

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

ANDRÉ SILVA TAVARES

**MODELAGEM DA EROSÃO HÍDRICA PELO MÉTODO DE EROSÃO
POTENCIAL EM UMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DE REFERÊNCIA NO SUL
DE MINAS GERAIS**

Alfenas / MG

2017

ANDRÉ SILVA TAVARES

**MODELAGEM DA EROSÃO HÍDRICA PELO MÉTODO DE EROSÃO
POTENCIAL EM UMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DE REFERÊNCIA NO SUL
DE MINAS GERAIS**

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-MG. Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato (UNIFAL-MG)

Coorientador: Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva (UFLA)

Colaborador: Prof. Dr. Velibor Spalevic (University of Montenegro).

Alfenas / MG

2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal de Alfenas

Tavares, André Silva.

Modelagem da erosão hídrica pelo método de erosão potencial em uma sub-bacia hidrográfica de referência no Sul de Minas Gerais / André Silva Tavares. -- Alfenas - MG, 2017.

72 f.

Orientador: Ronaldo Luiz Mincato.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, 2017.

Bibliografia.

1. Solos - Conservação. 2. Erosão Hídrica. 3. Latossolos.
4. Geoprocessamento. I. Mincato, Ronaldo Luiz. II. Título.

CDD-551.35



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) 3701-9685 (Coordenação) / (35) 3701-9262 (Secretaria)
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



ANDRÉ SILVA TAVARES

Modelagem da Erosão Hídrica pelo Método de Erosão Potencial em uma Sub-bacia de Referência no Sul de Minas Gerais

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: 26 de julho de 2017.

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: 

Dedico à minha família e amigos, em especial à
minha mãe, Maria Inês Silva Tavares, e ao meu
pai, Sebastião Paulo Tavares (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

A todos que apoiaram esta pesquisa, direta ou indiretamente, com sugestões e reflexões que proporcionaram a construção de ideias e levaram ao desenvolvimento desta pesquisa. Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Alfenas-MG, em especial, ao meu orientador Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato, pela confiança, amizade e profissionalismo e ao meu coorientador Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva do Programa de Pós Graduação em Ciências do Solo da Universidade Federal de Lavras. Agradeço ao Prof. Dr. Velibor Spalevic da Universidade de Montenegro, pela colaboração e parcerias. À minha família, por me apoiar e acreditar em todos os momentos, à minha mãe Maria Inês Silva Tavares, meu pai Sebastião Paulo Tavares (*in memoriam*), minhas irmãs, Thaisa, Tatiane, Tânia e Tássia, e sobrinhos Karina, Mateus, Giovana, Thor Gabriel, Vitor Hugo, aos meus tios, Alzira, Ivan e José, pelo apoio integral, aos cunhados, Denismar, Henrique e Fabrício, pelos conselhos e amizade, à minha namorada Andressa, pelo amor, compreensão, carinho e incentivo, aos amigos Mayron (Cana Braba), Gustavo (Pipoca), Henrique (Queixinho), Natanael (Japa), Augusto (Baraca) e Rodrigo (EMO), que fizeram parte dessa etapa vivida. À Denise, secretária do PPGCA, por todo suporte, orientações e amizade ao longo da jornada. À Ipanema Coffees, pela parceria, análises laboratoriais, confiança e suporte logístico nos trabalhos de campo. E, finalmente, e não por último, agradeço a Deus, pela oportunidade de seguir nessa árdua, genial e interminável caminhada em busca de conhecimento.

“O homem procura um princípio em nome do qual possa desprezar o homem. Inventa outro mundo para poder caluniar e sujar este; de fato só capta o nada e faz este nada um Deus, uma verdade, chamados a julgar e condenar esta existência”.

“A gaia ciência”

Nietzsche (1882)

RESUMO

A aptidão do solo em promover a sustentabilidade socioeconômica e ambiental está ligada à sua capacidade em fornecer nutrientes e suporte para a biosfera. A perda de solo é um indicador eficaz para avaliar a saúde e funcionamento do ecossistema terrestre, visto que a erosão é um dos principais fatores que causam degradação dos solos no mundo e é um desafio social, econômico e ambiental a ser superado. Portanto, estimar o potencial de perdas de solo e a produção de sedimentos nos diferentes manejos da Sub-bacia Hidrográfica do Córrego da Laje, que deságua no reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, sul de Minas Gerais, é uma tarefa essencial para o planejamento, gestão e proteção do solo e dos recursos hídricos, bem como prever se os recursos naturais estão sendo utilizados acima da capacidade de suporte. Para estimar a erosão potencial foi utilizado o Método de Erosão Potencial, incorporando seus algoritmos no programa Intensidade de Erosão e Escoamento que proporcionou maior agilidade e confiabilidade na aferição dos resultados. O modelo foi aplicado em Sistema de Informação Geográfica com auxílio de geoprocessamento, e os principais fatores descritos na forma de mapas digitais e planos de informações. Os mapas digitais derivaram do Modelo Digital de Elevação, de análises química e física do solo, de dados de campo e de informações obtidas na literatura especializada. O coeficiente que sugere o potencial médio da erosão foi calculado em 0,37, ou categoria IV de deterioração, que indica processos de erosão laminar de grau fraco. Os resultados das perdas médias potenciais de solo foram equivalentes aos obtidos pela Equação Universal de Perdas de Solo Revisada, na mesma sub-bacia, com média de $1,52 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e perda total potencial de solo de $668,26 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A perda total potencial nessa pesquisa foi de $649,31 \text{ Mg ano}^{-1}$ para um período de retorno de 100 anos. A descarga de sedimentos que atinge o deflúvio foi de 60 Mg ano^{-1} , ou seja, 9,3% das perdas totais potenciais alcançaram as áreas deposicionais ou cursos d'água. A média de perdas potenciais de solo neste modelo foi de $1,46 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os resultados são considerados satisfatórios e amparam novos estudos com a aplicação do Método de Erosão Potencial no Brasil.

Palavras-chave: Conservação do Solo. Gavrilovic. IntErO. Geoprocessamento.

ABSTRACT

The ability of the soil to promote socioeconomic and environmental sustainability is linked to its ability to provide nutrients and support for the biosphere and terrestrial ecosystems. This ability depends on the balance between the physical, chemical and biological conditioning of the soil under the influence of climatic, geomorphological, anthropic and chronological factors. Therefore, soil deterioration processes can be evaluated based on the aid of environmental indicators. Soil loss is an effective indicator for assessing the health and functioning of the terrestrial ecosystem, since erosion is one of the major factors causing soil degradation in the world and is a social, economic and environmental challenge to be overcome. Therefore, estimating the potential for soil losses and sediment production in the different operations of the Laje Stream Hydrographic Sub-basin, which flows into the Furnas Hydroelectric Power Plant reservoir, south of Minas Gerais, is an essential task for the planning, Management and protection of soil and water resources, as well as predicting whether natural resources are being used above the carrying capacity. To estimate the potential erosion, the Potential Erosion Method was used, incorporating its algorithms in the Erosion and Flow Intensity software, which provided greater agility and reliability in the measurement of results. The model was applied in Geographic Information System with the aid of geoprocessing, and the main factors described in the form of digital maps and information plans. The digital maps were derived from the Digital Elevation Model, from chemical and physical soil analysis, field data and information obtained from the specialized literature. The coefficient suggesting the mean erosion potential was calculated as 0.37, or deterioration category IV, indicating weak degree of erosion. Potential mean soil losses were equivalent to those obtained by the Revised Universal Soil Loss Equation in the same sub-basin, with a mean of $1.52 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and a total potential loss of soil of $668.26 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The total potential loss in this research was $649.31 \text{ Mg year}^{-1}$ for a 100 year return period. The discharge of sediment that reached the defluvium was 60 Mg year^{-1} , that is, 9.3% of the total potential losses reached the depositional areas or watercourses. The mean of potential soil losses in this model was $1.46 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The results are considered satisfactory and support new studies with the application of the Potential Erosion Method in Brazil.

Keywords: Soil Conservation. Geoprocessing. Gavrilovic. IntErO.

LISTA DE FIGURAS

PARTE 1

- Figura 1** - Fluxograma dos parâmetros de entrada e dados de saída do programa EPM / IntErO..... 39

PARTE 2

- Figura 1** - Modelo Digital de Elevação (A) e Mapa de Declividade (B) da Sub-bacia Hidrográfica do Córrego da Laje, em Alfenas, sul de Minas Gerais, Brasil..... 53
- Figura 2** - Mapa Digital de Solos (A) e Mapa de Uso do Solo (B) da Sub-bacia Hidrográfica do Córrego da Laje, sul de Minas Gerais, Brasil..... 56
- Figura 3** - Mapa de Intensidade da Erosão (Z) (A) e Mapa da Distribuição Espacial das Perdas de solo (B), conforme a classificação de Beskow (et al., 2009), na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego da Laje, sul de Minas Gerais, Brasil. (A.D.) Área de deposição; (G.A.) Galpão de Adubo..... 57
- Figura 4** - Dispersão das perdas de solo nos modelos EPM e RUSLE conforme os usos de cafezal (A), eucalipito (B), vias de acesso (C), mata nativa (D) e milho e feijão em sucessão (E)..... 59

LISTA DE TABELAS

PARTE 1

Tabela 1 - Correspondência aproximada entre SiBCS (2013), WRB (2015) e <i>Soil Taxonomy</i> (2006) para classes de solos em alto nível categórico.....	24
Tabela 2 - Tabela 2: Coeficiente de resistência do solo à erosão (Y) e permeabilidade da rocha.....	31
Tabela 3 - Coeficiente de uso e manejo do solo (X_a) e índice de cobertura vegetal (S_2).....	32
Tabela 4 - Coeficiente que expressa à erosão observada em campo (ϕ) analisando o uso e manejo nessas áreas.....	32
Tabela 5 - Categoria de deterioração do solo de acordo com a intensidade da erosão (Z) no modelo EPM.....	33

PARTE 2

Tabela 1 - Equações e descrições dos parâmetros de entrada para estimativa das perdas de solo no modelo EPM.....	54
Tabela 2 - Valores médios para os coeficientes de uso e manejo (X_a), erosão observada (ϕ) e resistência do solo (Y).....	54
Tabela 3 - Equações e descrições dos parâmetros de entrada para o cálculo da vazão máxima de escoamento (Q_{max}).....	54
Tabela 4 - Valores de intensidade da erosão (Z) em cada classe de uso do solo.....	57
Tabela 5 - Perdas de solo no EPM e RUSLE nas diferentes classes de uso.....	58
Tabela 6 - Entrada e saída de dados do modelo EPM no programa IntErO.....	58

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Perda de solo média (G_{yr}).....	29
Equação 2 - Coeficiente de temperatura (T).....	29
Equação 3 - Coeficiente de erosão (Z).....	30
Equação 4 - Coeficiente de cobertura vegetal (S_2).....	31
Equação 5 - Coeficiente de retenção de sedimentos (R_u).....	34
Equação 6 - Vazão máxima de escoamento (Q_{max}).....	34
Equação 7 - Coeficiente de forma da bacia (A).....	35
Equação 8 - Coeficiente de permeabilidade (S_1).....	35
Equação 9 - Volume de percolação de água na camada subsuperficial (w).....	35
Equação 10 - Coeficiente de densidade da rede de drenagem (G).....	36
Equação 11 - Coeficiente de sinuosidade da bacia (K).....	36
Equação 12 - Altitude média da bacia (H_{sr}).....	36
Equação 13 - Diferença média de elevação (D).....	36
Equação 14 - Altitude média da base erosiva (H_{leb}).....	37
Equação 15 - Evolução da erosão no relevo (E_r).....	37
Equação 16 - Largura média da bacia (B).....	37
Equação 17 - Coeficiente de simetria da bacia (a).....	37
Equação 18 - Coeficiente de desenvolvimento da bacia (m).....	37
Equação 19 - Tolerância de Perda de Solo (TPS).....	40

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO DOS SOLOS.....	16
2.1.1	Bacias Hidrográficas	18
2.2	MAPEAMENTO DIGITAL DE SOLOS.....	20
2.2.1	Sistemas de Classificação de Solos	21
2.3	EROSÃO HÍDRICA.....	24
2.3.1	Modelagem da Erosão Hídrica	25
2.4	MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL (EPM).....	28
2.4.1	Dados Meteorológicos	29
2.4.2	Coefficiente de Erosão (Z)	29
2.4.3	Coefficiente de Retenção de Sedimentos (R_u)	33
2.4.4	Vazão Máxima de Escoamento (Q_{max})	34
2.4.5	Características Físicas do Sistema de Drenagem	35
2.5	INTENSIDADE DA EROSÃO E ESCOAMENTO (INTERO).....	38
2.6	TOLERÂNCIA DE PERDA DE SOLO.....	40
	REFERÊNCIAS	41
	ARTIGO: Modelagem da Erosão Hídrica pelo Método de Erosão Potencial em uma Sub-bacia Hidrográfica de referência no sul de Minas Gerais ... 50	
	Introdução	51
	Materiais e Métodos	52
	<i>Área de estudo</i>	52
	<i>Coefficientes para o cálculo das perdas de solo no Método de Erosão Potencial</i>	53
	<i>Parâmetros do Modelo RUSLE</i>	55
	<i>Atributos do solo para cálculo da Tolerância de Perdas de Solo</i>	55
	Resultados e Discussões	55
	Conclusões	59
	Agradecimentos	59
	Referencial Bibliográfico	59
	COMPROVANTE DE SUBMISSÃO	70
3	CONCLUSÕES GERAIS	71

1 INTRODUÇÃO

O solo é uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais e dinâmicas, formado por materiais minerais e orgânicos, contendo matéria viva e ocupando a maior porção superficial dos territórios continentais (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, 2014).

Dentre as diversas funções, o solo proporciona, direta e indiretamente, mais de 95% da produção mundial de alimentos (*Organization for Economic Cooperation and Development and Food and Agriculture Organization of the United Nations* - OECD-FAO, 2015). Contudo, o solo é uma camada fina da superfície terrestre que leva milhares de anos para ser formada, podendo, por outro lado, ser degradado em poucas décadas, se tornando improdutivo e reduzindo, por exemplo, sua capacidade de produzir alimentos, fibras, pastagens e combustíveis para uma população cada dia maior e mais exigente (SCHULTZ et al., 2014).

O crescimento da produção agropecuária no Brasil projeta o aumento da pressão sobre os recursos naturais, principalmente o solo e a água, requerendo ações de pesquisadores e governantes que apontem para a conscientização da sociedade na compreensão do sistema solo, seu comportamento, suas potencialidades, limitações e produtividade, frente às mudanças climáticas globais (DYONISIO, 2010).

A deterioração dos solos em atividades agropecuárias, em sua grande maioria, está associada à erosão hídrica. A ausência de práticas conservacionistas é um dos entraves à sustentabilidade da agropecuária e dos recursos naturais (YOUSEFI et al., 2014). A perda de fertilidade é associada a manejos inadequados do solo e da água, principalmente em regiões tropicais montanhosas, em virtude da alta intensidade das chuvas e da dificuldade de controlar a enxurrada em terrenos declivosos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

A erosão hídrica pode ser caracterizada como um fenômeno natural e de logo prazo, responsável pela moldagem da paisagem física e pela distribuição dos materiais produzidos nos processos geomorfológicos (EFTHIMIOU et al., 2016). A remoção das partículas do solo se inicia com ação do impacto da gota de chuva e pode aumentar conforme o volume e a velocidade do escoamento superficial, impactando principalmente as camadas superiores do solo, em geral, mais ricas em nutrientes e matéria orgânica. Os materiais produzidos neste processo podem atingir recursos hídricos, gerando assoreamento, enchentes, inundações, eutrofização e contaminação por agroquímicos, poluentes e patógenos (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011; MORGAN, 2005).

Nos Estados Unidos, Bennett (1955) juntou esforços por meio de pesquisas agrícolas, econômicas e sociais, expondo práticas de conservação do solo com objetivo de melhorar as condições ambientais e econômicas dos produtores, além de convencer a nação da ameaça da erosão hídrica.

No Brasil, estimativas recentes das perdas de solo por erosão hídrica revelaram que em todo território são removidos, por ano, cerca de 500 milhões de toneladas de solo e 8 milhões de toneladas de fertilizantes, a base de nitrogênio, fósforo e potássio (SCHULTZ et al., 2014). Tais valores representam, por exemplo, o desgaste de uma camada de 15 cm de espessura de solo fértil em uma área equivalente a 1 milhão de ha (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

A erosão ocorre de maneira distinta conforme as características do meio ambiente. Um solo arenoso tolera uma chuva fraca, devido à maior quantidade de macroporosidade e a alta taxa de infiltração, mas, esse solo não toleraria uma chuva muito intensa, capaz de promover o maior arraste de suas partículas. Por outro lado, os solos argilosos que possuem maior quantidade de micro poros, tem maior capacidade de resistir ao impacto das gotas de chuvas mais intensas, entretanto, possui infiltração mais lenta, aumentando o escoamento superficial da água e a desagregação das partículas do solo (DYONISIO, 2010).

Contudo, a remoção de partículas ainda depende da força cinética das chuvas, cobertura vegetal, topografia e práticas conservacionistas adotadas no uso e manejo do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Assim, práticas agrícolas inadequadas que alteram a cobertura vegetal e, conseqüentemente, o equilíbrio hidrológico, contribuem para acelerar a erosão hídrica (BRADY; WEIL, 2013; RENARD et al., 1997).

Para aferir cada um desses fatores, a ciência sempre tentou ajustar métodos práticos para propor alternativas de monitoramento e controle da erosão (GLOBEVNIK et al., 2003). A modelagem hidrológica surge nesse cenário como uma ferramenta desenvolvida para melhor entender e representar o comportamento do ambiente, principalmente na escala de bacias hidrográficas (TUCCI, 1998).

Diversos modelos são desenvolvidos com base em dados coletados no campo, tanto de forma direta como indireta, por meio de modelos matemáticos, com o objetivo de verificar a quantidade e a qualidade dos sedimentos retirados e depositados em distintas regiões do planeta (SILVA et al., 2010). Os modelos indiretos como a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (RENARD et al., 1997) e a *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (FLANAGAN; NEARING, 1995; LAFLEN et al., 1991; LANE et al., 1987), são amplamente utilizados devido ao menor custo de aplicação, à maior rapidez na obtenção dos resultados e à possibilidade de avaliação em escalas de bacias hidrográficas.

Outro modelo, semi-quantitativo e de base empírica, é o Método de Erosão Potencial, do inglês, *Erosion Potential Method* (EPM), amplamente aplicado no Leste da Europa, no Oriente Médio e norte da África, nos últimos 30 anos (AMINI et al., 2010; BAGHERZADEH; DANESHVAR, 2012; GLOBEVNIK et al., 2003; KALINDERIS et al., 2009; KASTRIDIS; KAMPERIDOU, 2015; KOJCHEVSKA, 2014; LIDIJA et al., 2003; SPALEVIC, 2011; TANGESTANI, 2006). O modelo EPM foi desenvolvido por Gavrilovic (1988), por meio da elaboração de tabelas detalhadas de índices que representam os fatores que simulam os processos de erosão hídrica, baseados em estudos exploratórios, analíticos e laboratoriais.

Em conjunto com o desenvolvimento dos modelos de erosão, tecnologias computacionais tornaram possível às simulações de forma automatizada. Spalevic (2011) sugere a criação de um banco de dados capaz de calcular simultaneamente os parâmetros do EPM por meio do programa *Intensity Erosion Outflow* (IntErO). A ferramenta auxilia na obtenção dos resultados de forma rápida e precisa, evitando erros que podem ocorrer no processamento manual como dados ilógicos e parâmetros conflitantes.

As ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto em Sistema de Informação Geográfico (SIG) também vêm sendo associadas a modelos semi-quantitativos e semi-empíricos, auxiliando na estimativa da distribuição espacial das perdas de solo (TERRANOVA et al., 2009; TOMCZYK, 2011; ZHOU; WU, 2008). As técnicas permitem quantificar e avaliar os fatores que influenciam a erosão hídrica na escala de bacias hidrográficas (BUJAN et al., 2000; NAVAS et al., 2013).

Logo, este estudo visou estimar as perdas potenciais de solo pelo EPM (GAVRILOVIC, 1988) utilizando o programa computacional IntErO (SPADEVIC, 2011) e técnicas de geoprocessamento, apontando áreas prioritárias para a adoção de práticas de conservação do solo e de mitigação das áreas degradadas pela erosão. Os resultados foram comparados com os dados da literatura para avaliar a aplicação do EPM/IntErO em solos tropicais do Brasil.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Estimar os riscos potenciais de intensificação da erosão e prever as perdas de solo é importante para o planejamento ambiental e das atividades agrícolas e pecuárias de uma região (LIMA et al., 1992). Logo, identificar e compreender os processos hidrossedimentológicos atuantes e as práticas que podem contribuir para mitigar e conservar o solo e a água são essenciais para avaliar o funcionamento dos sistemas naturais e modificados pelo homem.

A seguir, são destacados assuntos importantes para compreensão do tema, na investigação de fatores que contribuem para a erosão hídrica, por meio de modelos quantitativos e avaliação da erosão hídrica.

2.1 DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO DOS SOLOS

O solo é constituído a partir da interseção da litosfera, biosfera, atmosfera e hidrosfera, que permite o desenvolvimento de uma camada superficial tênue na crosta terrestre, formando uma coleção de corpos naturais interligados (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). É um fenômeno de superfície e, como tal, variável a pequenas distâncias (RESENDE et al., 1997).

