda de solos média, está principalmente associada à um percentual considerável de áreas impermeabilizadas e relevo pouco montanhoso, o que levou a área a ser classificada na categoria de Potencial Erosivo Baixa (IV), onde, constatou-se que 28,63% e 52,22% da área estimados pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada e Método de Erosão Potencial, respectivamente, apresentaram valores acima do limite de Tolerância de Perda de Solos de  $9,52 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ,  $9,99 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $8,94 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , para as unidades Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano a suave ondulado, Latossolo Vermelho distrófico em relevo ondulado e Latossolo Vermelho distrófico em relevo forte ondulado, respectivamente. Entretanto, considerando um cenário hipotético com todas as culturas associadas às formas de manejo e práticas conservacionistas e ausência de sinais erosivos, a perda média reduziria de  $10,01 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para  $2,70 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , e de  $8,49 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para  $5,16 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , onde apenas 3,27% e 18,05%, da área estariam com valores de perdas de solo acima do limite de Tolerância de Perda de Solo. O Método de Erosão Potencial apresentou aplicabilidade às condições edafoclimáticas brasileiras, caracterizando-se como ferramenta de apoio com grande potencial para identificar áreas problemáticas e assim nortear ações que visem o manejo conservacionista do solo e conservação ambiental das regiões tropicais.

**Palavras-chave:** Equação Universal de Perda de Solo Revisada, Método de Erosão Potencial, Manejo conservacionista, Modelagem da erosão.

## ABSTRACT

Under natural conditions, the landscape dynamic evolution process occurs at a metastable equilibrium, between morphogenesis and pedogenesis. However, the lack of adequate soil management increases erosion, which causes socio-economic and environmental havocs. The study was conducted between November 2016 and October 2017 in the Hydrographic Sub-basin of Pedra Branca Stream, Alfenas County, Minas Gerais state. It was found the average soil loss of 10.01 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> and 8.49 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, estimated by the Revised Universal Soil Loss Equation and Erosion Potential Method, respectively. The highest losses occurred in the devoid areas of vegetation cover, followed by annual and perennial crops. The strong correlation between the soil losses estimated by the two models indicates that as they soil losses increase in one model, it occurs in the same way in the other, and this behavior occurs linearly to a certain point. Despite this strong correlation, agreement was found between the methods only for native forest areas. The average soil loss is mainly associated to a considerable percentage of waterproofed areas and moderately sloping relief, which led to the area to be classified in the category of Low Erosive Potential (IV), where it was found that 28.63% and 52.22% of the area, estimated by the Revised Universal Soil Loss Equation and Erosion Potential Method, respectively, presented values above the Soil Loss Tolerance limit of 9.52 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, 9.99 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> and 8.94 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, for the Dystrophic Red Latosol in flat to gently sloping relief, Dystrophic Red Latosol in moderately sloping relief and Dystrophic Red Latosol in strongly sloping relief, respectively. However, considering a hypothetical scenario with all farming associated with the soil management and conservationist practices and with no erosion signs, the average losses would fall from 10.01 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> to 2.70 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, and from 8.49 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> to 5.16 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, where only 3.27% and 18.05% of the area would be with soil losses above the Soil Loss Tolerance limit. The Potential Erosion Method presented applicability to Brazilian soil and climate conditions, characterizing itself as a support tool with great potential to identify problem areas and guide actions that aim at the conservationist management of the soil and environmental conservation of the tropical regions.

**Key-words:** Revised Universal Soil Loss Equation, Erosion Potential Method, Conservation management, Erosion modelling.



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Mapa de localização da Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas, MG, e o mapeamento de uso do solo (a), declividade (b) e classes de solo (c) com Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano a suave ondulado, ondulado e forte ondulado, LVd1, LVd2 e LVd3, respectivamente, e Solos Indiscriminados de Várzea - SIV.....71
- Figura 2 – Mapa de perdas de solo estimadas por EPM (a esquerda) e RUSLE (a direita) na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas – MG.....74
- Figura 3: Diagramas de dispersão das estimativas de perda de solo estimadas por RUSLE e EPM em  $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  para as áreas de café (a), milho com feijão ou soja (b), eucalipto (c), pastagem (d), mata nativa (e), cana-de-açúcar (f) e solo exposto (g) e gráfico de Bland-Altman, com os intervalos de concordância para a mata nativa (h).....75

## LISTA DE QUADROS E TABELAS

### PARTE 1.

- Tabela 1 - Base para determinação dos valores de Y para os diferentes tipos de solo e geologia associada.....30
- Tabela 2 - Base para determinação dos valores de  $X_a$  para as classes de uso e ocupação do solo.....31
- Tabela 3 - Base para a determinação dos valores de  $\phi$  para as áreas de feições erosivas.....31
- Quadro 1 - Categorias de intensidade da erosão de acordo com os valores do coeficiente de erosão (Z).....31

### PARTE 2.

- Tabela 1 - Valores de uso e manejo do solo e práticas conservacionistas para a área da sub-bacia do córrego Pedra Branca, Alfenas – MG.....72
- Tabela 2 - Fórmulas inerentes ao Método de Erosão Potencial – EPM e Intensidade de Erosão e Fluxo de Saída - IntErO.....72

Tabela 3 - Valores determinados do coeficiente $X_a$ para cada tipo de uso e ocupação do solo e adaptados às regiões tropicais.....	73
Tabela 4 - Valores para determinação do coeficiente Y e adaptação para as condições tropicais.....	73
Tabela 5 - Perdas de solo por tipo de uso e ocupação do solo da Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas – MG.....	74

### LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A – Perda de solo média	D – Diferença de elevação média
a – Assimetria da bacia hidrográfica	EPM – <i>Erosion Potential Method</i>
$A_i$ – Coeficiente de forma da bacia hidrográfica	F – Área da bacia hidrográfica
ANA – Agência Nacional de Águas	f – Área entre duas curvas de nível adjacentes
ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica	FAO – <i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
APP – Área de Preservação Permanente	FJP – Fundação João Pinheiro
B – Largura média da bacia hidrográfica	$f_g$ – área da bacia composta por culturas temporárias, e solos sem cobertura vegetal
B2 – Banda 2	$F_m$ – Menor área em largura da bacia hidrográfica
B4 – Banda 4	$f_o$ – parte da bacia composta por rochas e solos de permeabilidade alta
C – Fator cobertura do solo	$f_p$ – parte da bacia composta por rochas e solos de permeabilidade alta
CBERS-4 – Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres	$f_{pp}$ – parte da bacia composta por rochas e solos de permeabilidade média
CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento	$f_s$ – área da bacia composta por mata
CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais	
CwA – Clima subtropical com inverno seco e verão úmido	

$f_t$ - área da bacia composta por pastagens e culturas permanentes	$L_m$ – Menor distância entre a nascente e a foz
$F_v$ – Maior área em largura da bacia hidrográfica	LS – Fator topográfico
$G$ – Densidade de drenagem	$L_{sr}$ - Comprimento médio de duas linhas de contorno adjacentes
$g$ – Aceleração gravitacional	$L_v$ – Comprimento do curso d'água principal
GD3 - Unidade de Planejamento do Entorno do Reservatório de Furnas	LVd1 – Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano a suave ondulado
$G_{yr}$ – Produção anual de sedimentos	LVd2 - Latossolo Vermelho distrófico em relevo ondulado
$h$ – Altitude média de duas curvas de nível adjacentes	LVd3 - Latossolo Vermelho distrófico em relevo forte ondulado
$h_b$ – Altura da lâmina d'água	$m$ – Coeficiente de desenvolvimento da bacia hidrográfica
$H_{leb}$ – Altura do nível de base da bacia hidrográfica	MDEHC – Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente
$H_{max}$ – Maior elevação da bacia hidrográfica	MDS – Mapa Digital de Solo
$H_{min}$ – Menor elevação da bacia hidrográfica	MEA - <i>Millennium Ecosystem Assessment</i>
$H_{sr}$ – Altitude média	NIR – <i>Nearest Infrared</i>
$H_{yr}$ – Precipitação média	O – Perímetro da bacia hidrográfica
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística	OMM – Organização Meteorológica Mundial
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia	ONS – Operador Nacional do Sistema Elétrico
IntErO – <i>Intensity of Erosion and Outflow</i>	P – Fator práticas conservacionistas
$I_{sr}$ – Declividade média	$Q_{max}$ – vazão máxima da bacia hidrográfica
$K$ – Fator erodibilidade do solo	R – Fator erosividade das chuvas
$K_i$ – Coeficiente de sinuosidade	
$L_b$ – Largura da bacia hidrográfica	

$R_u$ – Coeficiente de retenção	USLE – <i>Universal Soil Loss Equation</i>
RUSLE – <i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>	UTM – Universal Transversa de Mercator
SAGA GIS – <i>System for Automated Geoscientific Analyses</i>	W – Percolação de fluxo subsuperficial
SIG – Sistema de Informação Geográfica	WEPP – <i>Water Erosion Prediction Project</i>
SDR – <i>Sediment Delivery Ratio</i>	$W_{yr}$ – Perda de solo média
$S_1$ – Coeficiente de permeabilidade	$X_a$ – Fator uso do solo
$S_2$ – Coeficiente de cobertura vegetal	Y – Fator pedológico/litológico
T – Coeficiente de temperatura	Z – Coeficiente de erosão
TPS – Tolerância de Perda de Solo	$\Delta h$ – Equidistância entre as curvas de nível
$t_0$ – Temperatura do ar	$\varphi$ - Fator de feições erosivas
UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro	$\Sigma L$ – Somatório do comprimento de toda a rede de drenagem
UFV – Universidade Federal de Viçosa	$\pi$ – 3,14
UHE – Usina Hidrelétrica	
UN – <i>United Nations</i>	
UNFPA – <i>United Nations Population Fund</i>	
$U_p$ – período de incidência climática	

## LISTA DE EQUAÇÕES

### PARTE 1.

Equação 1 - Equação da descarga sólida total ( $Q_{st}$ ).....	23
Equação 2 - Equação da descarga sólida medida ( $Q_{sm}$ ).....	23
Equação 3 - Equação da descarga sólida não medida ( $Q_{nm}$ ).....	23
Equação 4 - Equação do fator de correção ( $K_q$ ).....	23

Equação 5 - Equação da concentração relativa ( $C_r$ ).....	23
Equação 6 - Equação Universal de Perda de Solo ( $A$ ).....	27
Equação 7 - Equação do Método de Erosão Potencial ( $W_{yr}$ ).....	30
Equação 8 - Equação do coeficiente de temperatura ( $T$ ).....	30
Equação 9 - Equação do coeficiente de erosão ( $Z$ ).....	30
Equação 10 - Equação do coeficiente de forma ( $A_i$ ).....	32
Equação 11 - coeficiente de desenvolvimento da bacia hidrográfica ( $m$ ).....	32
Equação 12 - largura média da bacia ( $B$ ).....	32
Equação 13 - assimetria da bacia ( $a$ ).....	32
Equação 14 - densidade de drenagem da bacia hidrográfica ( $G$ ).....	32
Equação 15 - coeficiente de sinuosidade de fluxo ( $K_i$ ).....	32
Equação 16 - Equação da altitude média ( $H_{sr}$ ).....	33
Equação 17 - Equação da diferença de elevação média ( $D$ ).....	33
Equação 18 - Equação da declividade média da bacia ( $I_{sr}$ ).....	33
Equação 19 - Equação da altura do nível base de erosão da bacia ( $H_{leb}$ ).....	33
Equação 20 - Equação do coeficiente de retenção ( $R_u$ ).....	33
Equação 21 - Equação da produção de sedimentos ( $G_{yr}$ ).....	33

Equação 22 - Equação da capacidade de vazão máxima da bacia ( $Q_{max}$ ).....	34
Equação 23 - Equação do coeficiente de permeabilidade ( $S_1$ ).....	34
Equação 24 - Equação do coeficiente de cobertura vegetal ( $S_2$ ).....	34
Equação 25 - Equação da percolação de fluxo na camada subsuperficial ( $W$ ).....	34

## SUMÁRIO

### PARTE 1.

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>17</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>20</b>
2.1 BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE NATURAL.....	20
2.2 SOLOS E EROSÃO.....	21
2.3 TRANSPORTE DE SEDIMENTOS.....	22
2.4 SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA.....	24
2.5 MODELAGEM DA EROSÃO HÍDRICA.....	26
2.6 EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO REVISADA (REVISED UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION - RUSLE).....	27
2.7 MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL (EROSION POTENTIAL METHOD - EPM).....	29
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>36</b>

### PARTE 2.

#### **ESTIMATIVAS DE EROSÃO HÍDRICA PELA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO REVISADA E MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL**

<b>ARTIGO: ESTIMATIVAS DE EROSÃO HÍDRICA PELA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO REVISADA E MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL.....</b>	<b>50</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>51</b>
<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>52</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>54</b>
EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO REVISADA.....	55
MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL.....	56
ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	58
<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>59</b>
COMPOSIÇÃO DA BASE CARTOGRÁFICA E ANÁLISE DAS PERDAS DE SOLO.....	59
ESTATÍSTICA COMPARATIVA ENTRE OS MODELOS.....	63
<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>66</b>
<b>REFERÊNCIAS BLIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>67</b>

## **PARTE 1.**

### **1. INTRODUÇÃO**

O solo é composto por uma coleção de partículas não consolidadas constituídas por matéria mineral e orgânica, bem como vazios preenchidos por água e ar (NEEDELMAN, 2013). Desempenha função essencial na regulação e provisionamento de serviços ecossistêmicos diretamente ligados ao bem-estar humano (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016). Para Vasquez e Winck (2014), o solo pode ser considerado como um organismo vivo, heterogêneo e multidimensional, relacionando-se diretamente com a atmosfera, a hidrosfera e a biosfera, formando uma rede intrínseca de processos com troca de energia. Consequentemente, a degradação dos solos é uma das maiores ameaças aos ecossistemas terrestres, pois reduz a sua capacidade de produção de alimentos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; PANAGOS; BORRELLI; MEUSBURGER, 2015).

Os materiais alterados que compõem a superfície e/ou subsuperfície do terreno estão sujeitos à ação dos agentes endógenos e exógenos atuantes ao longo do tempo no processo de evolução da dinâmica da paisagem. Em condições normais isto ocorre em estado de equilíbrio metaestável, em que, o rebaixamento da superfície por erosão é compensado pela alteração contínua das rochas, garantindo-se assim a gênese do solo (BIGARELLA; BECKER; SANTOS, 2007, BRADY; WEIL, 2016). No entanto, quando há ruptura de equilíbrio que favoreça os agentes erosivos, sobrevém a erosão que pode ocorrer de forma lenta ou acelerada, que em certas circunstâncias pode assumir aspectos catastróficos (ESPINDOLA, 2010).

As elevadas taxas de perda de solos têm alertado cada vez mais a comunidade mundial, tanto que a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) intitulou o ano de 2015 como o “Ano Internacional dos Solos”, visto que, 33% das terras do planeta estão degradadas, sendo que destas, 40% estão em zonas com altos índices de pobreza, onde as principais causas de degradação são a erosão hídrica, o intenso uso de agrotóxicos e o desmatamento (FAO, 2015). Em regiões tropicais, caracterizadas pelos elevados índices pluviométricos, a erosão hídrica se mostra como a forma mais intensa de degradação do solo, causando sua redução da capacidade produtiva e a degradação do meio ambiente (DEMARCHI; ZIMBACK; PIROLI, 2015; KINNELL, 2016), principalmente pela falta de manejo conservacionista na produção agrícola (DIDONÉ; MINELLA; EVRARD, 2017). Além disso, no Brasil, 61% da energia elétrica é de origem hidrelétrica (ANEEL, 2017), o que tornam essenciais os estudos sobre erosão para abrandar o assoreamento de reservatórios e reduzir dispêndios com a manutenção de maquinário danificado pela abrasão de sedimentos (CARVALHO, 2008).



O Estado de Minas Gerais exerce importante papel no abastecimento hídrico e energético brasileiro devido à abundância de recursos hídricos. O reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Furnas, abrange 1.440 km<sup>2</sup> inundados em 34 municípios, que assim como outros reservatórios da Região Sudeste do Brasil, tem passado por um período de redução do volume d'água, chegando a operar com 10,39% do seu volume útil em novembro de 2017 (ONS, 2017). Além do potencial hídrico, a região Sul de Minas Gerais é a segunda maior em termos de participação no Produto Interno Bruto da agropecuária estadual (12,9%) (FJP, 2014), alicerçada principalmente na produção de milho, soja, sorgo e em especial, a cultura cafeeira, responsável por 29,52% da produção brasileira cobrindo uma área de produtiva de 493.988 ha dos solos da região (CONAB, 2017).

Neste contexto, modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aplicados com o intuito de quantificar e qualificar os impactos ambientais frente ao futuro crescimento demográfico (UN, 2011), urbanização (LETAIFA, 2015) e demanda por *commodities* agrícolas (UNFPA, 2016). Dentre os modelos disponíveis podemos citar os amparados em princípios físicos como o Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management System (CREAMS) de Knisel (1980), o Aerial Non Point Source Watershed Environment Response Simulation (ANSWERS) de Beasley, Huggings e Monke (1980), o Kinematic Runoff and Erosion Model (KINEROS) de Woolhiser, Smith e Goodrich (1990), o Water Erosion Prediction Project (WEPP), de Flanagan e Nearing (1995), e mais recentemente o Soil and Water Assessment Tool (SWAT2000) de Arnold e Fohrer (2005). E existem ainda os empíricos como a Equação Universal de Perda de Solos (Universal Soil Loss Equation - USLE), de Wischmeier e Smith (1978), e sua versão revisada (Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE), de Renard et al. (1997), o Método da Erosão Potencial (Erosion Potential Method - EPM) de Gavrilovic (1972) complementado pela ferramenta computacional (Intensity of Erosion and Outflow – IntErO) aplicado por Spalevic (2015), entre outros métodos considerados semiempíricos como RUSLE 3D de Mitasova e Mitas (1999) e o Unit Stream Power Erosion and Deposition (USPED), de Mitasova, Mitas e Johnston (2001).

