



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

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



Talyson de Melo Bolleli

**ESTIMATIVA DAS PERDAS DE SOLO POR EROSÃO HIDRICA EM SUB-BACIAS
HIDROGRÁFICAS NA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUL DE MINAS GERAIS.**

Alfenas–MG

Julho de 2019



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

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



Talyson de Melo Bolleli

**ESTIMATIVA DAS PERDAS DE SOLO POR EROSÃO HIDRICA EM SUB-BACIAS
HIDROGRÁFICAS NA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUL DE MINAS GERAIS.**

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

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato

Coorientador: Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ciências Ambientais
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas - MG CEP 37130-001
Fone: (35) 3701-9685 (Coordenação) / (35) 3701-9268 (Secretaria)
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



TALYSON DE MELO BOLLELI

“Estimativa das Perdas de Solo por Erosão Hídrica em Sub-Bacias Hidrográficas na Serra da Mantiqueira, 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: 18 de julho de 2019.

Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato

Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: _____

Prof. Dr. Paulo Henrique de Souza

Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: _____

Prof. Dr. Breno Régis Santos

Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura: _____

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Ipanema Agrícola SA (Ipanema Coffees) pelo apoio logístico e financiamento das análises laboratoriais, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001, financiou este estudo em parte, o Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras - UFLA pelo suporte técnico e assistência na análise de solo; para a FAPEMIG, projetos CAG-APQ 01053-15 e APQ 00802-18; ao CNPQ, projetos 306511 / 2017-7 e 202938 / 2018-2.

Minha mãe Maria Lucia, pela proteção, força nas dificuldades e estar sempre ao meu lado mostrando o melhor caminho, mesmo nos momentos mais difíceis.

À Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL-MG e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, pela oportunidade em adquirir grande conhecimento nesses dois anos de estudo. Estendo este agradecimento às pessoas da secretaria do programa, com um carinho em especial pela secretaria do programa Denise.

Ao meu Orientador Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato, de todo coração pela confiança depositada frente ao projeto, paciência e conhecimentos passados, pela amizade, pelos conselhos nos momentos difíceis, muito grato pela relação de amizade que criamos, somos filhos do Rô.

Ao Prof. Dr. Breno Régis Santos que acreditou em meu potencial e me abriu as portas com a minha primeira pesquisa, serei eternamente grato pela oportunidade e, mais ainda, pela amizade que construímos no decorrer dos anos.

Ao meu Coorientador Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva (DCS – UFLA), pelos ensinamentos e paciência com minhas dúvidas. Ao Prof. Dr. Junior Avanzi, pelo apoio nas horas de dificuldades, confiança e paciência no caminho.

Aos colegas de mestrado que se tornaram amigos para vida, Felipe, Lucas, Filipe, Augusto, Joaquin pela força e auxílio. Em especial, Derielsen pela parceria nos estudos na área de pesquisa.

À minha família que amo muito, minha vizinha que sempre acreditou em min, minhas irmãs Bruna e Jaqueline, em especial, à minha mãe Maria Lúcia e ao meu pai João, pelo apoio incondicional e pela criação que tive, vinda de vocês. Serão sempre meus exemplos.

Obrigado a todos!

Determinação, coragem e autoconfiança são fatores decisivos para o sucesso. Se estamos possuídos por uma inabalável determinação, conseguiremos superá-los. Independentemente das circunstâncias, devemos ser sempre humildes, recatados e despidos de orgulho.

Dalai Lama

RESUMO

Os Latossolos tropicais são estáveis e resistentes à erosão. São os mais abundantes e utilizados para agropecuária no Brasil e no sul de Minas Gerais. Por outro lado, a erosão hídrica é um dos principais processos de degradação dos solos e pode comprometer a sustentabilidade agrícola e ambiental. O café é uma *commoditie* importante economicamente para Minas Gerais e o país, com grande parte da produção concentrada em áreas de declive acentuado e sujeitas a processos erosivos. Assim, o objetivo do trabalho foi estimar as perdas de solo em relação ao limite de tolerância de perda de solos das sub bacias hidrográficas Ribeirão José Lúcio e Ribeirão São Bento, sob cultivo de café na Serra da Mantiqueira, sul de Minas Gerais. As sub bacias estão localizadas respectivamente, nos Municípios de Conceição do Rio Verde e de Cambuquira. Os solos foram mapeados com técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, conjugadas aos atributos morfológicos, físicos e químicos, que resultaram nas seguintes unidades de solos, sendo três unidades de Latossolos Vermelhos distróficos distribuídas em relevo plano e suave ondulado, ondulado e forte ondulado, uma de Cambissolo, nas áreas mais íngremes, e uma de solos indiscriminados de várzea, nas planícies aluviais. As perdas desolo foram estimadas pela Revised Universal Soil Loss Equation, que apresentaram médias de $3,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a sub bacia Ribeirão José Lúcio e $3,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a sub bacia do Ribeirão São Bento. Da área total da sub bacias Ribeirão José Lúcio, 7,9% ou 107,7 ha apresentam erosão acima do limite de tolerância de perda de solo, variando de $6,14$ a $9,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para Latossolos Vermelhos distróficos e $6,77 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o Cambissolo. Por sua vez, a sub-bacia do Ribeirão São Bento apresentou 13,16% ou 45,4 ha acima do limite de tolerância de perda de solo, entre $6,7$ a $8,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para as unidades de Latossolos Vermelhos distróficos e $7,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o Cambissolo. A Revised Universal Soil Loss Equation possibilitou estimar a erosão hídrica e identificar, as áreas com as maiores taxas de perdas de solo, o que contribui para a avaliação e conservação dos solos em bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Erosão Hídrica, Tolerância de perda de solo, Equação Universal da Perdas de Solos Revisada.

ABSTRACT

Tropical Oxisols (*Latosolo Vermelho Distrófico*) are stable and resistant to erosion. They are more abundant and used for agriculture in Brazil and southern Minas Gerais. On the other hand, water erosion is one of the main soil degradation processes and may compromise agricultural and environmental sustainability. Coffee is an economically important commodity for Minas Gerais and for the country, with much of its production concentrated in areas of sharp decline and subject to erosion. Thus, the objective of the study was estimated as soil reduction in relation to the soil loss tolerance limit of the Ribeirão José Lúcio and Ribeirão São Bento watersheds, under coffee cultivation in the Serra da Mantiqueira, southern Minas Gerais. As sub-basins are located, respectively, in the municipalities of Conceição do Rio Verde and Cambuquira. The soils were mapped using geoprocessing and remote sensing techniques, combined with the morphological, physical and chemical attributes, which resulted in the soil units. Cambisol in the most inorganic areas and one of indiscriminate floodplain soils in the floodplains. How to reduce the number of estimates estimated by the Revised Universal Soil Loss Equation, which recorded 3.7 Mg ha⁻¹ year⁻¹ for a Ribeirão José Lúcio sub-basin and 3.1 Mg ha⁻¹ year⁻¹ for a sub-basin São Bento Basin. Of the total area of the Ribeirão José Lúcio sub-basins, 7.9% or 107.7 ha, erosion above the soil loss tolerance limit, ranging from 6.14 to 9.5 Mg ha⁻¹ year⁻¹ for Dystrophic Red Latosols and 6.77 Mg ha⁻¹ year⁻¹ for Cambisol. In turn, a sub-basin of Ribeirão São Bento presented 13.16% or 45.4 ha above the soil loss tolerance limit, between 6.7 to 8.5 Mg ha⁻¹ year⁻¹ for Dystrophic Red Latosols and 7.1 Mg ha⁻¹ year⁻¹ for Cambisol. A Universal Revised Soil Loss Equation allows estimation of erosion and water identification as areas with higher soil verification rates, or contributes to assessment and conservation of watershed solutions.

Keywords: Water Erosion, Soil Loss Tolerance, Revised Universal Soil Loss Equation.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** (A) Mapa de localização de Minas Gerais no mapa do Brasil. (B) Mapa de localização dos Municípios de Cambuquira e Conceição do Rio Verde em Minas Gerais. (C) Mapa dos Municípios de Cambuquira e Conceição do Rio Verde com a localização das fazendas Pinheirinho e Rio Verde. (D) Sub- bacia do Ribeirão São Bento, no Município de Cambuquira e Sub-bacia do Ribeirão José Lucio, no Município de Conceição do Rio Verde, sul de MG. **39**
- Figura 2.** (A) Mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia do Ribeirão São Bento no Município de Cambuquira, (B) Mapas de uso e ocupação do solo da Sub-bacia do Ribeirão José Lucio no Município de Conceição d Rio Verde. (C) Mapa Modelo digital de elevação (MDE) da Sub-bacia do Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira, (D) Modelo digital de elevação (MDE) da Sub-bacia do Ribeirão José Lucio, Município de Conceição do Rio Verde, sul de MG..... **40**
- Figura 3.** (A) Mapa de declividade Sub-bacia do Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira (B) Mapa de declividade Sub-bacia do Ribeirão José Lucio, Município de Conceição do Rio Verde, sul de MG **41**
- Figura 4.** Mapa Digital de Solos contendo as seguintes unidades de mapeamento: Latossolo Vermelho Distrófico em relevos plano a suave ondulado (LVd1), ondulado (LVd2) e forte ondulado (LVd3); Solos Indiscriminados de Várzea (SIV), Cambissolo Háplicos distrófico (CX1) nas Sub-bacia hidrográficas do Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira, MG (A) e na Sub bacia hidrográfica do Ribeirão José Lucio, Município de Conceição do Rio Verde, MG (B). **42**
- Figura 5.** (A) Mapa da distribuição do fator LS Sub-bacia hidrografia do Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira; (B) Mapa da distribuição do fator LS Sub-bacia hidrográfica do Ribeirão José Lucio, Município de Conceição do Rio Verde, MG..... **48**
- Figura 6.** (A) Mapa de erosão ($Mg\ ha^{-1}ano^{-1}$) e (B) Mapa de tolerância de perda do solo (TPS) por classes de solo da sub-bacia hidrográfica Ribeirão São Bento Município de Cambuquira, MG. Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano e suave ondulado (LVd1), ondulado (LVd2) e forte ondulado (LVd3). Cambissolo Háplico Distrófico (CX1) **50**
- Figura 7.** (A) Mapa de erosão ($Mg\ ha^{-1}ano^{-1}$) e (B) Mapa de tolerância de perda do solo (TPS) por classes de solo da sub-bacia da fazenda Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde, MG. Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano e suave ondulado (LVd1), ondulado (LVd2) e forte ondulado (LVd3). Cambissolo Háplico Distrófico (CX1) **50**

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Fator k e caracterização físico-química e valor de erodibilidade das unidades de solos das sub bacias hidrográficas Ribeirão São Bento, Cambuquira e sub bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio, Conceição do Rio Verde, MG. **44**
- Tabela 2.** Fatores C e P para os usos e manejos das Sub-bacias hidrográficas Ribeirão São Bento e Ribeirão José Lúcio, sul de Minas Gerais. **45**
- Tabela 3** – Uso e ocupação e classes de solo das sub bacias Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira e Sub bacia Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde MG. **46**
- Tabela 4** - Classes de relevo e declividade das sub-bacias Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira e Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde, MG **47**
- Tabela 5.** Perda de solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) por Uso e Ocupação dos solos na Sub bacia do Ribeirão São Bento Município de Cambuquira e Sub bacia do Ribeirão José Lucio, Município de Conceição do Rio Verde, MG **51**

SUMÁRIO

PARTE 1

1 INTRODUÇÃO	10
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1 EROSÃO HÍDRICA.....	13
2.2 FATORES QUE INFLUENCIAM A EROSÃO HÍDRICA	14
2.3 DECLIVIDADE DO TERRENO E COMPRIMENTO DE RAMPA	16
2.4 COBERTURA VEGETAL.....	17
2.4.1 - Erosão por salpicamento ou <i>splash</i>	18
2.4.2 Erosão laminar	18
2.4.3 Erosão em sulcos	19
2.4.4 Erosão em Ravinas	19
2.4.5 Erosão em voçorocas.....	19
2.5 MODELAGEM DA EROSÃO HÍDRICA.....	21
2.6 A USLE/RUSLE	22
2.7 TOLERÂNCIA DE PERDA DE SOLO (TPS).....	28
2.8 USO DO GEOPROCESSAMENTO COMO TÉCNICA DE OBTENÇÃO E ANÁLISE DE DADOS	29
3. REFERENCIAS.....	