A partir da atuação dos fatores de formação, como clima, organismos, topografia, material de origem e tempo, os solos são caracterizados e individualizados em sistemas de classificação (AHRENS; ARNOLD, 1999). O sistema americano (*Soil Taxonomy*) (*United States Department of Agriculture - USDA*, 2006) é a classificação mais difundida no mundo, servindo como base para outras categorizações de solos, como o Sistema Mundial de Classificação (*World Reference Base for Soil Resources - WRB*) (FAO-WRB, 2015) e o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (EMBRAPA, 2013).

Esses sistemas foram desenvolvidos a partir de critérios que reúnem os solos em agrupamentos distintos, permitindo diferenciar as propriedades e compreender as relações entre eles (DALMOLIN; TEN CATEN, 2015).

Levantamentos exploratórios e de reconhecimento durante décadas foram necessários para compreender e organizar as informações relativas ao comportamento dos solos, bem como sua capacidade de uso (LEPSCH, 2011). A reunião de informações sobre diferentes

classes de solos e sua gênese permitiu verificar que os solos, de modo geral, se desenvolvem lentamente, variando de 200 a 1.000 anos para a formação de 2,5 cm de espessura de solo em condições de lavoura, e, mais ainda, sob condições de pastagem e florestais (PIMENTEL et al., 1995). Esse fato é conflitante com o aumento da demanda mundial por alimentos, e traz a reflexão sobre alternativas de como retirar recursos essenciais para a sociedade, como alimentos e matérias-primas, sem sobrecarregar as funções ecológicas do solo (FAO, 2005).

De acordo com registros da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO-WRB, 2015), a produção mundial de alimentos deve ampliar em quase 70% até 2050, visto que haverá cerca de 2,3 bilhões de pessoas a mais do que atualmente. É estimado ainda que 120 milhões de hectares de solo sejam necessários para suprir as necessidades em meio século, além da necessidade de aumento da produtividade nas áreas já cultivadas, principalmente em regiões tropicais (RONQUIM, 2010).

Um dos principais problemas que limitam a capacidade de uso do solo está relacionado ao manejo inadequado. A agricultura intensiva ou de subsistência, quando não manejada corretamente, reduz os serviços ambientais fundamentais do solo e pode modificar o equilíbrio ecológico e prejudicar a saúde humana (OLIVEIRA, 2010).

O preparo excessivo de terras agrícolas, associado à cobertura deficiente do solo, chuvas intensas e o uso de áreas inaptas incorporadas ao sistema produtivo, compõe os principais fatores desencadeadores dos processos de degradação dos solos no Brasil e no mundo (EMBRAPA, 2013). Tais fatores integrados contribuem para fenômenos como a compactação de solos agricultáveis, acréscimo da velocidade e do volume do escoamento das águas superficiais e aumento das perdas de solo, que acarretam prejuízos ambientais e sociais associados à perda de fertilidade, diminuição do conteúdo de matéria orgânica, redução no desenvolvimento das plantas, poluição dos recursos hídricos e prejuízos econômicos (NEEDELMAN, 2013).

No Brasil, a Lei 6.225 dispõe sobre a obrigatoriedade da execução de planos de proteção ao solo e de combate à erosão (BRASIL, 1975). Os planos de proteção do solo fazem parte de um conjunto de medidas que visam promover a racionalização no uso do solo e o emprego de tecnologias adequadas, para a recuperação de sua capacidade produtiva e sua preservação (BRASIL, 1991). Contudo, para reverter o quadro de degradação dos solos em extensas áreas, com vistas a otimizar a produção agropecuária e contribuir para a mitigação de impactos ambientais, é necessário concentrar esforços no incentivo a práticas de manejo mais eficientes, que promovam a sustentabilidade ambiental e socioeconômica (ANDRADE; FREITAS; LANDERS, 2010).

No Brasil, os primeiros esforços voltados à conservação do solo ficaram concentrados às práticas mecânicas de terraceamento, plantio em nível ou em faixas, construção de canais escoadouros e terraços de base estreita (SOBRAL FILHO et al., 1982). Após algumas décadas, as práticas mecânicas adotadas no controle da erosão se mostraram insuficientes, revelando que a descoberta do efeito do impacto das gotas de chuva no processo de erosão pode explicar o fracasso das primeiras tentativas de proteger o solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; DE MARIA, 2010).

Na década de 1970, foi percebida a importância de manejar adequadamente o solo, evitando a exposição aos efeitos das chuvas intensas do clima tropical e subtropical, predominantes no Brasil, bem como a relevância das sub-bacias hidrográficas como unidade de estudo e de planejamentos conservacionistas (VIEIRA, 1994).

As práticas modernas de conservação do solo são divididas em vegetativas, edáficas e mecânicas. No entanto, a melhor solução para proteger e aumentar a produtividade do solo é a aplicação simultânea dessas técnicas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). A associação de espécies vegetais e culturas agrícolas para proteger o solo contra os agentes climáticos, o sistema de rotação de culturas, a adição de adubação verde, orgânica, química e/ou calagem, e as práticas mecânicas que permitem quebrar zonas adensadas do solo ou criar canais para diminuição da velocidade do escoamento e aumento da infiltração de água, são técnicas essenciais para a conservação do solo, bem como emprego de semeadura, plantio em contorno, plantio direto, e procedimentos que envolvem a redução da intensidade no preparo do solo, rotação do gado entre pastagens e uma melhor cobertura vegetal (EMBRAPA, 2013).

A conservação do solo, portanto, contempla uma combinação de todos os procedimentos de uso e manejo do solo que resultem na sua proteção contra deterioração, garantindo a obtenção de lucros na produção agrícola sem diminuir a produtividade do solo (MACHADO et al., 2010). Desse modo, avaliar a presença de perturbações nos ecossistemas locais, a partir de medidas das taxas de erosão e de perdas de solo, fornece suporte para a compreensão dos fenômenos que possam ocorrer em bacias hidrográficas (PÉREZ; CARRENO, 1995).

2.1.1 Bacias Hidrográficas

A conservação da água está relacionada com a quantidade e qualidade disponível para a sociedade, diante do crescimento da urbanização e da industrialização, dos problemas

ambientais de desmatamentos, da erosão, das enchentes e rebaixamento do nível do lençol freático, que resultam na redução da oferta e na poluição desse recurso natural vital (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Segundo Baruqui e Fernandes (1985), as bacias hidrográficas constituem sistemas adequados para avaliar os impactos que acarretam riscos ao equilíbrio e manutenção da quantidade e qualidade do solo e da água. Para Spalevic et al. (2011), as mudanças no uso da terra nesses ambientes podem levar a alterações na resposta hidrológica e variações nas características da dinâmica dos sedimentos, promovendo elevadas taxas de erosão.

No Brasil, as bacias hidrográficas são unidades territoriais legalmente definidas pela Lei 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos do Brasil (BRASIL, 1997). Em Minas Gerais, as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) são delimitadas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) (Fundação Educacional de Ensino de Técnicas Agrícolas, Veterinárias e de Turismo Rural - FUNDAÇÃO ROGE, 2010).

As bacias hidrográficas são constituídas por uma área de captação natural de água que conduz seu escoamento para o ponto de saída, denominado exutório (PAZ, 2004). A superfície do terreno e suas vertentes permitem que o escoamento da água precipitada siga em direção à rede de drenagem, formada por cursos d'água que se unem até resultar um único leito no exutório. Essa área de contribuição, ou área de drenagem, é delimitada de acordo com as cotas mais elevadas do relevo, ou divisores topográficos da bacia (TUCCI, 1998).

As bacias funcionam como um sistema físico de entrada (precipitação) e saída (escoamento) das águas. Contudo, é um sistema aberto, pois nem toda água precipitada é escoada ou infiltrada na própria bacia, ou seja, existem perdas intermediárias em relação ao volume evaporado, infiltrado no solo ou pela evapotranspiração das plantas (PAZ; COLLISCHONN, 2007).

A precipitação apenas é transformada em vazão quando a água infiltra no solo até a saturação. Assim, decresce a infiltração e aumenta o escoamento superficial, que segue à rede de drenagem até o exutório (TUCCI, 2000). Com o escoamento superficial nas vertentes ocorre o transporte de partículas do solo (sedimentos) devido à força cinética das gotas da chuva e a própria ação do escoamento. A superfície das vertentes contribui para a deposição de sedimentos no próprio terreno e no escoamento desses até os córregos, podendo ser depositado nos compartimentos do relevo, nas planícies de inundação ou no fundo da rede de drenagem (PAZ, 2004).

As características fisiográficas mais comumente utilizadas em estudos hidrológicos estão relacionadas às formas do relevo, rede de drenagem, forma e área de drenagem, entre outros (PAZ; COLLISCHONN, 2007).

De acordo com Método de Erosão Potencial (EPM) as características da bacia hidrográfica são: área da bacia (F), que corresponde ao valor de área entre os divisores topográficos que a delimitam; a forma (A), que corresponde à relação entre a largura média da bacia (B) e o comprimento do curso d'água principal (L_v), auxiliando na avaliação da tendência da bacia a cheias ou inundações; a rede de drenagem, que pode ser analisada a partir de quatro fatores: o grau de ramificação da rede de drenagem ($\sum L$), a densidade de drenagem (G) na relação entre comprimento da rede de drenagem e a área da bacia, a extensão média de escoamento superficial (H_{leb}), na relação entre a maior e menor elevação do relevo e que indica a distância média que água percorre a partir do impacto no solo até a rede de drenagem, e a sinuosidade do curso d'água principal (K), ou curvatura do rio, que representa a relação entre o comprimento do rio principal e a distância entre a nascente e a foz (L_m) em linha reta.

Vários são os processos que ocorrem entre os eventos de precipitação e de vazão, como infiltração, evaporação, transpiração, erosão do solo, além dos usos na captação para abastecimento doméstico, lançamento de esgotos domésticos e industriais, e uso para lazer. Portanto, cada uso da água e sua intensidade variam conforme as características de precipitação, vazão, evaporação, transpiração, percolação, tamanho da rede de drenagem, topografia, cobertura vegetal, tipo de solo, geologia, área urbana, atividades agropecuárias e industriais (PAZ, 2004; PAZ; COLLISCHONN, 2007; TUCCI, 1998; 2000).

2.2 MAPEAMENTO DIGITAL DE SOLOS

Os mapas digitais de solos auxiliam na distinção espacial dos solos na paisagem, conforme as variações do relevo, cobertura do solo e rede de drenagem. Por apresentarem informações básicas sobre os solos e sua distribuição nas sub-bacias hidrográficas, os mapeamentos são fundamentais para o manejo sustentável das terras destinadas as atividades agropecuárias (DALMOLIN; TEN CATEN, 2015). Mesmo com os avanços tecnológicos, a análise fundamental para iniciar um mapeamento do solo ainda são as trincheiras, ou escavações na profundidade ideal para permitir a avaliação do *pedon* que representa o perfil, importante na caracterização das cores, textura, consistência, estrutura e plasticidade

(BRADY; WEIL, 2013). Esta classificação inicial é completada por análises físicas, químicas e mineralógicas.

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2015), por meio do manual técnico de pedologia, propõe cinco níveis de mapeamento, são eles: *Exploratório* – utilizados em estudos regionais, em escalas entre 1: 750.000 e 1: 2.500.000 e áreas entre 2.250 e 25.000 ha; *Reconhecimento* – utilizado na classificação qualitativa da capacidade de uso do solo agrícola, em escalas de baixa intensidade (1: 250.000 e 1: 750.000 e área mínima mapeável entre 250 a 2.250 ha), média intensidade (1: 100.000 e 1: 250.000 e área mínima mapeável entre 40 e 250 ha) e alta intensidade (1: 50.000 e 1: 100.000 e área mínima mapeável entre 10 e 40 ha); *Semidetalhado* – utilizado para a obtenção de informações para implementação de projetos de engenharia civil, loteamentos rurais, estudos em bacias hidrográficas, levantamentos topográficos em escalas entre 1: 10.000 a 1: 50.000, com curvas de nível em intervalos de 10 a 20 m e fotografias aéreas em escalas iguais ou maiores do que 1: 60.000; *Detalhado* – utilizados em projetos de conservação do solo com delineamento preciso das classes presentes na área, determinando as melhores práticas de uso e manejo para intensa exploração agrícola, levantamentos topográficos com curvas de nível de 5 a 10 m e fotografias aéreas em escalas iguais ou maiores que 1: 20.000, com área mínima mapeável menores do que 1,6 ha; *Ultradetalhado* – utilizados na resolução de problemas específicos, em parcelas experimentais, áreas residenciais ou industriais, com escalas grandes, entre 1: 5.000 a 1: 500, levantamentos topográficos e plantas com curvas de nível de intervalo menor do que 1 m e área mínima menor do que 0,1 ha.

As classificações dos mapas digitais de solos podem ser baseadas na topografia da área, como um fator que permite identificar diferentes atributos nas variações de altitude, e tem como base o Modelo Digital de Elevação (MDE), que pode auxiliar na representação de características como altimetria, declividade, forma e comprimento de rampa (MCBRATNEY et al., 2003). O MDE pode ser obtido por meio das curvas de nível de cartas topográficas ou através de imagens de Sensores Remoto (SR) em ambiente SIG.

2.2.1 Sistemas de Classificação de Solos

A relação direta da humanidade com o solo, sua variação na paisagem e o seu potencial de uso trouxe o surgimento da necessidade de organizar informações sobre os solos

e os seus atributos. De tal modo foram criados sistemas de classificação de solos, ditos empíricos, resultante de observações e experiências de populações tradicionais, ou sistemas taxonômicos, usados para interpretação da potencialidade ou fragilidade das terras (SCHULTZ et al., 2014).

O SiBCS é um sistema taxonômico hierárquico, multicategórico e aberto, composto por seis níveis categóricos de classificação: Ordem, Subordem, Grande Grupo, Subgrupo, Família e Série (EMBRAPA, 2013). São treze grandes classes de solos na categoria mais elevada (ordem), fundamentadas em atributos e horizontes diagnósticos com organização preestabelecida (SCHULTZ et al., 2014).

O sistema brasileiro teve origem a partir da evolução do sistema americano de classificação de solos formulado por Baldwin, Kellogg, Thorp (1938) e Thorp e Smith (1949), publicado em 1975 como *Soil Taxonomy*, com décima edição publicada em 2006. O sistema mundial de classificação de solos também foi utilizado como base pela preconização de categorizações baseadas nesse sistema (FAO-WRB, 2015).

A evolução da classificação de solos no Brasil foi estabelecida a partir dos levantamentos pedológicos nos Estados de São Paulo, que possibilitaram reconhecer horizontes pedogenéticos distintos como critério diagnóstico, como os conceitos de horizonte B latossólico e horizonte B textural (Brasil, 1960) e de Minas Gerais, com o conceito de horizonte B incipiente (Brasil, 1962), no diagnóstico das classes de solos Brunos Ácidos, precursores da classe Cambissolos (EMBRAPA, 2013).

Os Latossolos são os solos mais comuns do país, que abrange uma área de aproximadamente 3,3 milhões de quilômetros quadrados, ou 38,73% do território nacional. O segundo e terceiro solos mais abrangentes são os Argissolos e Neossolos, que ocupam 19,98% e 14,57% do território, respectivamente (COELHO et al., 2002). Os Latossolos foram subdivididos em quatro subordens: Latossolo Bruno, Amarelo, Vermelho-Amarelo e Vermelho (EMBRAPA, 2013).

O termo em latim “Lato” constitui o sentido de “material muito alterado”, ou solos muito intemperizados, com altas concentrações de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, fertilidade variável de acordo com o material de origem, boa capacidade de armazenamento de água quando argiloso e baixa susceptibilidade a erosão (RESENDE et al., 1997).

Os Latossolos são solos mais desenvolvidos e profundos, com espessura superior a 1 metro, horizontes bem definidos (A, B e C), pouca ou nenhuma alteração de textura em profundidade, localizados em relevos mais suaves e com matizes que variam de 2,5YR a 10YR (*Munsell Soil Color Company* - MUNSELL, 2009). Alterações nos teores de argila

entre os horizontes A e B, capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases, são atributos considerados relativamente baixos. Com boa permeabilidade mesmo quando argiloso devido à estrutura de agregados granulares com espaços porosos maiores, que aumenta a capacidade em armazenar água e nutrientes (PRADO, 2001).

Com altas taxas de intemperismo, os Latossolos apresentam baixa fertilidade e elevada acidez natural devido à ação intensa das chuvas e da temperatura relativamente elevada o ano todo (RONQUIM, 2010). Para a correção do pH geralmente é utilizado o método de calagem ou acréscimo de fertilizantes para uso agrícola (BAMBOLIM et al., 2015). Os Latossolos de textura argilosa e muito argilosa têm melhor aptidão agrícola em relação aos solos de textura média, devido o último ser mais pobre e sujeito a serem degradados mais facilmente por compactação e erosão no uso agrícola inadequado (EMBRAPA, 2013).

Nos sistemas de classificação internacionais os Latossolos brasileiros são correlacionados com os *Oxisols* (USDA, 2006) e *Ferralsols* (FAO-WRB, 2015). Conforme Brady e Weil (2013) esses solos recobrem 7,6% do globo terrestre, em locais de climas quentes com condições úmidas, teores elevados de argilas com baixa atividade, pouca fertilidade natural e moderadamente ácidos, com perfil podendo atingir 20 m de espessura.

Outros solos são correspondentes entre os sistemas de classificação, como a ordem dos *Ultisols* associados aos Argissolos de baixo potencial nutricional, os *Alfisols* com Argissolos de alto potencial nutricional (Tabela 1). Os solos de menor desenvolvimento (*Entisols*) não possuem diferenciação de horizontes no perfil, enquanto os solos mais intemperizados dos trópicos úmidos (*Oxisols* e *Ultisols*) tem maior desenvolvimento do *solum* (BRADY; WEIL, 2013).

Tabela 1: Correspondência aproximada entre SiBCS (2013), WRB (2015) e *Soil Taxonomy* (2006) para classes de solos em alto nível categórico.

SiBCS (EMBRAPA, 2013)	WRB (FAO-WRB, 2015)	Soil Taxonomy (USDA, 2006)
Argissolos	<i>Acrisols; Lixisols; Alisols</i>	<i>Ultisols; Oxisols (Kandic)</i>
Cambissolos	<i>Cambisols</i>	<i>Inceptisols</i>
Chernossolos	<i>Chernozems</i>	<i>Molisols</i> (apenas os Ta)
Espodossolos	<i>Podzols</i>	<i>Spodosols</i>
Gleissolos	<i>Gleysols</i>	<i>Entisols</i>
Latossolos	<i>Ferralsols</i>	<i>Oxisols</i>
Luvissolos	<i>Luvisols</i>	<i>Alfisols; Aridisols</i>
Neossolos	-	<i>Entisols</i>
Nitossolos	<i>Nitisols; Lixisols; Alisols</i>	<i>Utisols (Kandic)</i>
Organossolos	<i>Histosols</i>	<i>Histosols</i>
Planossolos	<i>Planosols</i>	<i>Alfisols</i>
Plintassolos	<i>Plinthosols</i>	<i>Plinthic</i>
Vertissolos	<i>Vertisols</i>	<i>Vertisols</i>

Fonte: Brady e Weil (2013).

Diferentes classes de solos possuem tolerâncias distintas em relação à sua deterioração. A resistência dos solos à erosão hídrica é um fator essencial na aplicação de modelos quantitativos para estimativa das perdas de solo. No entanto, modelos desenvolvidos e empregados inicialmente em solos de climas temperados devem ser calibrados e adaptados conforme as características de regiões tropicais.

Conceitos importantes para a compreensão dos processos de erosão hídrica e modelagem da erosão hídrica são abordados no capítulo seguinte.

2.3 EROSÃO HÍDRICA

A erosão é um processo geomórfico natural que pode ser intensificada pela ocupação inadequada das terras e ausência de práticas de uso e manejo do solo (MINELLA et al., 2010). Assim, o ambiente pode ser considerado equilibrado quando os processos erosivos ocorrem na mesma intensidade da formação dos solos (FLORENZANO, 2007).

O processo de erosão consiste em três fases: desagregação, transporte e deposição das partículas. A taxa de desagregação de partículas é proporcional à energia cinética e ao volume de chuva em determinado período de tempo, à declividade do terreno, ao índice de cobertura vegetal e à erodibilidade do solo (BERTOL; ALMEIDA, 2000). A primeira ação da água é pelo salpicamento, que desagrega torrões e agregados do solo pelo impacto das gotas de chuva, promovendo a selagem, ou seja, obstrução dos poros do solo pelo material mais fino, o que resulta numa redução da infiltração e no conseqüente aumento do fluxo de água superficial.

No transporte, o escoamento superficial depende da taxa de infiltração, da forma do relevo, da cobertura vegetal e das características do perfil do solo. A deposição de sedimentos obedece a uma condição que ocorre quando a quantidade de sedimentos que está sendo transportada supera a capacidade de transporte (MORGAN, 2005). Os sedimentos consolidados e rochas superficiais também sofrem com processos hidrológicos de erosão difusa e/ou concentrada (PÉREZ; CARREÑO, 1995).

O transporte e a deposição de sedimentos são processos posteriores à desagregação das partículas do solo, quando a força da gravidade supera a energia de transporte para sedimentos clásticos. No caso de sedimentos químicos a deposição ocorre quando supera a concentração

de saturação da solução, que então começam a precipitar, podendo ocasionar assoreamento dos corpos d'água, diminuição da vazão dos rios e poluição (BERTOL; ALMEIDA, 2000).

A erosão laminar, ou difusa, ocorre quando o escoamento superficial transporta partículas do solo sem formar canais definidos, degradando a camada superficial de matéria orgânica, conforme a intensidade da erosão e sua relação com uso e manejo do solo (LORANDI et al., 2001). A erosão concentrada, ou linear, forma canais no terreno podendo evoluir para sulcos e ravinas, com o alargamento da concentração do escoamento, e, posteriormente, no estágio mais avançado, na formação de voçorocas, quando a erosão atinge o horizonte C (ALMEIDA et al., 2016).