Estudos que visam estimar a erosão hídrica e determinar as perdas de solo, de água, de nutrientes e de carbono orgânico são essenciais para avaliar a eficácia de cada uma das técnicas de manejo empregadas nos diferentes tipos de usos do solo (RENARD et al., 1997). Além disso, permitem planejar e implantar melhorias nas práticas de manejo do solo, para minimizar tais perdas ou, no mínimo, deixá-las abaixo dos limites da Tolerância de Perda de Solo (TPS), que se refere a quantidade de terra que pode ser perdida anualmente por erosão mantendo no solo elevado nível de produtividade por um longo período de tempo com um grau de conservação

que mantenha uma produção econômica em futuro previsível com meios técnicos atuais (BERTONI, LOMBARDI NETO, 2012).

De modo geral, o presente estudo foi conduzido com vistas a aplicar o EPM por meio de SIG e também pela ferramenta IntErO para estimar as perdas de solo por erosão hídrica na área de estudo. Devido ao método ser ainda pouco difundido no Brasil, buscamos comparar os resultados fornecidos pelo EPM com os resultados obtidos com a RUSLE, método amplamente empregado há anos em estudos relacionados às perdas de solos em muitos países, afim de testar a aplicabilidade do método às condições edafoclimáticas tropicais.

Mais especificamente, analisamos ainda a adequação das Áreas de Preservação Permanentes (APP) e possíveis locais de conflito entre a produção agrícola e as áreas de conservação natural, o potencial erosivo da sub-bacia, considerando os fatores físicos responsáveis pela composição e alteração da paisagem, e a erosão atual, definida pela incorporação dos fatores antrópicos, em comparação com um cenário hipotético composto por todas as culturas agrícolas associadas à práticas de manejo conservacionistas. Uma vez conhecendo as potenciais causas e fontes produtoras de sedimentos é possível indicar áreas que devem ter prioridade de adequação de uso e manejo do solo, afim de mitigar os efeitos deletérios causados pela erosão hídrica aos sistemas agropecuários e ao meio ambiente.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE NATURAL**

Os recursos hídricos estão atualmente no centro de temáticas ambientais discutidas em muitas áreas do conhecimento, pois a preocupação com a água se torna maior à medida que a população cresce e, junto com ela, o uso desse recurso finito (JACÓ et al., 2016). No Brasil, porém, a interferência antrópica sobre o meio ambiente, já é caracterizada historicamente desde a sua descoberta pelo uso desordenado do meio, afetando diretamente os ecossistemas, e tais modificações são capazes de afetar tanto a estrutura do ecossistema, como seu funcionamento. (MEA, 2005). As mudanças provocadas ao ambiente, como a alteração da cobertura vegetal e a morfologia do relevo, podem afetar e desestabilizar os serviços hidrológicos fornecidos pelos ecossistemas (QIU; TURNER, 2015).

Os serviços hidrológicos prestados em uma região ou ecossistema estão diretamente ligados à gestão de seus recursos hídricos. De acordo com Garcia (2014), a bacia hidrográfica é a unidade física abordada na legislação brasileira para o gerenciamento de recursos hídricos, que institui um princípio básico para a implementação da gestão dos recursos hídricos em todos os níveis de escala. Neste sentido, o conceito de bacia hidrográfica como unidade de planejamento físico-territorial se justifica pelo fato de caracterizar-se como uma rede de drenagem própria, onde os elementos estão estruturados e intrinsecamente relacionados entre si (CHRISTOFOLETTI, 1980), que segue por meio da força da gravidade, para o ponto mais baixo do terreno (deflúvio), por onde os cursos d'água seguem preferencialmente até desaguar no mar, não sofrendo assim influência de áreas que vão além dos seus interflúvios (BRASIL, 1997; TAGLIARINI et al., 2015). Assim a bacia hidrográfica torna-se a unidade apropriada para o estudo de diversos processos que ocorrem na superfície terrestre (CHANDRASHEKAR et al., 2015; FARHAN et al., 2015).

Tonello (2009) afirma que a bacia hidrográfica deve ser considerada como unidade de planejamento e gestão ambiental, buscando a preservação dos recursos hídricos. Segundo Botelho e Silva (2014), a bacia hidrográfica, desde a década de 60, é reconhecida pela Geografia Física como unidade espacial de análise. Atualmente, torna-se célula de análise, onde a concepção sistêmica e integrada do meio ambiente está implícita, permitindo conhecer e avaliar seus componentes, processos e interações (RODRIGUES; LIMA, 2016). Como ferramenta de análise, buscando uma maior acuidade entre causa e efeito dos processos hidrossedimentológicos envolvidos em uma bacia hidrográfica e considerando os processos bióticos e abióticos, é possível dividi-la em sub-bacias, como unidades de escala mais detalhada. De acordo com Leonardo (2003), as sub-bacias representam a ligação entre a escala

micro, em nível de análise, verificação, medição, monitoramento e intervenção *in loco* e a macro escala de análise, correspondente à paisagem, região, nação, onde são direcionadas a legislação, as normas e as políticas públicas.

Contudo, a abordagem sistêmica em bacias hidrográficas possibilita meios de análise do espaço, buscando caracterizar e analisar os elementos e/ou atributos físicos ou socioambientais, em suas relações e correlações, analisar a entrada e saída de matéria e energia. De maneira que se possa obter informações para a aplicação do planejamento e gestão ambiental, frente às atividades socioeconômicas desenvolvidas ao longo do processo histórico de uso e ocupação. Pois, não há nenhuma área da superfície terrestre que não esteja inserida em uma bacia hidrográfica e, assim, é possível avaliar as ações antrópicas e ambientais que atuam modificando o equilíbrio existente (NASCIMENTO; VILLAÇA, 2008; RODRIGUES; LIMA, 2016).

## 2.2 SOLOS E EROSÃO

O solo é resultado da ação de adições, perdas, transformações, transportes e remanejamentos mecânicos, onde suas características dependem da intensidade com que os fatores de formação atuam sobre o material de origem, sejam estes fatores bióticos ou abióticos (OLIVEIRA, 2011). Assim, as rochas expostas a diversos fatores ambientais, com o tempo, resultam em diferentes tipos de solos em diferentes ambientes.

É um recurso natural não renovável na escala de tempo humana, onde a formação ocorre numa taxa de formação muito lenta, com valores de 0,1 a 1,0 mm em média por ano e em contrapartida pode-se perder até 30 cm de solo em um ano com práticas agrícolas inapropriadas, ou seja, sem nenhuma prática conservacionista associada (CORTEZ; ABREU, 2008). No Brasil, são estimadas perdas de 616,5 milhões de toneladas de terra ao ano, decorrentes do processo de erosão do solo em lavouras anuais, e custos da ordem de US\$ 1,3 bilhão ao ano (DECHEN et al., 2015), além de inestimável prejuízo social e ambiental.

O ciclo de erosão hídrica do solo é um processo que age na superfície ou em sub-superfície que se traduz na desagregação, transporte e deposição de partículas do solo, subsolo e regolito pelas águas, ventos e geleiras, podendo serem aceleradas pelas ações antrópicas (MAGALHÃES, 1995; MORGAN, 2005, BRADY; WEIL, 2016). O desmatamento e a consequente exposição do solo, propicia a desagregação e retirada de partículas do solo por meio do salpicamento das gotas da chuva e carreamento destas partículas por meio do escoamento superficial (“*runoff*”) (CREPANI et al., 2001). Toda descarga pluvial se transforma em energia cinética ou em energia potencial, se intensificando de acordo com o relevo e a

impermeabilização do solo, podendo acarretar danos com a redução da matéria orgânica no solo e perda de nutrientes, diminuição da absorção de água, o que diminui a disponibilidade de água e a umidade no solo para as plantas. Afeta a produção de biomassa do solo e diminui a produtividade agrícola (PIMENTEL, 2006; DOTTERWEICH, 2013).

Além dos impactos pontuais onde ocorre o processo de erosão em si, ao acarretar e depositar o material transportado para as áreas mais baixas, a sedimentação pode causar eutrofização de cursos de água e assoreamento, pois à medida que os sedimentos carregados atingem a rede de drenagem, a profundidade do canal fluvial é reduzida, aumentando o risco de inundações. A deposição de sedimentos pode também reduzir a capacidade de armazenamento de água dos reservatórios, reduzindo sua vida útil e conseqüentemente o tempo de operação das usinas hidrelétricas (VERSTRAETEN et al., 2003; HU et al., 2009; OUYANG et al., 2010; WU et al., 2012).

### 2.3 TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

Após a produção dos sedimentos pelos processos erosivos ocorre o transporte ao longo das encostas para o nível de base do relevo. A quantidade de solo erodido em determinada bacia hidrográfica é conhecida como erosão bruta. Estes materiais, orgânicos e inorgânicos, são exportados da bacia pelos rios (SANTOS, 2001; TUNDISI; TUNDISI, 2008;). O transporte pode ocorrer em forma de carga sólida de arrasto, carga sólida saltante e carga sólida em suspensão, incluindo a descarga sólida dissolvida (VAN RIJN, 1993; CARVALHO, 2008).

No entanto, apenas uma parcela atinge o exutório da bacia, cerca de um quarto do total (CARVALHO, 2008), o restante fica retido nas fissuras do relevo e nas áreas deposicionais. Esta parcela de solo erodido exportada da bacia hidrográfica pela sua rede de drenagem é chamada de produção de sedimentos e pode ser dividida por compartimentos, sendo que, os interflúvios constituem as áreas de captação e produção de sedimentos, nos leitos é onde se concentra o escoamento e as planícies aluviais são receptoras dos solos erodidos (BORDAS; SEMMELMANN, 2016). A razão de aporte de sedimentos, ou SDR, é uma porcentagem que relaciona a produção de sedimento no ponto específico de medição na bacia hidrográfica e a erosão total que ocorre a montante do ponto estabelecido (DIDONÉ; MINELLA; MERTEN, 2015).

Neste contexto, a hidrossedimentologia é a ciência que trata da interação entre os processos hidrológicos e sedimentológico, tendo a água como o principal agente do desprendimento de partículas de solo, do transporte ao longo das encostas até atingir os cursos d'água (CARVALHO, 2000). A medição direta da descarga sólida em rios é feita via colocação

de tarugos em leito de concreto posicionados de tal forma a fazer com que todo o sedimento fique suspenso, sendo que, nessa condição para a determinação da concentração podem ser utilizados diversos métodos (CARVALHO, 2008). Segundo Scapin, Paiva e Beling (2007), há também uma série de métodos indiretos para estimar a descarga sólida em rios como Meyer-Peter e Muller (1948), Einstein (1950), Colby e Hembree (1955), Colby (1957), Engelund e Hansen (1967), Yang (1973), Ackers e White (1973), Van Rijn (1984), Karim (1998), Cheng (2002), entre outros.

Dentre os métodos supracitados de estimativa de descarga sólida em rios, o método simplificado de Colby (1957) é um dos mais utilizados por pesquisadores e agências, como a Agência Nacional de Águas – ANA, pelo fato de não exigir cálculos de alta complexidade e por necessitar de poucos parâmetros para realizar o cálculo. O método simplificado de Colby (1957) utiliza basicamente três ábacos, além de dados de descarga líquida (Q), velocidade média (U), largura da seção (L) e concentração de sedimentos em suspensão (C's). Assim, a descarga sólida total (Q<sub>st</sub>) é calculada pelas seguintes equações 1 a 3:

$$Q_{st} = Q_{sm} + Q_{nm} \quad (\text{Equação 1})$$

Sendo:

$$Q_{sm} = 0,0864 * Q * C's \quad (\text{Equação 2})$$

$$Q_{nm} = q'_{nm} * K_q * L \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

Q<sub>st</sub> é a descarga sólida total em Mg dia<sup>-1</sup>; Q<sub>sm</sub> é a descarga sólida medida em Mg dia<sup>-1</sup>; Q<sub>nm</sub> é a descarga sólida não medida Mg dia<sup>-1</sup>; Q é a descarga líquida em m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>; C's é a concentração de sedimentos em suspensão medida em ppm; q'nm se refere ao parâmetro para obtenção da descarga sólida não medida aproximada em Mg dia<sup>-1</sup> m<sup>-1</sup>, obtido por meio de ábaco relacionando a velocidade média do curso d'água por metro de largura do rio; L é a largura do rio, em m; K<sub>q</sub> é o fator de correção (adimensional) obtido por ábaco ou calculado pela seguinte fórmula (Equação 4) disponível em Santos et al. (2001):

$$K_q = 1,18 * \sqrt{\frac{C's}{Cr}} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

K<sub>q</sub> é o fator de correção (adimensional); Cr é a concentração relativa em ppm obtida pela equação 5 disposta em Paiva (1988):

$$\text{Log}(Cr) = X * \text{log}(U) + Y \quad (\text{Equação 5})$$

Em que:

U é a velocidade média em  $m s^{-1}$ ; X e Y são variáveis tabeladas da equação definidas de acordo com a profundidade média da coluna d'água (PAIVA, 1988).

Em trabalho realizado em uma sub-bacia experimental no Estado do Rio Grande do Sul, Scapin, Paiva e Beling (2007) comparam a eficiência dos modelos de Meyer-Peter e Muller (1948), Einstein (1950), Colby e Hembree (1955), Colby (1957), Engelund e Hansen (1967), Yang (1973), Ackers e White (1973), Van Rijn (1984), Karim (1998) e Cheng (2002), quanto à predição da descarga sólida em rios. Os métodos de Einstein modificado por Colby e Hembree (1955) e o método simplificado de Colby (1957), que incorporam dados de concentração de sedimentos em suspensão, obtiveram os melhores resultados com relação à descarga calculada e a medida. Os resultados nos mostram que, apesar da relativa simplicidade na aplicação do método simplificado de Colby (1957), o método apresentou capacidade satisfatória de estimar o transporte de sedimentos na sub-bacia estudada.

## 2.4 SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) podem ser definidos como ferramentas computacionais de consulta, análise, edição de dados e informações que possuam dimensão física e localização espacial. Esses dados geográficos descrevem objetos do mundo real em termos de posicionamento, com relação a um sistema de coordenadas, seus atributos e relações topológicas (CÂMARA; ORTIZ, 1998). Sendo assim, os mapas digitais são associados a um sistema de coordenadas, tornando esse produto cartográfico uma representação gráfica espacialmente consistente (CÂMARA; DAVIS; MONTEIRO, 2001; CASCALE; ELVIRA, LOZANO, 2013).

Os SIG são basicamente compostos por três partes fundamentais: interface com o usuário, ferramentas e o sistema de gerenciamento de banco de dados. O usuário interage com o sistema a partir da interface gráfica, que tem a função de traduzir a linguagem de programação computacional ao usuário comum. Ela fornece o acesso às ferramentas de SIG e define os recursos e funções que o software de SIG possui para o processamento dos dados geográficos. Estes dados são armazenados em formatos de arquivos, em bancos de dados ou serviços na web e são organizados por sistemas gerenciadores de dados (LONGLEY et al., 2013). Existem dois tipos de representações no SIG, a matricial e a vetorial. O formato matricial ou *raster* é representado por uma coleção de unidades de mesmo tamanho, denominado *pixel*. Sendo que cada *pixel* possui informações e coordenadas geográficas. Os arquivos vetoriais mantêm suas características geométricas, capturam uma área por uma série de pontos ou vértices conectados por linhas retas, podendo formar polígonos ou apenas linhas e pontos de acordo com o objeto

representativo. Ambos os métodos são utilizados para reduzir os fenômenos geográficos a formas que possam ser codificadas em bases de dados (LONGLEY et al., 2013; CASCALE; ELVIRA; LOZANO, 2013)

Os SIG oferecem uma série de ferramentas que propiciam uma ampla análise dos atributos e processos de transformação da paisagem. O geoprocessamento, por sua vez, se associa a várias disciplinas, equipamentos, programas, metodologias, pessoas para coleta, tratamento, análise e apresentação de informações associadas a mapas digitais georreferenciados (ROCHA, 2002). O profissional ligado ao geoprocessamento utiliza das geotecnologias junto a conceitos, metodologias e considerações de campo para analisar os fenômenos atuais e prever eventuais cenários futuros com base nos aspectos físico-geográficos dos locais de estudo.

Aliado às técnicas de geoprocessamento estão o uso de imagens de satélites obtidas por sensoriamento remoto. No sensoriamento remoto orbital, parte da radiação eletromagnética que penetra a atmosfera é refletida pela superfície terrestre e captada por um sensor a bordo de um satélite. Esta energia medida é utilizada para gerar imagens da superfície, possibilitando a obtenção de dados sem a necessidade do contato físico entre o analista e o alvo existente na imagem (RICHARDS, 2013). O sensoriamento remoto é uma importante ferramenta para monitoramento de ambientes inóspitos, perigosos e de difícil acesso, possibilitando a obtenção de dados contínuos de extensas regiões, o que não seria possível de realizar espacialmente e temporalmente em medidas *in situ* (LUBIN; MASSOM, 2006).