PARTE 2

ESTIMATION OF SOIL LOSS BY WATER EROSION IN HYDROGRAPHIC SUB-BASINS AT MANTIQUEIRA RIDGES IN THE SOUTH OF MINAS GERAIS

INTRODUÇÃO	
MATERIAIS E MÉTODOS.....	
RESULTADOS E DISCUSSÃO	
CONCLUSÕES.....	
REFERÊNCIAS	

PARTE 1

1. INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural essencial para a vida e os ecossistemas terrestres. No entanto, práticas inadequadas de manejo promovem a degradação do solo pela erosão hídrica, que remove além das partículas do solo, matéria orgânica, nutrientes, e pesticidas, afetando de forma deletéria a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. A erosão hídrica é a forma mais prejudicial de degradação dos solos, pois, além de reduzir a capacidade produtiva dos solos, causa danos ambientais, como assoreamento, eutrofização e poluição dos corpos d'água (SILVA et al., 1999). Assim, em áreas agrícolas com usos e manejos não conservacionistas os solos ficam mais vulneráveis à erosão hídrica, que pode elevar as perdas para níveis acima do limite de tolerância de perda de solos (OLIVETTI et al., 2015). Contudo, com a adoção de práticas conservacionistas a erosão pode ser mitigada, favorecendo sustentabilidade socioeconômica e ambiental da produção agrícola.

Motivados por influências econômicas, o homem desmata grandes áreas desencadeando problemas ambientais como a erosão do solo e, conseqüentemente, o assoreamento de outras áreas. Isto causa perdas irrecuperáveis, pois de acordo com as características físicas, químicas e biológicas do solo, há áreas mais susceptíveis aos processos erosivos do que outras, aumentando a necessidade de um planejamento adequado do uso e ocupação. A degradação do solo pela erosão contribui para a diminuir a fertilidade dos solos pelo carreamento pelas enxurradas dos nutrientes e carbono orgânico, assim como, carrega também agrotóxicos para os corpos d'água acarretando prejuízos econômicos para as atividades agropecuárias (EDUARDO et al., 2013). Além disso, o material removido pode ser depositado nos corpos d'água causando o assoreamento e alteração ambiental dos corpos receptores (SILVA et al., 2007). Para estruturar e viabilizar um planejamento a fim de evitar a perda de solo, tanto local como regional, é necessária a implementação de uma política baseada em informações confiáveis e atualizadas referentes ao uso/ocupação do solo. Estas informações e análises assim como suas adequações às condições do meio físico podem ser realizadas e agilizadas com a utilização de modelos como a *Revised universal Sil Loss Equation* (RUSLE), juntamente com geoprocessamento.

Nesse cenário, a cultura cafeeira na região da Serra da Mantiqueira, que se situa no Sul de Minas Gerais, ocupa grande parte do uso dos solos. Porém, estudos que estimam

os impactos do cultivo do café nas perdas de solo são escassos, com destaque para Carvalho et al. (2007), Mendes Jr et al. (2018) e Tavares et al. (2019), que avaliaram a erosão hídrica em cafeeiros plantados em Latossolos de diversos sistemas de manejo na região Sul de Minas Gerais. Assim, a avaliação dos impactos relacionados ao uso do solo no cultivo do café é estratégica, tanto da perspectiva socioeconômica, quanto ambiental, com vistas a propor medidas de conservação / recuperação dos solos e melhoria da produtividade da cultura.

A área total do plantio de café no país está estimada em 2.168 milhões de hectares. São 1.784,7 mil hectares da espécie arábica (80%), e 417,9 mil hectares da espécie conilon (20%). No Estado de Minas Gerais localiza-se a maior parte da área produtiva, com cerca de 1,23 milhões de hectares (CONAB, 2018). Isso representa uma produção bruta de 30 735 800 sacas de café de 60 kg, sendo 30,4 milhões de sacas de café arábica (98,9%) e 335,8 mil sacas de café conilon (1,1%).

As regiões Sul e Centro-Oeste de Minas Gerais concentram a maior parte da produção cafeeira mineira, com produção total de 13 684,2 sacas em 2017 e 16 044,3 sacas em 2018 (CONAB, 2018), que consistem em um aumento de 17,2%. Os municípios da área de estudo - Cambuquira e Conceição do Rio Verde - estão inseridos na Mesorregião do Sul de Minas e possuem sua economia baseada na produção cafeeira.

A economia dos municípios da área de estudo está fortemente apoiada sob a produção cafeeira. Portanto, estudos acerca dos solos são essenciais para avaliar o estado de conservação e os índices de degradação edáficos em prol de um manejo cada vez mais sustentável.

Porém, a baixa fertilidade natural dos latossolos, que são predominantes na região, também afeta a produção agrícola na região, que exige a fertilização do solo aliada a práticas de manejo conservacionistas para evitar as perdas de solo por erosão hídrica e garantir a sustentabilidade da produção agrícola (OLIVETTI et al., 2015).

Determinar os riscos potenciais de intensificação da erosão e estimar as perdas de solo é importante para o planejamento ambiental agrícolas da região (LIMA et al., 1992). Logo, identificar e compreender os processos hidrossedimentológicos atuantes e as práticas que podem contribuir para a sua mitigação e para a conservação dos solos e das águas são essenciais para avaliação da dinâmica dos sistemas naturais e antropizados. Os estudos sobre os efeitos da erosão e do assoreamento começaram no início Século XX, devido ao crescimento demográfico, nos Estados Unidos da América (EUA) e na Europa,

causado pelo desenvolvimento industrial, que demandou a ocupação e o desmatamento de novas áreas para a produção de alimentos, acelerando os processos erosivos (SANDER et al., 2005). Neste contexto, surgiu a necessidade do desenvolvimento de tecnologias que mitigassem a erosão (RENARD et al., 1997; SANDER et al., 2005).

A literatura especializada aponta diversos modelos para estimativa da erosão hídrica, com base em dados de campo, tanto de forma direta como indireta, por meio de modelos matemáticos (SILVA, 2010), que visam medir a quantidade e a qualidade dos sedimentos retirados e depositados em distintas regiões do planeta. Os modelos indiretos como a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (RENARD et al., 1997) e a *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (LANE et al., 1987; LAFLEN et al., 1991; FLANAGAN; NEARING, 1995), são amplamente utilizados devido o menor custo de aplicação, maior rapidez na aferição dos resultados e a possibilidade de avaliação em escalas de bacias hidrográficas.

De acordo com Renard et al. (1997), o planejamento para a conservação do solo requer conhecimento das relações entre os fatores que causam as perdas de solo e de água e os que ajudam a reduzir tais perdas. Dessa forma, estudos que visam estimar a erosão hídrica e determinar as perdas de solo em áreas de cafeeiros, sob diferentes formas de manejo, auxiliam a avaliação do estágio de degradação dos solos e a proposição de medidas conservacionistas eficientes para o cultivo. Além disso, o planejamento correto e o manejo adequado permitem levar as perdas para taxas abaixo dos limites da Tolerância de Perda do Solo (TPS).

O objetivo desta pesquisa é realizar a caracterização pedológica, física e química dos solos e estimar as áreas com perdas de solo por erosão hídrica pela RUSLE em comparação com os limites de Tolerância de Perda de Solo (TPS), especializando as classes de perdas de solos, com áreas mais ou menos vulneráveis à erosão.

Visa também caracterizar os principais processos erosivos que ocorrem nas bacias em estudo através de um processo de modelagem, utilizando a RUSLE como aporte para mensuração da quantidade de material erodido. Além de mapear o uso e cobertura do solo, tipos de solo, declividade e uso/ocupação da bacia mediante técnicas de geoprocessamento.

Com isso, esse trabalho contribuirá para a ampliação dos conhecimentos científicos sobre a erosão hídrica em sub-bacias hidrográficas sob cultura de café em terrenos declivosos. Poderá dar suporte para o planejamento do uso e ocupação da área,

podendo contribuir para manter a sustentabilidade socioeconômica e ambiental da área de estudo e de áreas em situações análogas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

O solo exerce papel fundamental como um dos principais recursos naturais para os ecossistemas terrestres e, especialmente, para a vida humana. Assim, o uso e manejo adotados influenciam na dimensão das perdas de solo por processos erosivos e na manutenção de sua sustentabilidade (PANAGOS et al., 2015).

A seguir são destacados assuntos relevantes para compreensão do tema, a partir da verificação analítica dos fatores que contribuem para a erosão hídrica, a partir de modelos quantitativos e conceituais de estimativas quantitativas das taxas de perdas de solo pela erosão hídrica.

2.1. EROSÃO HÍDRICA

A erosão hídrica é definida como o processo de desgaste da superfície terrestre pela ação da água, que destaca e remove o solo ou seu material geológico de origem de um ponto da superfície e o deposita em outro (Soil Science Society of America - SSSA, 2008). Dependendo da carga de sedimento e do volume e velocidade do escoamento, esse material pode ainda se depositar no leito dos corpos d'água (Avanzi et al., 2008). Ainda, Dunne e Leopold (1978) expuseram que o volume de escoamento determina o poder erosivo e depende da quantidade de chuva precipitada, da capacidade de infiltração do solo e da capacidade de retenção do fluxo de água na superfície do solo. De maneira geral, erosão é o desgaste progressivo do solo, em que partículas são desprendidas e removidas, isso devido principalmente à ação da água, do vento, da ocupação irregular do solo, pelos animais e por técnicas agrícolas impróprias.

Portanto, o solo é um testemunho dos processos evolutivos que moldam a paisagem. Porém, no momento em que a perda de solo excede a taxa natural, isso significa um processo erosivo acelerado que vai de encontro com a degradação do sistema, normalmente em razão de atividades antrópicas (OLIVEIRA, 2011).

A erosão, segundo Carvalho (1994), Bigarella, (2003) e Silva et al. (2004), é classificada em dois grandes grupos, geológica e acelerada. A geológica, também conhecida como natural, se processa pelo desgaste da superfície da terra por água, gelo

ou outros agentes naturais, sob condições correspondentes em termos de clima e vegetação, estabelecendo-se o ciclo natural da erosão. Com uma sequência de fases evolutivas das formas de relevo, a partir da dissecação e aplainamento vertical da paisagem, essas fases podem ser divididas em: juvenil, madura e senil (ACIESP, 1987; SILVA et al., 2004).

Já a erosão acelerada, também conhecida como antrópica, é mais rápida que a natural, sendo entendida como o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo, causado pela água e/ou vento e constitui, sem dúvida, a principal causa do depauperamento acelerado das terras (SILVA et al., 2004). Ou seja, a erosão pluvial, provocada pela ação da chuva, é apenas uma das causas da degradação do solo. Quando a vegetação não consegue proteger o solo de forma correta, a água da chuva em contato direto com o solo retira parte do material que o constitui. Esse impacto conhecido como SPLASH pode causar desde pequenos buracos até rachaduras imensas no solo. Logo, o uso sustentável do solo exige o conhecimento das potencialidades e limitações dos componentes ambientais para subsidiar o planejamento das atividades produtivas e gerenciamento dos recursos naturais (CALDERANO FILHO, 2003). Segundo Ranzini e Lima (2002) é essencial definir o potencial de uso e manejo do solo pela avaliação da erosão hídrica, requerendo, primeiramente, o estudo das características hidrológicas da bacia hidrográfica, as quais envolvem aspectos de clima, geomorfologia, solo, vegetação, deflúvio e evapotranspiração (CARDOSO et al., 2006; TONELLO et al., 2006).