A resistência do solo à erosão depende de fatores extrínsecos, como o comprimento, a forma e o declive do terreno, o sistema de manejo adotado, o tipo de cobertura do solo e o comportamento do clima na região. E de fatores intrínsecos ao solo, a partir das propriedades físicas, químicas, mineralógicas, e biológicas do solo (CORRECHEL, 2003).

A erosão hídrica pode ocorrer de maneira mais intensa em regiões áridas e semiáridas, onde o solo é pouco desenvolvido e a vegetação fornece relativamente pouca proteção. Nessas áreas o intemperismo aparece como principal agente responsável pela desagregação do solo, contínua e em longo prazo, devido à ação combinada da gravidade, água, vento, organismos e a variação de temperatura (ALMEIDA et al., 2016).

De acordo com as características do solo, a mecanização da agricultura pode ser um problema grave, aumentando a compactação devido ao peso do maquinário, promovendo à redução da permeabilidade e aumentando o escoamento superficial e, conseqüentemente, a intensificação do processo de erosão laminar.

Determinar com precisão o potencial de ocorrência desses fenômenos por medições e previsões a partir de modelos de predição é fundamental para a compressão dos processos hidrogeofísicos, pois desde que comprovada a sua adequação e confiabilidade, são capazes de avaliar e testar diferentes cenários de manejo do solo sem necessidade de testes de campo, normalmente onerosos e demorados (AKSOY; KAVVAS, 2005).

2.3.1 Modelagem da Erosão Hídrica

A ciência sempre tentou ajustar métodos práticos para avaliar processos erosivos para propor alternativas de controle da erosão (GLOBEVNIK et al., 2003). A modelagem

hidrológica surge como uma ferramenta para melhor entender e representar o comportamento do ambiente na escala de bacias hidrográficas (TUCCI, 1998). Assim, diversos modelos foram desenvolvidos a partir de cálculos matemáticos e estatísticos para verificar a quantidade e qualidade dos sedimentos retirados e depositados em distintas regiões do planeta.

Os primeiros modelos empíricos eram baseados em expressões analíticas a partir de parâmetros medidos regularmente em campo (BROWNING; NORTON, 1947; COOK, 1936; SMITH, 1941; ZINGG, 1940). A partir da década de 1950 os problemas relativos à degradação dos solos tiveram maior atenção, juntamente com a ascensão da agricultura moderna, que evidenciava uma crescente preocupação com a saúde produtiva do solo, já que a sua preservação é essencial para garantir as necessidades econômicas e sociais de uma nação (LOMBARDI NETO; BERTONI, 1975).

Um número expressivo de pesquisas em modelagem da erosão nos Estados Unidos promoveu novas formulações e atualizações de modelos previamente desenvolvidos (LLOYD; ELEY, 1952; VAN DOREN; BARTELLI, 1956). A erosão passa a ser tratada como um problema ambiental de graves proporções, quando associada às atividades agrícolas inadequadas, principalmente em regiões tropicais.

De modo geral, os modelos são empregados tanto de forma direta, na coleta de dados em campo, e indireta, por meio de modelos matemáticos (SILVA et al., 2010). De acordo com a base conceitual, os modelos empíricos utilizam parâmetros pela calibração em parcelas experimentais, dos quais se estabelece as relações entre fatores controladores (precipitação, escoamento) e variáveis de interesse (perda de solo) (ZORN; KOMAC, 2009).

Já, os modelos estatísticos representam o sistema por um conjunto de fórmulas ajustadas de acordo com dados médios. Os modelos de base física descrevem os resultados obtidos a partir de equações de processos hidrológicos (infiltração, resistência do solo, escoamento superficial) e erosivos (desagregação, transporte e deposição) (SILVA et al., 2014).

A escolha do modelo mais apropriado deve ser baseada no objetivo do estudo, características da área e a disponibilidade de dados, não existindo o melhor modelo para todas as aplicações, mas sim o mais adequado para cada caso (MINELLA et al., 2010). Os modelos aplicados em áreas agrícolas são controlados pela capacidade da chuva e do escoamento em desagregar e transportar o solo através das vertentes. Assim, na simulação da erosão em uma lavoura, certamente os processos erosivos do tipo sulcos e entre sulcos são importantes, mas, na escala de bacias hidrográficas predominam os processos de erosão difusa (laminar) (YAN et al., 2010).

Outro critério de classificação dos modelos é a escala temporal e espacial, os quais são divididos em modelos concentrados, cuja variabilidade espacial dos processos não é elevada, e os resultados representam um valor médio de uma área homogênea, e os modelos distribuídos, em que os parâmetros, variáveis e resultados são obtidos para toda a área de interesse com discrepâncias espaciais (áreas extensas e heterogêneas). Em relação à escala temporal, os modelos de erosão podem gerar resultados médios de longo período ou relativos à ocorrência de chuvas (MINELLA et al., 2010).

A maior parte dos métodos de estimativa da produção de sedimentos foram desenvolvidos inicialmente para analisar os efeitos das práticas agrícolas (YOUSEFI et al., 2014). A Equação Universal de Perda de Solos (USLE) é um modelo empírico tradicional de estimativa da perda anual de solo, como resultado da erosividade das chuvas (fator R) multiplicado pelo meio ambiente, que compreende a susceptibilidade à erosão (fator K), a topografia (LS), uso e manejo do solo (C) e as técnicas e práticas de conservação e de controle da erosão (P) (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O índice espacial de precipitação (R) corresponde à energia cinética da precipitação, E, multiplicado pela intensidade máxima de chuva em 30 minutos (130 mm h^{-1}). O risco de erosão aumenta nesse índice de acordo com a inclinação do terreno ($> 9\%$) e a exposição do solo a chuva. A erodibilidade do solo (K) depende do estado de decomposição da matéria orgânica, textura do solo, permeabilidade e estrutura do perfil (HASUI, 2010).

O fator topográfico (LS) varia de acordo com a inclinação e comprimento da encosta. Já a cobertura do solo (C) é a relação entre a erosão em solo exposto e sob cobertura vegetal (cultivo agrícola, pastagem ou floresta). As práticas de controle da erosão (P) são obtidas na análise do manejo do solo, técnicas de plantio e de conservação do meio natural (OCDE, 2010).

Com o desenvolvimento científico e tecnológico, a utilização de Sistema de Informação Geográfica (SIG), de Sensoriamento Remoto (SR) e de métodos geoestatísticos, o modelo USLE foi aprimorado na Equação Universal de Perda de Solos Revisada (RUSLE), ampliando sua aplicação na escala de bacias hidrográficas (RENARD et al., 1997). Modelos amparados em princípios teóricos, como o Projeto de Predição da Erosão Hídrica (*Water Erosion Prediction Project - WEPP*) (FLANAGAN; NEARING, 1995; LAFLEN et al., 1991; LANE et al., 1987), amplamente utilizado na simulação de processos físicos da erosão do solo, frequentemente incluem em sua aplicação as interfaces gráficas de sistemas computacionais integrados a bancos de dados de SIG, que aperfeiçoou as respostas para a previsão da erosão e a estimativa da produção de sedimentos (FLANAGAN et al., 2007).

Medições realizadas em parcelas de campo são precisas e bem representativas, porém, são demoradas e de alto custo (BUJAN et al., 2000). O uso de métodos de computação gráfica surge como uma possibilidade que permite quantificar fatores ambientais que promovem a intensidade da erosão do solo na escala de bacias hidrográficas.

Os modelos empíricos associados a técnicas de SIG e SR são comumente utilizados nas avaliações de intensidade da erosão e perda de solo (NAVAS et al., 2013; TERRANOVA et al., 2009; TOMCZYK, 2011; ZHOU; WU, 2008). A análise e modelagem computacional de fenômenos geográficos são técnicas modernas com um amplo campo a ser explorado, servindo como base para monitoramentos ambientais, especialmente úteis a gestores e tomadores de decisão no estabelecimento de políticas públicas relacionadas à questão socioambiental e ao uso e ocupação do solo (MEIRELLES et al., 2007).

O próximo capítulo traz a descrição das características do Método de Erosão Potencial, um modelo semiquantitativo para a estimativa da intensidade da erosão, perda potencial de solo e produção de sedimentos na escala de bacia hidrográfica.

2.4 MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL

O Método de Erosão Potencial (EPM) é um modelo de base empírica, que estima a perda de solo e a intensidade da erosão hídrica, a partir da determinação de fatores que influem diretamente na erosão em escala de bacias hidrográficas, como a declividade do terreno, resistência do solo, erosão em campo, uso e manejo do solo, temperatura e precipitação (GAVRILOVIC, 1988).

O método foi inicialmente desenvolvido por Gavrilovic (1962; 1972), que elaborou tabelas detalhadas com índices que representam fatores que simulam os processos de erosão hídrica com base em estudos exploratórios e testes analíticos de laboratório (DRAGICEVIC; KARLEUSA; OZANIC, 2016).

O modelo EPM foi amplamente aplicado na Europa, no Oriente Médio e no norte da África nos últimos 30 anos (AMINI et al., 2010; BAGHERZADEH; DANESHVAR, 2012; BOZORGZADEH; KAMANI, 2012; DRAGICEVIC; KARLEUSA; OZANIC, 2017; GLOBEVNIK et al., 2003; KALINDERIS et al., 2009; KASTRIDIS; KAMPERIDOU, 2015; KOJCHEVSKA, 2014; SPALEVIC, 2011; TANGESTANI, 2006).

Os parâmetros de entrada para a estimativa das perdas de solo e produção de sedimentos incluem características físicas, meteorológicas, topográficas e uma matriz de características hidrológicas (BAROVIC; SPALEVIC, 2015; KOUHPEIMA et al., 2011). O modelo aplicado inicialmente em regiões de clima temperado foi adaptado conceitualmente, na correlação das características do solo e uso e manejo, para aplicação em uma região de clima tropical.

A perda de solo média (G_{yr}) é obtida por meio da equação 1.

$$G_{yr} = T \cdot H_{yr} \cdot \pi \cdot \sqrt[2]{Z^3} \cdot F \cdot R_u \quad (1)$$

Em que: G_{yr} = perda média de solo ($m^3 km^{-2} ano^{-1}$); T = coeficiente de temperatura (adimensional); H_{yr} = precipitação média ($mm ano^{-1}$); $\pi = 3,14$; Z = coeficiente de erosão (adimensional); F = área da bacia (km^2); R_u = coeficiente de retenção de sedimentos (adimensional).

2.4.1 Dados Meteorológicos

O clima é um elemento determinante na modelagem da erosão, pois representa fatores ativos que influem diretamente na desagregação de partículas do solo. Oscilações de temperatura e de precipitação são os principais responsáveis pelos efeitos do processo de intemperismo químico e físico, principalmente em regiões de clima tropical (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Informações mais precisas desses fatores são obtidas a partir da compilação de padrões climáticos que compreendem um período relativamente longo e uniforme de, no mínimo, três décadas consecutivas (*World Meteorological Organization* - OMM, 2016). Dados de estações pluviométricas são comumente utilizados na literatura em pesquisas sobre erosão hídrica (DE VENTE; POESEN, 2005).

O coeficiente de temperatura (T) no modelo EPM é obtido pela equação 2.

$$T = \sqrt[2]{\frac{t_0}{10}} + 0,1 \quad (2)$$

Em que: t_0 = média anual da temperatura do ar, em °C.

2.4.2 Coeficiente de Erosão (Z)

O coeficiente Z é o parâmetro que revela a intensidade dos processos de erosão atuantes conforme a variação dos fatores descritos na equação 3.

$$Z = Y \cdot X_a \cdot (\varphi + \sqrt[2]{I_{sr}}) \quad (3)$$

Em que: Y = resistência do solo a erosão (adimensional); X_a = uso e manejo do solo (adimensional); φ = erosão observada em campo (adimensional); I_{sr} = declividade média do terreno (%).

De acordo com Lal (1998) e Silva et al. (2000) a resistência do solo a erosão (Y) é o efeito integrado de processos que regulam a infiltração de água e a coesão da estrutura do solo, podendo variar conforme os solos, seus usos e manejos empregados.

A formação do solo é iniciada a partir de um material de origem, sobre o qual os outros fatores irão atuar. A rocha determina importantes propriedades na formação dos solos, tais como, mineralogia, textura, estrutura, nutrientes, capacidade de troca catiônica (CTC), metais pesados, erodibilidade, salinidade, acidez, potencial de expansão e contração (SILVA et al., 2005). Esses fatores são responsáveis por diferentes taxas de intemperismo dos solos (SCHULER et al., 2010).

O material de origem pode ser subdividido em consolidado, semi-consolidado e não consolidado. A caracterização geoquímica vai distinguir a formação geológica, bem como o estado dos componentes no solo (mineralogia da argila matéria orgânica, CTC, pH). Solos formados a partir de materiais não consolidados apresentam baixos índices de argila, altos valores de pH, de CTC e de saturação por bases (GRAY; MURPHY, 2002). Assim, sob condições similares, solos originados de granitos, por exemplo, são relativamente profundos e muito produtivos, distintamente de solos originados de rochas sedimentares, menos férteis e desenvolvidos, (WHITESAND, 1953).

Portanto, um material de origem com alta formação de argilas flocculantes (Ca, Mg, Fe, Al), como basaltos e xistos, geralmente são menos propensos a erosão. Por outro lado, altos

teores de argila dispersa estão frequentemente associados ao material de origem com altos teores de silício. Entretanto, solos derivados de rochas com baixos teores de silício podem estar sujeitos à erosão devido à sua tendência de selar o solo na precipitação, aumentando o escoamento superficial e a remoção de partículas (GRAY; MURPHY, 2002).

A presença de rochas xistosas está associada a teores elevados de argila no solo, constituindo solos mais bem estruturados, geralmente com argilas com altos teores de cálcio e/ou matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio e baixas concentrações de sódio (SCHULER et al., 2010).

No modelo EPM os valores para a resistência do solo à erosão (Y) estão associados à permeabilidade da rocha que compõe o material de origem dos solos. Os valores determinados por Gavrilovic (1988) variam entre 0,25 e 2,00, ou maior e menor, respectivamente, capacidade do solo em resistir à desagregação de suas partículas (Tabela 2).

Tabela 2: Coeficiente de resistência do solo à erosão (Y) e permeabilidade da rocha.

Coeficiente de Resistência do Solo a Erosão Hídrica (Y)		
Substrato Rochoso	Classes de solo	Resistência do Solo (Y)
Permeabilidade	SiBCS (2013)	Menor ⁽¹⁾ e Maior ⁽²⁾ resistência à erosão hídrica
Muito lenta	Argissolos Gleissolos	⁽¹⁾ 0,25 - 0,50
Lenta	Latossolos Vertissolos Espodossolos	0,50 - 1,00
Moderada	Nitossolos Plintossolos Chernossolos	1,00 - 1,50
Alta	Planossolos Luvissolos	1,50 - 1,75
Muito Alta	Organossolos Cambissolos Neossolos	1,75 - 2,00 ⁽²⁾

Notas: (SiBCS) Sistema Brasileiro de Classificação de Solos; (Soil Taxonomy) Sistema Americano de Classificação de Solos; (FAO-WBR) Sistema Mundial de Classificação de Solos.

Fonte: Gavrilovic (1988) e adaptado pelo autor.

No uso e manejo do solo (X_a) as áreas com aplicação de práticas conservacionistas são atribuídas valores menores, principalmente em áreas agrícolas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; ZORN; KOMAC, 2009). Os valores de X_a oscilam entre 0,05 para áreas com cobertura vegetal densa e boas práticas de manejo do solo, e 1,00 para áreas com solos expostos aos efeitos bioclimáticos e com ausência de manejo eficiente, conforme exemplificado na tabela 3.

Tabela 3: Coeficiente de uso e manejo do solo (X_a) e índice de cobertura vegetal (S_2).

Uso (X), manejo (a), índice de cobertura vegetal (S_2)				
Gavrilovic (1988)	X	a	X_a	S_2
Floresta inalterada	Mata nativa	APP + RL	0,05	$f_s \cdot 0,60$
Culturas anuais, arado	Milho + Feijão	Plantio direto	0,40	$f_t \cdot 0,80$
Culturas permanentes	Cafezal	Plantio em nível	0,70	$f_t \cdot 0,80$
Culturas permanentes	Eucaliptos	Morro a baixo	0,90	$f_t \cdot 0,80$
Solo (nu) exposto	Carreadores	-	1,00	$f_g \cdot 1,00$

Notas: (APP) Áreas de Preservação Permanente. (RL) Reserva Legal. Área com densa (f_s), média (f_t) e pouca ou nenhuma (f_g) cobertura do solo.

Fonte: Gavrilovic (1988) e adaptado pelo autor.

A cobertura vegetal (S_2) é o índice que aponta áreas com boa (f_s), média (f_t) e pouca ou nenhuma (f_g) proteção do solo (Equação 4), é empregada no cálculo da vazão máxima de escoamento (Q_{max}).

$$S_2 = 0,6 \cdot f_s + 0,8 \cdot f_t + 1,0 \cdot f_g \quad (4)$$

A função dos fatores S_2 e X_a em relação, por exemplo, a duas áreas com as mesmas condições de precipitação, erodibilidade e declividade, está na presença ou ausência de manejo adequado no uso do solo e cobertura vegetal (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O coeficiente ϕ , que expressa a erosão observada em campo, é definido conforme o grau de densidade e intensidade da erosão em uma sub-bacia, considerando as práticas de conservação do solo. Os valores definidos de forma qualitativa (Tabela 4) variam entre 0,10, para áreas com processos de erosão muito fraca, e 1,00, em parcelas com erosão severa (voçorocas).

Tabela 4: Coeficiente que expressa a erosão observada em campo (ϕ) considerando o uso e manejo do solo nessas áreas.

Coeficiente de feições erosivas (ϕ)			
Grau	ϕ	Tipos	Cobertura Vegetal
Severa	0,80 - 1,00	Voçorocas/ Sulcos	20 a 50%
Forte	0,60 - 0,80	Sulcos	50 a 80%
Moderada	0,40 - 0,60	Laminar	80 a 100%
Fraca	0,20 - 0,40	Laminar	50 a 80%
Muito Fraca	0,10 - 0,20	Laminar	80 a 100%

Fonte: Gavrilovic (1988) adaptado pelo autor.

O potencial à erosão difusa, ou laminar, envolve critérios qualitativos referentes às classes de solos, sua inter-relação com os fatores naturais (erosividade, erodibilidade,

permeabilidade, declividade e comprimento de rampa), uso e manejo do solo e práticas conservacionistas (LORANDI et al., 2001).

Dentre as características físicas de bacias hidrográficas, o relevo aparece ligado ao fator tempo na gênese dos solos brasileiros, onde processos pedogenéticos são bastante ativos, e desempenham papel crítico no controle da exposição dos solos aos agentes bioclimáticos (OLIVEIRA, 2010; RESENDE et al., 1997). A declividade média (I_{sr}) e o comprimento de rampa são fatores que controlam o escoamento das águas nas encostas, podendo promover a erosão do tipo laminar, conforme a declividade, e sulcos quando concentra os fluxos na vertente, nos períodos de aumento do escoamento de água da chuva (STEIN; PONÇANO; SAAD, 2003).

Os perfis do relevo podem ser côncavos, convexos, lineares ou qualquer combinação entre eles, sendo as vertentes côncavas mais susceptíveis a erosão linear (sulcos, ravinas e voçorocas) devido à maior concentração do escoamento superficial, enquanto nas vertentes convexas o escoamento é difuso, mais susceptível a erosão laminar (FUJIHARA, 2002; SILVA et al., 2003).

O comprimento de rampa se forma partir do ponto inicial de fluxo do escoamento da água até a área de deposição (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Por ser mais relacionada à declividade do terreno do que ao comprimento de rampa, a erosão laminar se desenvolve na perda da camada superficial em áreas extensas e sua intensidade depende essencialmente da exposição direta ou indireta do solo aos agentes climáticos (SILVA; LUCHIARI, 2014).

A declividade média do terreno (I_{sr}) é obtida a partir da soma total do comprimento das curvas de nível, multiplicado pelo intervalo de contorno, ou equidistância, e dividida pela área de drenagem (SILVA et al., 2014).

Com base nos valores obtidos para o coeficiente de erosão (Z), Gavrilovic (1988) propõe cinco categorias de deterioração promovidas pela intensidade da erosão, atribuindo valores médios para os coeficientes de Z (Tabela 5).

Tabela 5: Categoria de deterioração do solo de acordo com a intensidade da erosão (Z) no modelo EPM.

Nível de deterioração	Intensidade da Erosão	Coefficiente de Erosão (Z)	Média de Z
I	Erosão severa	$Z > 1,0$	$Z = 1,25$
II	Erosão forte	$0,71 < Z < 1,0$	$Z = 0,85$
III	Erosão moderada	$0,41 < Z < 0,7$	$Z = 0,55$
IV	Erosão fraca	$0,20 < Z < 0,4$	$Z = 0,30$
V	Erosão muito fraca	$Z < 0,19$	$Z = 0,10$

Fonte: Gavrilovic (1988).

2.4.3 Coeficiente de Retenção de Sedimentos (R_u)

O total de sedimentos produzidos nas perdas de solo por erosão hídrica não atinge integralmente o deflúvio da bacia hidrográfica, parte fica retida, depositada, em depressões no relevo. É, portanto, necessário considerar esses sedimentos retidos para a estimativa real da produção de sedimentos (GAVRILOVIC, 1988).