Em modelos de erosão, o SIG viabiliza a utilização de dados como mapas digitais de uso do solo, vegetação, clima, pedologia, modelos digitais de elevação, dentre outros, compondo os chamados planos de informações, podendo produzir análises integradas destes arquivos por meio de álgebra de mapas (OLIVEIRA; SERAPHIM; BORJA, 2015). A estrutura espacial oferecida pelo SIG norteia a tomada de decisões, visando o uso sustentável dos recursos naturais, e gerencia as ações antrópicas sobre esses recursos. É capaz de representar e modelar as características geográficas, onde ocorrem os processos erosivos, tornando-se uma ferramenta fundamental (KIM, 2006). Dentre os propósitos ou aplicações de um SIG estão a utilização em estudos relativos ao meio ambiente e recursos naturais, na previsão de determinados fenômenos e no apoio a decisões de planejamento em bacias hidrográficas, municípios, ou qualquer que seja a escala de planejamento (FITZ, 2008).



## 2.5 MODELAGEM DA EROÇÃO HÍDRICA

Os modelos são representações, com base matemática, simplificadas de leis fundamentais da natureza. Eles normalmente compreendem uma série de equações e regras com variáveis que descrevem o estado atual do sistema e contém uma definição de dimensões de tempo e de escala que caracterizam a dinâmica de aplicação, de acordo com o interesse do pesquisador (ESCAURIAZA, PAOLA, VOLLER, 2017). Nearing et al. (2017) citam que Cook (1937) identificou três categorias de entidades físicas envolvidas com o processo de erosão do solo pela água: solo, pluviosidade e cobertura vegetal, definindo assim três variáveis independentes que controlam o processo de erosão: erodibilidade do solo, potencial de erosividade e cobertura de proteção. Também identificou sete fatores capazes de interferir no potencial de erosão de uma faixa de terra: precipitação total, intensidade de precipitação, velocidades de pingos de chuva, características de infiltração do solo, capacidades de armazenamento da superfície, incluindo interceptação, além de encostas e o comprimento da inclinação da vertente.

Isto serviu de base para o desenvolvimento de um grande número de modelos para predição da erosão. No geral, eles podem ser divididos em duas categorias: modelos com base física que fornecem estimativas precisas em pequena escala espacial, mas são limitados devido à complexidade e dependência excessiva de observações de campo detalhadas, o que tornam esses modelos insustentáveis para maiores escalas espaciais; e modelos empíricos, que são amplamente utilizados no monitoramento de bacias hidrográficas por diversas vantagens como estruturas compactas, parâmetros acessíveis e operação simples e eficiente (HE et al., 2012).

Dentre os parâmetros utilizados para estudos hidrológicos Tucci (2016), destaca três parâmetros, sendo estes: Os Climáticos: precipitação, evapotranspiração e parâmetros secundários ligados aos primeiros (radiações solares, temperaturas, umidade do ar, vento, etc.); Os relacionados ao Escoamento: descargas líquidas e sólidas e parâmetros secundários aos primeiros (nível de água, características da rede de drenagem, área da bacia delimitada pela rede de drenagem, velocidade, qualidade da água e dos sedimentos transportados, reservatórios naturais e artificiais) e o Meio receptor: geologia, topografia, solos, vegetação, urbanização, etc.

A modelagem computacional dos mecanismos de recarga e fluxo possibilita o entendimento dos processos e fornece informações que podem ser utilizadas para auxiliar no processo de tomada de decisão (WENDLAND; RABELO, 2010). Christofolletti (1999) destacou a importância do uso dos Sistemas de Informação Geográficas (SIG) nos processos de análise espacial e modelagens. Em estudos hidrológicos, especificamente, o sensoriamento remoto se destaca como fonte de aquisição de dados e os SIG como ferramenta para obtenção

e manipulação dos dados espaciais e/ou temporais, permitindo assim análises e aplicações em processos de modelagens hidrológicas. Rennó (2007) também reconheceu que o sensoriamento remoto permite adquirir, a custo relativamente baixo, grandes quantidades de dados distribuídos espacial e temporalmente, ou integrados em várias escalas, para estudos hidrológicos.

Deste modo, as geotecnologias cada vez mais se difundem no sentido de aprimorar as técnicas e ferramentas de coleta, armazenamento, processamento, análise, previsão e simulação de dados espaciais e temporais, em diferentes níveis e para diferentes localidades, em estudos na área ambiental, a exemplo dos estudos hidrológicos (SILVA; ROSA, 2017). De acordo com Rennó e Soares (2007), modelar o comportamento dos fenômenos hidrológicos permite testar e avaliar diferentes formulações para os processos analisados em um determinado ambiente. Assim, com o auxílio das geotecnologias, a modelagem hidrológica permite otimizar o gerenciamento dos recursos hídricos, avaliando os impactos de mudança do uso da terra e das mudanças climáticas, ou até mesmo prever a ocorrência de fenômenos relacionados aos sistemas de recursos hídricos, como cheias, consistência e extensão de séries hidrológicas, etc.

Frente a necessidade de gestão dos recursos hídricos, a modelagem hidrológica é apontada como uma ferramenta importante e eficiente no auxílio do monitoramento e gestão das águas em bacias hidrográficas (SILVA; ROSA, 2017). Melo, Cabrera e Wendland (2017) destacam que o entendimento dos mecanismos de recarga e do fluxo de água subterrânea nesse sistema é de fundamental importância para o gerenciamento sustentável de seus recursos hídricos. Assim, a utilização da modelagem e a análise dos resultados coletados são de fundamental importância para a gestão de bacias hidrográficas e no conhecimento dos processos hidrológicos que compõe uma bacia ou sub-bacia hidrográfica.

## 2.6 EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO REVISADA (REVISED UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION - RUSLE)

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada – RUSLE, (RENARD et al., 1997) (Equação 6) incorpora técnicas de Sensoriamento Remoto e de SIG na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) de Wischmeier e Smith (1978), descrita a seguir:

$$A = R * K * LS * C * P \quad \text{(Equação 6)}$$

Esta equação contempla fatores naturais (R, K, LS) e fatores antrópicos (C, P), em que: R = fator erosividade de chuva ou índice de erosão pela chuva em MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>; K = fator de erodibilidade do solo, ou seja, a intensidade de erosão por unidade de índice de erosividade da chuva para um solo específico em Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>; LS = fator topográfico, referente à relação de perdas de solo entre uma declividade e um comprimento de rampa para

o mesmo solo e grau de declive (adimensional); C = fator uso e manejo do solo, descrito pela relação entre perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno descoberto (adimensional); P = fator de práticas conservacionistas, entendido como as perdas de solo de um terreno cultivado com determinada prática (adimensional).

Por se tratar de uma metodologia revisada, a RUSLE utiliza um modelo similar à USLE, diferindo-se pela aplicação em áreas maiores, como, por exemplo, em bacias hidrográficas, pois a anterior era aplicada apenas em parcelas experimentais, e a junção dos fatores (L S) (C P) que eram tabulados e calculados separadamente (SILVA, 2008). Assim, a RUSLE é um modelo que depende de sistemas computacionais, e suas principais vantagens sobre a USLE é a utilização de algoritmos na execução dos cálculos, dispondo diversas formas de calcular o fator topográfico e define subfatores para os cálculos de uso da terra tendo em vista o uso anterior da terra, a cobertura e a rugosidade do solo (DURÃES, 2013).

Segundo Wischmeier e Smith (1978), o Fator R representa o potencial natural da chuva em provocar a erosão do solo. Estudos realizados pelos autores evidenciaram que a determinação da influência da chuva sobre o processo erosivo consiste no produto da energia cinética total da chuva pela intensidade máxima, em um período de trinta minutos consecutivos. Para Silva (2008), o fator erosividade da precipitação é a quantificação em termos de energia produzida pelo impacto das gotas de chuva junto com taxa de arraste do solo resultante do escoamento superficial, ou seja, é a capacidade da chuva de desprender e transportar sedimentos.

O fator K é a susceptibilidade ao destacamento e transporte de sedimentos pela ação erosiva das gotas de chuva, podendo variar conforme a classe de solo e características físicas do mesmo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Assim, o fator erodibilidade é caracterizado como a perda de solo de uma parcela padrão, representando a susceptibilidade de diferentes solos serem erodidos de acordo com suas características físicas, químicas e biológicas. Segundo Silva et al. (2008), o fator K pode ser determinado basicamente de três formas: (1) a primeira em condições de campo, sob chuva natural, necessitando de longas séries temporais para a obtenção dos dados; (2) também em condições de campo, contudo sob chuva simulada, para diferentes solos com várias repetições; ambas são pelo método direto, (3) por meio de equação de regressão múltipla, cujas variáveis são atributos químicos, físicos e mineralógicos do solo, denominado método indireto (LIMA, 2007).

O fator topográfico está relacionado ao comprimento da vertente (L), relação de perdas de solo entre um comprimento de vertente qualquer, pela declividade (S) da vertente, relação

de perdas de solo entre um declive qualquer. Esses dois fatores são estudados separadamente, contudo, para efeito de aplicação na RUSLE, são analisados conjuntamente, denominado fator topográfico (LS) (NISAR; GOPAL; MURTHY, 2000). O processo erosivo pode se intensificar com o aumento do comprimento de rampa e do grau de declividade, pois nessas condições o fluxo de água na superfície ganha mais velocidade (OLIVEIRA et al., 2013).

O fator C é determinado considerando a cobertura vegetal do terreno, pois esta é responsável por dissipar a energia cinética das gotas de chuva antes do impacto direto na superfície do solo. É determinado pela relação entre as taxas de perda de solo de uma área com cobertura e manejo determinado e outra área, nas mesmas condições, porém sem cobertura (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Estrada-Carmona et al. (2017) descrevem o fator C como sendo o mais importante na determinação da perda de solo, pela sua capacidade de proteger o solo.

O fator P pode ser entendido como a relação da perda de solo de culturas com determinada prática conservacionista e culturas plantadas no sentido do declive (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Esse fator avalia como as práticas de manejo, juntamente com as características da superfície, influenciam na erosão hídrica (OLIVEIRA et al., 2011). As práticas de conservação do solo podem reduzir significativamente sua perda. Estas práticas conservacionistas podem ser: (i) vegetativas, como o florestamento e reflorestamento, o uso rotativo de pastagens, plantio direto, plantas de cobertura, culturas em faixas, cordões de vegetação permanente, alternância de capinas, vegetação “quebra-ventos”; (ii) edáficas, a adubação química e adubação orgânica, eliminação e controle do fogo, calagem; ou (iii) mecânicas, como o planejamento dos caminhos e carregadores de acordo com o relevo, preparo do solo e plantio em contorno, canais divergentes, escoadouros, e camalhões em pastagens, patamares e terraços, por exemplo (AVANZI, 2010; RIGHETO; VAZ, 2013).

## 2.7 MÉTODO DE EROÇÃO POTENCIAL (EROSION POTENTIAL METHOD – EPM)

O Método da Erosão Potencial (EPM) (GAVRILOVIC, 1972) tem por objetivo estimar a erosão bruta assim como a produção e transporte anual de sedimentos, as formas e intensidade de erosão, analisando as características físico-geográficas e hidrológicas da bacia hidrográfica. É um modelo já bastante utilizado no Leste da Europa, especialmente nos Balcãs na produção de mapas de erosão, usados para o planejamento de bacias hidrográficas (DRAGICEVIC et al, 2016).

O EPM estima a erosão potencial dos solos em  $m^3 km^{-2} ano^{-1}$  na bacia hidrográfica. Para isso o modelo considera, basicamente, quatro fatores que influenciam na degradação dos solos:

área de drenagem, precipitação total anual, temperatura média anual e coeficiente de erosão (Equação 7). Sendo que para a determinação do coeficiente de erosão (Z) é necessário conhecer as características geológicas, pedológicas, topográficas e uso e ocupação do solo e a média anual da temperatura do ar (TANGESTANI, 2006). O modelo baseia-se na seguinte equação de análise:

$$W_{yr} = T * H_{yr} * \pi * \sqrt{Z^3} * F \quad (\text{Equação 7})$$

Em que:  $W_{yr}$  é o rendimento bruto total por erosão em  $m^3 km^{-2} ano^{-1}$ ; T é o coeficiente de temperatura;  $H_{yr}$  é a precipitação média anual em mm;  $\pi = 3,14$ ; Z é o coeficiente de erosão; e F é a área da bacia, em  $km^2$ .

O coeficiente de temperatura (T), é obtido pela seguinte equação:

$$T = \sqrt{\frac{t_0}{10} + 0,1} \quad (\text{Equação 8})$$

Em que:  $t_0$  é a média anual da temperatura do ar, em  $^{\circ}C$ ;

O coeficiente de erosão (Z) (Equação 9) é calculado da seguinte maneira:

$$Z = Y * X_a * (\varphi + \sqrt{I_{sr}}) \quad (\text{Equação 9})$$

Em que, (Y) se refere ao fator pedológico/litológico, ( $X_a$ ) uso do solo, ( $\varphi$ ) erosão visível e ( $I_{sr}$ ) declividade média.

Para os fatores Y,  $X_a$  e  $\varphi$ , são determinados valores baseados na relação entre os tipos de solos e o material de origem associado, tipos de uso e ocupação do solo e feições erosivas visíveis em campo, respectivamente, disponíveis, a seguir, nas tabelas 1, 2 e 3, baseadas em Gavrilovic (1988).

Tabela 1: Base para determinação dos valores de Y para os diferentes tipos de solo e geologia associada.

<b>Pedologia / Litologia</b>	<b>Y</b>
Areais, cascalhos e solos soltos	2,0
Solos pouco agregados	1,6
Solos derivados de relevo cárstico	1,2
Solos derivados de rochas sedimentares	1,1
Espodossolos e xisto degradado	1,0
Solos carbonáticos, ferruginosos e silicatos associados a matéria orgânica	0,9
Cambissolos e solos pouco espessos	0,8
Vertissolos e solos mal drenados	0,6
Solos aluviais bem estruturados	0,5
Afloramentos rochosos	0,25

Fonte: Tradução livre a partir de Gavrilovic (1988).

Tabela 2: Base para determinação dos valores de  $X_a$  para as classes de uso e ocupação do solo.

<b>Tipo de uso do solo</b>	<b><math>X_a</math></b>
Solo exposto	1,0
Cultura anual	0,9
Cultura perene	0,7
Pastagem	0,6
Campo sujo	0,4
Mata degradada	0,6
Mata nativa	0,05

Fonte: Tradução livre a partir de Gavrilovic (1988).

Tabela 3: Base para determinação dos valores de  $\varphi$  para as áreas de feições erosivas.

<b>Tipo de erosão</b>	<b><math>\varphi</math></b>
Áreas com processos erosivos severos	1,0
80% da bacia sob erosão em sulcos	0,9
50% da bacia sob erosão em sulcos	0,8
100% da bacia sob erosão laminar	0,7
100% da área bacia sob erosão superficial sem sinais visíveis	0,6
50% da bacia sob erosão laminar	0,5
20% da bacia sob erosão laminar	0,3
Áreas com erosão nas margens dos cursos d'água	0,2
Áreas agrícolas com erosão não aparente	0,15
Áreas protegidas por vegetação nativa	0,1

Fonte: Tradução livre a partir de Gavrilovic (1988).

Assim, baseado nos valores do coeficiente de erosão, Gavrilovic (1988) dividiu os processos erosivos em cinco categorias de acordo com seu potencial erosivo: (I) Extremamente severo, (II) Severo, (III) Moderado, (IV) Ligeiro e (V) Não aparente, disponíveis abaixo no quadro 1:

Quadro 1: Categorias de intensidade da erosão de acordo com os valores do coeficiente de erosão (Z):

<b>Categoria de intensidade erosiva</b>	<b>Tipo prevalecente de erosão</b>	<b>Z</b>	<b>Z médio</b>
(I) Extremamente Severa	Em sulcos	1,51	1,25
	Mista	1,21 – 1,50	
	Laminar	1,01 – 1,20	
(II) Severa	Em sulcos	0,91 – 1,00	0,85
	Mista	0,81 – 0,90	
	Laminar	0,71 – 0,80	
(III) Moderada	Em sulcos	0,61 – 0,70	0,55
	Mista	0,51 – 0,60	
	Laminar	0,41 – 0,50	
(IV) Ligeira	Em sulcos	0,31 – 0,40	0,30
	Mista	0,25 – 0,30	
	Laminar	0,20 – 0,24	
(V) Não aparente	Sinais erosivos	0,01 – 0,19	0,10

Fonte: Adaptado de Gavrilovic (1988).

A ferramenta IntErO (Intensity of Erosion and Outflow) (SPADEVIC, 2011) foi desenvolvida para a predição da intensidade da erosão e o pico de descarga do escoamento superficial de bacias hidrográficas. Trata-se de um programa de computação gráfica com o seu algoritmo baseado no EPM (SPADEVIC et al., 2017). O programa é alimentado por parâmetros de entrada que podem ser divididos em aspectos físico-geográficos como a morfometria, topografia, processos hidrológicos, climáticos e antrópicos. Sendo assim, o tempo dedicado ao cálculo da erosão bruta de sedimentos em  $\text{m}^3 \text{km}^{-2} \text{ano}^{-1}$ , assim como outros parâmetros descritos a seguir, é otimizado pela ferramenta computacional.

Quanto aos aspectos relacionados à morfometria, o programa necessita de uma série de parâmetros de entrada. O coeficiente de forma da bacia ( $A_i$ ) (Equação 10) é descrito pela seguinte equação:

$$A_i = 0,195 * \frac{O}{L_v} \quad (\text{Equação 10})$$

Em que,  $O$  é o perímetro da bacia, em km, e  $L_v$  é o comprimento do rio principal, em km.