Dessa forma, alguns cuidados podem ser adotados para minimizar os impactos provenientes da erosão hídrica. A preservação da cobertura vegetal, o uso de técnicas agrícolas, como curvas de nível (sistema de cultivo em que são feitas camadas no solo em formato de curva) e culturas de plantio (em que há o rodízio do que é plantado), e sistemas de drenagem podem aliviar a ação natural das chuvas.

2.2 FATORES QUE INFLUENCIAM A EROSÃO HÍDRICA

A erodibilidade expressa a resistência do solo à erosão hídrica. Entre outros fatores, é um reflexo dos atributos mineralógicos, químicos, morfológicos e físicos do solo (SILVA et al., 1999)

Para Lal (1988), erodibilidade do solo é o efeito integrado de processos que regulam a recepção da chuva e sua resistência à desagregação e o transporte subsequente das partículas.

Com isso, os principais fatores que influenciam a erosão são subdivididos em ativos e passivos. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012), os ativos compreendem as características da precipitação, infiltração e declividade. Já os passivos são representados pelas características físicas e estruturais dos solos, bem como a cobertura vegetal.

A água da chuva exerce a ação erosiva sobre o solo por meio do impacto das gotas que caem com velocidades e energias variáveis dependendo do diâmetro e da velocidade da enxurrada. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012), um dos fatores climáticos de maior importância na erosão do solo é a precipitação, pois o volume e a velocidade da enxurrada causada pela precipitação dependem da intensidade, duração e frequência da chuva. Assim, valores de precipitação em totais ou médias mensais e anuais pouco significam em relação à erosão, pois em duas regiões podem ocorrer a mesma quantidade de precipitação em um determinado espaço de tempo, no entanto, uma delas com vários eventos pluviométricos e na outra ocorrer dois ou três eventos, é provável, que esta última ocorra uma erosão mais severa devido a intensidade da chuva, ambas em condições semelhantes de relevo, vegetação e tipos de solo.

A intensidade é o fator de maior relevância, porque quanto maior a intensidade de chuva, maior a perda por erosão. Dados obtidos por Bertoni & Lombardi Neto (2005), revelaram que para uma mesma chuva total de 21mm, uma intensidade de 7,9mm/h produziu perda de terra cem vezes maior que uma de 1mm/h.

A frequência está relacionada aos intervalos entre as precipitações, pois quanto maior a frequência maior o teor de umidade no solo e conseqüentemente, a enxurrada é mais volumosa, mesmo com chuvas de menor intensidade. E quanto menor a frequência menor é a umidade no solo, assim, menor a possibilidade de enxurrada. Ou seja, a frequência é diretamente proporcional ao teor de umidade e enxurrada, ou seja, erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

A duração da precipitação é o fator mais expressivo na infiltração, pois, no início, a infiltração é rápida (solo seco), diminuindo com o transcorrer do tempo, até chegar a um valor mínimo, porque quando a taxa de precipitação excede a capacidade de infiltração, a água acumula-se na superfície do solo iniciando o escoamento, no qual pode ocasionar erosão laminar (GALETI, 1984).

A porosidade é representada pelo movimento da água no solo, sendo realizada por forças da gravidade e capilaridade. O movimento realizado através dos macroporos em solo saturado é fundamentalmente gravitacional, enquanto que em um solo não

saturado ou com microporos ocorre principalmente pela capilaridade (BIGARELLA, 2003; BERTONI; LOMBARDI NETO,2012).

Com relação à estrutura do solo, a velocidade de infiltração está relacionada aos agregados de colóides que tendem a se dilatar quando molhados, reduzindo, com isso, o tamanho e o espaço dos poros e, conseqüentemente, a capacidade de infiltração. Solos com alto conteúdo de material coloidal podem romper quando secos, resultando em alta velocidade de infiltração, até que as fendas se saturem. Assim, solos com maior porcentagem de material coloidal, dilatam-se com a maior umidade e, conseqüente, diminuem a infiltração (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

2.3 DECLIVIDADE DO TERRENO E COMPRIMENTO DE RAMPA

A influência da topografia do terreno na intensidade erosiva, conforme Salomão (1999) e Bertoni e Lombardi Neto (2012), acontece principalmente pela declividade e comprimento de rampa ou da vertente. Pois, esses fatores interferem diretamente na velocidade da enxurrada, devido à força gravitacional. Deste modo, quanto maior a velocidade da enxurrada, maior a capacidade de arraste superficial das partículas do solo.

A declividade influencia na concentração, dispersão e velocidade da enxurrada e, em consequência, no maior ou menor arraste superficial das partículas de solo. Nos terrenos planos, ou levemente inclinados, a água escoar com baixa velocidade e, além de possuir menos energia, tem mais tempo para infiltração, ao passo que, nos terrenos muito inclinados, a resistência ao escoamento das águas é menor e, por isso, elas atingem maiores velocidades. As regiões montanhosas são, portanto, as mais suscetíveis à erosão hídrica (LEPSCH, 2011). Pode-se estimar, por exemplo, que um terreno com 20 metros de comprimento e 20% de declividade tem a mesma perda de terra que um de 180 metros de comprimento com apenas 1% de declividade (Bertoni e Lombardi Neto (2012).

2.4 COBERTURA VEGETAL

Na proteção do solo, a cobertura vegetal atua na prevenção e controle da erosão amortecendo a energia cinética das gotas da chuva no seu impacto com o solo, evitando a erosão pela colisão, na primeira etapa do processo erosivo (SILVA et al., 2007). Assim, quando ocorre um evento de precipitação, uma porção da água é retida pela cobertura vegetal, sendo maior quanto mais intensa for a vegetação (MELLO, 2003). Uma outra parte da água é infiltrada no solo e outra escoada pela superfície para regiões de cotas mais baixas, alimentando diretamente corpos d'água, como rios e lagos (SILVEIRA, 2004). As plantas, juntamente com a própria superfície do solo, lagos e rios, transferem para a atmosfera grandes volumes de água pela evapotranspiração (RIGHETTO, 1998).

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2012), quando a gota de chuva cai numa área coberta de vegetação ela se divide em inúmeras gotículas e perde também a força de impacto. Quando o terreno é descoberto a gota de chuva promove o fenômeno de “splash” das partículas de solo, que são facilmente transportadas pela água.

A serrapilheira acumulada na superfície do solo também previne a erosão hídrica, reduzindo a velocidade do escoamento superficial e, por consequência, o potencial erosivo da enxurrada (OLIVEIRA et al., 2013).

Assim, a cobertura vegetal é a defesa natural de um terreno contra a erosão, em que Salomão (1999) destacam as seguintes contribuições: 1) Proteção contra o impacto direto das gotas de chuva; 2) Dispersão e quebra da energia das águas de escoamento superficial; 3) Aumento da infiltração pela produção de poros no solo por ação das raízes e 4) Aumento da capacidade de retenção de água pela estruturação do solo, devido à produção e incorporação de matéria orgânica.

No entanto, a desagregação e o transporte das partículas podem variar de acordo com a cobertura. Pois, algumas coberturas vegetais deixam o solo mais suscetível à erosão do que outros. Por exemplo, solos com culturas perenes, como milho, algodão e soja estão mais expostos à erosão que solos com culturas permanentes como café, laranja, entre outros (LEPSCH, 2011).

A erosão hídrica, conforme suas características de atuação, é subdividida em: erosão por salpicamento, laminar, em sulcos, ravinas e voçorocas. As quatro formas de erosão podem ocorrer simultaneamente no terreno. O escoamento superficial ocorre com o transbordamento da água das poças, inicialmente em lençol e, depois, em fluxos lineares

que evoluem para um crescente sistema de microrravinas e, destas, para voçorocas (POLIZER, 2004).

2.5.1 Erosão por salpicamento ou *splash*: A erosão por salpicamento é o início do processo erosivo devido ao impacto das gotas de chuva sobre os solos expostos, causando dois efeitos: a desagregação e selagem dos poros do solo.

A desagregação ocorre com gota golpeando o solo e fragmentando-o em partículas menores. A selagem ocorre devido ao impacto da gota formar microcrateras e compactar a área central do impacto, levando as partículas soltas para fora dessa área. A ação deste impacto depende do tamanho das gotas e da intensidade das precipitações (SILVA et al., 2004). Tal impacto é atenuado pela cobertura vegetal e pela película de água que inicia o escoamento superficial.

2.5.2 Erosão laminar: A erosão laminar constitui um processo de remoção gradual da camada superficial do solo, Bertoni & Lombardi Neto (2005 p. 76). Desse modo cada pequena porção de água toma o caminho de menor resistência concentrando em pequenas depressões ganhando velocidade à medida que a lamina de água e a declividade do terreno aumenta. Tal processo se caracteriza ou intensifica dependendo de alguns fatores como natureza do solo, precipitações e tipo de cobertura vegetal (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). A força de cisalhamento imposta pelo fluxo o escoamento superficial não é suficiente para transportar partículas, mas, à medida que o fluxo de água aumenta encosta abaixo, ocorre o cisalhamento das partículas do solo e com isso a erosão. Caso, neste estágio do processo evolutivo, ocorra uma pequena incisão no solo, em especial onde o fluxo d'água começa a se concentrar, pode dar início a formação de sulcos, ravinas ou voçorocas (GUERRA, 1999).

A enxurrada, por sua vez, se concentra nas depressões do terreno, o fluxo de água torna-se mais turbulento, as diferentes velocidades e pressões causam correntes verticais e redemoinhos. O movimento ascendente dessas águas desprende as partículas por ação elevatória. O desprendimento pela abrasão ocorre quando as partículas já em trânsito na enxurrada golpeiam ou arrastam outras partículas na superfície do solo, colocando-as em movimento. A quantidade de material transportado depende da capacidade de transporte da enxurrada, que é influenciada pelo tamanho, densidade e forma das partículas do solo e pelo efeito de retardamento da vegetação e outras obstruções (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

2.5.3 Erosão em sulcos: Existe divergências quanto a sua conceituação da erosão em sulcos, pois há casos em que é conceituada quanto ao tamanho ou quanto à forma. Neste trabalho, a erosão em sulco é considerada com relação ao tamanho, que Nolla (1982), Oliveira, (1999) e Bigarella (2003) consideram como feições representadas por traços ou cicatrizes no solo, que vão de 2 a 50 cm de profundidade e largura. Assim, a evolução dos sulcos depende de fatores como: natureza do solo, precipitações, cobertura vegetal e declividade, ou comprimento da vertente, pois quanto maior o lançante de uma vertente mais intenso é o fluxo de água e conseqüentemente a erosão.

A formação dos sulcos ocorre pela evolução e concentração de filetes de água que escorria de forma laminar. Tais filetes se ramificam, ora separando ora unindo constantemente. Assim, a concentração dos filetes desenvolve pequenos sulcos, que com o aumento do fluxo evoluem para ravina (FERREIRA, 1981).

Entretanto, segundo Carvalho (1994) e Bertoni e Lombardi Neto (2012), os sulcos podem também se desenvolver durante uma única chuva torrencial, pois a erosão torna-se mais efetiva devido fluxos de água carregados de sedimentos. Solos com esse tipo de erosão tornam-se, em pouco tempo, ou mesmo em anos, pobres e inapropriável para as práticas agrícolas, já que, além do material e nutrientes erodidos, também afetam a movimentação de máquinas agrícolas sobre a superfície do solo, devido suas marcas no solo (cicatrizes).