O fator que reduz a diferença na quantidade média de sedimento depositado em regiões mais baixas daqueles sedimentos que ficam retidos nas camadas superiores do relevo é o coeficiente de retenção de sedimentos (R_u), obtido pela equação 5.

$$R_u = \frac{(O \cdot D)^{0,5}}{0,25 \cdot (L_v \cdot 10)} \quad (5)$$

Em que: O = perímetro da bacia hidrográfica (km); D = altura média da base ao topo da bacia hidrográfica (m); L_v = comprimento do curso d'água principal da bacia (km).

2.4.4 Vazão máxima de escoamento (Q_{max})

A produção de sedimentos direcionada para áreas de deflúvio é controlada pela intensidade da vazão do escoamento superficial de água. No modelo EPM, a vazão máxima de escoamento (Q_{max}) é calculada conforme a equação 6.

$$Q_{max} = A \cdot S_1 \cdot S_2 \cdot w \cdot \sqrt[2]{(2 \cdot g \cdot D \cdot F)^{0,5}} \quad (6)$$

Em que: Q_{max} = vazão máxima de escoamento ($m^3 s^{-1}$); A = coeficiente de forma da bacia (adimensional); S_1 = coeficiente de permeabilidade (adimensional); S_2 = coeficiente de cobertura vegetal (adimensional) (Equação 4); w = percolação de água no solo (m^3); $2gDF^{0,5}$ = energia cinética da chuva, em que: “g” = gravidade ($9,8 m s^{-2}$); “D” = altura média da base ao topo da bacia (m); “F” = área da bacia hidrográfica (km^2).

A forma da bacia (A) influencia no tempo transcorrido entre a ocorrência da precipitação e o escoamento no exutório (PAZ, 2004; TUCCI, 1998; 2000). Configura a relação entre o perímetro da bacia (O) e o curso d'água principal (L_v), da nascente até a foz (VILELLA; MATOS, 1975). O coeficiente varia de baixo, médio e alto índice de forma da bacia. Os índices considerados baixos geralmente estão indicando áreas sujeitas a enchentes, independente de seu tamanho (DUARTE et al., 2007). O coeficiente de forma (A) é calculado de maneira independente no modelo EPM, conforme a equação 7.

$$A = 0,195 \cdot \frac{O}{L_v} \quad \dots\dots\dots (7)$$

Em que: O = comprimento da bacia (km); L_v = comprimento do curso d'água principal (km).

A permeabilidade da bacia hidrográfica (S_1) varia entre 0 e 1 e está associada à formação rochosa de origem dos solos. As áreas são subdivididas em rochas muito permeáveis (f_p) (calcários, arenitos, cascalhos), moderadamente permeáveis (f_{pp}) (ardósias e margas) e pouco permeáveis (f_o) (argila pesada), obtidas conforme a equação 8.

$$S_1 = 0,4 \cdot f_p + 0,7 \cdot f_{pp} + 1,0 \cdot f_o \quad (8)$$

Em que: f_p = rochas muito permeáveis (%); f_{pp} = rochas medianamente permeáveis (%); f_o = rochas pouco permeáveis (%).

O volume de água percolada na camada subsuperficial do solo pode ser obtida segundo a equação 9.

$$w = h_b \cdot (15,0 - 22,0 \cdot h_b - 0,3 \cdot \sqrt[2]{L_v}) \quad (9)$$

Em que: w = volume de água percolada no solo; h_b = altura da lâmina de água em chuvas intensas (mm); L_v = comprimento do curso d'água principal (km).

2.4.5 Características Físicas do Sistema de Drenagem

No modelo EPM são sugeridas equações baseadas em características físicas de bacias hidrográficas, com objetivo de avaliar de maneira mais ampla as particularidades do sistema de drenagem.

A densidade da drenagem (G) varia inversamente a extensão do escoamento superficial, e fornece indicações da eficiência da drenagem na bacia hidrográfica. O índice de densidade varia entre $0,5 \text{ km km}^{-2}$ em bacias com drenagem pobre, a $3,5 \text{ km km}^{-2}$ em bacias muito bem drenadas (VILLELA; MATTOS, 1975). No modelo EPM, a densidade de drenagem é obtida pela equação 10.

$$G = \frac{\sum L}{F} \quad (10)$$

Em que: G = densidade de drenagem (adimensional); L = cursos d'água na bacia (km); F = área da bacia (km^2).

A sinuosidade da bacia (K) é um fator que controla a velocidade do escoamento superficial de água, e é obtida a partir da equação 11.

$$K = \frac{L_v}{L_m} \quad (11)$$

Em que: K = sinuosidade da bacia (adimensional); L_v = comprimento do curso d'água principal (km); L_m = menor distância de montante a jusante, ou talvegue (km).

A altitude média da bacia (H_{sr}) é um fator que exerce influência, quando muito variável, sobre a precipitação, perdas de água por evaporação e transpiração, e por consequência sobre o deflúvio médio (VILLELA; MATTOS, 1975). A altitude média é obtida pela equação 12.

$$H_{sr} = \frac{\sum h \cdot f}{F} \quad (12)$$

Em que: H_{sr} = altitude média da sub-bacia (m); h = altitude média entre curvas de nível próximas (m); f = área entre as curvas de nível (km^2); F = área da sub-bacia (km^2).

A diferença média de elevação (D) representa a carga potencial hipotética que estão sujeitos os volumes no excesso de chuvas e constitui o tempo em que as águas levariam para atingir o córrego, conforme a equação 13. (VILLELA; MATTOS, 1975).

$$D = H_{sr} - H_{\min} \quad (13)$$

Em que: D = diferença média de elevação (m); H_{sr} = altitude média da sub-bacia (m); H_{\min} = menor altitude da sub-bacia (m).

A altitude média da base erosiva no relevo (H_{leb}) é obtida a partir da equação 14.

$$H_{leb} = H_{\max} - H_{\min} \quad (14)$$

Em que: H_{leb} = altitude média da base erosiva (m); H_{\max} = altitude máxima da bacia (m); H_{\min} = menor altitude da bacia (m).

A evolução da erosão no relevo (E_r), segundo Gavrilovic (1988), é obtida pela equação 15.

$$E_r = \frac{H_{leb}}{\pi \cdot \sqrt[4]{F}} \quad (15)$$

Em que: E_r = força da erosão no relevo (m km^{-2}); H_{leb} = altitude média da base erosiva (m); F = área da bacia (km^2).

A largura média (B) da sub-bacia é calculada conforme a equação 16.

$$B = \frac{F}{L_b} \quad (16)$$

Em que: B = largura média da bacia (km); F = área da bacia (km^2); L_b = largura média da bacia através de linhas paralelas (km).

A simetria (a) da bacia é obtida pela equação 17.

$$a = \frac{F_v - F_m}{0,5 \cdot (F_v + F_m)} \quad (17)$$

Em que: a = (a) simetria da bacia (adimensional); F_v = maior área da bacia (km^2); F_m = menor área da bacia (km^2).

O coeficiente de desenvolvimento da bacia (adimensional) é calculado conforme a equação 18.

$$m = \frac{O}{\sqrt[2]{\pi \cdot F}} \quad (18)$$

Em que: m = desenvolvimento da bacia (adimensional); O = comprimento da bacia (km); F = área da bacia (km^2).

Técnicas e ferramentas de geoprocessamento em ambiente SIG para obtenção das características físicas de bacias hidrográficas, como coeficientes de forma, simetria, sinuosidade, desenvolvimento do canal, densidade de drenagem, largura, comprimento e área da bacia, vem sendo amplamente empregadas em diversas áreas do conhecimento (FONSECA NETO, 2007; GALVÍNCIO et al., 2004; TONELLO et al., 2006)

Por meio dessas ferramentas é possível analisar espacialmente os fenômenos geográficos, através de métodos geoestatísticos e técnicas para a análise dessas características (TELLES, 2011). Alguns programas computacionais capazes de inferir tais características são frequentemente utilizados na modelagem de sistemas hidrológicos, de erosão e de produção de sedimentos em bacias hidrográficas.

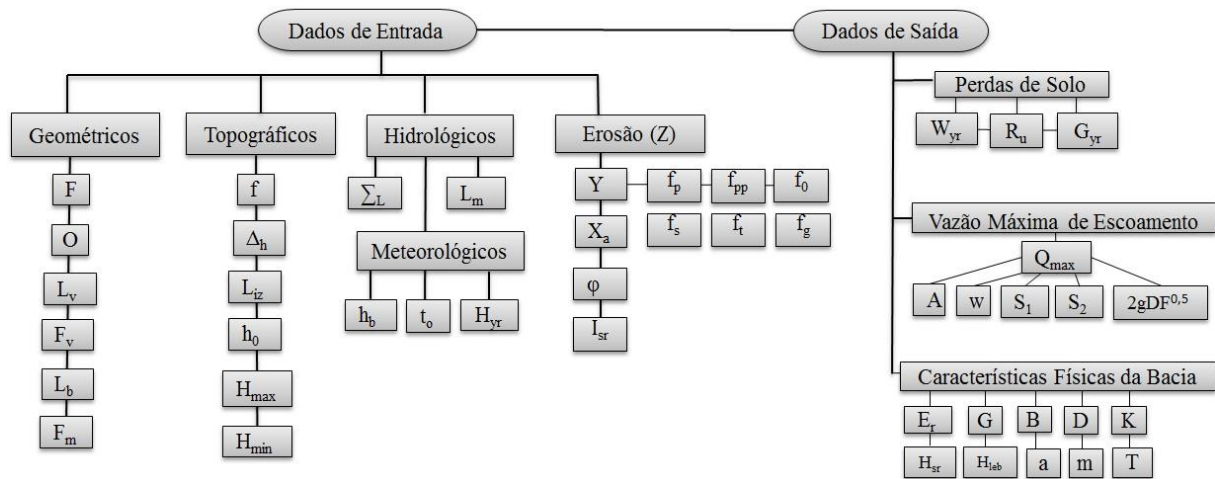
2.5 INTENSIDADE DA EROSÃO E ESCOAMENTO (IntErO)

Os cálculos dos parâmetros do modelo EPM são realizados de forma automatizada, na compilação dos dados de entrada inseridos no programa Intensidade de Erosão e escoamento, do inglês, *Intensity of Erosion and Outflow* (IntErO). Spalevic (2011) propôs a criação de um

banco de dados com vinte e seis entradas, entre dados de erosão, geométricos, topográficos, meteorológicos, vazão máxima de escoamento e características do sistema de drenagem, integrando os parâmetros do modelo EPM simultaneamente (Tabela 6).

O processamento manual de dados se torna uma tarefa que requer cuidados para evitar erros analíticos frequentes (SPADEVIC et al., 2000). Assim, o programa IntErO surge como uma ferramenta que auxilia a entrada e saída de dados na modelagem com maior precisão e rapidez, evitando possíveis erros que podem ocorrer no processamento manual. As funções restringem a entrada de dados ilógicos, evitando conflitos dos parâmetros analisados, promovendo mais confiabilidade na obtenção dos resultados (SPADEVIC et al., 2011).

Figura 1: Parâmetros de entrada e dados de saída do programa EPM / IntErO.



Dados de Entrada									
Geométricos		Topográficos		Hidroológico		Erosão (Z)			
F	Área da bacia	f	Área entre curvas de nível	ΣL	Comprimento dos cursos d'água de I e II ordem	Y	Resistência do solo a erosão	fp	Boa permeabilidade
O	Comprimento da bacia	Dh	Equidistância entre curvas de nível	Lm	Menor distancia entre a montante e a jusante	Isr	Inclinação média da bacia	fpp	Média permeabilidade
Lv	Comprimento do rio principal	Ltz	Comprimento das curvas de nível	Meteorológico		phi	Grau da erosão no terreno	fo	Pouca permeabilidade
Fv	Maior área da bacia	h0	Menor altitude da curva de nível					hb	Média do volume de chuvas intensas (24 horas)
Lb	Largura da bacia	Hmax	Maior altitude	to	Temperatura média do ar	Xa	Uso e manejo do solo	ft	Média cobertura vegetal
Fm	Menor área da bacia	Hmin	Menor altitude	Hyr	Precipitação média			fg	Pouca cobertura vegetal
Dados de Saída									
S1	Permeabilidade do solo	Er	Energia da erosão	K	Sinuosidade do rio	Z	Intensidade da erosão		
S2	Índice de Cobertura Vegetal	Hlab	Altura da erosão no relevo	m	Desenvolvimento da bacia	Ru	Retenção de sedimentos		
A	Forma da bacia	G	Densidade da drenagem	a	Simetria do rio	Qmax	Vazão máxima de escoamento		
w	Percolação de água	B	Largura média da bacia	D	Diferença de elevação	Wyr	Produção total de sedimentos		
2gDF ^{0,5}	Energia cinética da chuva	Hsr	Altitude média da bacia	T	Coefficiente de temperatura	Gyr	Perda média de solo		

Fonte: Spalevic (2011) adaptado pelo autor.

2.6 TOLERÂNCIA DE PERDA DE SOLO

Os solos são caracterizados conforme suas propriedades biológicas, físicas, químicas e morfológicas, que podem ser degradadas conforme as variações do clima e/ou no uso e manejo inadequado de terras agrícolas. As classes de solos podem ser avaliadas conforme seu limite suportável de deterioração, considerando os atributos do solo.

A Tolerância de Perda de Solo (TPS) é frequentemente associada como um parâmetro sustentável do solo em relação às estimativas do potencial de perda de solo em escala de bacias hidrográficas. O método de Bertol e Almeida (2000) é o mais aplicado no Brasil devido maior quantidade de atributos utilizados (Equação 19).

$$TPS = h \cdot ra \cdot m \cdot p \cdot 1.000^{-1} \quad (19)$$

Em que: TPS = Tolerância de Perda de Solo (mm ano^{-1}); h = profundidade efetiva do solo (mm) (máximo 1.000 mm); ra = relação textural entre os horizontes B e A e do teor de argila do horizonte A; m = matéria orgânica na camada de 0 - 20 cm; p = fator de permeabilidade do solo; 1.000^{-1} = constante do período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de profundidade.

REFERÊNCIAS

- AHRENS, R. J.; ARNOLD, R.W. Soil taxonomy. In: SUMNER, M.E. **Handbook of Soil Science**. 2. ed. Washington: CRC Press, Boca Raton, 1999. 117-135 pp.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, Amsterdam, v. 64, n. 1, p. 247-271, Dez., 2005.
- ALMEIDA, W. S. et al. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 9, p. 1110 -1119, set., 2016.
- AMINI, S. et al. Estimation of erosion and sediment yield of Ekbatan Dam drainage basin with EPM, using GIS. **Iranian Journal of Earth Sciences**, Isfahan, n. 2, p. 173-180, Sep., 2010.
- ANDRADE, A. G. de; FREITAS, P. L. de; LANDERS, J. Aspectos Gerais do Manejo e Conservação do Solo e da Água e as Mudanças Ambientais. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. de. **Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto das Mudanças Ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. v. 1, 25-40 pp.
- BALDWIN, M.; KELLOGG, C. E.; THORP, J. Soil classification. In: UNITED STATES. **Soil and men**. 2. ed. Washington: Department of Agriculture, Yearbook, U. S. Govt. Printing office, 1938. 979-1001 pp.
- BAMBOLIM, A. et al. Calcário líquido e calcário convencional na correção da acidez do solo. **Revista de Agricultura Neotropical**, Cassilândia, v. 2, n. 3, p. 34-38, set., 2015.
- BAROVIC, G., SPALEVIC, V. Calculation of Runoff and Soil Erosion Intensity in the Rakljanska Rijeka Watershed, Polimlje, Montenegro. **Agriculture & Forestry**, Podgorica, v. 61, n. 4, p. 109 -115, 2015.
- BENNETT, H.H. **Elements of soil conservation**. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1955. 406p.
- BARUQUI, A. M.; FERNANDES, M. R. Práticas de conservação do solo. **Revista Informe Agropecuário**. Belo Horizonte: EPAMIG, v. 11, n. 128, p. 55-69, ago., 1985.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 657-668, mai., 2000.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Ícone, 2012. v. 8. 360p.
- BOZORGZADEH, E.; KAMANI, N. A Geographic Information System (GIS) - based modified Erosion Potential Method (EPM) Model for Evaluation of Sediment Production. **Journal of Geology and Mining Research**, Nairobi, v. 4, n. 6, p. 130 -141, Nov., 2012.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 685p.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Centro Nacional de Ensino e Pesquisas Agronômicas. **Levantamento de reconhecimento dos solos da região sob influência do reservatório de Furnas: contribuição à carta de solos do Brasil**. Rio de Janeiro, Boletim, 1962. n. 13. 462. p.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Centro Nacional de Ensino e Pesquisas Agronômicas. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo: contribuição à carta de solos do Brasil**. Rio de Janeiro, Boletim, 1960. 634p. n. 12.

BRASIL. Ministério da Agricultura. **LEI Nº 6.225, de 14 de Julho de 1975**. Discriminação de regiões para execução obrigatória de planos de proteção ao solo e de combate à erosão e outras providências. Brasília, 1975. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6225.htm>. Acesso em: 23 de nov. de 2016.

BRASIL. **LEI Nº 8.171, de 17 de Janeiro de 1991**. Política Agrícola do Brasil. Brasília, 1991. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8171.htm>. Acesso em: 20 de nov. de 2016.

BRASIL. **LEI Nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997**. Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 15 de nov. de 2016.

BROWNING, G.M.; NORTON, R.A. Tillage, structure, and irrigation: tillage practices with corn and soybeans in Iowa. **Soil Science Society of America**. Iowa: Proceedings, v.12, n.1, p. 491-496, 1947.

BUJAN, A. et al. Preliminary study on the use of the ^{137}Cs method for soil erosion investigation in the Pampean region of Argentina. **Acta Geologica Hispanica**, Barcelona, v. 35, n. 3-4, p. 271-277, 2000.

COELHO, M. R. et al. **O recurso natural solo**. In: MANZZATO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E.; PERES, J. R. R. *Uso agrícola dos solos brasileiros*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, , 2002. 184p. 1-11 pp.

COOK, H. L. The nature and controlling variables of the water erosion process. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.1, n. 2, p. 487-494, 1936.

CORRECHEL, V. **Avaliação dos índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ^{137}Cs** . 2003. 99f. Tese de Doutorado - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo - USP, Piracicaba, 2003.

DALMOLIN, R. S. D.; TEN CATEN, A. Digital Mapping: new approach on soil survey. **Investigación Agraria**, San Lorenzo, v. 17, n. 2, p. 77-86, Dec., 2015.

DYONISIO, H. A. F. Erosão hídrica: susceptibilidades do solo. **Revista Eletrônica Thesis**, São Paulo, v. 7, n. 13, p. 15-25, abr., 2010.

DE MARIA, I. C. Geotecnologias e modelos aplicados ao manejo e conservação do solo e da água. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. de. **Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto das Mudanças Ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. v. 1. 95-103 pp.

DUARTE, C. C. et al. Análise fisiográfica da bacia hidrográfica do rio Tapacurá - PE. **Revista de Geografia**, Recife, v. 24, n. 2, p. 50-64, mai./ago., 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. In: SANTOS, H. G. (et al.). ed. 4. Brasília, Embrapa Solos, 2013. 376p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **World Reference Base for Soil Resources (WRB): update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. Rome: FAO. 2015. n.106. 203p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food and production**. Roma: FAO. 2005. 95p.

FLANAGAN, D. C.; GILLEY, J. E.; FRANTI, T. G. Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development History, Model Capabilities, and Future Enhancements. **American Society of Agricultural and Biological Engineers – ASABE**. Michigan: St. Joseph, v. 50, n. 5, p. 1603-1612, 2007.

FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. **United States Department of Agriculture - USDA: Water Erosion Prediction Project (WEPP)**. West Laffayette: USDA-ARS-MWA-SWCS, Technical documentation, NSERL, Report, n. 10, p. 12, 1995.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. São Paulo: Oficina de textos. ed. 2. 2007. 38p.

FONSECA NETO, F. D. Uso de sistemas de informações geográficas na determinação das características físicas de uma bacia hidrográfica. In: SIMPÓSIO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8, 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. 2581-2588 pp. 1 CD-ROM.

FUJIHARA, A. K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento**. 2002. 136f. Tese de Doutorado – Escola Superior Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo – USP, Piracicaba, 2002.

FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DE ENSINO DE TÉCNICAS AGRÍCOLAS, VETERINÁRIAS E DE TURISMO RURAL - FUNDAÇÃO ROGE. **Plano Diretor da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo - Unidade de Gestão GD6**. Relatório Executivo Geral, 2010. 100. p.

GAVRILOVIC, Z. The use of empirical method (erosion potential method) for calculating sediment production and transportation in unstudied or torrential streams. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON RIVER REGIME, 1998, Wallingford. **Annals...** Wallingford, May. 1998. 411-422 pp.

GLOBEVNIK, L. et al. Applicability of the Gavrilovic method in erosion calculation using spatial data manipulation techniques. In: DE BOER, D. et al. **Erosion Prediction in Ungauged Basins: Integrating Methods and Techniques**. Wallingford: IAHS Publication, 2003. v. 279. 224-233 pp.

GRAY, J.; MURPHY, B. **Parent material and world soil distribution**. 17th. Bangkok: WCSS, Thailand, 2002. 137p.

HASUI, Y. A grande colisão pré-cambriana do Sudeste Brasileiro e a estruturação regional. **Geociências**, São Paulo, v.29, n.2, p. 141-169, 2010.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia**. ed. 3. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 430p.

KALINDERIS, I. A. et al. P. The risk of sedimentation of artificial lakes, following the soil loss and degradation process in the wider drainage basin. Artificial lake of Smokovo case study (Central Greece). **Global Change**, n. 41, p. 9, Thessaloniki, Greece, 2009.