O coeficiente de desenvolvimento da bacia hidrográfica ( $m$ ), é obtido pela equação 11:

$$m = \frac{O}{2\sqrt{\pi F}} \quad (\text{Equação 11})$$

Em que,  $F$  se refere a área superficial da bacia de drenagem, em  $\text{km}^2$ .

A largura média da bacia ( $B$ ) (Equação 12), é obtida por:

$$B = \frac{F}{L_b} \quad (\text{Equação 12})$$

Em que,  $F$  é a área da bacia, em  $\text{km}^2$ , e  $L_b$  se refere à largura da bacia, em km.

A assimetria da bacia ( $a$ ), é calculado pela equação 13:

$$a = \frac{F_v - F_m}{0,5 * (F_v + F_m)} \quad (\text{Equação 13})$$

Em que,  $F_v$ , é a área da maior parte em largura da bacia hidrográfica; em  $\text{km}^2$ ;  $F_m$ , é a área da menor parte da bacia hidrográfica, em  $\text{km}^2$ .

A densidade de drenagem da bacia hidrográfica ( $G$ ), é calculado pela equação 14:

$$G = \frac{\Sigma L}{F} \quad (\text{Equação 14})$$

Em que,  $\Sigma L$  é o somatório de todos os cursos d'água componentes da rede de drenagem, em km, e  $F$  é a área da bacia, em  $\text{km}^2$ .

O coeficiente de sinuosidade de fluxo ( $K_i$ ), é dado pela equação 15:

$$K_i = \frac{L_v}{L_m} \quad (\text{Equação 15})$$

Em que,  $L_v$  é o comprimento do curso d'água principal da rede de drenagem, em km, e  $L_m$  é a menor distância entre a nascente e a foz do mesmo, em km.

Para os aspectos topográficos, o EPM calcula a altitude média ( $H_{sr}$ ), pela equação 16:

$$H_{sr} = \frac{\Sigma (h*f)}{F} \quad (\text{Equação 16})$$

Em que:  $h$ , é a altitude média acima do nível do mar de 2 linhas de contorno adjacentes, em km;  $f$ , é a área entre 2 linhas de contorno, em  $\text{km}^2$ , e  $F$  é a área da bacia, em  $\text{km}^2$ .

A diferença de elevação média ( $D$ ), (Equação 17) é calculada da seguinte maneira:

$$D = H_{sr} - H_{min} \quad (\text{Equação 17})$$

Em que,  $H_{sr}$  é a elevação média, em m, e  $H_{min}$  é o ponto de menor elevação registrado na bacia, em m.

A declividade média da bacia ( $I_{sr}$ ) é calculado pela equação 18:

$$I_{sr} = \frac{\Sigma (L_{sr} * \Delta h)}{F} \quad (\text{Equação 18})$$

Em que:  $L_{sr}$ , é o comprimento médio de duas linhas de contorno adjacentes, em km,  $\Delta h$ , é a equidistância, em km, e  $F$  é a área da bacia, em  $\text{km}^2$ .

A altura do nível base de erosão da bacia ( $H_{leb}$ ) (Equação 19) é calculado da seguinte maneira:

$$H_{leb} = H_{max} - H_{min} \quad (\text{Equação 19})$$

Em que,  $H_{max}$  e  $H_{min}$  se referem ao local de maior elevação e o local de menor elevação da bacia, respectivamente, ambos representados em m.

O EPM é capaz de estimar o percentual do total de sedimentos retidos na bacia, chamado de coeficiente de retenção ( $R_u$ ), dado pela equação 20:

$$R_u = \frac{\sqrt{O * D}}{0,25 * (L_v + 10)} \quad (\text{Equação 20})$$

Em que,  $D$  é a diferença de elevação média, em km,  $O$  é o perímetro bacia, em km, e  $L_v$  é o comprimento do curso d'água principal da rede de drenagem, em km.

A produção de sedimentos ( $G_{yr}$ ), ou seja, a quantidade efetiva de perda de solo exportada da bacia, é dada pelo produto entre a erosão bruta total e o coeficiente de retenção, apresentado na equação 21:

$$G_{yr} = W_{yr} * R_u \quad (\text{Equação 21})$$

Em que:  $W_{yr}$  é a erosão bruta total da bacia, em  $\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$ , e  $R_u$  é o coeficiente de retenção, em %.

Quanto aos aspectos climáticos, o EPM necessita dos parâmetros de entrada referentes à média da precipitação anual ( $H_{yr}$ ), em mm, temperatura anual média do ar ( $t_0$ ) em ° C, período de incidência climática ( $U_p$ ) e altura máxima da lâmina de chuva ( $h_b$ ). O  $h_b$  é obtido pela seleção de cada mês com maior precipitação em determinado ano dentro da série histórica analisada.



Em outras palavras, investiga-se em que ano registrou-se maior precipitação para o mês de janeiro; qual foi o ano em que registrou-se maior precipitação para o mês de fevereiro, e assim por diante. Este procedimento é realizado para os doze meses do ano, em que, faz-se uma média destes valores obtendo-se um valor médio da série histórica de  $h_b$  em mm.

Além disso, a ferramenta ainda quantifica a capacidade de vazão máxima da bacia ( $Q_{max}$ ) (Equação 22) calculado pelo produto do coeficiente de forma da bacia ( $A_i$ ) (Equação 10), coeficiente de permeabilidade ( $S_1$ ) (Equação 23), coeficiente de cobertura vegetal ( $S_2$ ) (Equação 24), percolação de fluxo na camada subsuperficial ( $W$ ) (Equação 25), aceleração gravitacional ( $g$ ), diferença entre a declividade média e o ponto mais baixo da bacia em km ( $D$ ) e área da bacia em  $km^2$  ( $F$ ).

$$Q_{max} = A_i * S_1 * S_2 * W * \sqrt{2 * g * D * F} \quad (\text{Equação 22})$$

Em que:  $A_i$  é o coeficiente de forma da bacia (adimensional),  $S_1$  é o coeficiente de permeabilidade (adimensional),  $S_2$  é o coeficiente de cobertura vegetal (adimensional),  $W$  é relacionado à percolação de fluxo na camada subsuperficial, em m,  $g$  é a aceleração gravitacional, igual a  $9,81 \text{ m s}^{-2}$ ,  $D$  é a diferença entre a declividade média e o ponto mais baixo da bacia, em km, e  $F$  se refere à área da bacia, em  $km^2$ .

$$S_1 = 0,4 * f_p + 0,7 * f_{pp} + 1,0 * f_o \quad (\text{Equação 23})$$

Em que:  $f_p$ ,  $f_{pp}$  e  $f_o$  são referentes ao percentual da bacia composta por rochas e solos de permeabilidade alta, média e baixa, respectivamente.

$$S_2 = 0,6 * f_s + 0,8 * f_t + 1,0 * f_g \quad (\text{Equação 24})$$

Em que:  $f_s$  se refere ao percentual de área da bacia composta por mata;  $f_t$  por pastagens e culturas permanentes; e  $f_g$  por culturas temporárias, e solos sem cobertura vegetal.

$$W = h_b * (15 - 22 * h_b - 0,3\sqrt{L_v}) \quad (\text{Equação 25})$$

Em que:  $h_b$  se refere ao nível de chuva torrencial, em mm, e  $L_v$  ao comprimento do curso d'água principal, em km.

O EPM mostra boa confiabilidade nas regiões dos Balcãs europeus pelo seu uso consolidado ao longo dos anos. O método foi aplicado em Montenegro (BAROVIC; SPALEVIC, 2015; SPALEVIC et al., 2015), Iran (SOLAIMANI; MODALLALDOUST; LOTFI, 2009; BOSKOVIC et al., 2015), Itália (TAZIOLI, 2009; MILANESI; PILOTTI; CLERICI, 2015), Croácia (DRAGICEVIC; KARLEUSA; OZANIC, 2017), assim como no alto curso da Bacia Platina entre Argentina, Chile e Bolívia (KAZIMIERSKI et al., 2013), entre outros, para a estimativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas, mas também para modelar os impactos econômicos das mudanças na cobertura do solo na produção de

sedimentos (SPADEVIC et al., 2017). No Brasil, o método até agora foi pouco aplicado. Silva, Santos e Silva (2014), utilizaram o EPM para a predição da erosão do solo e produção de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio Tapacurá, na região metropolitana de Recife – PE, e constataram que o EPM pode ser uma ferramenta útil para o monitoramento ambiental e gestão de recursos hídricos, provendo resultados satisfatórios quando usado conjuntamente com pesquisa em campo. Tavares et al. (2017) aplicaram o método em uma sub-bacia no Sul de Minas Gerais e os resultados, comparados ao modelados na mesma área pela RUSLE, foram bastante concordantes, indicando assim aplicabilidade do modelo para as condições tropicais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKERS, P.; WHITE, W. R. Sediment Transport: New Approach and Analysis. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 99, n. 11, p. 2041- 2060, 1973.

ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soil to ecosystem services – A global review. **Geoderma**, v.262, p. 101-111, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Matriz de energia elétrica**. Disponível em: < <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/Operac>>. Acesso em 30 ago. 2017.

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 3, p. 563-572, 2005.

AVANZI, J. C. **Técnicas de prevenção e de controle da erosão laminar**. Lavras: Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, 2010.

BAROVIC, G. et al. Estimation of sediment yield using the intero model in the s1-5 watershed of the Shirindareh river basin, Iran. **Agriculture and Forestry**, v. 61, n. 3, p. 233-243, 2015.

BAROVIC, G.; SPALEVIC, V. Calculation of runoff and soil erosion intensity in the Rakljanska Rijeka watershed, Polimlje, Montenegro. **Agriculture and Forestry**, v. 61, n. 4, p. 109-115, 2015.

BEASLEY, D.; HUGGINS, L.; MONKE, E. ANSWERS: A model for watershed planning. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 23, n. 4, p. 938-944, 1980.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012, 360p.

BIGARELLA, J. J.; BECKER, R. D.; SANTOS, G. F. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. 2.ed., Florianópolis: Ed. Da UFSC, 2007, 1435p.

BORDAS, M. P.; SEMMELMANN, F. R. Elementos de engenharia de sedimento. In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4. ed., Porto Alegre: ABRH, p. 915-943, 2016.

BOSKOVIC, I.; OZIMEC, S.; SPERANDA, M.; SPREM, N.; DEGMECIC, D.; CUROVIC, M.; SPALEVIC, V.; FLORIJANCIC, T. **Morphometric characteristics of the Golden Jackal populations in Eastern Croatia and Eastern Serbia**. Agriculture and Forestry, v. 61, n. 3, p. 61-68, 2015.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A.C.; GUERRA, A.J.T. (org.). **Reflexões sobre a geografia física no Brasil**. 5. ed., Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 153-188, 2014.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The Nature and Properties of Soils**. 15 ed. Columbus: Pearson, 2016, 1071p.

BRASIL. Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=370>>. Acesso em: 03 mai. 2016.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à ciência da geoinformação**. São Jose dos Campos: INPE, 2001. 324 p.

CÂMARA, G.; ORTIZ, M. J. Sistemas de Informação Geográfica para Aplicações Ambientais e Cadastrais: Uma Visão Geral. In: SOUZA, E.; SILVA, M. **Cartografia, Sensoriamento e Geoprocessamento**. Lavras: UFLA/SBEA, p. 59-88, 1998.

CARVALHO, N. O. et al. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 2000, 154p.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2.ed., Rio de Janeiro: Interciência, 2008, 600p.

CASCALE, G.S; ELVIRA, S. P. L; LOZANO, S. J. M. Geographical Information Systems (GIS) and Multi-Criteria Decision Making (MCDM) methods for the evaluation of solar farms locations: Case study in south-eastern Spain. **Renewable and Sustainable Energy**. n. 24, p. 544-556, 2013.

CHANDRASHEKAR, H. et al. GIS-Based Morphometric Analysis of Two Reservoir Catchments of Arkavati River, Ramanagaram District, Karnataka. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1345-1353, 2015.

CHENG, N. S. Exponential Formula for Bedload Transport. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 128, n.10, p. 942-946, 2002.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1980, 188p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1999, 236p.

COLBY, B. R.; HEMBREE, C. H. **Computation of Total Sediment Discharge, Niobrara River near Cody, Nebraska**. Washington: USGS - Water Supply Paper, n. 1357, 1955.

COLBY, B. R. Relationship of unmeasured sediment discharge to mean velocity. **Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 5, p. 708-719, 1957.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Acompanhamento da safra brasileira: café**. Brasília: v. 4 (Safra 2017), n. 3, 2017, 107p. Disponível em:<[http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17\\_09\\_21\\_17\\_00\\_05\\_cafe\\_setembro\\_2017.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17_09_21_17_00_05_cafe_setembro_2017.pdf)>. Acesso em: 06 nov. 2017.

COOK, H. L. The nature and controlling variables of the water erosion process. **Soil Science Society American Journal**, v. 1, p. 487-494, 1937.

CORTEZ, N.; ABREU, M. M. Solos - A pele da Terra. In: MATEUS, A. (Coord.), **Solo: Recurso natural a preservar**. Departamento de Geologia (FCUL), Lisboa, p. 3-5, 2008. Disponível em: <<http://geologia.fc.ul.pt/documents/163.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2015.

CREPANI, E. et al. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao Zoneamento Ecológico-Econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001.

DECHEN, S. C. F. et al. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, v. 74, n. 2, p. 224-233, 2015.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L.; PIROLI, E. L. Simulação de perda de solo por erosão em bacia hidrográfica por meio da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) em dois cenários de uso e manejo do solo. In: ROSALEN, D. L.; FURLANI, C. E. A.; FARIA, R. T. (Org.). **Jubileu de Ouro da SBEA**. 44. ed. Jaboticabal: Associação Brasileira de Engenharia Agrícola, v. 1, p. 1-10, 2015.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 174, p. 24-33, 2017.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in Southern Brazil and implications for land conservation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, n. 11, p. 2334-2346, 2015.

DOTTERWEICH, M. The history of human-induced soil erosion: geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation—a global synopsis. **Geomorphology**, v. 201, p. 1-34, 2013.

DRAGICEVIC, N.; KARLEUSA, B.; OZANIC, N. A review of the Gavrilovic method (erosion potential method) application. **Gradevinar**, v. 68, n. 9, p. 715-725, 2016.

DRAGICEVIC, N.; KARLEUSA, B.; OZANIC, N. Erosion Potential Method (Gavrilovic Method) sensitivity analysis. **Soil and Water Resources**, v. 12, n. 1, p. 51-59, 2017.

DURÃES, M. F. **Desenvolvimento do índice de perturbação hidrossedimentológica: aplicação nas bacias hidrográficas dos rios Paraopeba e Sapucaí, MG**. Lavras: UFLA, 2013, 224p.

EINSTEIN, H. A. **The bed load function for sediment transportation in open channel flows.** USDA, S.C.S., T.B, n. 1026, 1950.

ENGELUND, F.; HANSEN, E. **A Monograph on Sediment Transport in Alluvial Streams.** Copenhagen: Teknisk Verlag, 1967.

ESCAURIAZA, C.; PAOLA, C.; VOLLER, V. R. Computational models of flow, sediment transport and morphodynamics in rivers. In: Ed. TSUTSUMI, D.; LARONNE, J. B. (orgs.) **Gravel-bed rivers: process and disasters.** Oxford: Wiley-Blackwell, p. 1-32, 2017.

ESPINDOLA, C. R. A pedologia e a evolução das paisagens. **Revista do Instituto Geológico**, v. 31, n. 1, p. 67-92, 2010.

ESTRADA-CARMONA, N. et al. Quantifying model uncertainty to improve watershed-level ecosystem service quantification: a global sensitivity analysis of the RUSLE. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 13, n. 1, p. 40–50, 2017.

FARHAN, Y. et al. Quantitative analysis of geomorphometric parameters of Wadi Kerak, Jordan, using remote sensing and GIS. **Journal of Water Resource and Protection**. v. 7, p. 456-475, 2015.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem Complicação.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. **USDA Water Erosion Prediction Project hillslope and watershed model documentation.** NSERL Report No. 10. West Lafayette: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 1995, 40p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO); INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS (ITPS). **Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report.** Roma, 2015, 648p.

GARCIA, Y. M. **Conflitos de uso do solo em APPs na bacia hidrográfica do Córrego Barra Seca (Pederneiras/SP) em função da legislação ambiental**. 2014. 126f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2014.

GAVRILOVIC, S. The use of empirical method (erosion potential method) for calculating sediment production and transportation in unstudied or torrential streams. In: WHITE, W. R. (ed.) **International Conference on River Regime**. Chichester, p. 411– 422, 1988.

GAVRILOVIC, S. Torrents and Erosion Engineering. **Izgradnja** - Special Edition, Belgrade (in Serbian), 1972, 292p.

HE, B. et al. Analysis of stream water quality and estimation of nutrient load with the aid of Quick Bird remote sensing imagery. **Hydrological Sciences Journal**, v. 57 n.5, p. 850–860, 2012.

HU, B. et al. Sedimentation in the Three Gorges Dam and the future trend of Changjiang (Yangtze River) sediment flux to the sea. **Hydrology & Earth System Science Journal**, v. 13, p. 2253-2264, 2009.

JACÓ, A. P. et al. Implantação de uma base de dados digital do meio físico e socioeconômico da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Bocaina (Passos - MG). **Ciência et Praxis**, v. 9, n. 17, p. 59-66, 2016.