2.5.4 Erosão em Ravinas: Apresentam profundidade maior que 0,5 metros, diferenciando-se dos sulcos por não serem obliteradas pelas operações normais de preparo do solo. Ocorrem quando a água do escoamento superficial escava o solo atingindo seus horizontes inferiores e, em seguida, a rocha. Também ocorrem movimentos de massa devido ao abatimento de seus taludes (PROIN/CAPES; UNESP/IGCE, 1999). Possuem forma retilínea, alongada e estreita. Raramente se ramificam e não chegam a atingir o nível freático. Apresentam perfil transversal em "V" e geralmente ocorrem entre eixos de drenagens, muitas vezes associadas a estradas, trilhas de gado e carreadores (PROIN/CAPES; UNESP/IGCE, 1999).

2.5.5 Erosão em voçorocas: As erosões em voçorocas, assim como as em sulcos, apresentam divergência em sua conceituação, no entanto, nesta dissertação é considerada como sendo formações resultantes de avançado processo erosivo, formando valas de grandes dimensões, com profundidade e largura (BIGARELLA, 2003).

A formação de voçorocas ocorre pela concentração de enxurradas intensas pelos canais de sulcos, que ampliados recebem a denominação de voçorocas e representam um estágio avançado de perda de solo. A voçoroca constitui um canal de drenagem com paredes abruptas e fluxos hídricos efêmeros ou, eventualmente pequenos. Ocorre em grande parte em terrenos sedimentares arenosos, em sua maioria de idade cenozoica, com alto grau de desenvolvimento pedológico (em grande parte latossolos). Também é encontrada em solos derivados de rochas cristalinas, de origem basáltica, com solapamento e desmoronamento das paredes (BIGARELLA, 2003). As grandes consequências causadas pelas voçorocas assim como os sulcos são as perdas de solos, nutrientes, fertilizantes, pesticidas e matéria orgânica.

Existem diversos modelos que visam determinar, a partir de cálculos matemáticos e estatísticos, a quantidade e a qualidade dos sedimentos retirados e depositados em distintas regiões do planeta. Um modelo conhecido como Equação Universal de Perda de Solos, em inglês *Universal Soil Loss Equation* (USLE) foi desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978). Com o desenvolvimento tecnológico e a utilização de sistemas de informação geográfica (SIG), sensoriamento remoto (SR) e métodos geoestatísticos mais modernos para a estimativa de perda de solo, o modelo foi aprimorado por meio da Equação Universal de Perda de Solos Revisada, do inglês *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), de Renard et al. (1997). Merece destaque os modelos amparados em princípios teóricos, como o Projeto de Predição da Erosão Hídrica, do inglês *Water Erosion Prediction Project* (WEPP), de Laflen et al. (1991).

Segundo Bertol (1989), a cobertura vegetal e a matéria orgânica no solo podem promover redução nas perdas de solo em até 90%. Em relação à topografia, a ocorrência da erosão hídrica é comum em terrenos levemente ondulados e acidentados, pois a forma e o comprimento da vertente influem muito na velocidade de formação e desenvolvimento das enxurradas (MAGALHÃES, 2001).

O solo, ao longo do tempo, sofre também a ação de agentes químicos ligados às águas da chuva, de irrigação, de esgotos domésticos, de efluentes de mineração e industriais e insumos agrícolas. Dependendo do tipo de solo, a ação pode ser inibidora ou aceleradora do processo erosivo (CARVALHO et al., 2001).

2.5 MODELAGEM DA EROSIÃO HÍDRICA

Apesar dos efeitos diretos *in situ* da erosão em áreas agrícolas serem relevantes, os impactos *ex situ* deste fenômeno também geram preocupação ambiental, especialmente, em relação à sedimentação e eutrofização de corpos d'água (HU et al., 2009; OUYANG et al., 2010; WU et al., 2012). O material erodido, quando não é impedido fisicamente, é carregado pela rede de drenagem para corpos de água superficiais e 21 subterrâneos (SILVA; CURI, 2001). À medida que os sedimentos são depositados nos cursos d'água, a capacidade de armazenamento de rios e reservatórios diminui, o que aumenta o risco de inundações (MORGAN, 2005). O assoreamento de reservatórios é um dos principais efeitos negativos da erosão *ex situ*, uma vez que a redução da capacidade de armazenamento diminui a vida útil e a capacidade de geração de energia pelas usinas hidrelétricas (VERSTRAETEN et al., 2003)

Devido à dificuldade de se realizar medições diretas da erosão no campo, o desenvolvimento de modelos preditores da erosão hídrica tem recebido atenção de cientistas do solo. Os primeiros modelos empíricos de erosão foram desenvolvidos nos EUA ainda na década de 1940, culminando com a formação da Universal Soil Loss Equation (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e sua versão revisada (RUSLE) (RENARD et al., 1997). Ambas, USLE e RUSLE são amplamente utilizadas, devido à estrutura simples e desejável em situações de carência dados (RENSCHLER; HARBOR, 2002; MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003).

Apesar da existência de modelos mais sofisticados, a RUSLE ainda é comumente usada para análise da erosão em largas escalas, por Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (XU; XU; MENG, 2013; PANAGOS et al., 2015; XIAOYING et al., 2015). A aplicação de tais modelos via SIG tornou-se uma ferramenta importante para avaliação da erosão em bacias hidrográficas, uma vez que tal abordagem permite que as perdas de solo sejam modeladas de forma contínua no espaço geográfico (AKSOY; KAVVAS, 2005).

Uma limitação dos modelos USLE e RUSLE é que seus resultados oferecem apenas estimativas de erosão bruta, isto é, a deposição ao longo das vertentes e a entrega de sedimentos aos cursos d'água não são representadas pelos modelos, o que dificulta a análise dos impactos *ex situ* da erosão. Devido ao fato de apenas uma parte dos sedimentos desprendidos nas vertentes de bacias hidrográficas alcançar os cursos d'água e o ponto de eflúvio da bacia, a taxa de entrega de sedimentos é usada para expressar o

percentual de erosão bruta que eventualmente contribui para a produção de sedimentos, definida como a quantidade de sedimentos que é descarregada pelo canal principal (WALLING, 1994). Os padrões e taxas da distribuição de sedimentos em bacias hidrográficas dependem de vários fatores, como área de drenagem, localização das fontes de sedimentos, topografia, uso do solo e textura do solo (WALLING, 1994; VANMAERCKE et al., 2011). Dessa forma, uma análise espacialmente distribuída da taxa de entrega de sedimentos é essencial para a avaliação dos impactos *ex situ* da erosão e para o planejamento conservacionista do solo (FERNANDEZ et al., 2003).

2.6 A USLE/RUSLE

Dentre os modelos de predição de perda de solo, a RUSLE é o que melhor se adapta por ter aplicação simples e trabalhar com técnicas de geoprocessamento na estimativa da perda de solo (RENARD et al., 1997). A RUSLE é expressa pela equação 1:

$$A=R*K*LS*C*P. \quad (\text{Equação 1})$$

Em que: A = perda de solo média anual, em Mg ha⁻¹ ano⁻¹; R = fator erosividade da chuva, em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹; K = fator erodibilidade do solo, em Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹; LS = fator topográfico, adimensional; C = fator cobertura do solo, adimensional; P = fator práticas conservacionistas, adimensional.

O fator R representa a erosividade da chuva, medindo sua capacidade de causar erosão e perda de solo em determinada área. Os cálculos do fator R geralmente são feitos a partir do Índice de Erosão (EI30), sendo representado pelo produto da energia cinética (EC) das gotas pluviais pela intensidade máxima em trinta minutos (I30), levando em consideração o impacto causado no solo, o salpico e o escoamento superficial (WISCHMEIER; SMITH, 1978; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). A energia cinética da chuva é expressa pela equação 2 (WISCHMEIER; SMITH, 1958).

A soma isolada dos valores de EI de cada chuva, em dado período, proporciona uma avaliação numérica da erosividade da chuva, e a soma anual de todos os valores de EI para chuvas maiores do que 10 mm, ou menores, que proporcionaram considerável perdas de solo, em dado local, é igual ao valor anual de EI. Dessa forma, o valor do fator R para cada local é a média dos valores anuais de EI de um período longo de tempo, geralmente 20 anos ou mais (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

As principais dificuldades na determinação do fator R estão na baixa disponibilidade de registros pluviográficos sobre a intensidade da chuva em alguns países e na morosidade para estimar a energia cinética da chuva pelas análises dos diagramas dos Pluviógrafos, na qual, muitos pesquisadores correlacionaram o EI com fatores climáticos de fácil medição e que não necessitam dos registros de intensidade da chuva (AQUINO et al., 2012; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Além disso, foram instaladas em algumas localidades do Brasil estações climatológicas automáticas que permitem registros de dados pluviométricos detalhados, que auxiliam as pesquisas relacionadas (OLIVETTI et al., 2015).

Diversos trabalhos conseguiram acurácia ao correlacionar o fator R com o coeficiente de Fournier ajustando sua aplicação às condições climáticas locais (SILVA, 2004; MELLO et al., 2007; AQUINO et al., 2012; FERNANDES, 2014). De acordo com Zachar (1982), o coeficiente de Fournier é apresentado pela equação:

$$EI = p^2 / P$$

Em que: EI = Média mensal do índice de erosão (fator R da USLE); p^2 = precipitação média mensal, em mm; P = precipitação média anual, em mm.

O fator R para os Estados Unidos e Brasil, foi mapeado, respectivamente por Wischmeier e Smith (1978) e Silva (2004). Bertoni e Lombardi Neto (2012) publicaram o mapa isoerodente para o Estado de São Paulo, com as linhas representando os valores médios anuais de erosividade da chuva. Para a região Sul do Estado de Minas Gerais, o fator R foi determinado por Aquino et al. (2012) aplicando a equação de Fournier com método interpolador de krigagem ajustada para Lavras – MG, a partir de dados obtidos de cinquenta e quatro estações pluviométricas, com séries históricas que variavam de quinze a quarenta anos. Estes dados têm sido aplicados em pesquisas sobre a erosão hídrica realizadas na região, como por exemplo, Dias et al. (2013) que avaliaram plantas de cobertura no controle da erosão hídrica em Lavras - MG e concluíram que o feijão-deporco cultivado em nível obteve os menores valores de perdas de solo. Ayer et al. (2015) estimaram a erosão hídrica em Latossolos Vermelhos Distróficos no Município de Alfenas - MG, e concluirão que as maiores perdas de solo ocorrem nas áreas de eucalipto com plantio morro abaixo e pastagem sob lotação contínua. Olivetti et al. (2015), que também realizaram a Modelagem espacial e temporal da erosão hídrica em Latossolo Vermelho Distrófico no Município de Alfenas - MG, apontaram que as áreas com perda de solo acima do limite da TPS foram de cerca de 8,0%.

O fator K relaciona à suscetibilidade do solo à erosão hídrica a partir de suas propriedades morfológicas, mineralógicas, físicas, químicas (BRADY; WEIL, 2013). Dentre essas propriedades, as principais características do solo que influenciam a erosão são: teor de matéria orgânica, textura, estrutura e permeabilidade do solo, além dos teores de ferro e de alumínio (PANAGOS et al., 2014b; TAMENE; LE, 2015; WISCHMEIER; SMITH,1978).