KASTRIDIS, A.; KAMPERIDOU, V. Influence of Land Use Changes on Alluviation of Volvi Lake Wetland (North Greece). **Soil & Water Research**, Praga, v. 2, n. 10, p. 121-129, 2015.

KOJCHEVSKA, T. **EPM for Soil Loss Estimation in Different Geomorphologic Conditions and Data Conversion by Using GIS**. 2014. 99f. Doctoral Thesis - Mediterranean Agronomic Institute of Chania - MAICH, Department of Geoinformation in Environmental Management, Chania, Greece, 2014.

KOUHPEIMA, A.; HASHEMI, S. A. A.; FEIZN, S. A study on the efficiency of Erosion Potential Model (EPM) using reservoir sediments. **Elixir International Journal**, Copernicus, n. 38, p. 4135-4139, Polony, 2011.

LAL, R. Soil Erosion Impact on Agronomic Productivity and Environment Quality. **Journal Critical Reviews in Plant Sciences**, Florida, v. 17, n. 4, p. 319-464, 1998.

LANE, L. J.; FOSTER, G. R.; NICKS, A. D. Use of fundamental Erosion mechanics in Erosion Prediction. St. Joseph: Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers - **ASABE**, v. 50, n. 5, p. 1603-1612, 1987.

LAFLEN, J. M.; LANE, L.J.; FOSTER, G.R. The Water Erosion Prediction Project - a new generation of Erosion Prediction Technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 46, p. 34-38, 1991.

LEPSCH, I. F. **19 Lições de Pedologia**. ed. 1. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 456p.

LIDIJA, G. et al. **Applicability of the Gavrilovic Method in Erosion Calculation Using Spatial Data Manipulation Techniques**. Erosion Prediction in Ungauged Basins: Integrating Methods and Techniques. IAHS Publ., n. 279, p. 224-233, Sep., 2003.

LLOYD, C.H.; ELEY, G.W. Graphical solution of probable soil loss formula for Northeastern Region. **Journal Soil and Water Conservation**, Iowa, n. 7, p. 189-191, 1952.

LOBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas**. ed. 2. Campinas: Instituto Agrônomo, Boletim Técnico, 1975. n. 27. 12p.

LORANDI, R. et al. Carta de potencial à erosão laminar da parte superior da Bacia do Córrego do Monjolinho (São Carlos, SP). **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, n. 53, p. 111-117, dez., 2001.

MACHADO, P. L. O. de A.; MADARI, B. E.; BALBINO, L. C. **Manejo e conservação de água e solo no contexto das mudanças ambientais: Panorama Brasil**. ed. 1. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2010. 44-45p.

MCBRATNEY, A. B. et al. On digital soil mapping. **Geoderma**, Beijing, v. 117, n. 1, p. 3-52, 2003.

MEIRELLES, M. S. P.; CAMARA, G.; ALMEIDA, C. M. de. **Geomática: modelos e aplicações ambientais**. ed. 2. Brasília: EMBRAPA - Informação Tecnológica, UERJ, 2007. 593p.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; MAGNAGO, P.F. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.12, p.1306-1313, 2011.

MINELLA, J. P. G. et al. Processo e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica. In: **Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto das Mudanças Ambientais**. ed. 1. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. 486p.

MORGAN, R. P. C. **Soil Erosion and Conservation**. ed. 3. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. 198p.

MUNSELL SOIL COLOR COMPANY. **Munsell soil color charts**. ed. 4. Baltimore: Gretag Macbeth Division of Kollmorgen Corporation: Munsell Color, Maryland, USA, 2009. 9p.

NAVAS, A. et al. Assessing soil redistribution in a complex karst catchment using fallout ^{137}Cs and GIS. **Geomorphology**, Perth, v. 196, n. 15, p. 231-241, 2013.

NEEDELMAN, B. A. **What Are Soils? Nature Education Knowledge**. Maryland, 2013, v. 4, n. 3. Disponível em <<http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/what-are-soils-67647639>>. Acesso em 10 de jul. de 2016.

NIETZSCHE, F. W. **A Gaia Ciência** (1882). Tradução de Paulo César de Souza. 1. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 2001.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT AND FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - OCDE-FAO. **Brazilian agriculture: Prospects and challenges**. ed. 11. French, Spanish: Agricultural Outlook, 2015. 61-109p.

OLIVEIRA, F. P. de. **Modelagem do Escoamento Superficial e da erosão hídrica em bacia rural em Arvorezinha, RS, utilizando WEPP**. 2010. 151f. Tese de Doutorado - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010.

WORD METEOROLOGICAL ORGANIZATION - OMM. **Meeting of the Coordination Group of the Demonstration Project for Severe Weather Forecast**. ed. 1. Genebra, Suíça, Mar. 2016. Disponível em: <http://www.wmo.int/pages/index_en.html>. Acesso em: 15 de nov. de 2016.

PAZ, A. R. **Apostila da Disciplina de Hidrologia Aplicada**. ed. 1. Caxias do Sul: Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, 2004. 138p.

PAZ, A. R.; COLLISCHONN, W. River reach length and slope estimates for large-scale hydrological models based on relatively high-resolution digital elevation model. **Journal of Hydrology**, Toronto, v. 343, n. 3, p. 127-139, 2007.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. **Science**, United Kingdom, University of Cambridge, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995.

PRADO, R. M. Saturação por bases e híbridos de milho sob sistema plantio direto. **Scientia Agricola**, São Paulo: Universidade de São Paulo-USP, v. 58, n.2, p. 391-394, 2001.

RENARD, K. G. et al. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). **Agriculture Handbook**, United States Department of Agriculture. v. 1, n. 703, p. 384, 1997.

RESENDE, M. et al. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. ed. 2. Viçosa: Núcleo de Estudo de Planejamento e Uso da terra (NEPUT), 1997. 290p.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de Fertilidade do solo e manejo adequado para as Regiões Tropicais**. ed. 8. Campinas: Embrapa - Monitoramento por Satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 2010. 30p.

SCHULER, U. et al. **A revised approach to classify parent material for soil mapping**. 1th. China: Regional pilot platform as EU contribution to a Global Soil Observing System (e-SOTER). Federal Institute for Geosciences and Natural Resources (BGR), Nov., 2010. 73p.

SCHULTZ, N. et al. O conhecimento dos solos. In: **Solos e Sociedade**. BOLETIM INFORMATIVO, n. 3, v. 39, 2014. Sociedade Brasileira de Ciências do Solo (SBCS), p. 26-51, 2014.

SILVA, R. M. da; CELSO, A.G.S.; SILVA, A. M. Predicting Soil Erosion and Sediment Yield in the Tapacurá Catchment, Brazil. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, Paraíba, Brazil, v. 8, n.1, p. 75-82, 2014.

SILVA, R. M. et al. Análise da variabilidade espaço-temporal e identificação do padrão da precipitação na bacia do Rio Tapacurá, Pernambuco. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 22, n. 2, p. 357-372, 2010.

SILVA, A. M. et al. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, dez. 2005.

SILVA, A. M. da; SHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. ed. 1. São Carlos: RiMa, 2003. 140p.

SILVA, M. L. N. et al. Avaliação de Métodos Indiretos de Determinação da Erodibilidade de Latossolos Brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n.6, p. 1207-1220, 2000.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agriculture and Engineering**, Pavia, Italy, v. 22, p. 173-175, 1941.

SPALEVIC, V. et al. Computer Graphics Application Methods to Study the Discharge and Soil Erosion Intensity - I Program "Drainage Basin". **Agriculture and Forestry**, Podgorica, v. 46, n. 1, p. 19-36, 2000.

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

STEIN, D. P.; PONÇANO, W. L.; SAAD, A. R. Erosão na bacia do rio Santo Anastácio, oeste do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Geociências**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 143-162, 2003.

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**, Hong Kong, v. 5, n. 27, p. 585-597, 2006.

TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. de F.; DECHEN, S. C. F. The Costs of Soil Erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, n. 35, p. 287-298, 2011.

TERRANOVA, O. et al. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria, southern Italy. **Geomorphology**, Perth, v. 112, n.4, p. 228-245, Nov., 2009.

THORP, J.; SMITH, G.D. Higher categories for soil classification. **Soil Science**, Baltimore, v. 67, n. 5, p.117-126, 1949.

TUCCI, C. E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. ed. 1. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2000. 145p.

TUCCI, C.E.M. **Modelos Hidrológicos**. ed. 2. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, 1998. 678p.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. **Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting**. 10th. Washington: Agriculture Handbook, 2006. 341p.

VAN DOREN, C. A.; BARTELLI, L. J. A method of forecasting soil losses. **Agriculture Engineering**, 1th. Michigan, 1956. v. 37. 335-341p.

VIEIRA, M. **Embasamento técnico do sub-programa de manejo e conservação do solo - Paraná Rural**. In: PÁRANA: Secretaria da Agricultura e Abastecimento. Manual Técnico do subprograma de manejo e conservação do solo. 2. ed. Curitiba: IAPAR: SEAB, 1994. 60p.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. ed. 1. São Paulo; McGraw-Hill, 1975. 245p.

WHITESAND, E.P. Some relationships between the classification of rocks by geologists and the classification of soils by soil scientists. **Soil Science Society Proceedings**, v. 17, n. 2, p. 138-142, 1953.

WISCHMEIER, W. H; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**. A guide to conservation planning. 1th. Washington: United States Department of Agriculture. Supersedes Agriculture Handbook. 1978. 58p.

YAN, B.; TOMER, M.D.; JAMES, D. Historical channel movement and sediment accretion along the South Fork of Iowa River. **Journal Soil and Water Conservation**, Iowa, v. 65, n.1, p.1-8, 2010.

YOUSEFI, S. et al. An Estimation of Sediment by Using Erosion Potential Method and Geographic Information Systems in Chamgardalan Watershed: A Case Study of Ilam Province, Iran. **Geodynamics Research International Bulletin - GRIB**, Tehran, v. 2, n. 2, p. 01-05, 2014.

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss and runoff. **Agricultural and Engineering**, Michigan, v. 21, n. 5, p. 59-64, 1940.

ZHOU, W.; WU, B. Assessment of soil erosion and sediment delivery ratio using remote sensing and GIS: a case study of up stream Chaobaihe River catchment, north China. **Elsevier**, Perth, v. 2, n. 23, p. 167-173, 2008.

ZORN, M.; KOMAC, B. Response of Soil Erosion to Land Use Change with Particular Reference to the Last 200 Years (Julian Alps, Western Slovenia). **Revista de Geomorfologie**, Bucarest, v. 11, n. 1, p. 39-47, Sep., 2009.

Artigo submetido ao periódico **SEMINA: Ciências Agrárias**, redigido de acordo com as normas da revista científica.

1 **Modeling of Water Erosion by the Potential Erosion Method in a pilot watershed in in southern**
2 **Minas Gerais**

3
4 **Modelagem da Erosão Hídrica pelo Método de Erosão Potencial em uma Sub-Bacia hidrográfica**
5 **de referência no sul de Minas Gerais**

6
7 **Abstract**

8 Soil losses due to water erosion threatens the sustainability of agriculture and the food security of
9 current and future generations. This work estimated potential soil losses and sediment production in
10 different types of land uses in a sub-basin in the Municipality of Alfenas, southern Minas Gerais,
11 Southeastern Brazil. The objective of this research was to evaluate the application of the Potential
12 Erosion Method by the Intensity of Erosion and Drainage program, correlated with results obtained by
13 the Universal Equation of Soil Losses, allied to geoprocessing techniques and statistical analysis. In
14 the Potential Erosion Method, the coefficient indicating the mean erosion intensity was 0.37, or
15 deterioration category IV, which indicates weak-degree laminar erosion processes with total soil loss
16 of 649.31 Mg year⁻¹ and mean of 1.46 Mg ha⁻¹ year⁻¹. The results corresponded, in magnitude, to those
17 obtained in the Revised Soil Loss Universal Equation, with a mean soil loss of 1.52 Mg ha⁻¹ year⁻¹ and
18 a total of 668.26 Mg year⁻¹. The Potential Erosion Method suggests that 1.5% of the area has potential
19 soil losses above the limit of Soil Loss Tolerance, which ranged from 5.19 to 5.90 Mg ha⁻¹ year⁻¹,
20 while the Universal Equation of revised Soil Losses indicated that 7.3% of the area has potential soil
21 losses above the limit. The maximum sediment discharge was 60 Mg year⁻¹, that is, 9.3% of the total
22 soil loss reaches the depositional areas of the river plains or watercourses. The Potential Erosion
23 Method showed efficiency in the evaluation of water erosion in tropical soils, with results consistent
24 with models widely employed in the estimation of soil losses, and support the evaluation of soil losses
25 in Brazil, thus being a robust tool for evaluate the sustainability of agricultural activities.

26 Key-words: Soil Conservation. Gavrilovic. Geoprocessing. IntErO. RUSLE.

27
28 **Resumo**

29 Perdas de solo por erosão hídrica colocam em risco a sustentabilidade agrícola e a segurança alimentar
30 das gerações atuais e futuras. Assim, este trabalho estimou as perdas potenciais de solo e a produção
31 de sedimentos em diferentes tipos de usos da terra em uma sub-bacia hidrográfica no Município de
32 Alfenas, sul de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. A pesquisa teve como objetivo avaliar a aplicação do
33 Método de Erosão Potencial pelo programa Intensidade de Erosão e Escoamento, correlacionado com
34 resultados obtidos pela Equação Universal de Perdas de Solo Revisada, aliado à técnicas de
35 geoprocessamento e de análise estatística. No Método de Erosão Potencial o coeficiente que indica a
36 intensidade média da erosão foi de 0,37, ou categoria IV de deterioração, que aponta processos de
37 erosão laminar de grau fraco, com perda total de solo de 649,31 Mg ano⁻¹ e média de 1,46 Mg ha⁻¹ ano⁻¹

38 ¹. Os resultados corresponderam, em magnitude, aos obtidos na Equação Universal de Perdas de Solo
39 Revisada, com perda média de solo de 1,52 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e total de 668,26 Mg ano⁻¹. O Método de
40 Erosão Potencial sugere que 1,5% da área possui perdas potenciais de solo acima do limite da
41 Tolerância de Perda de Solo, que variou de 5,19 a 5,90 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto a Equação Universal
42 de Perdas de Solo Revisada indicou que 7,3% da área possui perdas potenciais de solo acima do
43 limite. A descarga máxima de sedimentos foi de 60 Mg ano⁻¹, ou seja, 9,3% da perda total de solo
44 atinge as áreas deposicionais do deflúvio ou cursos d'água. O Método de Erosão Potencial mostrou
45 eficiência na avaliação da erosão hídrica em solos tropicais, com resultados consistentes com modelos
46 amplamente empregados na estimativa de perdas de solo, e dão suporte para a avaliação das perdas de
47 solo no Brasil, sendo assim, uma ferramenta robusta para avaliar a sustentabilidade das atividades
48 agrícolas.

49 Palavras-chave: Conservação do Solo. Gavrilovic. Geoprocessamento. IntErO. RUSLE.

50

51

Introdução

52

53

54

55

56

57

O solo é um recurso natural essencial de suporte aos ecossistemas terrestres e para a produção de alimentos, que precisa aumentar de acordo com crescimento demográfico (FAO, 2015). Todavia, o solo leva milhares de anos para ser formado e as perdas por erosão hídrica são rápidas e não são compensadas pelas taxas de formação do solo (SCHULTZ et al., 2014). Esse cenário projeta o aumento da pressão sobre os solos com efeitos deletérios aos ecossistemas terrestres e à produção agrícola (DYONISIO, 2010).

58

59

60

61

62

Uma das barreiras para sustentabilidade agrícola é a erosão hídrica (YOUSEFI et al., 2014), que ocorre quando as taxas de perdas de solo são superiores às de formação (PANAGOS et al., 2015). A camada rica em nutrientes e matéria orgânica é retirada no início do processo, mudando a dinâmica da paisagem e originando assoreamentos, enchentes, inundações e contaminação dos corpos d'água (MINELLA et al., 2011).

63

64

65

66

67

O Brasil perde cerca de 8 milhões de toneladas por ano de fertilizantes a base de nitrogênio, fósforo e potássio (FAO, 2015). Estimativas revelam que 500 milhões de toneladas de solo é erodido anualmente devido às práticas agrícolas inadequadas, que removem a vegetação e afetam o equilíbrio hidrológico (BRADY; WEIL, 2013; SCHULTZ et al., 2014). Pesquisas nessa temática são essenciais para avaliar a eficácia de diferentes práticas de conservação do solo (OLIVEIRA et al., 2015).

68

69

70

71

72

73

74

Os modelos de erosão hídrica são classificados em empíricos ou de regressão, conceituais e físicos. Ao mesmo tempo, são distintos por serem qualitativos, quantitativos e semi-quantitativos (DRAGICEVIC et al., 2016). De Vente e Poesen (2005) descrevem e comparam modelos semi-quantitativos que utilizam variáveis agrupadas para caracterizar uma bacia hidrográfica. A maior parte dos modelos carece de informações para validação, por serem ainda pouco explorados e apresentarem problemas de aplicação em bacias de grande porte devido às variações ambientais que dificultam a definição de valores para o cálculo da erosão. Além disso, tais modelos consideram variáveis físicas

75 de bacias hidrográficas e dependem do acesso a essas informações, que ainda são escassas e
76 restringem a aplicação dos modelos mais sofisticados (SPADEVIC, 2011).

77 Um dos modelos semi-quantitativos de base empírica de avaliação da erosão hídrica,
78 amplamente utilizado no leste europeu, no Oriente Médio e norte da África, é o Método de Erosão
79 Potencial (EPM). O EPM foi desenvolvido a partir de experimentos em campo, na bacia de Morava
80 (Sérvia), e laboratoriais, que permitiram a preparação de tabelas dos fatores da erosão
81 (GAVRILOVIC, 1988). Os coeficientes do EPM são: resistência do solo à erosão hídrica, uso e
82 manejo, feições de erosão observadas, declividade média da bacia hidrográfica, temperatura e
83 precipitação média anual.

84 Devido à grande quantidade de dados de entrada do EPM, Spalevic (2011) desenvolveu o
85 programa Intensidade da Erosão e Escoamento (Intensity of Erosion and Outflow - IntErO) para
86 cálculo automático das perdas de solo a partir dos coeficientes do EPM, com rapidez e precisão na
87 obtenção dos resultados, além de evitar dados ilógicos no processamento manual (VUJACIC;
88 SPADEVIC, 2016).

89 Outras ferramentas que se mostram efetivas nas estimativas de perdas de solo são baseadas em
90 técnicas de geoprocessamento em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), que
91 contribuem para avaliar a degradação do ambiente e definir melhores práticas de uso e manejo do solo
92 (EFTHIMIOU et al., 2016). Dentre os modelos que mais se adaptam à aplicação de técnicas de
93 geoprocessamento, a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (RENARD et al., 1997)
94 e a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978) são os mais
95 utilizados no Brasil (TERRANOVA et al., 2009). Já o modelo EPM, com dados de entrada
96 espacialmente distribuídos em SIG, foi iniciada por, entre outros, Globevnik et al. (2003). No entanto,
97 no Brasil tal modelo é ainda pouco aplicado (SILVA et al., 2014).

98 Como parâmetro para avaliar as condições de conservação das terras agrícolas, a Tolerância de
99 Perda de Solo (TPS) (BERTOL; ALMEIDA, 2000) indica o limite máximo de perda de solo aceitável
100 para manutenção da sustentabilidade da produção agrícola, considerando as distintas taxas de
101 formação dos solos (CÂNDIDO et al., 2014).

102 Assim, este estudo visou estimar taxas de perdas de solo por erosão hídrica e avaliar a aplicação
103 do EPM, correlacionando com os resultados obtidos pela RUSLE e à TPS, em uma sub-bacia
104 hidrográfica de referência no Município de Alfenas, sul do Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil.

105

106

Materiais e Métodos

107

Área de estudo

108

109

110

111

A área de estudo compreende a sub-bacia hidrográfica do Córrego da Laje, que é afluente do reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas e está localizada na Fazenda Capoeirinha (Ipanema Agrícola S.A.), em Alfenas - MG, nas coordenadas UTM 23K 402000 a 405000 m E e 7616700 a 7620200 m N, Datum SIRGAS 2000.

112 De acordo com o modelo EPM, os parâmetros físicos da área de estudo são: área da sub-bacia
113 (F) de 437 ha, perímetro (O) de 9,90 km, altitude mínima (H_{\min}) de 814 m e máxima (H_{\max}) de 914 m,
114 extensão do córrego principal (L_v) de 2,98 km, com a menor distância entre a nascente e a foz (L_m) de
115 2,15 km. O clima, na classificação de Köppen, é o Tropical Mesotérmico (CwB) (SPAROVEK et al.,
116 2007). O relevo pertence à unidade fisiográfica dos mares de morros, no planalto sul de Minas Gerais,
117 no Complexo Varginha-Guaxupé (UFRJ; CPRM, 2010). O substrato geológico da sub-bacia é
118 composto por granada-biotita gnaisses e biotita gnaisses.

119 O mapa digital de solos foi baseado na variação topográfica, como elemento de formação do
120 solo (MCBRATNEY et al., 2003), incluindo descrições morfológicas e análises laboratoriais físicas e
121 químicas. Para tanto, foi obtido o modelo digital de elevação (MDE) (Figura 1A), com interpolação
122 das curvas de nível de 20 para 10 m de resolução (*pixel*), a partir da Carta Topográfica de Alfenas
123 (IBGE, 1970), com ferramenta *Topo to Raster* no programa ARCGIS 10.3 (ESRI, 2015). As classes de
124 relevo (IBGE, 2015) foram obtidas do mapa de declividade (Figura 1B), com ferramenta *Slope* do
125 ARCGIS 10.3.