KARIM, F. Bed Material Discharge Prediction for Nonuniform Bed Sediments. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 124, n. 6, p.597-604, 1998.

KAZIMIERSKI, L. D. et al. Impact of climate change on sediment yield from the upper Plata basin. **International Journal of River Basin Management**, v. 11, n. 4, p. 1–11, 2013.

KIM, H.S. **Soil erosion modeling using RUSLE and GIS on the IMHA watershed, South Korea**. 2006. 131f. Dissertação (Mestrado) - Colorado State University. Denver, 2006.



KINNELL, P.I.A. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, v. 145, p. 257-265, 2016.

KNISEL, W. **CREAMS: A field-scale models for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems**. U.S. Department of Agriculture, Report 26, 1980.

LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, região oeste do estado do Paraná**. 2003. 121f. Dissertação de Mestrado - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

LETAIFA, S. B. How to strategize smart cities: Revealing the SMART model. **Journal of Business Research**, v. 68, n. 7, p.1414-1419, 2015.

LIMA, J. E. F. W. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos na bacia experimental do rio Jardim – DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 8, n. 2, p. 23-36, 2007.

LONGLEY, P. A. et al. **Sistemas e Ciência da Informação Geográfica**. 3. ed., Porto Alegre: Bookman, 2013, 540p.

LUBIN, D.; MASSOM, R. **Polar Remote Sensing Volume 1: Atmosphere and Oceans**. Berlin: Springer-Verlag, 2006, 756 p.

MAGALHÃES, R. A. **Processos Erosivos e Métodos de Contenção** CEEB, 1995, Ouro Preto.

MELO, D. C. D.; CABRERA, M. C. M., WENDLAND, E. Balanço hídrico e modelagem computacional visando estimar recarga subterrânea. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 1, p. 66-78, 2017.

MEYER-PETER, E.; MULLER, R. Formulas for Bed Load Transport, In: **Proceedings of 3rd Meeting of International Association of Hydraulic Research**., Stockholm, p. 39-64, 1948.

MILANESI, L.; PILOTTI, M.; CLERICI, A. The application of the Erosion Potential Method to alpine areas: Methodological improvements and test case. In: LOLLINO, G. (Org.) **Engineering geology for society and territory, vol. 3**. Basel: Springer International Publishing Switzerland, p. 347-350, 2015.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA. Ecosystems and human well-being: summary for decision makers. In: **Ecosystems and human well-being biodiversity synthesis**. Washington: Island Press, p. 1-16, 2005.

MITASOVA, H. M.; MITAS, L.; BROWN, W. M.; JOHNSTON, D. M. **Terrain modelling and soil erosion: applications for Ft. Hood report for USA CERL**. Champaign: University of Illinois, 2001.

MITASOVA, H. M.; MITAS, L. Modelling soil detachment with RUSLE 3D using GIS. Champaign: University of Illinois, 1999.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2005, 304p.

NASCIMENTO, W. M.; VILLAÇA, M. G. Bacias hidrográficas: planejamento e gerenciamento. **AGB-TL**, n. 7, 2008.

NEARING, M. A. et al. Rainfall erosivity: an historical review. **Catena**, v. 157, p. 357-362, 2017.

NEEDELMAN, B. A. What are Soils?. In: **Nature Education Knowledge**, v. 4, n. 3, 2013.

NISAR, A. T. R.; GOPAL, R. K.; MURTHY, J.S.R. Fuzzy class membership approach to soil erosion modeling. **Agricultural Systems**, v. 63, n. 2, p. 97-110, 2000.

OLIVEIRA, A. H. et al. Development of Topographic Factor Modeling for Application in Soil Erosion Models. In: SORIANO, M. C. H. **Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment**. Rijeka: InTech, p. 111-138, 2013.

OLIVEIRA, F. G.; SERAPHIM, O. J.; BORJA, M. E. L. Estimativa de perdas de solo e do potencial natural de erosão da bacia de contribuição da Microcentral Hidrelétrica do Lageado, Botucatu – SP. **Energia na Agricultura**, v. 30, n. 3, p. 302-309, 2015.

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Erosion Risk Mapping Applied to Environmental Zoning. **Water Resources Management**, v. 25, n. 3, p. 1021-1036, 2011.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). **Volume útil dos principais reservatórios**. Disponível em: < <http://ons.org.br/pt/paginas/energia-agora/reservatorios>> Acesso em: 06 nov. 2017.

OUYANG, W. et al. Soil erosion and sediment yield and their relationships with vegetation cover in upper stream of the Yellow River. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 396-403, 2010.

PAIVA, J. B. D. **Avaliação dos modelos matemáticos de cálculo de transporte de sedimentos em rios**. 315f. 1988. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K. A. New european slope length and steepness factor for modeling soil erosion by water. **Geosciences**, v. 5, p. 117-126, 2015.

PIMENTEL D. Soil erosion: a food and environmental threat. **Environment Development & Sustainability**, v. 8, p. 119-137, 2006.

QIU, J.; TURNER, M. G. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. **Ecosphere**, v. 6, n. 11, p. 1-19, 2015.

RENARD K. G. et al. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. Washington, DC: USDA, Agriculture Handbook n. 703, 1997. 384p.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Conceitos básicos de modelagem hidrológica. In: MEIRELLES, M. S. P. (org.) **Geomática: modelos e aplicações ambientais** / Editores

técnicos: Margareth Simões Penello Meirelles, Gilberto Camara e Cláudia Maria de Almeida – Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, p. 529-560, 2007.

RICHARDS, J.A. **Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction**. 5 ed. Berlin: Springer-Verlag, 2013, 494 p.

RIGHETTO, A.M.; VAZ, A. C. **Hidrologia e recursos hídricos**. 2. ed. São Carlos: Universidade de São Paulo, 2013, 840p.

ROCHA, C. H. B. **Geoprocessamento: Tecnologia transdisciplinar**. 2. ed. Juiz de Fora: Ed. do Autor, 2002. 220p.

RODRIGUES, J. M. D.; LIMA, E. C. Análise dos Sistemas Ambientais da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Bom Jesus: Diretrizes para o Planejamento e Gestão Ambiental. **Espaço Aberto**, v. 6, n.2, p. 89-102, 2016.

SANTOS, I. et al. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, LACTEC, 2001, 372p.

SCAPIN, J.; PAIVA, J. B. D.; BELING, F. A. Avaliação de métodos de cálculo do transporte de sedimentos em um pequeno rio urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 4, p. 5-21, 2007.

SILVA, M. K. A.; ROSA, R. Metodologia para simulação de vazão em bacias hidrográficas: o caso da sub-bacia hidrográfica Fazenda Letreiro – MG. **Caderno de Geografia**, v.27, n.48, p.44-72, 2017.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, A. M. Predicting soil erosion and sediment yield in the Tapacurá catchment, Brazil. **Journal of Urban Environmental Engineering**, v.8, n.1, p. 75-82, 2014.

SILVA, V. D. **Análise de perda de solo, utilizando o modelo (RUSLE) Revised Universal Soil Loss Equation, aplicado com auxílio das técnicas de geoprocessamento na bacia do**

**Ribeirão Reis, Maringá-PR.** 2008. 109f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

SOLAIMANI, K.; MODALLALDOUST, S.; LOTFI, S. Soil erosion prediction based on land use changes (A case in Neka watershed). **American Journal of Agricultural and Biological Sciences**, v. 4, p. 97–104, 2009.

SPALEVIC, V. et al. Soil erosion in the river basin of Provala, Montenegro. **Agriculture and Forestry**, v. 61, n. 4, p. 133-143, 2015.

SPALEVIC, V. **Impact of land use on runoff and soil erosion in Polimlje.** 2011. 260f. Doctoral thesis - Faculty of Agriculture, University of Belgrade, Belgrade, 2011.

SPALEVIC, V. et al. Ecological-Economic (Eco-Eco) Modelling in the River Basins of Mountainous Regions: Impact of Land Cover Changes on Sediment Yield in the Velicka Rijeka, Montenegro. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, v. 45, n. 2, p. 602-610, 2017.

TAGLIARINI, F. S. N. et al. Avaliação morfométrica da microbacia do Córrego do Bebedouro, Planalto - SP. **Energia na Agricultura**, v. 30, n. 4, p. 402-410, 2015.

TANGESTANI, M. H. Comparison of EPM and PSIAC models in GIS for erosion and sediment yield assessment in a semi-arid environment: Afzar Catchment, Fars Province, Iran. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 27, n. 5, p. 585-597, 2006.

TAVARES, A. S. et al. Modelos de Erosão Hídrica e Tolerância das Perdas de Solo em Latossolos Distróficos no Sul de Minas Gerais. **Revista do Departamento de Geografia (USP)**, Volume Especial – Eixo 12, p. 268-277, 2017.

TAZIOLI, A. Evaluation of erosion in equipped basins, preliminary results of a comparison between the Gavrilovic model and direct measurements of sediment transport. **Environmental Geology**, v. 56, p. 825–831, 2009.

TONELLO, K. C. et al. Diagnóstico hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, município de Guanhães, MG, Brasil. **Ambi-Agua**, v. 4, n. 1, p.156-168, 2009.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4. ed., Porto Alegre: ABRH, 2016, 943p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008, 632p.

UNITED NATIONS POPULATION FUND (UNFPA). **Relatório sobre a situação da população mundial 2016**. New York: ONU, 2016. 137p. Disponível em:<<http://www.unfpa.org.br/Arquivos/swop2016>>. Acesso em: 06 nov. 2017.

UNITED NATIONS (UN). **Population distribution, urbanization, internal migration and development: An international perspective**. New York: United Nations Department of Economics and Social Affairs, 2011. Disponível em: <<http://www.un.org/esa/population/publications/PopDistribUrbanization/PopulationDistributionUrbanization.pdf>>. Acesso em: 06 nov. 2017.

VAEZI, A. R.; AHMADI, M.; CERDÀ, A. Contribution of raindrop impact to change of soil properties and water erosion under semi-arid rainfall. **Science of Total Environment**, 2017, 11p.

VAN RIJN, L. C. Sediment Transport, Part I: Bed Load Transport. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 110, n. 10, p.1431-1456, 1984.

\_\_\_\_\_. Sediment Transport, Part II: Suspended Load Transport. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 110, n.11, p.1613-1641, 1984.

\_\_\_\_\_. Sediment Transport, Part III: Bed Forms and Alluvial Roughness. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 110, n.12, p.1733-1754. 1984.

\_\_\_\_\_. **Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas**. Amsterdam: Aqua, 1993.

VAZQUES, B. A. F.; WINCK, B. R. Erosão – Princípios e recomendação de controle. Cap. 6. In: POLETO, C. **Bacias hidrográficas e recursos hídricos**. 1. ed., Rio de Janeiro: Interciência, p. 125-158, 2014.

VERSTRAETEN, G. et al. Sediment yield variability in Spain: a quantitative and semiquantitative analysis using reservoir sedimentation rates. **Geomorphology**, v. 50, p. 327-348, 2003.

WENDLAND, E.; RABELO, J. L. Incertezas nos modelos de fluxo subterrâneo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, p. 147-160, 2010.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning**. Washington, DC: USDA, Agriculture Handbook n. 282, 1978, 58p.

WOOLHISER, D.A., SMITH, R.E.; GOODRICH, D.C. **KINEROS, a Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual**. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77, 1990, 130p.

WU, C. H. et al. Estimating sediment deposition volume in a reservoir using the physiographic soil erosion-deposition model. **International Journal of Sediment Research**., v. 27, n. 3, p. 362-377, 2012.

YANG, C.T. Incipient Motion and Sediment Transport. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, v. 99, n.10, p.1679-1701, 1973.

**PARTE 2.****ESTIMATIVAS DE EROSÃO HÍDRICA PELA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA  
DE SOLO REVISADA E MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL**

Artigo redigido de acordo com as normas do periódico Bragantia.



1 **ESTIMATIVAS DE EROSÃO HÍDRICA PELA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE**  
2 **PERDA DE SOLO REVISADA E MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL**

3  
4 **WATER EROSION ESTIMATED BY REVISED UNIVERSAL SOIL LOSS**  
5 **EQUATION AND EROSION POTENTIAL METHOD**

6  
7 Augusto César Ferreira Guícardi<sup>1</sup>, Natanael Rodolfo Ribeiro Sakuno<sup>1</sup>, Joaquim Ernesto  
8 Bernardes Ayer<sup>2</sup>, Marx Leandro Naves Silva<sup>3</sup>, Junior Cesar Avanzi<sup>3</sup>, Velibor Spalevic<sup>4</sup>,  
9 Eric Batista Ferreira<sup>5</sup>, Ronaldo Luiz Mincato<sup>6</sup>

10  
11 <sup>1</sup>PPGCA - Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL-MG –  
12 [augusto\\_guicardi@hotmail.com](mailto:augusto_guicardi@hotmail.com); [natanael.sakuno@gmail.com](mailto:natanael.sakuno@gmail.com)

13 <sup>2</sup>Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP – [joaquimeba@yahoo.com.br](mailto:joaquimeba@yahoo.com.br)

14 <sup>3</sup>DCS - Universidade Federal de Lavras – UFLA – [marx@dcs.ufla.br](mailto:marx@dcs.ufla.br);  
15 [junior.avanzi@dcs.ufla.br](mailto:junior.avanzi@dcs.ufla.br)

16 <sup>4</sup>University of Montenegro – [velibor.spalevic@ac.me](mailto:velibor.spalevic@ac.me)

17 <sup>5</sup>ICEx - Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL-MG – [eric.ferreira@unifal-](mailto:eric.ferreira@unifal-)  
18 [mg.edu.br](mailto:mg.edu.br)

19 <sup>6</sup>ICN – Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL-MG –  
20 [ronaldo.mincato@gmail.com](mailto:ronaldo.mincato@gmail.com)

21

22

23

24

25 **ESTIMATIVAS DE EROSÃO HÍDRICA PELA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE**  
26 **PERDA DE SOLO REVISADA E PELO MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL**

27

28 **RESUMO:** A evolução dinâmica da paisagem, sob condições naturais, ocorre em  
29 equilíbrio entre morfogênese e pedogênese. Entretanto, a falta de manejo adequado dos  
30 solos potencializa a erosão e causa prejuízos socioeconômicos e ambientais. Este trabalho  
31 visou estimar as perdas de solo por erosão hídrica entre novembro de 2016 e outubro de  
32 2017 na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas, Minas Gerais. As  
33 perdas de solo médias de 10,01 e 8,49 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, foram estimadas, respectivamente,  
34 pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada e pelo Método de Erosão Potencial.  
35 Assim, 28,63% e 52,22% da área apresenta valores acima do limite de Tolerância de  
36 Perda de Solo, de 9,52, 9,99 e 8,94 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para as unidades Latossolo Vermelho  
37 distrófico em relevo plano a suave ondulado, ondulado e forte ondulado, respectivamente.  
38 Entretanto, num cenário com culturas com manejos conservacionistas e ausência de sinais  
39 erosivos, tais perdas médias reduziriam de 10,01 para 2,70 e de 8,49 para 5,16 Mg ha<sup>-1</sup>  
40 ano<sup>-1</sup>, onde apenas 3,27% e 18,05% da área estariam com perdas acima do limite de  
41 Tolerância de Perda de Solo. A correlação entre os métodos aplicados foi de  $r_s = 0,6865$ .  
42 Porém, com concordância apenas nas áreas de mata nativa. O Método de Erosão Potencial  
43 pode ser utilizado em condições edafoclimáticas tropicais, como ferramenta rápida,  
44 eficaz, de baixo custo para a identificação de áreas com processos erosivos acentuados e  
45 assim, possibilitar a proposição de medidas mitigadoras que visem a sustentabilidade  
46 agrícola e ambiental.

47

48 **Palavras-chave:** RUSLE, EPM, manejo conservacionista, modelagem da erosão.

49

## 50 **INTRODUÇÃO**

51 Em condições naturais, a erosão geológica ocorre em equilíbrio metaestável, em  
52 que, o rebaixamento do nível de erosão é compensado pela alteração contínua das rochas,  
53 gerando solos (BRADY e WEIL, 2016). No entanto, o rompimento de tal equilíbrio,  
54 favorece a erosão, que pode ser lenta, acelerada e até atingir níveis catastróficos  
55 (ESPINDOLA, 2010).

56 Segundo a FAO (2015), 33% das terras continentais estão degradadas e as  
57 principais causas de degradação são o uso de agrotóxicos, o desmatamento e a erosão  
58 hídrica. A erosão hídrica é uma das formas mais intensas de degradação do solo, causando  
59 a redução da capacidade produtiva e devastação ambiental (KINNELL, 2016). No Brasil,  
60 são estimadas perdas de 616,5 milhões de toneladas de solo ao ano por erosão com custos  
61 de US\$ 1,3 bilhão (DECHEN et al., 2015). Além disso, 61% da energia elétrica brasileira  
62 é de origem hidrelétrica (ANEEL, 2017), o que tornam essenciais os estudos sobre erosão  
63 para abrandar o assoreamento de rios e reservatórios para reduzir custos de manutenção  
64 do maquinário danificado pela abrasão de sedimentos (CARVALHO, 2008).

65 O Estado de Minas Gerais é importante no abastecimento hídrico e energético do  
66 Brasil. O reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Furnas, abrange 34 municípios  
67 com 1.440 km<sup>2</sup> inundados na região sul do estado. Além disso, a região é a segunda maior  
68 em participação, com 12,9%, no Produto Interno Bruto da agropecuária estadual (FJP,  
69 2014), baseada na produção de milho, soja e sorgo e, principalmente, café, que responde  
70 por 29,52% da produção brasileira, com 493.988 ha cultivados (CONAB, 2017).