O fator K, desde os primeiros cálculos da USLE, vem sendo determinado por métodos diretos, com a instalação de parcelas padrão com 22,3 m de comprimento no sentido do declive de 9%, com solo exposto sujeito à ação de chuva natural (RENARD et al., 1997). Entretanto, este procedimento dificulta a determinação da erodibilidade por depender do período de ocorrência das chuvas, de vários anos de coleta de dados e dos altos custos de obtenção dos dados (PANAGOS et al., 2014b; SILVA et al., 1999). Dessa forma, muitos pesquisadores modificam o procedimento com o uso de chuva simulada, para maior rapidez na obtenção dos resultados; porém, ainda existe a necessidade de maior praticidade de operação para que essa simulação possa ser usada em diferentes unidades de mapeamento de solos de vários locais (MARQUES et al., 1997). Nesse contexto, muitos trabalhos foram desenvolvidos com o uso de modelos de regressões matemáticas que utilizam os atributos morfológicos, físicos, químicos e mineralógicos do solo na obtenção do fator K (AUERSWALD et al., 2014; DENARDIN, 1990; MARQUES et al., 1997; SILVA et al., 1999).

A obtenção da erodibilidade do solo por métodos indiretos tem sido utilizada com sucesso nos EUA, porém os métodos norte-americanos não apresentam resultados satisfatórios para os solos brasileiros (DENARDIN, 1990; SILVA et al., 2000). A principal inadequação se refere às distinções entre os atributos dos solos das regiões temperadas e tropicais, principalmente no que diz respeito à textura, à estrutura e a mineralogia dos Latossolos brasileiros (SILVA et al.,1999).

Modelos matemáticos foram desenvolvidos por Denardin (1990) para estimar a erodibilidade dos solos do Brasil. Para o autor, o fator K dos solos brasileiros pode ser obtido tanto pelo modelo ajustado para o conjunto de solos Brasil / EUA, quanto pelo modelo ajustado a partir de variáveis dos solos do Brasil (SILVA et al., 1994). Silva et al. (1994) avaliaram seis métodos indiretos e compararam com o método direto com simulador de chuva em Latossolos de Cerrado. Dentre eles, os dois modelos citados de Denardin (1990) e concluíram que, apesar dos métodos indiretos não estimarem a

erodibilidade dos solos pesquisados com exatidão, o modelo Brasil / EUA (DENARDIN, 1990) é o que mais se aproximou do padrão e proporção do modelo direto. No entanto, mesmo com a adaptação ao ambiente tropical, os métodos de Denardin (1990) não se mostraram adequados, devido à grande heterogeneidade dos solos do Cerrado (MARQUES et al., 1997; SILVA et al., 1999).

Nesse cenário, Silva et al. (1999) desenvolveram cinco modelos de estimativa indireta do fator K em dezenove Latossolos a partir de variáveis morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas, em vários estados do Brasil, na qual, os modelos foram ajustados por análise de regressão linear múltipla. Os autores concluíram que os cinco modelos indiretos de equações apresentam bom desempenho para a estimativa da erodibilidade dos Latossolos brasileiros e possuem variáveis de fácil determinação em campo e laboratorial. Entretanto, restringiram o uso dos modelos apenas às classes de Latossolos, devido às equações trabalharem com atributos específicos dessa classe de solo.

O efeito da topografia na erosão hídrica do solo é representado pelo produto entre os fatores L e S da RUSLE (YANG, 2015). O fator L é a razão de perdas de solo num comprimento de rampa qualquer em campo, comparada à perda num comprimento de rampa padrão de 22,3 metros em condições idênticas. Já o fator S é a razão de perdas de solo em um determinado declive e a perda correspondente em um declive com 9% de inclinação em condições idênticas, sendo que, para aplicação prática da RUSLE são considerados conjuntamente como um único fator topográfico LS (WISCHMEIER; SMITH, 1978; PANAGOS; BORRELLI; MEUSBURGER, 2015). De acordo com Wischmeier e Smith (1978), o fator L (comprimento do declive) representa a distância do ponto de origem do fluxo superficial até o ponto em que cada gradiente do fator S (declividade) diminui suficientemente para se concentrar num único canal ou iniciar a deposição dos sedimentos. Com o aumento do comprimento da rampa (fator L) e da declividade (fator S) as perdas de solo são intensificadas devido à maior velocidade do fluxo d'água pela enxurrada (OLIVEIRA et al., 2013).

Para aplicação da RUSLE é essencial o cálculo dos índices topográficos, comprimento de rampa L e declividade S, pois a topografia é condicionante das características de um ambiente, controlando os fluxos de energia (aspecto das vertentes, distribuição de chuvas) e materiais (sedimentos, água, nutrientes e poluentes) (MOORE; GRAYSON; LADSON, 1991).

A determinação do fator LS, primeiramente na USLE (LS_{USLE}), foi baseada em parcela padrão (22,3 metros e 9% de declive) com relevo retilíneo e uniforme, possuindo limitações de aplicação em áreas de relevos complexos ou extensos, como em Bacias Hidrográficas, pois desconsiderava os declives côncavo, convexo ou côncavo-convexo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Além disso, dificulta a identificação da formação inicial do escoamento e os locais de deposição, ficando impraticável a determinação do fator LS em grandes áreas (MINELLA; MERTEN; RUHOFF, 2010). Assim, Renard et al. (1997) propuseram adaptações para os cálculos empíricos do fator LS na RUSLE (LS_{RUSLE}) baseados em análises de processos de erosão com técnicas de geoprocessamento aplicadas a um campo de maior extensão do que aqueles trabalhados na USLE. Entretanto, seus cálculos são considerados limitados quanto à avaliação do escoamento superficial no processo erosivo, no que tange à diferenciação predominante entre os processos de erosão e deposição, pois tal característica permite identificar apenas o início e o final do comprimento de uma longa encosta (OLIVEIRA et al., 2013).

Para Oliveira et al. (2013), o avanço dos SIG e do SR permitem superar as limitações dos modelos empíricos na determinação do fator LS com modelos semi-empíricos e conceituais como a LSRUSLE 3D (*Revised Universal Soil Loss Equation–3D*) (MITASOVA et al., 2001) e LSUSPED (*Unit Stream Power-based Erosion Deposition*) (MOORE; WILSON, 1992). Nesses modelos, é usado o Modelo Digital de Elevação (MDE) e algoritmos computacionais na avaliação da erosão, permitindo maior acurácia na determinação da topografia do terreno pela substituição do comprimento da rampa (fator L) pela área de contribuição à montante para cada *pixel* do MDE, o que permite o uso dos fluxos de direção e de acumulação do escoamento superficial para a definição da drenagem (MITASOVA et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2013).

Na pesquisa de Oliveira (2011) foram testados modelos que melhor representam a realidade da taxa de perda de solo por erosão hídrica comparando os resultados com as perdas de solo obtidas em parcela padrão. A autora observou que as perdas de solo estimadas pelos modelos $LS_{RUSLE\ 3D}$ e LS_{USPED} geraram uma distribuição da erosão hídrica ponderada pelo fluxo acumulado, não apresentando diferenças estatísticas com os resultados apresentados na parcela padrão.

A incorporação de conhecimentos técnicos de Geoprocessamento com a utilização do MDE, desde de 1990, foi importante contribuição para a determinação do

fator LS nos trabalhos de modelagem da erosão hídrica do solo (VAN REMORTEL; MAICHLE; HICKEY, 2004; MINELLA et al., 2010).

O fator C representa o uso e manejo do solo e, dentre os fatores da erosão hídrica, é o mais afetado pelas forças antrópicas pois possibilita avaliar o estado de proteção do solo pela cobertura vegetal, em áreas de cultivo, pastagens ou mata nativa (PANAGOS et al., 2015a). Áreas de solo exposto apresentam perdas de solo e o fator C maiores do que em áreas cultivadas, devido à falta de proteção vegetal do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Entretanto, a proteção da cobertura vegetal é dependente, também, da distribuição das chuvas nas diferentes estações do ano, necessitando de aprimoramentos no uso e manejo para melhorar a proteção do solo nos períodos de maior intensidade pluviométrica (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

O fator C está relacionado a razão de perdas de solo (RPS) entre duas áreas com mesmas condições de relevo, índice de precipitação e tipo de solo: uma com cobertura e manejo específico e outra em pousio e sem nenhuma cobertura (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Assim, os efeitos das variáveis uso e manejo sobre o solo são considerados dependentes por possuírem interações entre si, sendo avaliadas em conjunto (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Dessa forma, são atribuídos um único fator C, para a soma da densidade da vegetação e a cobertura do solo pelo dossel com o sistema de manejo utilizado na proteção do solo contra a erosão hídrica (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O fator C na USLE é calculado pelo somatório dos produtos da RPS pela fração do índice de erosividade (FEI_{30}) de cada estágio de cultura, ambos com valores variando de 0 para sistemas de manejo conservacionistas, a 1 para sistemas não conservacionistas (WISCHMEIER; SMITH, 1978). O FEI_{30} é a percentagem do índice de erosividade que produziu a erosão utilizada no cálculo da respectiva RPS (BERTOL et al., 2002). Entretanto, o fator C é dependente da variação da erosividade, erodibilidade, bem como do tipo de cultura e dos diferentes uso e manejo do solo, que dificulta a determinação, devido às combinações possíveis dessas características (NAKAO et al., 2015; SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2007).

Os valores do fator C disponíveis na literatura, auxiliados por dados de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento são importantes para estudos que visam modelar a erosão hídrica utilizando a USLE/RUSLE. No entanto, são poucas as pesquisas sobre razão de perdas de solo e a determinação do fator C para diferentes usos e manejos, especialmente em culturas perenes, como o cafeeiro (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; PROCHNOW et al., 2005). Nessa questão, cabe ressaltar o

trabalho de Prochnow et al. (2005) que obtiveram o fator C para o cafeeiro em Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico no oeste do Estado de São Paulo, sob os espaçamentos de 3,0 x 0,5 m, 3,0 x 1,0 m, 3,0 x 2,0 m, 3,0 x 3,0 m e 4,0 x 2,0 m, e concluíram que os resultados variaram de 0,0866 a 0,1412, com os menores valores no espaçamento 3,0 x 1,0m.

O fator P representa as práticas conservacionistas utilizadas no preparo e manejo do solo que reduzem os efeitos da erosão hídrica, comparando a intensidade esperada das perdas de solo entre áreas com manejo conservacionista e com manejo convencional (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Dentre as principais práticas de conservação no preparo do solo estão o plantio em nível (contorno), em faixas de contorno, terraceamento, plantio direto, culturas em consórcio e alternância de capinas, na qual, o fator P expressa a relação entre a perda de solo de uma área com a implantação de uma ou mais dessas práticas conservacionistas, comparada com a perda de solo de uma área cultivada morro abaixo (no sentido do declive) (WISCHMEIER; SMITH, 1978; RENARD et al.,1997).

O valor do fator P varia de 0 a 1, na qual, zero representa práticas com alta eficiência na redução da erosão e um o plantio em desnível com ausência de práticas de conservação (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Este valor pode ser determinado com base em classificações de imagens de sensoriamento remoto ou em dados anteriores da literatura especializada (PANAGOS et al., 2015b). Entretanto, no Brasil são escassos os dados que determinam com precisão o fator P da USLE/RUSLE adaptados às condições de cultivo do país (AMORIM et al., 2010).

2.7 TOLERÂNCIA DE PERDA DE SOLO

O limite da TPS é o valor máximo de perda de solo tolerável por determinada unidade de mapeamento de solo, levando em consideração sua classificação, caracterização morfológica, física, química e biológica, uso e manejo relevo e condições climáticas. A TPS representa também a um limite de perda que ainda mantenha a sustentabilidade econômica e ambiental da produção agropecuária. Assim, pode ser utilizada em conjunto à Equação Universal de Perda de Solo Revisada, com o objetivo de avaliar a eficácia dos sistemas de manejo do solo (BERTOL; ALMEIDA, 2000).