126 **FIGURA 1**

127 As amostras de solo foram coletadas em março e abril de 2016, conforme Santos et al. (2015).
128 Foram obtidas amostras deformadas, indeformadas em cilindro ($92,53 \text{ cm}^3$) e indeformadas em torrão,
129 nas profundidades 0-20 e 20-60 cm, para cada uma das três classes de relevo, tanto sob mata nativa
130 quanto sob cultura de café. A descrição morfológica dos atributos físicos foi feita em micro trincheiras
131 de 40 x 40 x 60 cm, nos dezoito locais amostrados.

132 As análises laboratoriais foram: textura granulométrica pelo método da pipeta, com e sem
133 adição de NaOH 1 mol L^{-1} (BLACK, 1986); densidade do solo por anel volumétrico (BLAKE;
134 HARTGE, 1986); porosidade total (DANIELSON; SUTHERLAND, 1986); microporosidade em mesa
135 de tensão de 60 cm; macroporosidade por diferença entre porosidade total e microporosidade
136 (GROHMANN, 1960); matéria orgânica por calorimetria na oxidação de $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 1 mol L^{-1} e H_2SO_4
137 5 mol L^{-1} .

138 A permeabilidade do solo foi obtida em campo com Infiltrômetro *Mini Disk Decagon Devices*
139 com taxa de sucção de 2 cm (ZHANG, 1997). Foram realizadas três repetições em cada um dos
140 dezoito locais amostrados. A classificação da permeabilidade considerou a textura e a estrutura do solo
141 (SSDS, 1993; GALINDO; MARGOLIS, 1989) e classificação dos solos segundo EMBRAPA (2013).
142 O mapa de uso do solo foi confeccionado a partir de imagens do satélite Landsat-8 *Thematic Mapper*
143 (TM), nas bandas TM6, TM5 e TM4 (órbita/ponto 219/75), obtidas no *United States Geological*
144 *Survey* (USGS) e checagens de campo. As imagens foram tratadas no ARCGIS 10.3 (ESRI, 2015).

145

146 *Coefficientes para o cálculo das perdas de solo no Método de Erosão Potencial*

147 Os coeficientes para o cálculo das perdas de solo no EPM (Tabela 1, Equação I) incluem a
148 precipitação média anual, temperatura média (Tabela 1, Equação II) e intensidade da erosão (Tabela 1,

149 Equação III), além de quantificar os sedimentos retidos no relevo e os que atingem o deflúvio (Tabela
150 1, Equação IV).

151 **TABELA 1**

152 A resistência do solo à erosão hídrica (Y) difere de acordo com seus atributos (PANAGOS et
153 al., 2015). Gavrilovic (1988) definiu valores entre 0,25 e 2,00, que representam a resistência do solo à
154 desagregação e remoção das partículas, considerando principalmente as características do material de
155 origem e substrato rochoso (TANGESTANI, 2006).

156 O arcabouço geológico da área é formado por granada-biotita gnaisses e biotita gnaisses, que,
157 sob as condições de desenvolvimento dos solos, tende a formar solos espessos, bem desenvolvidos e
158 ricos em argilas cauliníticas, com baixa propensão a erosão natural.

159 O coeficiente uso e manejo do solo (X_a) é menor em áreas com boas práticas de conservação do
160 solo e cobertura vegetal, especialmente em áreas agrícolas (ZORN; KOMAC, 2009). Na área estudada
161 os valores definidos para as classes de uso e manejo foram: mata nativa 0,05; milho e feijão em
162 sucessão 0,40; café 0,70; eucalipto 0,90 e vias de acesso 1,00.

163 O coeficiente de erosão observada em campo (ϕ) representa a ocorrência de feições erosivas
164 associadas aos usos do solo. Os valores variam de 0,01, para áreas com erosão laminar de grau fraco e
165 1,00 para erosão laminar progredida e feições de erosão linear severas, com ravinas e voçorocas. Na
166 área, valores foram definidos conforme a presença de feições erosivas em cada uso, considerando a
167 cobertura vegetal e o manejo do solo: mata nativa 0,10; milho e feijão em sucessão 0,30; café 0,50;
168 eucalipto 0,60 e vias de acesso 0,70 (Tabela 2).

169 Além das perdas de solo, o EPM estima a porção de sedimentos que atinge as áreas
170 deposicionais no deflúvio da bacia hidrográfica (Tabela 3). A altura média da lâmina de água (h_b) foi
171 obtida da média de chuvas anuais intensas, acima de 70 mm, no período de 24h00, entre 1981 e 2014,
172 a partir de dados anuais de três estações pluviométricas dos Municípios de Alfenas, Machado e
173 Paraguaçu, MG (ANA, 2016).

174 **TABELA 2**

175 A determinação das características físicas da sub-bacia, como forma, simetria, sinuosidade,
176 desenvolvimento do canal, densidade de drenagem, largura, comprimento e perímetro foram obtidas
177 em SIG, por geoprocessamento, conforme os conceitos da literatura especializada (TELLES, 2011;
178 VILLELA; MATTOS, 1975).

179 **TABELA 3**

180 O cálculo das perdas de solo pelo EPM foi realizado no programa IntErO (SPALEVIC, 2011) e
181 a distribuição das perdas de solo em SIG no ARCGIS 10.3 (ESRI, 2015), com a ferramenta *raster*
182 *calculator*, gerando o mapa final de perdas de solo.

183

184

185

Parâmetros do Modelo RUSLE

186

187 A equação do modelo RUSLE trabalha com a multiplicação dos fatores: R, ou erosividade da
188 chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), K, ou erodibilidade do solo ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), LS, ou topográfico
189 (adimensional), C, ou cobertura do solo (adimensional), e P, ou práticas conservacionistas
190 (adimensional).

191

192 O fator R ($6.500 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) foi determinado para o sul de Minas Gerais por Aquino
193 et al. (2012), a partir da equação de *Fournier* com método interpolador de *krigagem*, ajustado para
194 Lavras-MG, e é utilizado em pesquisas na região (AYER et al., 2015; OLIVETTI et al., 2015). Os
195 valores de C e P foram obtidos de Bertol et al. (2001) para milho/feijão em plantio direto ($C = 0,0271$;
196 $P = 0,01$), Prochnow et al. (2005) em café com espaçamento de 3,0 x 0,5 m em plantio em nível ($C =$
197 $0,1354$; $P = 0,50$), e Silva et al. (2016) para eucalipto em manejo morro a baixo ($C = 0,1240$; $P = 1,00$)
e mata nativa preservada ($C = 0,0150$; $P = 0,00$).

198

199 Os fatores K e LS foram calculados para os solos da Sub-bacia Hidrográfica do Córrego da
200 Laje. O K pelo cálculo da estimativa indireta em Latossolos (SILVA et al., 1999) e o LS a partir do
201 MDE e técnicas de geoprocessamento, obtendo a área de contribuição e fluxos de direção e de
202 acumulação do escoamento (MITASOVA et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2013).

202

203

Atributos do solo para cálculo da Tolerância de Perdas de Solo

204

205 No cálculo da TPS, no Brasil, o método mais utilizado é o de Bertol e Almeida (2000), que
206 utiliza o maior número de atributos do solo em sua formulação (CÂNDIDO et al., 2014). O método
207 multiplica os seguintes atributos: h = profundidade efetiva do solo (mm), limitada a 1.000 mm; ra =
208 relação que expressa, conjuntamente, o efeito da relação textural entre os horizontes B e A e do teor de
209 argila do horizonte A; m = fator que expressa o efeito da matéria orgânica na camada de 0 - 20 cm do
210 solo; p = fator que expressa o efeito da permeabilidade do solo e 1.000^{-1} = constante que expressa o
período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de espessura.

211

212 Para avaliar o ajuste da aplicação do modelo EPM, foram correlacionados cerca de cinco mil
213 pontos (*pixels*) extraídos aleatoriamente e com distância mínima de 10 m, por meio das ferramentas
214 *create random points* e *extract value to point* no programa ARCGIS 10.3, a partir dos mapas de perdas
215 de solo pelos modelos RUSLE e EPM. Os pontos foram agrupados considerando as variáveis: uso do
216 solo e declividade. Os dados foram analisados estatisticamente por meio do coeficiente de correlação
217 de *Spearman*, com 5% de significância, no *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS IBM,
2017).

218

219

Resultados e Discussões

220

221 Na Sub-bacia estudada observou-se uma precipitação média (H_{yr}) de $1.500 \text{ mm ano}^{-1}$
222 (SPAROVEK et al., 2007), com altura média da lâmina de água em chuvas intensas (h_b) de 82,50 mm,
e energia cinética da chuva ($2gDF^{0.5}$) de $56,37 \text{ m}^3 \text{ km}^{-2} \text{ s}^{-1}$. A temperatura média do ar (t_0) de 22° C

223 (INMET, 2016) e o coeficiente de temperatura (T) de 1,52. O comprimento dos cursos d'água de 1° e
224 2° classe (Σ_L) foi de 5,97 km, que resulta numa densidade de drenagem (G) de 1,25 km km⁻²,
225 indicando um fluxo de drenagem elevado para a sub-bacia. O índice de sinuosidade (K) foi de 1,09,
226 que aponta não existir sinuosidade significativa na dinâmica hidrológica. Já a forma da sub-bacia (A),
227 calculada em 0,65, indica pouca tendência a enchentes e inundações na área. A largura média da sub-
228 bacia (B) foi de 3,40 km.

229 A sub-bacia se apresentou muito assimétrica ($a = 0,02$) e a diferença de elevação (D), que
230 representa o comprimento médio de rampa no escoamento superficial, foi de 37,21 m. A altitude
231 média da sub-bacia (H_{leb}), que implica em variações de temperaturas e de evapotranspiração, foi de
232 847,21 m e a altura média da erosão no relevo foi de 104 m. O coeficiente de desenvolvimento da sub-
233 bacia (m) obtido foi 0,40. O volume de água percolada na camada subsuperficial (w) foi de 10.450
234 mm, com vazão máxima de escoamento (Q_{max}) de 29,65 m³ s⁻¹.

235 As classes de relevo da sub-bacia são: plano a suave ondulado (0-8%), ondulado (8- 20%) e
236 forte ondulado (20-45%) (Figura 1B) e a inclinação média (I_{sr}) foi de 11,72%.

237 Os solos foram classificados em: Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano à suave
238 ondulado (LVd1), ondulado (LVd2), forte ondulado (LVd3) e solos indiscriminados de várzea (SIV),
239 que cobrem, respectivamente, 26,77%, 46,60%, 14,30% e 9,40% da área (Figura 2A). Não foi
240 calculada a perda de solos dos SIV, por serem áreas de deposição.

241 A resistência do solo à erosão hídrica (Y) para as classes de solo foi de 0,90, que indica boa
242 resistência (GAVRILOVIC, 1988), considerando as características físicas do solo e do substrato
243 rochoso. A estrutura do solo foi classificada em média com blocos subangulares nas classes de solo
244 LVd1 e LVd2 e fraca com blocos subangulares em LVd3 e consistência ligeiramente plástica para
245 LVd1 e LVd2 e plástica para LVd3. Os teores de argila variaram de 58,40 a 60,70% e a textura
246 definida como argilosa a muito argilosa. A densidade média dos solos foi de 1,15 Mg m⁻³, sem grandes
247 variações em profundidade, que favorece a permeabilidade (ARSHAD et al., 1996). A permeabilidade
248 (S_1) foi considerada lenta (SSDS, 1993; GALINDO; MARGOLIS, 1989), com valor 1,00, devido à
249 textura argilosa a muito argilosa e estrutura em blocos subangulares. O alto grau metamórfico dos
250 litotipos biotita gnaisses e granada-biotita gnaisses apontam um substrato rochoso com permeabilidade
251 de grau médio.

252 O fator K da RUSLE foi de 0,021, 0,004 e 0,026 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, respectivamente, para as
253 classes de solo LVd1, LVd2 e LVd3. O valor médio do fator LS foi de 0,318.

254 **FIGURA 2**

255 A média do coeficiente de uso e manejo (X_a) no EPM, de 0,55, indica bom manejo no uso do
256 solo devido às práticas de conservação de plantio em nível e direto em torno de 70% da área. O
257 coeficiente de cobertura vegetal (S_2) foi de 0,78, que aponta boa proteção do solo.

258 O valor médio para a erosão observada no terreno (ϕ) foi de 0,40, que indica o predomínio da
259 erosão laminar de grau fraco e com níveis distintos de intensidade segundo as condições do solo,

260 permeabilidade, declividade, uso e manejo. De acordo com o EPM, o grau de erosão nas áreas
 261 florestais (15,78%) mostrou-se intenso e, portanto, foi atribuído valor 0,10. No entanto, nas áreas com
 262 solos expostos (2,22%) foi atribuído 0,70. O coeficiente de intensidade da erosão (Z) variou de 0,01 a
 263 1,12, com média de 0,37, que indica o predomínio da categoria IV de degradação, de intensidade fraca
 264 (Figura 3A). As áreas de mata nativa preservada apresentaram taxas da erosão entre 0,01 a 0,03, ou
 265 categoria V, de intensidade muito fraca, que contribuem com 1,05% na intensidade da erosão.

266 As vias de acesso com solos expostos apontaram a maior média de intensidade da erosão, com
 267 0,81 e máximo de 1,12. Estas áreas pertencem à categoria II de degradação, de erosão severa. Tais
 268 valores estão associados à declividade acentuada do terreno e a pouca cobertura vegetal. Embora
 269 ocupe a menor de área, entre os usos, as vias de acesso contribuem com a maior taxa na intensidade da
 270 erosão, de 38,75%, revelando a carência de práticas de conservação do solo nestes locais (Tabela 4).

271 TABELA 4

272 O mapa de perdas de solo do modelo EPM foi classificado conforme Beskow et al. (2009)
 273 (Figura 3B). Nos cultivos de café em nível (54,78%) as perdas de solo variaram de 1,53 a 4,41 Mg há⁻¹
 274 ano⁻¹, com média de 2,09 Mg há⁻¹ ano⁻¹.

275 FIGURA 3

276 Os valores da TPS foram 5,19, 5,69 e 5,90 Mg há⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, para os solos LVd1,
 277 LVd2 e LVd3. O resultado da variável h foi de 1.000 mm, o valor de ponderação da variável ra foi 1 e
 278 a ponderação das variáveis m e p resultou no valor 0,7.

279 As menores taxas de perdas de solo estão associadas às áreas de mata nativa preservada
 280 (15,78%), entre 0,002 e 0,40 Mg há⁻¹ ano⁻¹, com média de 0,009 Mg há⁻¹ ano⁻¹, e de plantio direto de
 281 milho e feijão em sucessão (13,84%), com variação de 0,31 e 0,93 Mg há⁻¹ ano⁻¹ e média de 0,55 Mg
 282 há⁻¹ ano⁻¹. Tais resultados ilustram a eficiência das práticas de manejo conservacionistas e da presença
 283 de cobertura vegetal nativa nas margens dos recursos hídricos.

284 O plantio de eucalipto foi caracterizado como morro a baixo, ou manejo que não respeita as
 285 curvas de nível (PRUSKI, 2009), e as perdas de solo variaram de 2,29 a 5,27 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, com média
 286 de 3,77 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, acima da média da sub-bacia, devido à ausência de práticas conservacionistas,
 287 porém aquém do limite mínimo da TPS. As vias de acesso (2,22%) apresentaram as maiores taxas de
 288 perdas de solo, entre 4,39 e 8,87 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, e média de 5,50 Mg há⁻¹ ano⁻¹. Tais valores podem estar
 289 associados à falta de cobertura vegetal, à inclinação do terreno e o tráfego intenso de veículos de
 290 grande porte (colheitadeiras), que reduzem a macroporosidade do solo e aumentam o escoamento
 291 superficial.

292 A área do galpão de adubo (0,55%), por ser impermeabilizada, e as áreas de drenagem e de
 293 planícies de inundação, de deposição de sedimentos (9,42%), não foram objeto de cálculo das perdas
 294 de solo.

295 O EPM apontou que apenas 1,5% da sub-bacia apresentou valores de perdas de solo acima do
 296 limite da TPS. O modelo RUSLE estimou 7,35% das perdas de solo acima do limite. A perda de solo

297 média pelo EPM foi de 1,46 Mg há⁻¹ ano⁻¹, com coeficiente de retenção de sedimentos (R_u) de 0,093,
 298 indicando que 9,3%, ou 60,37 Mg ano⁻¹ dos sedimentos atingem áreas de deflúvio e 90,7%, ou 588,94
 299 Mg ano⁻¹, são retidos em depressões do relevo. A perda total de solo pelo EPM foi de 649,31 Mg ano⁻¹.
 300 No modelo RUSLE a taxa média de perda de solo foi de 1,52 Mg há⁻¹ ano⁻¹ e a perda total de 668,2
 301 Mg ano⁻¹ (Tabela 5).

302 TABELA 5

303 O modelo EPM no programa IntErO apresenta, no final do processo da modelagem
 304 automatizada, os dados de entrada e de saída na forma de tabulação (Tabela 6).

305 TABELA 6

306 Na cultura de café foram avaliados estatisticamente 1.877 pontos de perda de solo nas diferentes
 307 classes de declividade (Figura 4A), que não apresentaram boa correlação em relação à variação de
 308 declividade ($r = 0,006$; $p > 0,05$), porém houve correlação significativa ($r = 0,15$; $p < 0,001$) entre os
 309 valores obtidos pelo EPM e pela RUSLE. Tais resultados podem ser explicados pelo uso e manejo do
 310 solo, com valores correspondentes nos dois modelos, apesar das diferenças de ordem de grandeza
 311 obtidas pelos dois modelos. Já as perdas de solo em função da declividade estão associadas à
 312 resistência do solo a erosão (Y) e a erodibilidade (K), que não apresentaram variações significativas no
 313 EPM ($Y = 0,90$) e na RUSLE ($K = 0,021$ a $0,026$).

314 Nas áreas de eucaliptos, os 301 pontos (*pixels*) de perdas de solo consideradas (Figura 4B)
 315 tiveram correlação fraca e não significativa em razão da declividade, tanto no EPM ($r = 0,12$; $p =$
 316 $0,038$) como na RUSLE ($r = 0,14$; $p = 0,015$). No entanto, apresentaram correlação significativa entre
 317 os dois modelos ($r = 0,78$; $p < 0,001$), indicando semelhanças entre os valores sugeridos nos
 318 parâmetros “ X_a ” e “ ϕ ” do EPM, e “ C ” e “ P ” da RUSLE.

319 Nas vias de acesso (Figura 4C) foram verificados 160 pontos, que não apresentaram correlação
 320 entre as perdas de solo, nos dois modelos ($r = 0,006$; $p = 0,945$) e com a variação da declividade. Na
 321 RUSLE foram obtidas perdas de solo de 100 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e no EPM, nos mesmos pontos, de 8,5 Mg
 322 ha⁻¹ ano⁻¹. As perdas de solo nessas áreas, nos dois modelos, foram consideradas estatisticamente
 323 aleatórias. Todavia, os valores no modelo RUSLE podem estar superestimando as perdas reais de solo,
 324 enquanto no modelo EPM esses valores podem estar subestimados. Assim, devido as maiores taxas de
 325 perda de solo estarem nessas áreas, em ambos os modelos, as mesmas são prioritárias para adoção de
 326 práticas mitigadoras da erosão.

327 Nas matas nativas (Figura 4D) foram avaliados 1.095 pontos, com fraca correlação ($r = 0,13$; p
 328 $< 0,001$) entre os modelos. Nessas áreas, a correlação entre a declividades e as perdas de solo nos dois
 329 modelos não apresentou correlação significativa, no EPM ($r = 0,35$; $p < 0,001$) e na RUSLE ($r =$
 330 $0,038$; $p = 0,209$), devido à concentração das matas nativas nas menores declividades, ou seja, nas
 331 áreas de proteção permanente nas margens dos corpos d’água. Nas áreas de plantio de milho e feijão
 332 em sucessão (Figura 4E) foram analisados 1.155 pontos de perdas de solo, que apresentaram

333 correlação significativa entre os modelos ($r = 0,44$; $p < 0,001$) e correlação nula em relação à
334 declividade.

335 **FIGURA 4**

336 As correlações dos valores potenciais de perdas de solo, entre os dois modelos, foram
337 correspondentes para os diferentes usos e manejos, apesar das ordens de grandeza distintas. As
338 diferenças nas perdas podem ser devidas aos diferentes métodos de obtenção dos fatores usados nas
339 estimativas de perdas de solo. Assim, novos estudos devem se concentrar na comparação e calibração
340 relativa dos parâmetros correspondentes nos dois modelos. Contudo, cumpre ressaltar, que em termos
341 médios, o EPM apresentou a mesma tendência da RUSLE, podendo ser utilizado para estimativas
342 globais da erosão em escala de bacias hidrográficas.

343

344 **Conclusões**

345 1. A perda média de solo no EPM variou entre 0,009 e 5,50 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto no modelo
346 RUSLE entre 0,04 e 18,64 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. A perda média em cafezal (54,31%) foi abaixo da TPS (5,69
347 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) em ambos os modelos. Nos modelos EPM e RUSLE apenas 1,5% e 7,3% da área,
348 respectivamente, apresentaram perdas potenciais de solo acima do limite da TPS.

349 2. No EPM e na RUSLE as maiores taxas de perda de solo ocorrem nos povoamentos de eucalipto e
350 vias de acesso, devido à ausência de manejos conservacionistas. Tais áreas são prioritárias para a
351 mitigação das taxas de erosão, bem como para adoção de práticas de conservação e monitoramento das
352 perdas de solo.