71 Estudos para estimar as perdas de solo, de água, de nutrientes e de carbono  
72 orgânico são essenciais para avaliar a eficácia das técnicas de manejo nos diferentes tipos

73 de usos do solo (RENARD et al., 1997). Além disso, permitem planejar e propor  
74 melhorias nas práticas de manejo do solo, para reduzir as perdas ou, no mínimo, deixá-  
75 las abaixo dos limites da Tolerância de Perda de Solos (TPS) de forma a promover a  
76 sustentabilidade agrícola, socioeconômica e ambiental em longo prazo. (BERTONI e  
77 LOMBARDI NETO, 2012). O método de Bertol e Almeida (2000) é o mais utilizado para  
78 o cálculo da TPS por pesquisadores brasileiros pela facilidade de obtenção dos atributos  
79 do solo e por considerar o maior número de atributos que influenciam no processo de  
80 formação dos solos (MENDES JÚNIOR et al., 2018).

81 Neste contexto, modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos para quantificar  
82 e qualificar os impactos ambientais frente ao crescimento demográfico, urbanização e  
83 demanda por commodities agrícolas (UNFPA, 2016). Dentre os modelos há os amparados  
84 em princípios físicos como o ANSWERS de Beasley et al. (1980), o WEPP de Flanagan  
85 e Nearing (1995) e o SWAT de Arnold e Fohrer (2005), entre outros. Há ainda os métodos  
86 empíricos, como a Equação Universal de Perda de Solos (USLE), de Wischmeier e Smith  
87 (1978), e sua versão revisada (RUSLE) de Renard et al. (1997), e o Método de Erosão  
88 Potencial (EPM) de Gavrilovic (1988) complementado pelo software de Intensidade de  
89 Erosão e Fluxo de Saída (IntErO) aplicado por Spalevic et al. (2015), entre outros. Dentre  
90 estes, a RUSLE é a mais amplamente empregada no Brasil e o EPM é ainda pouco  
91 difundido no Brasil.

92 O presente estudo visou aplicar o EPM por meio de Sistema de Informação  
93 Geográfica (SIG) complementado pelo IntErO, para estimar as perdas de solo por erosão  
94 hídrica na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas – MG, e comparar  
95 os resultados obtidos com o EPM com os da RUSLE.

## 96 MATERIAL E MÉTODOS

97 A pesquisa ocorreu entre novembro de 2016 e outubro de 2017 na área de estudo,  
98 que está inserida na Unidade de Planejamento do Entorno do Reservatório de Furnas  
99 (GD3), entre as coordenadas UTM 23K 401.000 a 405.500 m E e 7637.500 a 7625.500  
100 m N no Município de Alfenas, Sul de Minas Gerais (Figura 1). O arcabouço geológico  
101 da área é dominado pelos Ortognaisses Alfenas e Elói Mendes, neoproterozoicos (CPRM  
102 e UFRJ, 2010). O clima, na classificação de Köppen, é Tropical Mesotérmico (CwB),  
103 com média de 21° C com precipitação média de 1.500 mm ano<sup>-1</sup> (ALVARES et al., 2013).

104 Alfenas está localizado na transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado  
105 com fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual. (SCOLFORO e CARVALHO,  
106 2006). Os Latossolos ocupam 52,8% do estado (UFV et al., 2010) e estão assim  
107 distribuídos na sub-bacia: Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano a suave  
108 ondulado - LVd1 (até 8% de inclinação), em ondulado - LVd2 (de 8% até 20% de  
109 inclinação) e em forte ondulado – LVd3 (declives maiores que 20% de inclinação)  
110 (AYER et al., 2015). Devido à pequena variabilidade dos solos, o mapeamento resultou  
111 no Mapa Digital de Solos a partir da declividade do relevo (SANTOS et al., 2014).

112 O Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC) foi  
113 gerado no SIG ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016) pela interpolação das curvas de nível e cotas  
114 altimétricas da área e as depressões espúrias retificadas no SAGA GIS 4.0.1 (CONRAD  
115 et al., 2017). O mapeamento de uso e ocupação do solo, foi realizado de forma  
116 supervisionada a partir de imagem em composição colorida com azul sintético do Satélite  
117 Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres (CBERS 4) órbita/ponto 154/124, de 10/07/2016  
118 fusionada com resolução espacial de 5 m.

119 A equação universal de perda de solo revisada, RUSLE (RENARD et al., 1997)  
120 incorpora técnicas de sensoriamento remoto e SIG na USLE (WISCHMEIER e SMITH,  
121 1978), que contempla fatores naturais (R, K, LS) e antrópicos (C, P) (Equação 1).

$$122 \quad A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

123 Em que: R é a erosividade de chuva, em MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>; K é a erodibilidade do  
124 solo, em Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>; LS é o fator topográfico, que considera a declividade e o  
125 comprimento de rampa (adimensional); C é o fator uso e manejo (adimensional); e P é o  
126 fator práticas conservacionistas (adimensional).

127 O LS foi obtido a partir do SIG SAGA GIS 4.0.1 (CONRAD et al., 2017), pelo  
128 método de Moore et al. (1991), baseado na teoria da Potência Unitária do Escoamento,  
129 em que, o escoamento da água na superfície do solo possui energia capaz de desagregar  
130 e transportar partículas no sentido do declive. Para tanto, foi utilizada a relação entre a  
131 declividade obtida pelo algoritmo D<sub>∞</sub> e a área de contribuição específica, obtida pela  
132 razão entre a direção múltipla e a área de fluxo acumulado (ZANIN et al., 2017) que  
133 representa o fluxo difuso nas células do modelo digital de elevação em vez do fluxo  
134 unidirecional (MINELLA et al., 2010).

135 O fator R de 6.500 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> foi obtido por Aquino et al. (2012). Para  
136 o fator K foram considerados 0,009755, 0,008517, e 0,02071 Mg h ha MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para  
137 LVd1, LVd2 e LVd3, respectivamente (AYER et al., 2015). Para os fatores C e P, foram  
138 utilizados os valores da tabela 1.

139 O método de erosão potencial, EPM (GAVRILOVIC, 1988), visa estimar a  
140 produção e transporte anual de sedimentos, as formas e a intensidade da erosão,  
141 analisando as características físico-geográficas e hidrológicas da bacia hidrográfica. É

142 utilizado na Europa, Oriente Médio, Norte da África e América Latina na predição de  
143 erosão no planejamento de bacias hidrográficas (DRAGICEVIC et al., 2016).

144 No Brasil, a aplicação é recente (SILVA et al., 2014b). Tavares et al. (2017)  
145 aplicaram em sub-bacias e os resultados indicam a aplicabilidade do modelo para as  
146 condições tropicais. Pelo EPM é possível estimar o rendimento bruto total por erosão na  
147 bacia hidrográfica com as equações descritas na tabela 2.

148 A partir da equação básica do EPM, foi desenvolvido o software IntErO (Intensity  
149 of Erosion and Outflow) e aplicado por Spalevic (2015), para quantificar a taxa anual de  
150 erosão bruta ( $W_{yr}$ ), produção anual de sedimentos ( $G_{yr}$ ) e coeficiente de retenção de  
151 sedimentos ( $R_u$ ) de bacias hidrográficas, entre outros parâmetros hidrológicos (Tabela 2).

152 Para os fatores climáticos, a partir de séries históricas de temperatura, foi obtido  
153 20° C para  $t_0$  e 1,45 para T. Séries históricas de precipitação média anual resultaram em  
154 1.321,5 mm ano<sup>-1</sup> para  $H_{yr}$ . Para a determinação da altura máxima da lâmina d'água ( $h_b$ ),  
155 foi selecionado o valor máximo de precipitação de cada mês de 1968 a 2017, sendo  
156 alcançado 87,3 mm.

157 Para Y, Gavrilovic (1988) propôs valores que variam de 0,25 para afloramentos  
158 rochosos a 2,0 para solos arenosos e pouco coesos. Os valores para cada tipo de uso e  
159 cobertura do solo ( $X_a$ ), foram estimados com base na literatura sobre o fator C da USLE,  
160 para as culturas agrícolas comuns em regiões tropicais, variando de 0,05 para vegetação  
161 nativa a 1,0 para áreas de solo exposto.

162 No coeficiente de sinais visíveis de erosão ( $\varphi$ ), adota-se 0,1 para áreas com  
163 vegetação nativa; 0,3, 0,5 e 0,6 para áreas com erosão fraca, moderada e considerável,  
164 sem sinais visíveis, respectivamente; 0,7 para áreas de solo exposto, 0,8 para feições  
165 erosivas visíveis sem sulcos, 0,9 para erosão em sulcos e 1,0 para voçorocas. As áreas

166 com feições erosivas em estágio avançado, como voçorocas e ravinas, relacionadas ao  $\varphi$ ,  
167 foram discriminadas com imagens Google Earth de alta resolução de 02/06/2017  
168 (GOOGLE EARTH PRO, 2017). As áreas que não apresentaram feições observáveis,  
169 foram discriminadas pelo uso e práticas de manejo adotadas.

170 A partir da equação 4 (tabela 2), Gavrilovic (1988) determinou cinco grupos de  
171 acordo com o potencial erosivo: I – erosão extremamente severa, com Z variando de 1,01  
172 a 1,20 para erosão prevalecente do tipo laminar, 1,21 a 1,50, do tipo mista e maior que  
173 1,51 do tipo em sulcos; II – erosão severa, com Z variando de 0,71 a 0,80 para erosão  
174 prevalecente do tipo laminar, 0,81 a 0,90, do tipo mista e de 0,91 a 1,00 do tipo em sulcos;  
175 III – erosão moderada, com Z variando de 0,41 a 0,50 para erosão prevalecente do tipo  
176 laminar, 0,51 a 0,60, do tipo mista e de 0,61 a 0,70 do tipo em sulcos; IV – erosão ligeira,  
177 com Z variando de 0,20 a 0,24 para erosão prevalecente do tipo laminar, 0,25 a 0,30, do  
178 tipo mista e de 0,31 a 0,40 do tipo em sulcos; e V – erosão não aparente para valores de  
179 Z de até 0,19 com sinais imperceptíveis.

180 Para análise estatística foram considerados 8858 pontos distribuídos  
181 aleatoriamente entre todos os tipos de uso e ocupação do solo. A análise estatística foi  
182 realizada no software R Studio (RSTUDIO TEAM, 2015) e as perdas de solo estimadas  
183 foram correlacionadas pelo método de Spearman. Para avaliar os dois métodos foi  
184 realizado o teste de Bland-Altman que pondera a concordância entre eles, a partir do  
185 diagrama de dispersão entre a diferença e a média das duas variáveis. Assim, o viés é  
186 visualizado pelo quanto as diferenças se afastam de 0, e o erro, pela dispersão das  
187 diferenças em torno da média (HIRAKATA e CAMEY, 2009). O intervalo de  
188 concordância é construído entre +1,96 e -1,96 somado ao desvio padrão das diferenças.  
189 Os dados além desse intervalo são atípicos.



## 190 **RESULTADOS E DISCUSSÕES**

191 A base cartográfica e as estimativas das perdas de solo revelaram uma declividade  
192 média da sub-bacia ( $I_{sr}$ ) de 10%, sendo que, 86,68% da área possui inclinação de até 20%  
193 correspondente ao declive plano a ondulado e 13,32% ao forte ondulado. Este relevo  
194 suave, reflete o fator LS que varia de 0 a 14,13, com 58,55% da área com LS até 1. Os  
195 valores de LS de 1 a 3 representam 36,55% nas áreas de terraços fluviais e os demais  
196 4,9% nas maiores declividades.

197 Para o coeficiente  $X_a$  foram utilizados os valores da tabela 3, que ilustram a melhor  
198 aproximação dos tipos de uso e ocupação do solo na região, do que os originais  
199 estabelecidos por Gavrilovic (1988). Para as matas nativas foi adotado 0,05, para as  
200 pastagens 0,5 e para os cafezais e eucaliptais, áreas de culturas permanentes, 0,6. Valores  
201 mais elevados foram para as áreas agrícolas temporárias que exercem menor proteção ao  
202 solo, sendo que para o milho em sucessão com feijão ou soja, foi 0,7 e para a cana-de-  
203 açúcar, 0,8, considerando a prática de manejo de plantio em nível. Para as áreas de solo  
204 exposto, incluindo as estradas rurais, 1,0.

205 Para o coeficiente Y foram propostas classes de solos a partir do material  
206 parental característico de áreas tropicais (Tabela 4). Foi adotado 0,8 para os Latossolos  
207 Vermelhos distróficos, com mais de 2 m de profundidade e relação textural menor que  
208 1 (AYER et al., 2015). Este valor é justificado ainda pela estabilidade dos Latossolos da  
209 região com bom grau de consistência de agregados e que proporciona boa infiltração  
210 (SILVA et al., 2014a). Para Demarchi e Zimback (2014), solos mais profundos e bem  
211 drenados apresentam valores de tolerância mais elevados e a redução da erodibilidade  
212 é proporcional ao aumento dos teores de argila e de matéria orgânica no solo.

213 Foi atribuído  $\phi$  0,1 para as áreas de vegetação nativa, pela ausência de feições  
214 erosivas, e 0,3 para os cafezais, que apesar do potencial erosivo do relevo acidentado, não  
215 apresentaram feições visíveis de erosão. Para as áreas de pastagens e de eucalipto foi  
216 atribuído 0,5, por não apresentarem feições visíveis de erosão. O maior valor relacionado  
217 às culturas agrícolas foi de 0,6, para o milho e a cana-de-açúcar, áreas mais susceptíveis  
218 aos processos erosivos lineares. Foram atribuídos 0,7 e 0,8 para áreas de solo exposto e  
219 feições erosivas sem fluxo preferencial aparente, respectivamente. O valor 1,0 foi adotado  
220 para uma voçoroca na área urbana do município.

221 Para o valor médio do coeficiente de erosão (Z) foi obtido 0,22, que pertence à  
222 categoria de intensidade erosiva do tipo ligeira (IV) (GAVRILOVIC, 1988).

223 A Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca apresentou uma  
224 susceptibilidade de perda de solo total estimada pela RUSLE de 27.008,06 Mg ano<sup>-1</sup> e  
225 taxa de erosão de 10,01 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Tabela 5), similares aos de Ayer et al. (2015). Já,  
226 o EPM pelo SIG apresentou susceptibilidade de perda de solo total estimada em 22.924,94  
227 Mg ano<sup>-1</sup>, com taxa de erosão de 8,49 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O IntErO apresentou uma  
228 susceptibilidade de perda bruta total de solo de 20.316 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>. Para a conversão da  
229 unidade de volume em massa foi utilizado a densidade de 1,060 g cm<sup>-3</sup> (MENDES  
230 JÚNIOR et al., 2018). Assim, foi obtido 21.534 Mg ano<sup>-1</sup>, com uma perda média estimada  
231 de 8,31 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, sendo que, destes, 2.670 Mg ano<sup>-1</sup> são exportados da sub-bacia,  
232 considerando o coeficiente de retenção de 0,124%. As maiores perdas de solo estimados  
233 pelo EPM via SIG do que pelo IntErO, é devido à possibilidade de adequação às  
234 condições tropicais dos coeficientes Y e X<sub>a</sub> para o SIG.

235 As taxas de perdas de solos apresentadas pela RUSLE foram maiores do que as  
236 do EPM, com exceção das áreas de mata nativa e de culturas temporárias. As maiores

237 taxas, em ambos os modelos, ocorreram nos solos expostos, porém as taxas na RUSLE  
238 foram mais expressivas do que no EPM. Em contrapartida, as áreas de mata nativa  
239 apresentam perdas ínfimas, reiterando o papel protetivo da vegetação nativa (SILVA et  
240 al., 2016). Isto, devido às culturas temporárias apresentarem diferentes valores de C e P  
241 para as culturas de milho com feijão ou soja e cana-de-açúcar, que resultaram em perdas  
242 menores na RUSLE. No EPM, as perdas estimadas para as culturas permanentes são  
243 próximas das estimadas pela RUSLE, entretanto, dobraram nas áreas de culturas  
244 temporárias. A distribuição geográfica das perdas de solo, categorizada de acordo com  
245 Beskow et al. (2009), é ilustrada na figura 2.

246 Diante do exposto, 28,63% da área pela RUSLE e 52,22% pela EPM apresentaram  
247 valores acima da TPS de 9,52, 9,99 e 8,94 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (AYER et al., 2015) para LVd1,  
248 LVd2 e LVd3, respectivamente, calculadas pelo método de Bertol e Almeida (2000). A  
249 classe de solo LVd2, foi a que mais contribuiu nas perdas de solo. Entretanto,  
250 considerando um cenário com as culturas com manejo e práticas conservacionistas  
251 (Tabela 1) a erosão média estimada por RUSLE reduziria de 10,01 para 2,70 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>  
252 e apenas 3,27% da área apresentaria perdas de solo acima da TPS. Em um cenário  
253 conservacionista simulado, considerando-se fator  $\phi$  igual a 0,3, em todas as áreas  
254 agrícolas apenas sob erosão fraca sem sinais visíveis, e 0,1 para as áreas naturais, as  
255 perdas médias estimadas por EPM reduziriam de 8,49 para 5,16 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> com  
256 18,05% da área com perdas de solo acima do limite da TPS.