A erosão dos solos é um processo natural. Contudo, as más práticas de manejo elevam as perdas de solos. Assim, estabelecer limites de tolerância de perdas é importante

para manter a sustentabilidade dos solos agrícolas. Manter as perdas abaixo dos limites máximos de tolerância de perdas de solos é essencial, pois, valores elevados além de afetar negativamente a produtividade agrícola, eleva as perdas de nutrientes, matéria orgânica, água e solo pelo aumento do escoamento superficial. As perdas de solos acima do limite de tolerância levam ao surgimento de ravinas e voçorocas e intensificam o assoreamento, promovem o desequilíbrio das várzeas, ampliam as áreas de brejos, contaminam a cadeia trófica, além de elevar os custos diretos de produção (JOHNSON, 1987).

A TPS, no Brasil, é a partir dos métodos: 1) de Lombardi Neto e Bertoni (1975), que pondera a profundidade efetiva, a densidade do solo, e a relação textural entre os horizontes B e A; 2) de Galindo e Margolis (1989), que utiliza, além das variáveis citadas, o grau de permeabilidade do solo e o teor de matéria orgânica e 3) de Bertol e Almeida (2000), que é uma modificação do método proposto por Lombardi Neto e Bertoni (1975) pela introdução do teor de argila do horizonte A. O modelo de Bertol e Almeida (2000) é o que mais utilizado em recentes pesquisas, sendo representado pela equação:

$$\text{TPS} = h r_a m p 1.000^{-1}$$

Em que: **TPS** = tolerância de perda de solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); **h** = profundidade efetiva do solo (mm), limitada a 1.000 mm; **r_a** = relação que expressa, conjuntamente, o efeito da relação textural entre os horizontes B e A e do teor de argila do horizonte A; **m** = fator que expressa o efeito da matéria orgânica na camada de 0-20 cm do solo; **p** = fator que expressa o efeito da permeabilidade do solo e 1.000 = constante que expressa o período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de espessura.

2.8 - USO DO GEOPROCESSAMENTO COMO TÉCNICA DE OBTENÇÃO E ANÁLISE DE DADOS

As geotecnologias possibilitam o armazenamento e representação de informações em ambiente computacional, prática conhecida como Geoprocessamento, que em linhas gerais caracteriza-se como “tecnologia, ou mesmo um conjunto de tecnologias, que possibilita à manipulação, a análise, a simulação de modelagens e a visualização de dados georreferenciados” (FITZ, 2008).

Para discorrer sobre o Geoprocessamento é necessário alertar para algumas diferenças entre geoprocessamento e SIG (Sistema de Informação Geográfica), pois vêm sendo utilizados erroneamente como sinônimos quando, na verdade, são complementares.

O geoprocessamento representa o conjunto de tecnologias que utiliza as bases de diversas ciências (Geociências, Cartografia, Matemática, Estatística, Informática, etc.) para gerar e disponibilizar informações para o processo decisório, tanto no nível de planejamento, como de execução de ações de gestão ambiental (BURROUGH, 1994). Do ponto de vista operacional, a utilização de um SIG pressupõe a existência de um banco de dados georreferenciados, com a manipulação condicionada ao uso de um Sistema Gerenciador de Banco de Dados. Tal sistema deve ser estruturado de forma que os dados possam ser relacionados a partir de vínculos com códigos identificadores. No caso do SIG, os dados ficam vinculados a dados espaciais a partir de arquivos digitais gráficos (MARTINS, 2009).

3. REFERÊNCIAS

ACIESP (Academia de Ciências do Estado de São Paulo). **Glossário de Ecologia**. 1Ed. Publicação ACIESP nº 57.1987.

AHRENS, R.J.; ARNOLD, R.W. **Soil taxonomy**. In: SUMNER, M.E. (Ed.). Handbook of Soil Science, CRC Press, Washington, DC. p. 117-135, 2000.

ALMEIDA, J. R.; ARAUJO, G. H. S.; GUERRA, A. J. T. **Gestão Ambiental de Áreas Degradadas**. 7. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011. p.320.

ANDRADE, H.; ALVES, H. M. R.; VIEIRA, T. G. C.; RESENDE, R. J. T. P. de; ESTEVES, D. R.; ROSA, E. R. **Diagnóstico ambiental do Município de Lavras com base em dados do meio físico: III – Estratificação em classes de declive**. Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Poços de Caldas, MG, v. 4, 1998. p. 356-359.

ASSAD, M.L.L., HAMADA, E., CAVALIERI, A. **Sistemas de Informações Geográficas: Aplicações na Agricultura**. Parte 2: Aplicações em Geoprocessamento. 2.ed. Brasília: Embrapa - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1998, p.192-229.

AYER, J.E.B.; OLIVETTI D, MINCATO R.L; SILVA M.L.N. **Erosão hídrica em Latossolos Vermelhos Distróficos**. Pesquisa Agropecuária Tropical, Goiânia, v. 45, n. 2, p 180-191,2015. doi: 10.1590/1983-40632015v4531197.

AYER, J. E. B. **Estimativa da Erosão Hídrica na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Município de Alfenas – MG, a partir da Equação Universal de Perdas de Solos Revisada**. 2014. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2014.

BERTOL, I. et al. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico Alumínico Léptico, determinada sob Chuva Natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). **Revista**

Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 26, n. 2, 2002, p. 465-471.

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, 2000, p. 657-668.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8.ed. São Paulo: Ícone, 2012, p. 355.

BIGARELLA, J. J. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Contribuições de BECKER, R. D.; SANTOS, G. F. Vol. 01. Ed. UFSC. 1994.

BIGARELLA, J. J. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Contribuições de CARVALHO, C.M; HERRMANN M L, P.; SANTOS, G. F.; COUTINHO, J, B,L.; MENDONÇA, M.; PASSOS, E.; BECKER, R, D. Vol. 02. ed. UFSC. 1996.

BIGARELLA, J. J. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Contribuições de CARVALHO, C.M; HERRMANN M L, P.; SANTOS, G. F.; COUTINHO, J, B,L.; MENDONÇA, M.; PASSOS, E.; BECKER, R, D, SALAMUNI, e SUGUIU,K Vol. 03. Ed. UFSC. 2003.

BIGARELLA, J. J. **Visão integrada da problemática da erosão**. Livro guia, In: 3º Simpósio nacional de controle de erosão Maringá Pr. Curitiba. Associação de Defesa e Educação Ambiental e Associação Brasileira de Geologia de Engenharia. 1985, p.329.

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

BRASIL. **LEI Nº 6.225, de 14 de Julho de 1975**. Ministério da Agricultura, Brasil, 1975. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6225.htm>. Acesso em 23 nov. 2016.

BRASIL. **LEI Nº 8.171, de 17 de Janeiro de 1991**. Política Agrícola do Brasil, 1991. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8171.htm>. Acesso em 23 nov. 2016.

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

BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos da região sob influência do reservatório de Furnas**. Boletim Técnico nº 13 do Serviço Nacional De Conservação dos Solos. Rio de Janeiro: Brasil, 1962, p. 462.

BURROUGH, P. **Principles of geography information systems for land resources assessment**. Oxford: Clarendon Press, 1994.

CABEDA, M. S. V. **Degradação física e erosão do solo**. In: Simpósio de Manejo do Solo e Plantio Direto no Sul do Brasil. 1º Simpósio de Conservação de solos do Planalto. Passo Fundo. Anais... Faculdade de Agronomia. 1984. p. 28-33

CÂNDIDO, B. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; BATISTA, P. V. G. Erosão Hídrica Pós-Plantio em Florestas de Eucalipto na Bacia do Rio Paraná, no Leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 5, p. 1565-1575, Sept. /Oct. 2014.

CARVALHO, José Camapum de; LIMA, Marisaides Cruz; MORTARI, Diógenes. **Considerações Sobre Prevenção e Controle de Voçorocas**. VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão. Goiânia- GO, 03 a 06 de maio de 2001.

CARVALHO, M. P. LOMBARDI NETO. Índice de erosividade da chuva e enxurrada correlacionados com as perdas de solo e determinação da erosividade em um latossolo roxo distróficos de Campinas (SP). In: **Revista Brasileira Ciência do Solo**. 17: 1993. p.445-450.

CARVALHO, M. S.; PINA, M. F.; SANTOS, S. M. **Conceitos básicos de sistemas de informação geográfica e cartografia aplicados à saúde**. Brasília. Ministério da Saúde. RIPSAs. 2000, p.124.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro. CPRM. 1994, p.372.
CARVALHO, R.; SILVA, M. L. N.; AVANZI, J. C.; CURI, N.; SOUZA, F. S. Erosão hídrica em Latossolo Vermelho sob diversos sistemas de manejo do Cafeeiro no Sul de Minas Gerais. In: **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1679-1687, 2007.

DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. de A.; AZEVEDO, A. C. de.; MIGUEL, P.; SANA, R. S. **Correspondência entre o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999), WRB (ISSSWG RB, 1998) e o Soil Taxonomy (USDA, 1999) para as principais unidades de solos do Rio Grande do Sul**. Centro de Ciências Rurais – UFSM. Informe Técnico, nº 10, Santa Maria – RS, 2004.

EDUARDO, E. N.; CARVALHO, D. F.; MACHADO, R. L.; SOARES, P. F. C.; ALMEIDA, W. S. Erodibilidade, Fatores Cobertura e Manejo e Práticas Conservacionistas em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob Condições de Chuva Natural. In: **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, 2013, p. 796-803.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011, p.230.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2013, p. 353.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Soil Map of the World. 1: 5.000.000**. Paris, UNESCO, v.1. 1974.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food and production**. Roma, 2005.

- FERREIRA, P. H. M. **Princípios de manejo e de conservação do solo**. São Paulo. Nobel. 1981,p.135.
- GALETI, P. A. **Práticas de controle à erosão**. Campinas. Instituto Campineiro de Ensino Agrícola. 1984, p.279.
- GLOOBEVNIK, L., HOLJEVIC, D., PETKOVSEK, G., RUBINIC, J. Applicability of the Gavrilovic method in erosion calculation using spatial data manipulation techniques. In: **The International Association of Hydrological Sciences (IAHS)**, n.279, Sapporo, Japan, 2003.
- GUERRA, A.J.T., COELHO, M.C.N., MARÇAL, M.S. 1998. Açailândia: Uma Cidade Ameaçada pela Erosão. In: **Revista Ciência Hoje**, Campinas v. 23, n. 138, p.36-45.
- HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hidrologic quantitative morphologi. Bulletin of the Geological Society of America, 56. 1945. p. 275-310.
- FLORES, J. P. C.; ANGHINONI, I.; CASSOL, L. C.; CARVALHO, P. C. F.; LEITE, J. G. D. B.; FRAGA, T. I. Atributos físicos do solo e rendimento de soja em sistema plantio direto em integração lavoura-pecuária com diferentes pressões de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 771-780, 2007.
- IUSSSW RB, International Society of Soil Science Working Group RB. **World Reference Base for Soil Resources 2014 - update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. World Soil Resources Reports, n° 106, FAO, Rome. 2015.
- LAFLEN, J.M.; LANE, L.J.; FOSTER G.R. WEPP: a next generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil Water Conservation**. Fort Collins, v. 46, n. 1, 1991. p. 34–38.
- LEPSCH, I. F. **Solos formação e conservação**. ed. Melhoramentos. 2. Ed. 1977. 19 lições de pedologia 2011.
- LIMA, H M. **Introdução à Modelação Ambiental: Erosão Hídrica**. Funchal (Portugal), 2010.
- LOMBARDI Neto, F., MOLDENHAUER, W.C., 1992. **Erosividade da chuva**: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. *Bragantia*, v.51, p 189 – 196.
- LORANDI, R.; TAKEMOTO, F.; SALVADOR, N.N.B.; TORRESAN, F. E. Carta de potencial à erosão laminar da parte superior da Bacia do Córrego do Monjolinho (São Carlos, SP). In: **Revista Brasileira de Cartografia**, Uberlândia n° 53, dez., 2001, pp. 111-117.
- MAGALHÃES, R. A. Erosão: **Definições, Tipos e Formas de Controle**. VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão. Goiânia- GO, 03 a 06 de maio de 2001.