353 3. A estimativa das perdas potenciais de solo e da intensidade da erosão pelo EPM auxilia a avaliação
354 de riscos de degradação de solos tropicais, revelando ser uma importante ferramenta para avaliar as
355 condições das atividades agrícolas.

356 4. Os resultados do EPM devem ser considerados como indicativos ambientais, pois carecem de
357 validações experimentais para a calibração dos valores coeficientes atribuídos no modelo.

358

359

360 **Agradecimentos**

361 À Ipanema Agrícola S.A. (*Ipanema Coffees*) pelo suporte logístico e financiamento das análises
362 laboratoriais, ao Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras - UFLA, pelo
363 apoio técnico e auxílio na realização das análises de solo, à FAPEMIG, projeto CAG-APQ 01053-15 e
364 ao CNPq projeto 305010/2013-1.

365

366 **Referencial Bibliográfico**

367 ANA, Agência Nacional de Águas. **HidroWeb: Sistemas de Informações Hidrológicas - Séries**
368 **Históricas**. (*software*). Disponível em <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/2016>>. Acesso em 8 de
369 out. de 2016.

370

- 371 AQUINO, R. F.; SILVA, M. L. N.; FREITAS, D. A. F.; CURTI, N.; MELLO, C. R.; AVANZI J. C.
372 Spatial variability of the rainfall erosivity in Southern region of Minas Gerais State, Brazil. **Ciência e**
373 **Agrotecnologia**, v. 36, p. 533-542, 2012.
374
- 375 ARSHAD, M.A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In:
376 DORAN, J.W. & JONES, A.J., eds. **Methods for assessing soil quality**. Madison, Soil Science
377 Society of America (SSSA Special Publication), n. 49, p. 123-141. 1996.
378
- 379 AYER, J. E. B.; OLIVETTI, D.; MINCATO, R. L.; SILVA, M. L. N. Erosão hídrica em Latossolos
380 Vermelhos Distróficos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiania, v. 45, p. 180-191, 2015.
381
- 382 BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURTI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil
383 erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, Amsterdam,
384 v. 79, p. 49-59, Oct., 2009.
385
- 386 BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do
387 estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 657-668, mai.,
388 2000.
389
- 390 BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja
391 e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico alumínico. **Revista Brasileira de**
392 **Ciência do Solo**. v. 26, p. 545-552, 2001.
393
- 394 BLACK, C. A. **Methods of Soil Analysis**. Part. I: physical and mineralogical methods. 2.ed. Madison:
395 Soil Science Society of America, p. 28, 1986.
396
- 397 BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis. Part 1**.
398 American Society of Agronomy, Madison, ed. 2, p.363-375, 1986.
399
- 400 BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3ed. Porto Alegre:
401 Bookman, ed. 4, p. 685, 2013.
402
- 403 CÂNDIDO, B. M.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; BATISTA, P. V. G. Erosão Hídrica Pós-Plantio em
404 Florestas de Eucalipto na Bacia do Rio Paraná, no Leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira**
405 **de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 5, p. 1565-1575, 2014.
406
- 407 DYONISIO, H. A. F. Erosão hídrica: suscetibilidade do solo. **Revista Eletrônica Thesis**, São Paulo,
408 n. 13, p. 15-25, abr., 2010.
409
- 410 DANIELSON, R.E.; SUTHERLAND, P.L. Porosity. In: KLUTE, A., ed. **Methods of soil analysis**.
411 Part I, Madison, ed. 2, American Society of Agronomy, p. 443-461, 1986.
412
- 413 DE VENETE, J.; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues
414 and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**, Leuven, v. 71, p. 95-125, Feb., 2005.
415
- 416 DRAGICEVIC, N.; KARLEUSA, B.; OZANIC, N. A review of the Gavrilovic method (Erosion
417 Potential Method) application. **Gradevinar**, Croatian, v. 9, p. 715-725, Sep., 2016.
418
- 419 EFTHIMIOU, N.; LYKOU DI, E.; PANAGOULIA, D.; KARAVITIS, C. Assessment of soil
420 Susceptibility to Erosion using the EPM and RUSLE Models: the case of Venetikos River Catchment.
421 **Global NEST Journal**, v. 18, p. 164-179, 2016.
422
- 423 EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Índices Pluviométricos em Minas**
424 **Gerais**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas, p. 88, 2010.
425

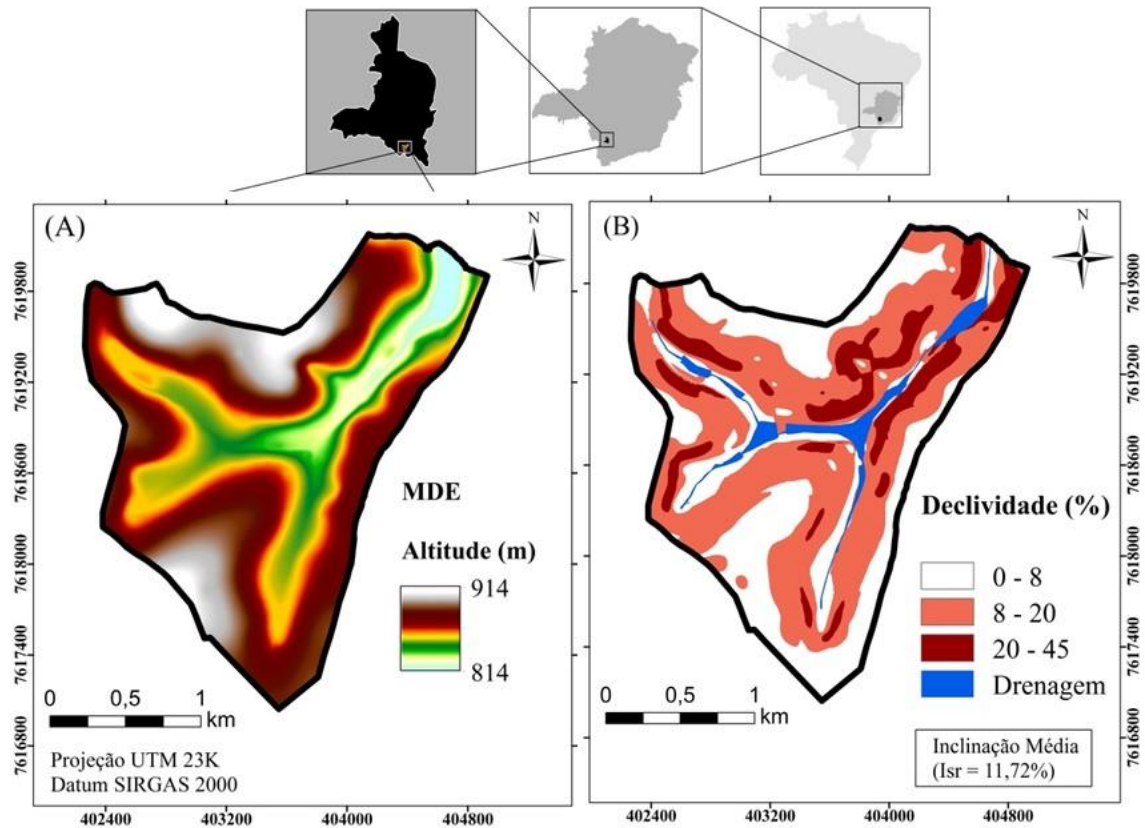
- 426 EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de**
427 **Solos**. In: SANTOS, H. G. dos (et al.). Brasília, DF: Embrapa Solos, ed. 4, p. 376, 2013.
428
- 429 ESRI, Environmental Systems Research Institute - Inc. **ARCGIS Professional GIS for the desktop**
430 **version 10.3**. Software, 2015.
431
- 432 FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. **World Reference Base for Soil**
433 **Resources (WRB): update 2015 International soil classification system for naming soils and**
434 **creating legends for soil maps**. FAO - Rome, n.106, p. 203, 2015.
435
- 436 GALINDO, I.C.L.; MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do estado de
437 Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 13, p. 95-100, 1989.
438
- 439 GAVRILOVIC, S. The use of empirical method (erosion potential method) for calculating sediment
440 production and transportation in unstudied or torrential streams. In: WHITE, W. R. (ed.),
441 **International Conference on River Regime**, 411– 422. Chichester, 1988.
442
- 443 GLOBEVNIK, L. HOLJEVIC, D.; PETKOVSEK, G.; RUBINIC, J. Applicability of the Gavrilovic
444 method in erosion calculation using spatial data manipulation techniques. In: DE BOER, D.
445 FROEHLICH, W.; MIZUYAMA, T.; PIETRONIRO, A. (Eds.). **Erosion Prediction in Ungauged**
446 **Basins: Integrating Methods and Techniques**. Wallingford: IAHS Publication, v. 279, p. 224-233,
447 2003.
448
- 449 GROHMANN, F. Distribuição do tamanho de poros em três tipos de solo do Estado de São Paulo.
450 **Bragantia**, v. 19, p.319-328, 1960.
451
- 452 IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Carta Topográfica do Município de Alfenas**
453 **(FOLHA SF 23-1-1-3)**. Ed.1, Rio de Janeiro, 1970.
454
- 455 IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia**. Ed. 3, Rio de
456 Janeiro: IBGE, p. 430, 2015.
457
- 458 INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações pluviométricas convencionais**. Ministério da
459 Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) [internet]. Disponível em <[http://](http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesConvencionais)
460 www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesConvencionais>. Acesso em 7 jul. 2016.
461
- 462 MCBRATNEY, A. B. M.; SANTOS, L. M.; MINASNY, B. On digital soil mapping. **Geoderma**,
463 Beijing, v. 117, n. 1, p. 3-52, 2003.
464
- 465 MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; MAGNAGO, P.F. Análise qualitativa e quantitativa da
466 histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira**
467 **de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.12, p.1306-1313, 2011.
468
- 469 MITASOVA, H. M.; MITAS, L.; BROWN, WM, JOHNSTON, D. M. **Terrain modelling and soil**
470 **erosion: applications for Ft. Hood report for USA CERL** [internet]. Champaign: University of
471 Illinois, 2001. Disponível em: <[http://shagit.meas.ncsu.edu/~helena/gmslab/reports/cer101](http://shagit.meas.ncsu.edu/~helena/gmslab/reports/cer101/finalreport/report01/default.htm)
472 [/finalreport/report01/default .htm](http://shagit.meas.ncsu.edu/~helena/gmslab/reports/cer101/finalreport/report01/default.htm)>. Acesso em 12 de dezembro de 2016.
473
- 474 MORGAN, R.P.C.; QUINTON, J.N.; SMITH, R.E.; GOVERS, G.; POESEN, J.W.A.;
475 AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D.; STYCZEN, M.E.; FOLLY, A.J.V. **The European soil**
476 **erosion model (EUROSEM): documentation and user guide**. Silsoe College, Cranfield University,
477 p. 124, 1998.
478

- 479 NEARING, M. A.; FOSTER, G. R.; LANE, L. J.; FINKNER, S. C. A process-based soil erosion
480 model for USDA Water Erosion Prediction Project technology. Trans. **ASAE**, v.5, p. 1587-1593,
481 1989.
482
- 483 OLIVEIRA, A. H.; SILVA, M. A.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; KLINKE, G. N.; FREITAS, D. A. F.
484 Development of Topographic Factor Modeling for Application in Soil Erosion Models. In: SORIANO,
485 M. C. H. **Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment**. Rijeka, InTech, n. 4, p. 111-
486 138, 2013.
487
- 488 OLIVEIRA, F. G.; SERAPHIM, O. J.; BORJA, M. E. L. Estimativa de Perdas de Solo e do Potencial
489 Natural de Erosão da Bacia de Contribuição da Microcentral Hidrelétrica do Lageado, Botucatu-SP.
490 **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 30, p.302-309, 2015.
491
- 492 OLIVETTI, D.; MINCATO, R. L.; AYER, J. E. B.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. Spatial and Temporal
493 Modeling of Water Erosion in Dystrophic Red Latosol (Oxisol) used for Farming and Cattle Raising
494 Activities in a Sub-Basin in the South of Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 39, p. 58-67,
495 2015.
496
- 497 PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**.
498 Viçosa: Ed. Viçosa, 2009.
499
- 500 RENARD, K. G. FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. Predicting soil
501 erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation
502 (RUSLE). United States Department of Agriculture - EUA. **Agriculture Handbook**, n. 703, p. 384,
503 1997.
504
- 505 SANTOS, R. D. dos; SANTOS, H. G. dos; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. dos; SHIMIZU, S. H.
506 **Manual de descrição e coleta de solos no campo**. Ed. 5, Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do
507 Solo (SBCS). EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos (CNPS), p. 102, 2015.
508
- 509 SCHULER, U.; BARITZ, R.; WILLER, J.; DILL, H. **A revised approach to classify parent**
510 **material for soil mapping**. Federal Institute for Geosciences and Natural Resources (BGR), p. 73,
511 2010.
512
- 513 SCHULTZ, N.; ANJOS, L. H. C. dos; PEREIRA, M. G.; DORTZBACH, D. **O conhecimento dos**
514 **solos**. Sociedade Brasileira de Ciências do Solo (SBCS). (In) Solos e Sociedade: Boletim Informativo,
515 v. 39, n.3, p. 26-51, 2014.
516
- 517 SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M. de; FERREIRA, D. F. Proposição de
518 modelos para estimativa da erodibilidade de Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária**
519 **Brasileira**, v. 34, p. 2287-2298, 1999.
520
- 521 SILVA, R. M.; CELSO, A.G.S.; SILVA, A. M. Predicting Soil Erosion and Sediment Yield in the
522 Tapacurá Catchment, Brazil. Federal University of Paraíba, Brazil. **Journal of Urban and**
523 **Environmental Engineering**, Paraíba, Brazil, v. 8, n.1, p. 75-82, 2014.
524
- 525 SILVA, B. P. C.; SILVA, M. L. N.; BATISTA, P.V.G.; PONTES, L. M.; ARAÚJO, E. F.;
526 CURI, N. Perdas de solo e água em plantios de eucalipto e floresta nativa e determinação dos fatores
527 da USLE em sub-bacia hidrográfica piloto no Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia**,
528 v. 40, p. 432-442, 2016.
529
- 530 SOIL SURVEY DIVISION STAFF. **Soil survey manual**. Soil Conservation Service. U.S.
531 Department of Agriculture, Handbook, n. 18, p. 155, 1993.
532

- 533 SPALEVIC, V. **Impact of land use on runoff and soil erosion in Polimlje**. Doctoral thesis, Faculty
534 of Agriculture of the University of Belgrade, Serbia, p. 260, 2011.
535
- 536 SPAROVEK, G.; VAN LIER, Q. J.; DOURADO NETO, D. Computer assisted Köppen climate
537 classification: a case study for Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 27, p. 257-266, 2007.
538
- 539 STATISTICAL PACKAGE FOR THE SOCIAL SCIENCES AND INTERNATIONAL BUSINESS
540 MACHINES (SPSS IBM). **Software** [internet]. Armonk, Nova Iorque. 2017. Disponível em: <
541 <https://www.ibm.com/analytics/us/en/technology/spss/#what-is-spss>>. Acesso em: 15 de mar. de 2017.
542
- 543 TANGESTANI, M. H. Comparison of EPM and PSIAC models in GIS for erosion and sediment yield
544 assessment in a semi-arid environment: Afzar Catchment, Fars Province, Iran. **Journal of Asian
545 Earth Sciences**, Hong Kong, v. 5, n. 27, p. 585-597, 2006.
546
- 547 TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. de F.; DECHEN, S. C. F. The Costs of Soil Erosion. **Revista
548 Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, n. 35, p. 287-298, 2011.
549
- 550 TERRANOVA, O.; ANTRONICO, L.; COSCARELLI, R.; IAQUINTA, P. Soil erosion risk scenarios
551 in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria, southern
552 Italy. **Geomorphology**, Perth, v. 112, n.4, p. 228-245, nov., 2009.
553
- 554 UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro. CPRM, Companhia de Pesquisa de Recursos
555 Minerais. **Mapa Geológico da Folha Alfenas (SF-23-V-D-II)**. Escala 1:100.000. Rio de Janeiro:
556 CPRM, 2010.
557
- 558 PANAGOS, P.; BORRELLIA, P.; MEUSBURGER, K.; ALEWELL, C.; LUGATO, E.;
559 MONTANARELLA, L. **Estimating the soil erosion cover-management factor at the European
560 Scale**. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability,
561 Environmental Geosciences, Land Use Policy, University of Basel, Switzerland, p. 38-50, 2015.
562
- 563 PROCHNOW, D.; DECHEN, S. C. F.; DE MARIA, I. C.; CASTRO, O. M. DE; VIEIRA, S. R. Razão
564 de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP).
565 **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 91-98, 2005.
566
- 567 VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. McGraw-Hill, São Paulo, p. 245, 1975.
568
- 569 VUJACIC, D.; SPALEVIC, V. Assessment of Runoff and Soil Erosion in the Radulicka Rijeka
570 Watershed, Polimlje, Montenegro. **Agriculture & Forestry**, Podgorica, v. 62, p. 283-292, 2016.
571
- 572 WISCHMEIER, W. H; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**. A guide to conservation
573 planning. Supersedes Agriculture Handbook. Washington, United States Department of Agriculture, p.
574 58, 1978.
575
- 576 YOUSEFI, S.; KIVARZ, N. M.; RAMEZANI, B.; RASOOLZADEH, N.; NADERI, N.; MIRZAEI,
577 S. An Estimation of Sediment by Using Erosion Potential Method and Geographic Information
578 Systems in Chamgardalan Watershed: A Case Study of Ilam Province, Iran. **Geodynamics Research
579 International Bulletin - GRIB**, Tehran, v. 2, n. 2, p. 01-05, 2014.
580
- 581 ZHANG, R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer.
582 **Soil Science Society of America**, v. 61, p. 1024-1030, 1997.
583
- 584 ZORN, M.; KOMAC, B. Response of Soil Erosion to Land Use Change with Particular Reference to
585 the Last 200 Years (Julian Alps, Western Slovenia). **Revista de Geomorfologie**, Bucareste, v. 11, n.
586 1, p. 39-47, sep., 2009.
587

588
589
590

Figura 1. Modelo Digital de Elevação (A) e Mapa de Declividade (B) da Sub-bacia Hidrográfica do Córrego da Laje, em Alfenas, sul de Minas Gerais, Brasil.



591
592
593
594
595

Tabela 1. Equações e descrições dos parâmetros de entrada para estimativa das perdas de solo no modelo EPM.

(I)	$G_{yr} = T \cdot H_{yr} \cdot \pi \cdot \sqrt[2]{Z^3} \cdot R_u$	G_{yr} = perda média de solo ($m^3 km^{-2} ano^{-1}$) T = coeficiente de temperatura (Adm ^(*)) H_{yr} = precipitação média ($mm ano^{-1}$) Z = coeficiente de erosão (Adm)
(II)	$T = \sqrt[2]{\frac{t_0}{10}} + 0,1$	R_u = coeficiente de retenção de sedimentos (Adm). t_0 = temperatura média do ar ($^{\circ}C ano^{-1}$)
(III)	$Z = Y \cdot X_a \cdot (\varphi + \sqrt[2]{I_{sr}})$	Y = resistência do solo a erosão hídrica (Adm) X_a = uso e manejo do solo (Adm) φ = erosão observada em campo (Adm) I_{sr} = declividade média (%)
(IV)	$R_u = \frac{(O \cdot D)^{0,5}}{0,25 \cdot (Lv \cdot 10)}$	O = comprimento da sub-bacia (km) D = diferença de elevação da sub-bacia (m) Lv = comprimento do córrego principal (km)

596
597
598
599
600
601
602
603
604
605

Adm^(*): Adimensional. Fonte: Gavrilovic (1988) e De Vente e Poesen (2005).

606 **Tabela 2.** Valores médios para os coeficientes de uso e manejo (X_a), erosão observada (ϕ) e
 607 resistência do solo (Y).

Área		Uso e Manejo	X_a		ϕ		Y
(ha)	(%)		0,05-1,0	Erosão	0,1-1,0	Solos	0,25-2,00
68,99	15,78	Mata Nativa	0,05	Muito Fraca	0,10	LVd1 ^(*)	0,90
60,49	13,84	Milho/Feijão	0,40	Fraca	0,30	LVd1	0,90
237,3	54,31	Café	0,70	Moderada	0,50	LVd2 ^(*)	0,90
16,95	3,88	Eucalipto	0,90	Moderada	0,60	LVd2	0,90
9,71	2,22	Vias de Acesso	1,00	Forte	0,70	LVd3 ^(*)	0,90
21,60	4,95	Área de Deposição	0,00	-	0,00	LVd1	0,00
2,40	0,55	Galpão de Adubo	0,00	-	0,00	LVd2	0,00
19,51	4,47	Drenagem	0,00	-	0,00	LVd2	0,00
437	100		0,56		0,40		0,90

608 LVd1^(*): Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano a suave ondulado; LVd2^(*): Latossolo Vermelho
 609 distrófico em relevo ondulado; LVd3^(*): Latossolo Vermelho distrófico em relevo forte ondulado.

610

611

612 **Tabela 3.** Equações e descrições dos parâmetros de entrada para o cálculo da vazão máxima de
 613 escoamento (Q_{max}).