257 A comparação estatística entre os modelos apresentou correlação  $\rho_s = 0,6865$  e  $p$   
258  $< 0,001$ . Entre os tipos de usos do solo, os modelos diferem na ordem de grandeza das  
259 estimativas de perda de solo. No EPM, a amplitude das perdas é menor e se caracteriza  
260 pelo agrupamento do café e da pastagem entre 6 e 17 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, eucalipto entre 10 e

261 18 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, milho com soja ou feijão entre 17 e 26 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e cana-de-açúcar  
262 entre 20 e 31 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

263 Na RUSLE há um maior agrupamento das estimativas de perdas de solo entre 0,1  
264 e 25 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Nesse grupo estão café, pastagem, cana-de-açúcar, eucalipto e milho.  
265 A partir 25 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> as perdas de solo estão mais dispersas e atingem até 130 Mg ha<sup>-1</sup>  
266 ano<sup>-1</sup>. Os dados da vegetação nativa e do solo exposto são similares nos dois modelos,  
267 com os solos expostos apresentando uma maior amplitude, de 37 a 70 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no  
268 EPM e de 25 a 180 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na RUSLE e em ambos os modelos as maiores taxas  
269 estão nas maiores declividades. As áreas de vegetação nativa apresentaram, nos dois  
270 modelos, pouca variação, de 0,1 a 1 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

271 A figura 3 ilustra os diagramas de dispersão para cada tipo de uso do solo. Apesar  
272 dos modelos não apresentarem uma elevada correlação entre as perdas estimadas em  
273 geral. Porém, quando analisados os tipos de uso e ocupação do solo separadamente, essa  
274 correlação se mostra elevada e significativa ( $p < 0,001$ ). Entretanto, essa correlação  
275 apresenta-se de modo linear apenas para a cana-de-açúcar. Nos demais tipos de uso do  
276 solo há uma descontinuidade na tendência linear dos dados.

277 Nas áreas de café (Figura 3A), as taxas de perdas de solo estimadas pelos modelos  
278 de até 20 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no eixo da RUSLE, indicam um maior crescimento nas perdas no  
279 EPM. Após esse limiar, apresentam outra tendência com alta correlação. Esse  
280 comportamento pode ser verificado também na cultura do milho com feijão ou soja  
281 (Figura 3B). Essa tendência é semelhante ao verificado nas áreas de eucalipto (Figura  
282 3C), pastagem (Figura 3D), e mata nativa (Figura 3E), com diferentes limiares de 57, 36  
283 e 0,04 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de perdas pela RUSLE e correlação de 0,9777, 0,9341 e 0,9048  
284 respectivamente. Nas áreas de cana-de-açúcar (Figura 3F) as perdas estimadas pelo EPM

285 foram maiores do que pela RUSLE, com tendência linear até  $34 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  no eixo da  
286 RUSLE. As áreas de solo exposto (Figura 3G) apresentaram grande variabilidade nos  
287 dados, com as menores perdas nas áreas de menor declividade.

288 Essa descontinuidade na tendência linear dos dados, pode ser explicada pela alta  
289 correlação das perdas com o fator LS, maiores que 0,94, pois há um agrupamento das  
290 menores perdas abaixo do LS de 2,5. As perdas acima das médias estimadas pela RUSLE  
291 têm seu início próximo desse patamar. No EPM a correlação entre as perdas estimadas e  
292 a declividade ocorreu de maneira muito alta, maior que 0,95, com exceto as áreas de  
293 pastagem e solo exposto, com correlação de 0,9461 e 0,8793.

294 Entretanto, apenas a correlação entre os dados, pode não ser suficiente, ou  
295 fornecer uma resposta propensa a erros. Segundo Hirakata e Camey (2009), o coeficiente  
296 de correlação não avalia a concordância, e sim associação, logo, aplicar Bland-Altman  
297 para comparação de métodos é o mais indicado nesse caso. O gráfico de Bland-Altman  
298 (Figura 3H), ilustra a concordância entre os métodos pelo fato dos dados estarem  
299 dispostos majoritariamente dentro do intervalo de confiança que variou de -0,21 até -0,07,  
300 uma variação bastante pequena, e com viés próximo a 0, o que indica a concordância  
301 positiva entre os dois métodos. Entretanto, os usos do solo quando observados  
302 individualmente não apresentaram concordância, devido aos amplos intervalos de  
303 confiança e/ou viés distante de 0 com poucos dados ao longo da média (viés).

304 A erosão potencial média estimada, que considera apenas os fatores físicos no  
305 cálculo, apresentou uma perda média de  $103,51 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , indicando que um elevado  
306 índice de erosividade das chuvas, podem representar problemas em áreas desprovidas de  
307 cobertura vegetal. Em relação a erosão das vertentes, grandes quantidades de sedimentos  
308 são retiradas e carregadas para os cursos d'água, degradando-os.

309 Assim, é recomendado que práticas conservacionistas sejam aplicadas aos  
310 cultivos agrícolas para a conservação do solo e da água. Estas práticas podem ser do tipo  
311 vegetativas, como melhor adensamento das culturas e cordões de vegetação, e do tipo  
312 mecânicas, como locação de estradas e carreadores, plantio em nível, terraceamento e  
313 implementação de bacias de captação de água para as áreas de maior declividade.

314 Para as áreas onde são desenvolvidas as culturas temporárias, é de grande  
315 importância a adoção das práticas vegetativas e mecânicas já citadas, aliadas às práticas  
316 edáficas de adubação verde e plantio direto. Segundo Pugliesi et al. (2011), a prática de  
317 plantio direto é a melhor forma de prevenção das perdas por erosão, enquanto que aração  
318 morro abaixo é a que mais intensifica esse processo.

319 Para as áreas de pastagem, se faz necessário um manejo regular, realizando  
320 rotação dos piquetes, evitar a superlotação para não haver sobreutilização e degradação  
321 das pastagens, assim como a implantação de bacias de captação de água e cerceamento  
322 nas áreas de declive acentuado, para evitar os processos erosivos lineares.

323 O cálculo do limite de TPS apontou as áreas sobreutilizadas, tornando possível  
324 que ações sejam rapidamente direcionadas a fim da conservação dessas áreas. O software  
325 IntErO é vantajoso para o conhecimento dos processos de retirada e transporte de  
326 sedimentos de bacias hidrográficas como um todo por sua rapidez de aplicação.  
327 Entretanto, deve ser utilizado como complemento ao Método de Erosão Potencial, uma  
328 vez que apenas este é capaz de especializar as perdas e assim identificar as áreas  
329 problemáticas a serem reparadas.

330

331 **CONCLUSÃO**

332 A sub-bacia hidrográfica do Córrego Pedra Branca apresentou baixa  
333 susceptibilidade a erosão, se enquadrando na categoria IV, com perdas de solo médias  
334 estimadas em 10,01 e 8,49 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> pela Equação Universal de Perda de Solo  
335 Revisada e Método de Erosão Potencial, respectivamente.

336 O baixo potencial erosivo da área está em parte relacionado ao relevo plano a  
337 suave ondulado e a áreas de culturas agrícolas com manejos conservacionistas.

338 O Método de Erosão Potencial associado ao software Intensidade de Erosão e  
339 Fluxo de Saída é eficaz, rápido e de baixo custo e pode ser aplicado com sucesso em  
340 condições edafoclimáticas tropicais.

341

#### 342 **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

343 Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M and Sparovek, G. (2013).  
344 Koppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, 22, 711–  
345 728. <https://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

346 Andrade, N. S. F., Marcílio, V. M. F. and José, L. R. T. (2011). Impacto técnico e  
347 econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar.  
348 Engenharia Agrícola, 31, 539-550. [http://dx.doi.org/10.1590/S0100-](http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162011000300014)  
349 [69162011000300014](http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162011000300014).

350 Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). Matriz de energia elétrica. Cited 2018  
351 nov 27. Available from: [http://epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-](http://epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2018)  
352 [abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2018](http://epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2018).

353 Aquino, R., Silva, M. L. N., Freitas, D. A. F., Curi, N., Mello, C. R. and Avanzi, J. C.  
354 (2012). Spatial variability of the rainfall erosivity in southern region of Minas Gerais

- 355 State, Brazil. *Ciência e Agrotecnologia*, 36, 533-542. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413->  
356 70542012000500006.
- 357 Ayer, J. E. B., Olivetti, D., Mincato, R. L. and Silva, M. L. N. (2015). Erosão hídrica em  
358 Latossolos Vermelho distróficos. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 45, 180-191.  
359 <http://dx.doi.org/10.1590/1983-40632015v4531197>.
- 360 Bertol, I. and Almeida, J. A. (2000). Tolerância de perda de solo por erosão para os  
361 principais solos do Estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24,  
362 657-668. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832000000300018>.
- 363 Bertol, I., Schick, J. and Batistela, O. (2001). Razão de perdas de solo e fator C para as  
364 culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico alumínico.  
365 *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 25, 451-461. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100->  
366 06832001000200021.
- 367 Bertoni, J. and Lombardi Neto, F. (2012). *Conservação do solo*. 8. ed. São Paulo: Ícone.
- 368 Beskow, S., Mello, C. R., Norton, L. D., Curi, N., Viola, M.R. and Avanzi, J. C. (2009).  
369 Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling.  
370 *Catena*, 79, 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>.
- 371 Brady, N. C. and Weil, R. R. (2016). *The Nature and Properties of Soils*. 15 ed. Columbus:  
372 Pearson.
- 373 Carvalho, N. O. (2008). *Hidrossedimentologia prática*. 2.ed., Rio de Janeiro: Interciência.
- 374 Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM); Universidade Federal do Rio de  
375 Janeiro (UFRJ). Carta Geológica de Alfenas Folha SF-23-V-D-II. Cited 2018 nov 27].  
376 Available from:  
377 <[http://geobank.cprm.gov.br/pls/publico/geobank.download.downloadlayouts?p\\_webm](http://geobank.cprm.gov.br/pls/publico/geobank.download.downloadlayouts?p_webm)



378 ap=N&p\_preliminar=N&p\_usuario=1&p\_id\_sessao=20150330181330&usuario=1&file  
379 =alfenas.zip.

380 Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB). (2017). Acompanhamento da safra  
381 brasileira: café. Brasília: ABIC. Cited 2018 nov 27. Available from:  
382 <http://www.abic.com.br/publique/media/Levantamento.pdf>.

383 Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E. and Gerlitz, L. (2015). System  
384 for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. Geoscientific Model  
385 Development, 8, 1991-2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>. Updated version  
386 4.0.1 at 2017.

387 Dechen, S. C. F., Telles, T. S., Guimarães, M. F. and De Maria, I. C. (2015). Perdas e  
388 custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. *Bragantia*,  
389 74, 224-233. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.0363>.

390 Demarchi, J. C. and Zimback, C. R. L. (2014). Mapeamento, erodibilidade e tolerância  
391 de perda de solo na Sub-bacia do Ribeirão das Perobas. *Energia na Agricultura*, 29, 102-  
392 114. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2014v29n2p102-114>.

393 De Maria, I. C. and Lombardi Neto, F. (1997). Razão de perdas de terra e fator C para  
394 sistemas de manejo da cultura do milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 21, 263-  
395 270. Cited 2018 nov 27. Available from: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v26n2/29.pdf>.

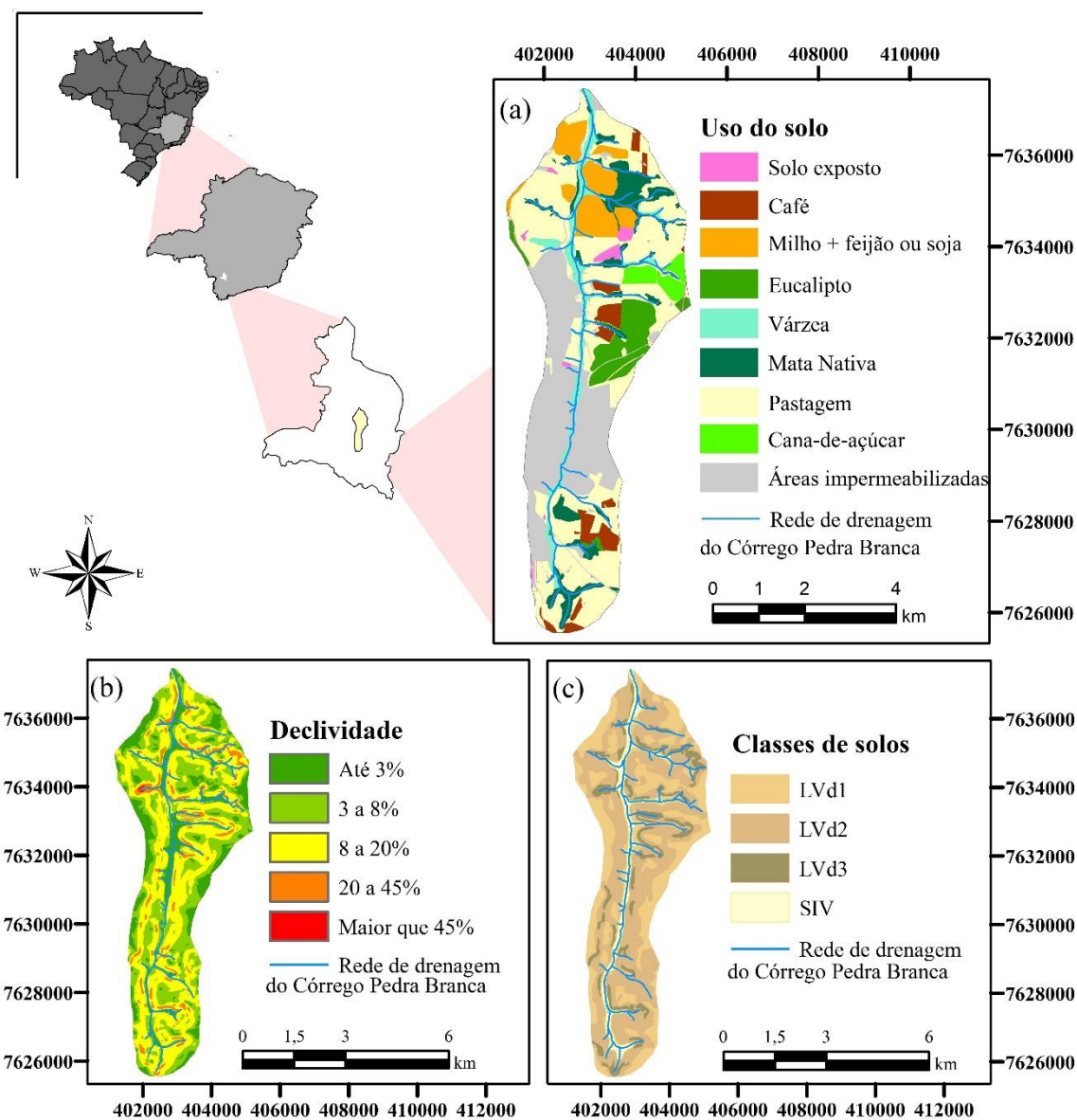
396 Dragicevic, N., Karleusa, B. and Ozanic, N. (2016). Erosion Potential Method  
397 (Gavrilovic Method) sensitivity analysis. *Soil and Water Resources*, 12, 51-59.  
398 <https://doi.org/10.17221/27/2016-SWR>.

- 399 Espindola, C. R. A. (2010). Pedologia e a evolução das paisagens. *Revista do Instituto*  
400 *Geológico*, 31, 67-92. Cited 2018 nov 27. Available from:  
401 <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rig/article/view/8926/8192>.
- 402 Environmental Systems Research Institute (ESRI). (2016). ArcGIS Desktop [software  
403 GIS] Version 10.5. Redlands, CA.
- 404 Flanagan, D. C. and Nearing, M. A. (1995). USDA Water Erosion Prediction Project  
405 hillslope and watershed model documentation. NSERL Report No. 10. West Lafayette:  
406 USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.
- 407 Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Intergovernmental  
408 Technical Panel on Soils (ITPS). (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) –  
409 Main Report. Roma: FAO.
- 410 Gavrilovic, S. The use of empirical method (erosion potential method) for calculating  
411 sediment production and transportation in unstudied or torrential streams. (1988). In W.  
412 R. White (Ed.), *International Conference on River Regime*, (411-422), Chichester: John  
413 Wiley & Sons.
- 414 Google Earth Pro. Software version 7.3.2. (2017). Available at:  
415 <https://www.google.com/earth/>.
- 416 Hirakata, V. N. and Camey, S. A. (2009). Análise de concordância entre métodos de  
417 Bland-Altman. *Revista do Hospital de Clínicas e da Faculdade de Medicina*, 29, 261-268.
- 418 Kinnell, P. I. A. (2016). A review of the design and operation of runoff and soil loss plots.  
419 *Catena*, 145, 257-265. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.06.013>.
- 420 Mendes Júnior, H., Tavares, A. S., Santos, W. J. R., Silva, M. L. N., Santos, B. R. and  
421 Mincato, R. L. (2018). Water erosion in Oxisols under coffee cultivation. *Revista*

- 422 Brasileira de Ciência do Solo, 42, 1-14.  
423 <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbc20170093>.
- 424 Minella, J. P. G., Merten, G. H. and Ruhoff, A. L. (2010). Utilização de métodos de  
425 representação espacial para cálculo do fator topográfico na Equação Universal de Perdas  
426 de Solo Revisada em Bacias Hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34,  
427 1455-1462. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000400041>.
- 428 Moore, I. D., Grayson, R. B. and Ladson, A. R. (1991). Digital terrain modelling: a review  
429 of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*,  
430 5, 3-30. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360050103>.
- 431 Prochnow, D., Dechen, S. C. F., De Maria, I. C., Castro, O. M. and Vieira, S. R. (2005).  
432 Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em  
433 Pindorama (SP). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29, 91-98.  
434 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832005000100010>.
- 435 Pugliesi, A. C. V., Marinho, M. A., Marques, J. F. and Lucarelli, J. R. F. (2011).  
436 Valoração econômica do efeito da erosão em sistemas de manejo do solo empregando o  
437 método custo de reposição. *Bragantia*, 70, 113-121. [http://dx.doi.org/10.1590/S0006-](http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000100017)  
438 [87052011000100017](http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000100017).
- 439 Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., Mcool, D. K. and Yoder, D. C. (1997).  
440 Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised  
441 universal soil loss equation (RUSLE). Washington: USDA, Agriculture Handbook n. 703.
- 442 Roose, E. J. (1977). Application of the universal soil loss equation of Wischmeier and  
443 Smith in West Africa. In D. J. Greenland, and R. Lal (Eds.), *Soil conservation and*  
444 *management in the humid tropics*. (p. 177-187). Chichester: John Wiley & Sons.