MELLO, G., BUENO, C. R. P., PEREIRA, G. T.. Variabilidade espacial de perdas de solo, do potencial natural e risco de erosão em áreas intensamente cultivadas. In: **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.2, 2005, p.315–322.

MORGAN, R.P.C.; NEARING, M.A. **Handbook of Erosion Modelling**. West Sussex, UK: Wiley-Blackwell, 2011, p.398.

NEEDELMAN, B. A. What Are Soils? **Nature Education Knowledge**, v. 4, n. 3, 2013. Disponível em <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/what-are-soils-67647639>. Acesso em: mar. 2015.

NOLLA, D. **Erosão do solo**. Porto Alegre. Secretaria da Agricultura, Diretoria Geral. 1982, p. 412.

OLIVEIRA, S. B. P. de, LEITE, F. R. B. **Aptidão Agrícola das Terras da Folha SB.24-Y-A-III-2- Parambu Utilizando Sistemas de Informações Geográficas**. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil. INPE, 1996. p. 27-32.

OLIVETTI, D.; MINCATO, R. L.; AYER, J. E. B.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. Spatial and Temporal Modeling of Water Erosion in Dystrophic Red Latosol (Oxisol) Used for Farming and Cattle Raising Activities in a Sub-Basin in the South of Minas Gerais. In: **Ciência e Agrotecnologia**. Lavras, v.39, n.1, p. 58-67, 2015.

PÉREZ, M.; CARREÑO, R. Descripción de Las Características Generales de cada Indicador (IUGS). Traducción al español y revisión (2002). In: **Commission on Geological Sciences for Environmental Planning (COGEOENVIRONMENT)**. Working Group on Geoindicators, cap. 1, 1995, p.10-20.

POLIZER, M. **Material de apoio da disciplina de Áreas Degradadas**, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2004.

PRUSKI, F.F. **HIDROS: dimensionamento de sistemas hidroagrícolas**. 1ª Ed. UFV, Viçosa, MG, 2006. 259p.

REICHARDT, K. **Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera**. 3ª ed. Piracicaba: publicação especial do Centro de Energia Nuclear na Agricultura, USP, 1975.

RENARD K.G.; FOSTER G.A.; WEESIES D.A.; MCCOOL D.K.; YODER, D.C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. Washington, DC: USDA, Agriculture handbook n. 703, 1997.

RENSCHLER, C. S.; HARBOR, J. Soil erosion assessment tools from point to regional scales—the role of geomorphologists in land management research and implementation. In: **Geomorphology**, v. 47, n. 2-4, 2002, p. 189–209.

RESENDE, M., CURI, N., RESENDE, S. B. de, CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. Viçosa: Núcleo de Estudo de Planejamento e Uso da terra (NEPUT). 2. ed. 367., 1997. p. 290.

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

SALOMÃO, F. X. T. Controle e prevenção dos processos erosivos. In: GUERRA A. J. T. et al. (org.) **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro. Bertrand, 1999, p.340.

SILVA, A.M. Rain fall erosivity map for Brazil. **Catena**. Amsterdam, v.57, n.3, 2004, p.251-259.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2007, p.153.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M.; FERREIRA, D. F. Proposição de modelos para estimativa da erodibilidade de Latossolos brasileiros. In: **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 12, 1999, p. 2287-2298.

SILVA, S. A.; LIMA, J. S. S.; OLIVEIRA, R. B.; SOUZA, G. S.; SILVA, M. A. Análise espacial da erosão hídrica em um latossolo vermelho amarelo sob cultivo de café conilon. In: **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 38, n. 4, 2007, p. 335-342.

USDA, United States Department of Agriculture. **Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting**. Natural Resources Conservation Service. Soil Surveys Staff. Agriculture Handbook. Ed. 10, n. 436, 2006, p.341.

VIEIRA, M. J. Manual Técnico do Subprograma de Manejo e Conservação do Solo. In: **Rev. Paraná Rural**. Secretaria da Agricultura e do Abastecimento. 2. ed. Curitiba: SEAB, 1994, p.53-60

WISCHMEIER, W. H; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning**. Supersedes Agriculture Handbook. Washington, United States Department of Agriculture, 1978, p. 58. (Lepsch,1977; Guerra, 1999).

WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D. **Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning**. Agriculture Handbook No. 537.US Department of Agriculture Science and Education Administration, Washington, DC, USA. 1978, p.163.

PARTE 2

Artigo científico elaborado de acordo com as normas da revista ***Brazilian Archives of Biology and Technology***.

SOIL LOSSES ESTIMATES BY WATER EROSION IN HYDROGRAPHIC SUBBASINS LOCATED AT SERRA DA MANTIQUEIRA, MINAS GERAIS STATE

Abstract

Water erosion is one of the main degradation processes of tropical soils. In steepest areas with coffee cultivation, the erosion rates are intensified and could reach levels above the Soil Loss Tolerance Limits (T). Thus, the objective of this work was to evaluate the susceptibility to water erosion in steepest areas under predominant coffee cultivation using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and compare the results to the Soil Loss Tolerance limit. The research was carried out at the Ribeirão José Lúcio subbasin located in Conceição do Rio Verde Municipality and the Ribeirão São Bento sub-basin located in Cambuquira Municipality, both in Minas Gerais state, Brazil. The parameters involved in the RUSLE and T calculations were determined from the physical and edaphoclimatic characteristics of the subbasins. The total soil loss of the Ribeirão São Bento subbasin was 1032.05 Mg ha⁻¹ year⁻¹, while the Ribeirão José Lúcio subbasin present an erosion rate of 5.014 94 Mg ha⁻¹ year⁻¹ with 13.16% and 7.90% of the area above the T limits, respectively. We found the highest losses in steepest and exposed soil areas, which should be prioritized in the adoption of conservation management practices, seeking to minimize water erosion, and ensuring the long-term sustainability of agricultural production. The RUSLE model is a fast, simple, and inexpensive tool that contributes to the assessment of soil conservation in hydrographic subbasins.

Keywords: Erosion Modelling, Soil Loss Tolerance, Revised Universal Soil Loss Equation

1. INTRODUCTION

Soils are essential for food production and various other ecosystem goods and services, including climate regulation and nutrient cycling¹. Water erosion is one of the main processes of tropical soil degradation and causes organic matter and nutrients losses, compromising the provision of soil ecosystem services²⁻³. According to Lal⁴, 1 billion hectares worldwide have already been affected by the erosion process, of which 70% are severely compromised⁴.

Empirical-statistical models were developed and improved to evaluate and quantify water erosion⁵. These models include the Universal Soil Loss Equation (USLE)⁶ and the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)⁷. RUSLE has a simple application⁸ and can be adapted to new geographical and climatic conditions. Moreover, combined this model with geographic information systems (GIS), it is possible to assess the spatial distribution of soil losses and identify areas most susceptible to erosion. Furthermore, soil losses can be compared with the soil loss tolerance (T) limits, which represent the maximum erosion rate that allows sustainable agricultural production⁶.

Coffee is the main agricultural crop in southern Minas Gerais, with economic and social prominence. Coffee plantations are concentrated in steepest areas that are more vulnerable to water erosion. However, few studies evaluate the dynamics of the erosive process in these areas. Thus, the objective of this work was to evaluate the susceptibility to water erosion in steepest areas under predominant coffee cultivation using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and compare the results to the Soil Loss Tolerance limit.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area

The research was carried out at the Ribeirão José Lúcio subbasin located in Conceição do Rio Verde Municipality, coordinated 473000 at 477000 m W and 7581000 at 7584000 m S, and the Ribeirão São Bento sub-basin located in Cambuquira Municipality, coordinates 479000 to 484000 m W and 7570000 to 7575000 m S, Datum SIRGAS 2000, zone 23K UTM, both in southern Minas Gerais state, in the Serra da Mantiqueira, Brazil (Figure 1).

According to the Köppen, the climate is classified as humid mesothermal, tropical of altitude subtype (CwB), with an average temperature of 20 °C and precipitation between 1,480 to 1,700 mm⁹. In both areas, coffee production is the main agricultural activity (Figure 1).

The elaboration of the land use map was realized using the cartographic base with the crops mapped by Ipanema Agrícola SA (Ipanema Coffees), and Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) satellite images, bands 2, 3 and 4, corresponding to Orbit / Point 219/75 from Imaging Division (DIDGI) ¹⁰. The images were compositing in ArcGIS 10.2 software, and the accuracy was verified in field surveys, with a 95% accuracy rate. The occupancy rates of the land-use classes are present in Table 1. Altitudes range from 893 to 1339 m and 849 to 1096 m for the Ribeirão José Lúcio and Ribeirão São Bento subbasins, respectively (Figure 2). The digital elevation model (DEM), with a spatial resolution of 12.5 m, was elaborated from the contours extracted from the topographic chart of Varginha ¹¹ and São Lourenço ¹², with the ArcGIS 10.2 Topo to Raster tool ¹³.

The slope map was generated (Figure 2) using the DEM by the ArcGIS 10.2 Slope tool ¹³. The relief units were classified according to Embrapa ¹⁴, in flat (0-3%), slightly rolling (3-8%), rolling (8-20%), strongly rolling (20-45%) and mountainous (45-75%) relief. In both subbasins, there was a predominance of rolling and strongly rolling relief (Figure 2).

The digital soil map (Figure 3) was elaborated from the Minas Gerais State Soil Map in the ArcGIS 10.2 software, on a scale of 1: 650.000 ¹⁵, mutually with field surveys. We considered the relief as a base attribute of soil differentiation ¹⁶.

The soils of the Ribeirão São Bento and Ribeirão José Lúcio subbasins were classified as a Dystrophic Red Latosol in flat to slightly rolling (LVd1), rolling (LVd2), strongly rolling (LVd3) reliefs; Cambisol (CX1) in mountainous relief, and *indiscriminate floodplain soils* (IFS) (Table 2).

2.2 Field sampling

Soil samples were collected based on land use and relief classes in 9 points at the Ribeirão José Lúcio subbasin and 18 points at the Ribeirão São Bento subbasin (Figure 2). We collect three types of samples on the surface (0 to 20 cm) and subsurface (20 to 40 cm) soil layers: disturb, undisturbed by the clod method, and undisturbed with a cylindrical sampler (volume 92.53 cm³ and depth 5 cm).

The following analyses were performed: particle size distribution with and without NaOH⁷⁻¹⁸; organic matter (MO) by oxidation with Na₂Cr₂O₇ 2 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 5 mol L⁻¹; pH with KCl and CaCl₂ - 1: 2.5 ratio; sum of exchangeable bases (SB); soil density by the volumetric ring method; cationic exchange capacity at pH 7.0 (CEC-T) and effective cationic exchange capacity (CEC-t); aluminum saturation index (m), remaining phosphorus (P-rem), exchangeable Ca-Mg-Al with 1 mol L⁻¹ KCl extractor, H + Al with SMP extractor; available phosphorus (P) by the colorimetric method using ascorbic acid; base saturation index (V%)¹⁹, flocculation index and water dispersed clay by the pipette method; aggregate stability with weighted average diameter (MPD) and geometric mean diameter (DMG) calculation by wet sieving method and soil porosity with total pore volume calculation ¹⁴. The soil permeability variable was obtained in the field, from three replicates for each soil class ¹⁹ with a Mini Disk Decagon Devices infiltrometer adjusted for the suction rate of 2 cm¹⁹. The moist color was visually classified according to the Munsell classification ²⁰.