(V)	$Q_{max} = A \cdot S_1 \cdot S_2 \cdot w \cdot \sqrt[2]{(2 \cdot g \cdot D \cdot F)^{0,5}}$	Q_{max} = Vazão máxima de escoamento ($m^3 s^{-1}$) A = Coeficiente de forma da bacia (Adm ^(*)) S_1 = Coeficiente de permeabilidade (Adm) S_2 = Coeficiente de cobertura vegetal (Adm)
(VI)	$S_1 = 0,4 \cdot f_p + 0,7 \cdot f_{pp} + 1,0 \cdot f_0$	w = Volume de água subsuperficial (m^3) $2gDF^{0,5}$ = Energia cinética da chuva ($m^3 km^2 s^{-1}$) f_p = Rochas muito permeáveis (%) f_{pp} = Rochas medianamente permeáveis (%)
(VII)	$S_2 = 0,6 \cdot f_s + 0,8 \cdot f_t + 1,0 \cdot f_g$	f_0 = Rochas pouco permeáveis (%) f_s = Densa cobertura vegetal (%) f_t = Média cobertura vegetal (%) f_g = Pouca ou nenhuma cobertura vegetal (%)
(VIII)	$w = h_b \cdot (15,0 - 22,0 \cdot h_b - 0,3 \cdot \sqrt{L_v})$	h_b = Média da lâmina em chuvas intensas (mm) L_v = Curso d'água principal (km)

614 Adm^(*): Adimensional. Fonte: Gavrilovic (1988)

615

616

617

618

619

620

621

622

623

624

625

626

627

628

629

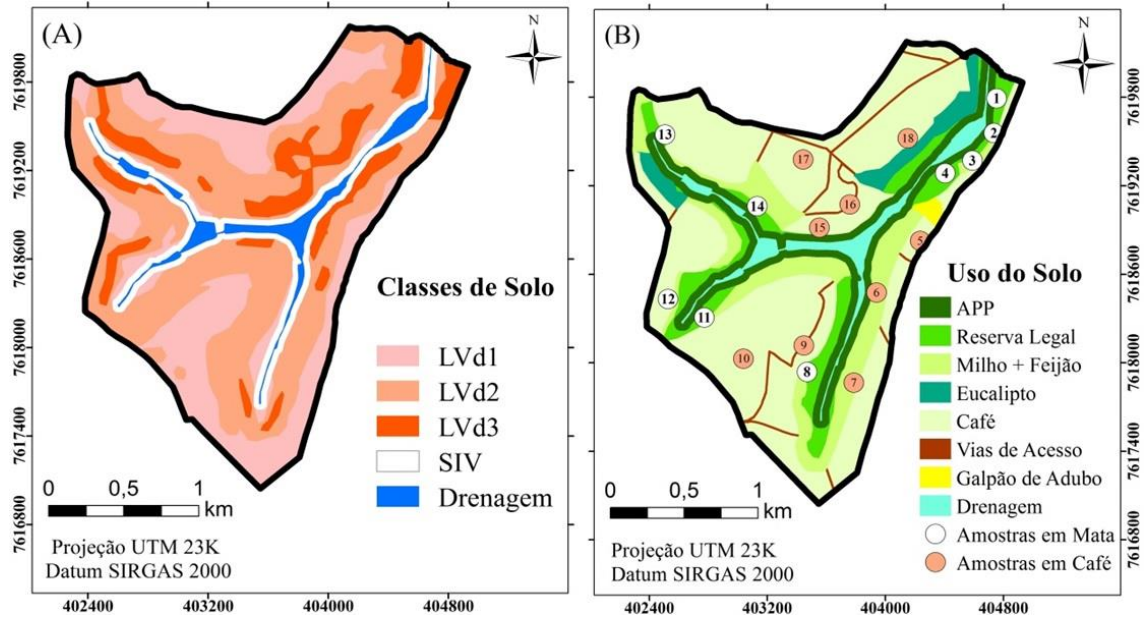
630

631

632

633

634 **Figura 2.** Mapa Digital de Solos (A) e Mapa de Uso do Solo (B) da Sub-bacia Hidrográfica do
 635 Córrego da Laje, sul de Minas Gerais, Brasil. Notas: Latossolo Vermelho distrófico nos relevos
 636 plano e suave ondulado (LVd1), ondulado (LVd2) e forte ondulado (LVd3). Solos Indiscriminados
 637 de Várzea (SIV).
 638



639

640

641

642 **Tabela 4.** Valores de intensidade da erosão (Z) em cada classe de uso do solo.

Classes de Uso do Solo	Área		Média (Z)	Máxima (Z)	Categoria (Z)	Z	Contribuição (Z)
	há	%					
Café	237,3	54,31	0,42	0,70	IV	Fraca	24,22
Milho + Feijão	60,49	13,84	0,17	0,25	V	Muito Fraca	8,65
Eucalipto	16,95	3,88	0,63	0,79	III	Moderada	27,33
Mata Nativa	68,99	15,78	0,01	0,03	V	Muito Fraca	1,05
Vias de Acesso	9,71	2,22	0,81	1,00	II	Forte	38,75
Galpão de Adubo	2,40	0,55	-	-	-	-	-
Drenagem	19,51	4,47	-	-	-	-	-
Área de Deposição	21,60	4,95	-	-	-	-	-
Total	437	100	0,37	0,01 – 1,00	II a V		100

643

644

645

646

647

648

649

650

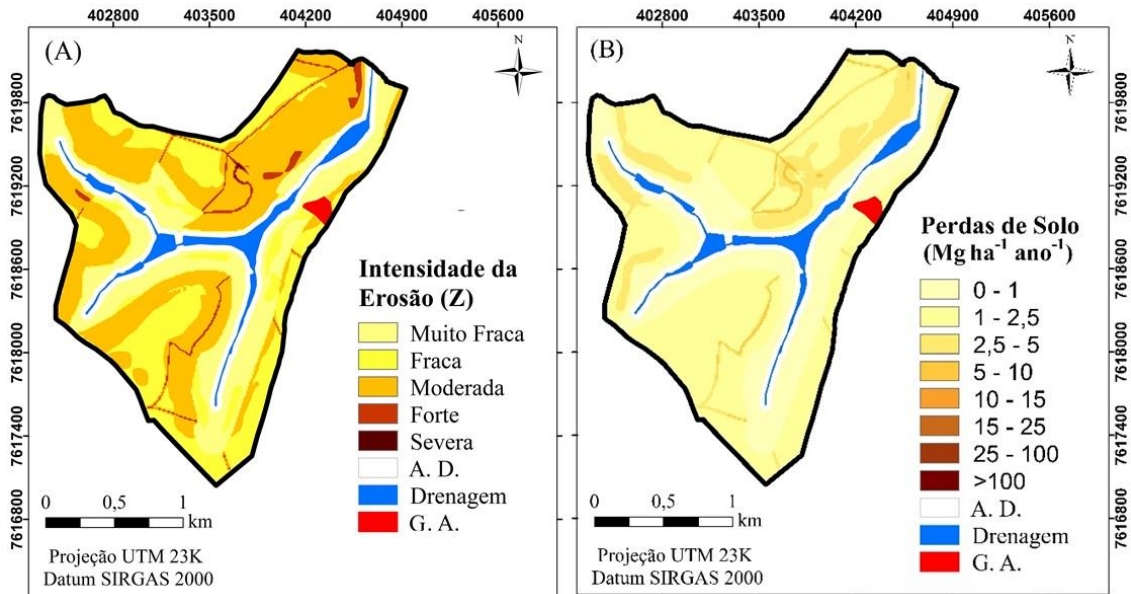
651

652

653

654

655 **Figura 3.** Mapa de Intensidade da Erosão (Z) (A) e Mapa da distribuição espacial das perdas de
 656 solo (B), conforme a classificação de Beskow (et al., 2009), na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego
 657 da Laje, sul de Minas Gerais, Brasil. (A.D.) Área de deposição; (G.A.) Galpão de Adubo.
 658



659
 660

661

662 **Tabela 5.** Perdas de solo no EPM e RUSLE nas diferentes classes de uso.

Uso do Solo	Área ha	Perda média de solo		Perda total de solo		(*) $R_u = 0,093$	
		$Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$		$Mg\ ano^{-1}$		$Mg\ ano^{-1}$	
		EPM	RUSLE	EPM	RUSLE	EPM	RUSLE
Café	237,35	2,090	1,58	497,85	375,01	46,30	34,87
Milho + Feijão	60,49	0,100	0,12	33,42	7,26	3,10	0,67
Eucalipto	16,95	3,770	6,08	63,98	103,05	5,95	9,58
Mata Nativa	68,99	0,009	0,01	0,60	0,69	0,06	0,06
Vias de Acesso	9,71	5,500	18,77	53,46	182,25	4,97	16,94
Galpão de Adubo	2,40	-	-	-	-	-	-
Drenagem	19,51	-	-	-	-	-	-
Área de Deposição	21,60	-	-	-	-	-	-
Total	437,00	1,460	1,52	649,3	668,2	60,37	62,14

663 (*) R_u = Coeficiente de retenção de sedimentos.
 664
 665
 666
 667
 668
 669
 670
 671
 672
 673
 674
 675
 676
 677

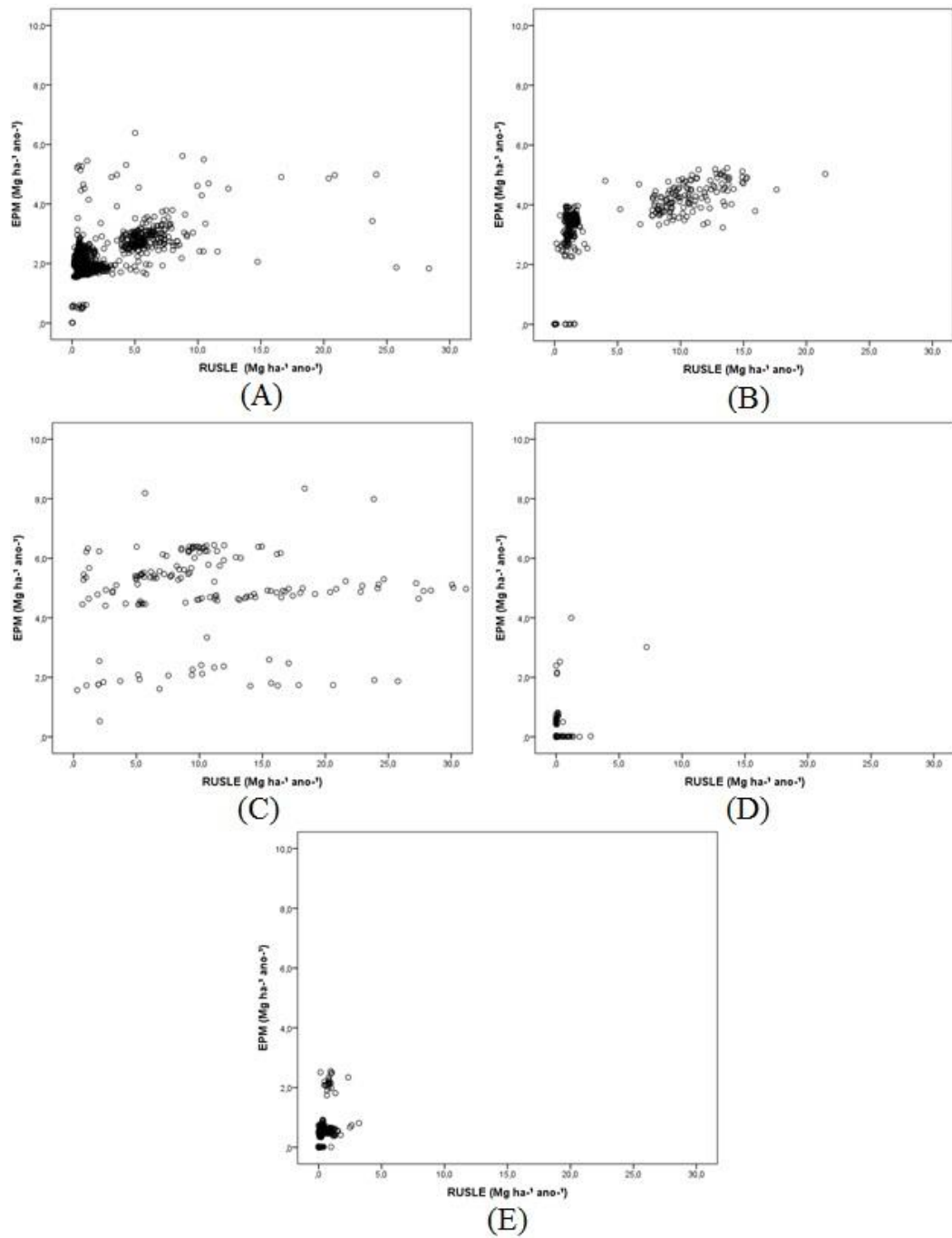
678 **Tabela 6.** Entrada e saída de dados do modelo EPM no programa IntErO.

Entrada de dados				Saída (Resultados)			
Área da sub-bacia	F	4,37	km ²	Forma da sub-bacia	A	0,65	Adm ^(*)
Perímetro	O	9,90	km	Desenvolvimento	m	0,40	Adm
Rio principal	L _v	2,99	km	Largura média	B	3,40	km
Menor distância	L _m	2,75	km	(A) simetria do córrego	a	0,02	Adm
Tributários de I e II classe	∑L	5,42	km	Densidade da drenagem	G	1,25	Adm
Largura em linhas paralelas	L _b	1,28	km	Sinuosidade do córrego	K	1,09	Adm
Maior área da sub-bacia (Lv)	F _v	2,19	km ²	Altitude média	H _{sr}	847,21	m
Menor área da sub-bacia (Lv)	F _m	2,16	km ²	Elevação (base ao topo)	D	37,21	m
Altitude da primeira cota de nível	h ₀	813	m	Inclinação média	I _{sr}	11,61	%
Altitude mínima	H _{min}	810	m	Altura da base erosiva	H _{leb}	104,0	m
Altitude máxima	H _{max}	914	m	Erosão no relevo	E _r	22,92	Adm
Lâmina em chuvas intensas	h _b	82,5	mm	Permeabilidade	S ₁	0,70	Adm
Temperatura média anual do ar	t _o	22	°C	Cobertura vegetal	S ₂	0,78	Adm
Precipitação média anual	H _{yr}	1500	mm	Percolação de água	w	10.450	mm
Área com permeabilidade média	f _{pp}	1,00	Adm	Chuvas intensas	2gDF ^{0,5}	56,37	m ³ km ⁻² s ⁻¹
Área sob boa cobertura vegetal	f _s	0,18	Adm	Temperatura	T	1,52	Adm
Área sob cultivo agrícola	f _t	0,76	Adm	Vazão máxima	Q _{max}	29,65	m ³ s
Área sem cobertura vegetal	f _g	0,07	Adm	Erosão (intensidade)	Z	0,371	Adm
Resistência do solo a erosão	Y	0,90	Adm	Perda total de solo	W _{yr}	7.034	m ³ ano ⁻¹
Uso e cobertura do solo	X _a	0,56	Adm	Retenção de sedimentos	R _u	0,093	Adm
Erosão observada em campo	φ	0,40	Adm	Perda real de solo	G	657,60	m ³ ano ⁻¹
				Perda média de solo	G _{vr}	151,11	m ³ km ⁻² ano ¹

Adm^(*): Adimensional.

679
680
681
682
683
684
685
686
687
688
689
690
691
692
693
694
695
696
697
698
699
700
701
702
703
704
705
706
707
708
709
710
711
712

713 **Figura 4.** Dispersão das perdas de solo nos modelos EPM e RUSLE conforme os usos de cafezal (A),
 714 eucalipto (B), vias de acesso (C), mata nativa (D) e milho e feijão em sucessão (E).
 715



716

717

718

719

720

721

722

**COMPROVANTE DE SUBMISSÃO: Artigo conforme as normas da Revista SEMINA
– Ciências Agrárias.**

02/10/2017

Gmail - Fwd: [SCA] Submission Acknowledgement



André Tavares <andrestavares@gmail.com>

Fwd: [SCA] Submission Acknowledgement

2 mensagens

Ronaldo Luiz Mincato <ronaldomincato@gmail.com>

29 de setembro de 2017 16:56

Para: André Silva Tavares <andrestavares@gmail.com>, Velibor Spalevic <velibor.spalevic@ac.me>, Junior Cesar Avanzi <junior.avanzi@dcs.ufla.br>, Denismar Alves Nogueira <denisnog@gmail.com>, "Prof. Marx Leandro Neves Silva" <marx@dcs.ufla.br>

Prezados

Segue a confirmação da submissão do artigo do André S. Tavares.
Abraços e agradecimentos a todos

----- Forwarded message -----

From: Odilon Vidotto <vidotto@uel.br>

Date: 2017-09-29 16:32 GMT-03:00

Subject: [SCA] Submission Acknowledgement

To: "Sr. Ronaldo Luiz Mincato" <ronaldo.mincato@unifal-mg.edu.br>

Sr. Ronaldo Luiz Mincato:

Thank you for submitting the manuscript, "Modeling of Water Erosion by the Potential Erosion Method in a pilot watershed in southern Minas Gerais" to Semina: Ciências Agrárias. With the online journal management system that we are using, you will be able to track its progress through the editorial process by logging in to the journal web site:

Manuscript URL:

<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/author/submission/30999>

Username: ronaldomincato

If you have any questions, please contact me. Thank you for considering this journal as a venue for your work.

Odilon Vidotto

Semina: Ciências Agrárias

Editor Chefe

Odilon Vidotto

Semina Ciências Agrárias

<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias>

3 CONCLUSÕES GERAIS

A erosão hídrica é um processo natural, sujeito à intensificação conforme os usos e manejos adotados na agropecuária. O processo iniciado pelo impacto da gota da chuva desagrega as partículas da estrutura da camada superficial do solo, ocasionando perdas de solos agricultáveis e acúmulo de sedimentos nas regiões mais baixas. A erosão pode ser acrescida quando o volume e a velocidade do escoamento superficial de água ocorrem em terrenos com declividades mais acentuadas e com maior comprimento de rampa, ou de fluxo de escoamento. A adoção de práticas conservacionistas que garantem o máximo de cobertura vegetal e a redução do comprimento de rampa, principalmente em declividades mais acentuadas e cultivos intensivos, é essencial para garantir a sustentabilidade agrícola e ambiental dos ecossistemas terrestres.

As sub-bacias hidrográficas aparecem como ecossistemas ideais para avaliar os impactos dos processos de intensificação da erosão hídrica, pois é um sistema aberto de entrada e saída das águas, em que nem toda água precipitada é escoada ou infiltrada na própria bacia, ou seja, existem perdas intermediárias no volume evaporado ou pela evapotranspiração das plantas.

O exemplo desse estudo foi a Sub-bacia Hidrográfica do Córrego da Laje, situada no Município de Alfenas, sul do Estado de Minas Gerais, é afluente da Sub-bacia do Rio Grande e deságua no reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, evidenciando a importância dos recursos hídricos para essa região. Na área há cultivos de cafeeiros com plantio em nível, cultivos em sucessão anual de milho e feijão em plantio direto, cultivo de eucalipto em declives mais acentuados, indicando um plantio morro á baixo, e as vias de acesso da Fazenda Capoeirinha (Ipanema Agrícola S.A.) que são áreas de solo exposto.

Avaliar o estado de deterioração dos solos é essencial para a sustentabilidade agrícola, visto que os prejuízos econômicos e ambientais crescem progressivamente, sendo necessário propor alternativas que minimizem os efeitos causados pela erosão. As aplicações de práticas conservacionistas são prioritárias para áreas com potenciais riscos de elevadas perdas de solo.

O Método de Erosão Potencial (EPM) foi aplicado por meio de equações matemáticas que determinaram os coeficientes que representam os fatores atuantes no processo de erosão hídrica e produção de sedimentos no deflúvio. O método contou com auxílio de imagens de sensoriamento remoto, técnicas e ferramentas de geoprocessamento e dados e informações da

literatura. As perdas de solo no modelo EPM variaram entre 0,002 a 8,87 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, com média de 1,46 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

A Equação Universal de Perda de solo Revisada (RUSLE) foi aplicada anteriormente na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego da Laje, e mostrou perdas de solo que variaram entre 0,01 e 18,77 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, com média de 1,52 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Já a Tolerância de Perdas de Solo (TPS) variou entre 5,19 e 5,90 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Nos modelos EPM e RUSLE, respectivamente, as áreas com valores de perda de solo acima da TPS foram de 1,5% e 7,35%. Contudo, embora exista uma aproximação dos valores médios obtidos nos modelos e áreas acima da TPS, as correlações estatísticas das perdas de solo evidenciaram que as diferentes abordagens metodológicas utilizadas na obtenção dos coeficientes para o cálculo das perdas de solo foram determinantes na diferenciação dos resultados finais dos modelos. Ambos os modelos não foram validados por meio de dados de campo, sendo, portanto, impossível avaliar a melhor acurácia nas estimativas potenciais de perdas de solo. No entanto, os dois modelos indicaram as mesmas áreas que são prioritárias para a adoção de medidas mitigadoras de controle das taxas de perda de solo.

As áreas com declives mais acentuados e carência de cobertura vegetal são indicadas para o monitoramento da erosão e utilização de práticas de manejo mais eficientes. A mitigação das taxas de perda de solo é realizada por meio de técnicas mecânicas de terraceamento, plantio em nível ou em faixas, construção de canais escoadouros e terraços de base estreita, que podem contribuir com a diminuição da intensidade da erosão, reduzindo o volume e a velocidade do escoamento superficial. No entanto, o maior índice de cobertura vegetal é o principal fator de proteção do solo contra o impacto da gota da chuva, responsável pela desagregação das partículas do solo.

Por fim, a modelagem da erosão hídrica pelo modelo EPM contribuiu para avaliar o estado de conservação dos solos na escala de bacia hidrográfica, pois permitiu estimar valores de perdas de solo compatíveis com resultados obtidos por modelos tradicionais do Brasil, como o modelo RUSLE, atuando como um indicador ambiental essencial para que gestores públicos e privados possam mitigar as ocorrências de processos intensificados de erosão na agricultura, por meio de melhores práticas de manejo no uso do solo e máxima cobertura vegetal.