- 445 R Studio Team. (2015). RStudio: Integrated Development for R. Studio, Inc., Boston,  
446 MA. Software Version 1.1.45. Cited 2018 nov 27. Available from:  
447 <http://www.rstudio.com/>.
- 448 Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A., Lumbreras, J. F.,  
449 Coelho, M. R., Almeida, J. M., Cunha, T. J. F. and Oliveira, J. B. (2014). Sistema  
450 Brasileiro de Classificação dos Solos. 4. ed. Brasília: Embrapa.
- 451 Scolforo, J. R. and Carvalho, L. M. T. (2006). Mapeamento e inventário da flora nativa e  
452 dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: Editora da UFLA.
- 453 Silva, B. P. C., Silva, M. L. N., Batista, P. V. G., Pontes, L. M., Araújo, E. F. and Curi N.  
454 (2016). Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination  
455 of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. *Ciência e*  
456 *Agrotecnologia*, 40, 432-442. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-70542016404013216>.
- 457 Silva, M. A., Silva, M. L. N., Curi N., Oliveira, A. H., Avanzi, J. C. and Norton, L. D.  
458 (2014a). Water erosion risk prediction in eucalyptus plantations. *Ciência e*  
459 *Agrotecnologia*, 38, 160-172. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542014000200007>.
- 460 Silva, R. M., Santos, C. A. G. and Silva, A. M. (2014b). Predicting soil erosion and  
461 sediment yield in the Tapacurá Catchment, Brazil. *Journal of Urban Environmental*  
462 *Engineering*, 8, 75-82. <https://doi.org/10.4090/juee.2013.v8n1>.
- 463 Spalevic, V., Curovic, M., Barovic G., Vujacic D., Tunguz V. and Djurovic N. (2015).  
464 Soil erosion in the river basin of Provala, Montenegro. *Agriculture and Forestry*, 61, 133-  
465 143. <http://dx.doi.org/10.17707/AgricultForest.61.4.14>.
- 466
- 467 Tavares, A. S., Mendes Júnior, H., Spalevic, V. and Mincato, R. L. (2017). Modelos de  
468 Erosão Hídrica e Tolerância das Perdas de Solo em Latossolos Distróficos no Sul de

- 469 Minas Gerais. Revista do Departamento de Geografia (USP), Volume Especial – Eixo  
470 12, 268-277. <https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.132694>.
- 471 United Nations Population Fund (UNFPA). (2016). Relatório sobre a situação da  
472 população mundial 2016. Nova York. ONU. Cited 2018 nov 27. Available from:  
473 [//www.unfpa.org.br/Arquivos/swop2016](http://www.unfpa.org.br/Arquivos/swop2016).
- 474 Universidade Federal de Viçosa (UFV), Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais  
475 (CETEC), Universidade Federal de Lavras (UFLA), Fundação Estadual do Meio  
476 Ambiente (FEAM). (2010). Mapa de solos do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte:  
477 FEAM.
- 478 Wischmeier, W. H. and Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses - A guide  
479 to conservation planning. Washington: USDA, Agriculture Handbook n. 282.
- 480 Zanin, P. R., Bonumá, N. B. and Minella, J. P. G. (2017). Determinação do fator  
481 topográfico em bacias hidrográficas. Revista Brasileira de Geomorfologia, 18, 19-36.  
482 <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v18i1.1023>.



483

484 Figura 1: Mapa de localização da Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca,  
 485 Alfenas, MG, e o mapeamento de uso do solo (a), declividade (b) e classes de solo (c)  
 486 com Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano a suave ondulado, ondulado e forte  
 487 ondulado, LVd1, LVd2 e LVd3, respectivamente, e Solos Indiscriminados de Várzea -  
 488 SIV.

489

490

491

492

493

494 Tabela 1: Valores de Uso e manejo do solo e Práticas conservacionistas para a área da  
495 Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas - MG.

USO E MANEJO DO SOLO	C	P <sup>1</sup>	Referência
Cana-de-açúcar em nível	0,142	0,50	Andrade et al. (2011)
Cana-de-açúcar sem queimada na colheita*	0,096	0,50	Andrade et al. (2011)
Café com espaçamento de 3,0 x 0,5 m em curvas de nível	0,135	0,50	Prochnow et al. (2005)
Café com espaçamento de 3,0 x 1,0 m em curvas de nível*	0,086	0,50	Prochnow et al. (2005)
Milho em sucessão com feijão ou soja em em nível	0,122	0,50	De Maria e Lombardi Neto (1997)
Milho em sucessão com feijão ou soja em plantio direto*	0,027	0,01	De Maria e Lombardi Neto (1997)
Eucalipto	0,121	1,00	Silva et al. (2016)
Eucalipto em plantio direto*	0,124	0,01	Bertol et al. (2001)
Pastagem	0,100	1,00	Roose (1977)
Pastagem conservada*	0,010	0,50	Roose (1977)
Mata nativa	0,015	0,01	Silva et al. (2016)
Solo exposto	1,000	1,00	Wischmeyer e Smith (1978)
Várzea, área urbana e corpos hídricos	-	-	

496 <sup>1</sup>Valores obtidos de Bertoni e Lombardi Neto (2012). \* Valores utilizados para a  
497 simulação do cenário conservacionista.  
498

499 Tabela 2: Fórmulas inerentes ao Método de Erosão Potencial – EPM e Intensidade  
500 de Erosão e Fluxo de Saída - IntErO

Equação	Fórmula	Parâmetros
1	$W_{yr} = T \cdot H_{yr} \cdot \pi \cdot \sqrt[2]{Z^3} \cdot F$	$W_{yr}$ = erosão bruta anual ( $m^3 km^{-2} ano^{-1}$ ) T = coeficiente de temperatura (adm) $H_{yr}$ = precipitação anual média ( $mm ano^{-1}$ ) Z = coeficiente de erosão (adm) F = área da bacia ( $km^2$ ).
2	$T = \sqrt{\frac{t_0}{10}} + 0,1$	$t_0$ = temperatura média do ar ( $^{\circ}C ano^{-1}$ ) Y = coeficiente de erodibilidade (adm) $X_a$ = coeficiente de uso e manejo do solo (adm)
3	$Z = Y \cdot X_a \cdot (\varphi + \sqrt[2]{I_{sr}})$	$\varphi$ = coeficiente de erosão visível em campo (adm) $I_{sr}$ = declividade média (%)
4	$G_{yr} = W_{yr} \cdot R_u$	$G_{yr}$ = produção de sedimentos ( $m^3 km^{-2} ano^{-1}$ ) $R_u$ = coeficiente de retenção (adm)
5	$R_u = \frac{(O \cdot D)^{0,5}}{0,25 \cdot (Lv \cdot 10)}$	O = comprimento da bacia (km) D = diferença de elevação da bacia (m) Lv = comprimento do córrego principal (km)

501

502

503

504

505

506

507

508 Tabela 3: Valores determinados do coeficiente  $X_a$  para cada tipo de uso e ocupação do  
 509 solo e adaptados às regiões tropicais.

<b>Gavrilovic (1988)</b>		<b>Autores</b>	
	$X_a$		$X_a$
Solo exposto	1,00	Solo exposto	0,90 – 1,00
Lavouras	0,90	Culturas temporárias (manejo inadequado)	0,80 – 0,90
		Culturas temporárias (manejo adequado)	0,70 – 0,80
Pomares	0,70	Culturas permanentes (manejo inadequado)	0,60 - 0,70
		Culturas permanentes (manejo adequado)	0,50 – 0,60
Pastagem	0,60	Pastagem	0,40 - 0,50
		Campos	0,30 - 0,40
Campos	0,40	Mata degradada	0,20 – 0,30
Florestas degradadas	0,60	Mata pouco degradada	0,05 – 0,20
Florestas bem adensadas	0,05	Mata nativa	0,05

510

511 Tabela 4: Valores para determinação do coeficiente Y e adaptação para as condições  
 512 tropicais.

<b>Gavrilovic (1988)</b>		<b>Autores</b>		
<b>Litologia e solos relacionados</b>	<b>Y</b>	<b>Material parental</b>	<b>Solos originados<sup>1</sup></b>	<b>Y</b>
Afloramentos rochosos	0,25	Afloramentos rochosos	-	0,25
Solos aluviais bem estruturados	0,50	Sedimentos aluviais	G, O, E, S, F	0,50
Vertissolos e solos mal drenados	0,6	Rochas básicas e ultrabásicas, Anfibolitos, Argilitos, Xistos	L, P, N, M C, R	0,60 0,70
Cambissolos e solos pouco espessos	0,8		L*, P*, S*, N, T*	0,80
Solos carbonáticos, ferruginosos e silicatos associados a matéria orgânica	0,9	Granitos, Gnaisses e Migmatitos	C*, R*, F*, T	0,90
Espodossolos e xisto degradado	1,0			
Solos derivados de rochas sedimentares	1,1	Calcários, Mármore e Evaporitos	L, V	1,20
Solos derivados de relevo cárstico	1,2			
Solos pouco agregados	1,6		E, C	1,50
Areais, cascalhos e solos soltos	2,0	Arenitos quartzosos, Siltitos e Quartzitos	R*, T*, C*	2,00

513 <sup>1</sup>Primeiro nível categórico do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (SANTOS et  
 514 al., 2014). P: Argissolo, C: Cambissolo, M: Chernossolo, E: Espodossolo, G: Gleissolo,  
 515 L: Latossolo, T: Luvisolo, R: Neossolo, N: Nitossolo, O: Organossolo, S: Planossolo, F:  
 516 Plintossolo e V: Vertissolo. \*Pode conter areia quartzosa.

517

518

519

520

521

522

523

524

525

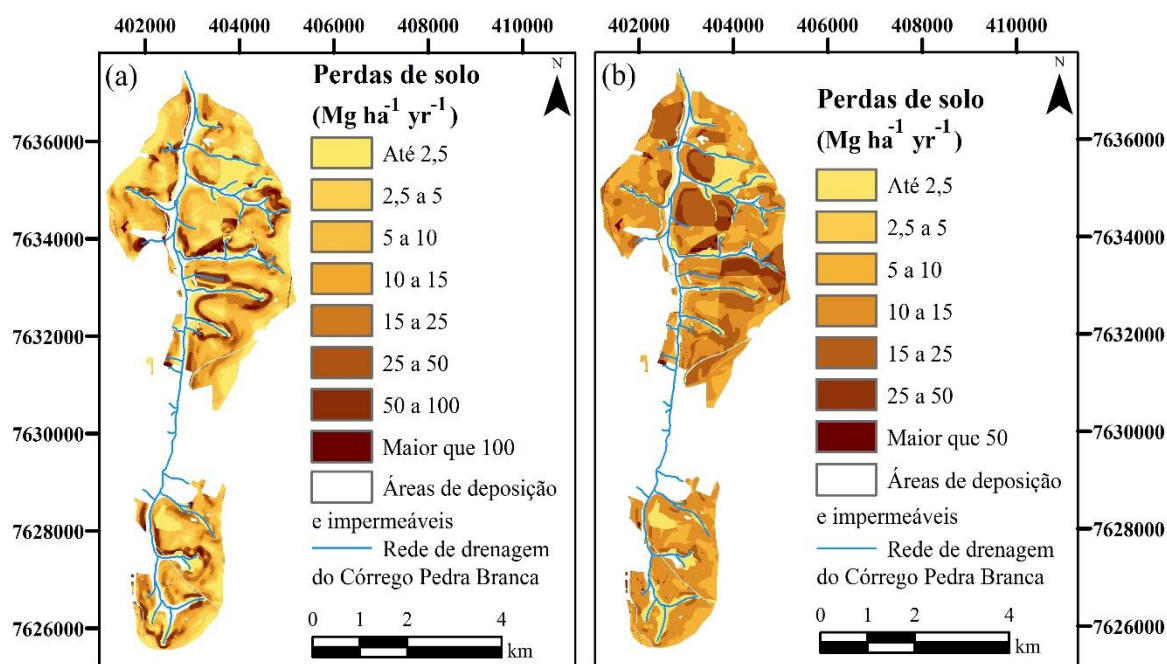
526



527 Tabela 5: Perdas de solo por tipo de uso e ocupação do solo da Sub-bacia Hidrográfica  
 528 do Córrego Pedra Branca, Alfenas – MG.

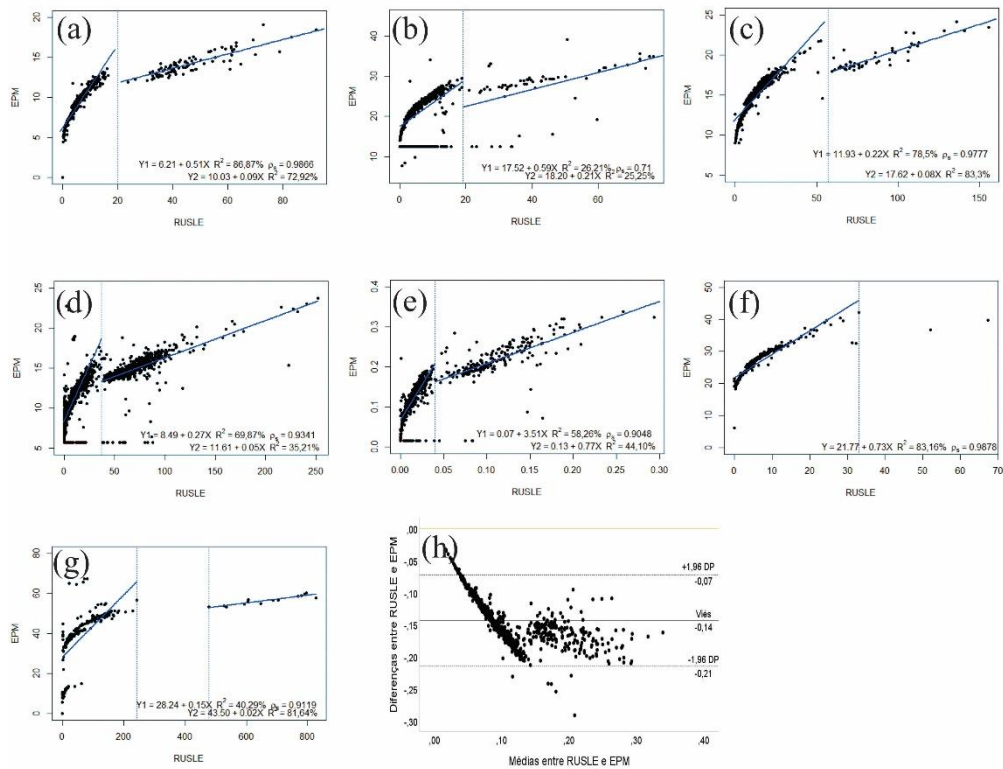
Uso	Perda de solo média				Perda de solo média total		Contribuição na perda total de solo	
	Área	Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>			Mg ano <sup>-1</sup>		%	
		ha	RUSLE	EPM	RUSLE	EPM	RUSLE	EPM
Pastagem	1.051,22	39,03	15,74	11,23	16.561,66	11.814,81	61,32	51,54
Café	116,07	4,31	12,79	10,00	1.485,18	1.161,18	5,50	5,07
Solo exposto	35,62	1,32	122,26	44,35	4.374,18	1.586,79	16,20	6,92
Mata nativa	227,45	8,44	0,03	0,13	6,50	29,50	0,02	0,13
Eucalipto	158,95	5,90	16,57	14,86	2.637,79	2.365,82	9,77	10,32
Milho + Feijão ou Soja	200,99	7,46	7,57	21,08	1.525,12	4.247,92	5,65	18,53
Cana-de-açúcar	65,48	2,43	6,37	26,25	417,24	1.718,91	1,54	7,50
Várzea	158,54	5,89	-	-	-	-	-	-
Impermeabilizadas	672,50	24,97	-	-	-	-	-	-
Corpos hídricos	6,75	0,25	-	-	-	-	-	-
<b>Total</b>	<b>2.693,57</b>	<b>100,00</b>	<b>10,01</b>	<b>8,49</b>	<b>27.008,06</b>	<b>22.924,94</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>

529



530

531 Figura 2: Mapa de perdas de solo estimadas por EPM (a) e RUSLE (b) na Sub-bacia  
 532 Hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas – MG.



533  
534  
535  
536  
537  
538  
539

Figura 3: Diagramas de dispersão das estimativas de perda de solo estimadas por RUSLE e EPM em  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para as áreas de café (a), milho com feijão ou soja (b), eucalipto (c), pastagem (d), mata nativa (e), cana-de-açúcar (f) e gráfico de Bland-Altman, com os intervalos de concordância para a mata nativa (h).