2.3 Revised Universal Soil Loss Equation

Soil loss rates at the study subbasins were calculated by the RUSLE (Equation 1) ⁷.

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (\text{Equation 1})$$

Where: A is a mean annual soil loss, Mg ha⁻¹ year⁻¹; R is the rainfall erosivity factor, MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹; K is the soil erodibility factor, Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹; LS is the topographic factor expressing slope and ramp length (dimensionless); C is the factor for land use and management (dimensionless), and P is the factor for conservation practices (dimensionless) ⁶.

The R factor was obtained from the rainfall erosivity map for the southern Minas Gerais state, with values ranging in the two areas from 5,145 to 7,776 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹ with an average of 6,500 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹.

The R factor was obtained from the rainfall erosivity map for the southern Minas Gerais state, with values ranging in the two areas from 5,145 to 7,776 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹ with an average of 6,500 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹ ²¹. The R factor was obtained from the rainfall erosivity map for the southern Minas Gerais state, with values ranging in the two areas from 5,145 to 7,776 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹ with an average of 6,500 MJ

mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹. The K factor represents soil resistance to erosion. To the Cambisol this parameter was calculated by the indirect method of Bouyoucos¹⁷ (Equation 2) and to the Latosols by the indirect method of Silva²² (Equation 3).

$$K = [(\% \text{ sand} + \% \text{ silt}) / (\% \text{ clay})] / 100 \text{ (Equation 2)}$$

Where: K: average soil erodibility (Mg ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹); % sand, % silt, and % clay = percentages of the respective fractions of horizon A. The description and parameter values of Equation 2 are described in Table 3.

$$Y = -3,89 \times 10^{-2} + 5,11 \times 10^{-3} X_{14} - 1,25 \times 10^{-2} X_{15} + 5,41 \times 10^{-3} X_{16} - 7,27 \times 10^{-3} X_{18} + 5,33 \times 10^{-2} X_{33} + 3,21 \times 10^{-5} X_{34} - 5,66 \times 10^{-5} X_{36} + 8,33 \times 10^{-4} X_2 - 1,17 \times 10^{-2} X_4 + 1,53 \times 10^{-2} X_{13} \text{ (Equation 3)}$$

The description and parameter values of Equation 3 are described in Table 4. The values of the variables were obtained based on soil samples collected from the native forest.

The LS topographic factor was estimated according to Moore and Burch²³ in the ArcGIS 10.2 software (Equation 4) from the DEM using the Raster Calculator tool. The model was efficient in determining LS, with higher factor values associated with steep slopes and more intense flows. The LS factor range from 0 to 238, with an average of 16.44 and 0 to 617, with an average of 7.28, for the Ribeirão São Bento and Ribeirão José Lúcio subbasins, respectively.

$$LS = \left(\text{Slope Length} \cdot \frac{12.5}{22.13} \right)^{0.4} \cdot \left(0.01745 \cdot \frac{\text{Slope in Degree}}{0.0896} \right)^{1.4} \cdot 1.4 \text{ (Equation 4)}$$

Where: LS = topographic factor (dimensionless); 12.5 = DEM cell size.

We consult the specialized literature to determine the C and P factors. Areas with exposed soil present the highest C values, followed by eucalyptus cultivated down the hill, coffee, degraded pasture, facilities, indiscriminate floodplain soils, and native forest (Table 6). The higher P factor was found in degraded pasture and exposed soils, while the lowest value found in the native forest was due to the dense vegetation cover (0.01). Coffee presents a P factor of 0.50 due to conservationist practices.

2.4 Validation

Validation of soil loss estimates was performed by monitoring the annual sediment transport, according to Beskow³⁰. For this purpose, data of total solids in water and respective flow monitored from 1997 to 2010 by two hydrosedimentological stations operated by the Minas Gerais Institute for Water Resources Management (IGAM), located in the municipalities of Cambuquira (MG 473138 W and 7581539 S), and Conceição do Rio Verde (MG, 490706 W and 7572704 S). Next, the annual sediment transported was calculated taking into account the subbasins flow and the daily data flow obtained from the National Water Agency (ANA).

The annual sediment transported was compare with the Sediment Delivery Ratio (SDR), which represents the eroded soil fraction that reaches the water bodies. The SDR value is determined according to Equation 5.

$$SDR = 0.473 \cdot (0,00386102 \cdot A)^{-0.125} \text{ Equation 5}$$

Where: A = basin drainage area (ha).

2.5 Soil Loss Tolerance (T)

The soil loss tolerance (T) was calculated according to Equation 6 proposed by Bertol and Almeida³¹.

$$T = h \cdot r_a \cdot m \cdot p \cdot Ds \cdot 1000^{-1} \text{ (Equation 6)}$$

Where: T is the soil loss tolerance ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); h is the effective soil depth (cm), limited to 100 cm; r_a is the ratio that expresses, mutually, the effect of the textural relationship between the horizons B and A and the clay content of the horizon A; m is the factor that expresses the organic matter content in the 0 - 20 cm soil depth; p is the soil permeability factor; D_s is the soil density (kg dm^{-3}); and 1.000 is the constant that represents the time period required to wear a soil layer of 1000 mm depth.

Latosols and Cambisols of the study area present an effective soil depth (h) of 1000 mm and 800 mm, respectively. The other parameters were determined according to Bertol and Almeida ³¹, using the soil analyses results. Soil permeability was classified according to Soil Survey Division Staff ³² using the texture and the soil structure degree. Both subbasins present a r_a of 1 and an m and p of 0.7, with soil permeability classified as slow. Soil density was 1.23 kg dm^{-3} and 1.21 kg dm^{-3} for Ribeirão Jose Lucio and Ribeirão São Bento subbasins, respectively.

3. RESULTS AND DISCUSION

The total soil loss of the Ribeirão São Bento subbasin was $1032.05 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, while the Ribeirão José Lúcio subbasin present a loss of $5.014 \text{ 94 Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The sediment delivery ratio (SDR) was 0.045 and 0.38 indicating that 45% and 38% of eroded sediments in the respective Ribeirão São Bento and Ribeirão José Lúcio subbasins reach the water bodies. Thus, considering the SDR, the average soil loss estimated by RUSLE was 1.41 and $1.22 \text{ Mg year}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (Table 6).

We found errors of $0.19 \text{ Mg year}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (15.57%) and $0.25 \text{ Mg year}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (19, 82%) comparing RUSLE results with the annual sediment transported calculated using field data (Table 6). According to Pandey ³³, errors smaller than 20% allow the validation of the water erosion models. Thus, the results generated by RUSLE presented satisfactory efficiency.

Areas with exposed soil and steepest slopes present the highest soil loss rates in both subbasins (Figure 4). The sediment generation rates in each soil use class shown that the Cambisols has a higher susceptibility to erosion compared to Latosols ³¹ (Table 7).

The soil loss rate estimated in the native forest was $0.01 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, similar to Silva ³⁴ that found soil loss rates range from 0.01 to $0.38 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, in a native forest at the Rio Grande do Sul state. The low losses in native forests is due to natural conservation and the protection afforded to the soil by dense vegetation and litter.

Coffee areas presented average soil loss rates of 4.50 and $5.71 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for the Ribeirão São Bento and Ribeirão José Lucio subbasins, respectively. The highest erosion rates in coffee were found in young plant areas when the soil cover by coffee trees is low ³⁵. The results obtained were lower than the values observed by Silva ²² ($10.98 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}$) for Dystrophic Red-Yellow Latosol. This results are due to the conservation practices adopted in the coffee areas, with consequent lower P factor value (0.5).

Eucalyptus presented the highest soil loss rate among the land use classes (Table 7), due to the young age of plants, which provides a low vegetation cover and protection against erosion. The T limits determined for the Ribeirão São Bento and the Ribeirão José Lúcio subbasins were 8.3, 7.5, 7.1 and $6.7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and 6.5, 8.5, 7.5 and $5.5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for the LVd1, LVd2, LVd3, and CX1 soils, respectively. Ribeirão São Bento subbasin has 13.16% of the area with losses above T, while 7.9% of the Ribeirão José Lúcio subbasin area exceeded the T limits.

The T results obtained are below those found by Bertol and Almeida ³¹ for Latosols from Santa Catarina State (10.62 to $12.50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and São Paulo State ($9, 60$ to $15.00 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) according to Bertoni and Lombardi Neto ³⁶. This difference may be due to Bertol and Almeida's method ³¹ considering more attributes related to the soil formation factors in the T estimation.

Areas with soil losses above T should be prioritized in the adoption of conservation management practices, seeking to minimize water erosion, and ensuring the long-term sustainability of agricultural production. Better management practices such as terracing, level planting, and cover crops between the coffee lines could mitigate the erosion rates and decrease the runoff, consequently provide the conservation of watercourses, and improve the fertilizer use efficiency, which reduces the production costs³⁶.

Considering the importance of coffee growing in high altitudes and steep areas in the south of Minas Gerais state, the results showed that the adoption of conservationist management practices provide low soil loss rates and contribute to the sustainability of coffee production. The studied subbasins presented distinct values of soil loss susceptibility but similar characteristics in the places most susceptible to erosion. The RUSLE model

allowed the identification of areas with soil losses above the T limits, especially in steep areas with coffee cultivation. Thus, the model is an alternative tool for planning land use and management for sustainable agricultural systems.

4. CONCLUSION

Ribeirão São Bento and Ribeirão José Lúcio subbasins soil losses ranged from 0.01 to 28.45 Mg ha⁻¹ year⁻¹, with an average of 1.41 and 1.22 Mg year⁻¹, respectively. The average soil loss in the coffee cultivation areas was 5.1 Mg ha⁻¹ year⁻¹.

Revised Universal Soil Loss Equation modeling of water erosion showed higher losses rates in areas with steeper slopes and without conservation practices. The areas with soil loss above the tolerance limits should be a priority for the adoption of mitigation measures.

The RUSLE model is a fast, simple, and inexpensive tool that contributes to the assessment of soil conservation in hydrographic subbasins.

5. ACKNOWLEDGMENT

The authors thanks the Ipanema Agrícola S.A. (Ipanema Coffees) for logistical support and financing of the laboratory analyses, the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brazil (CAPES) – Finance Code 001, financed this study in part, the Department of Soil Science of the Federal University of Lavras – UFLA for the technical support and assistance in the soil analyses; to FAPEMIG, projects CAG-APQ 01053-15 and APQ 00802-18; to CNPQ, projects 306511 / 2017-7 e 202938 / 2018-2.

6. REFERÊNCIAS

- 1 - Greiner L, Kellera A, Grêt-Regameyb A, Papritz A. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*. 2017; 69:224-237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>.
- 2 - Bertol OJ, Rizzi NE, Bertol I, Roloff G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2007; 31: 781-792. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000400018>.
- 3- Olivetti D, Mincato RL, Ayer JEB, Silva MLN, Curi N. Spatial and temporal modeling of water erosion in dystrophic red Latosol (oxisol) used for farming and cattle raising activities in a sub-basin in the south of Minas Gerais. *Ciência e Agrotecnologia*. 2015; 39: 58-67. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542015000100007>.
- 4 - Lal R. Desertification and soil erosion. *Global Environmental Change*. 2014; 1: 369-378. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5784-4_7.
- 5- Amorim RSS, Silva DD, Pruski FF, Matos AT. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. *Engenharia Agrícola*. 2010; 30: 1046-1059.
- 6- Wischmeier WH, Smith DD. 1978 *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington DC, USDA-SCS. 57 p. U.S. Gov. Print. Office (Agricultural Handbook, 537). <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>.
- 7- Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., Yoder D.C. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington DC, USDA-SCS. 404 p. U.S. Gov. Print. Office (Agricultural Handbook, 703). <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/ruslech2.pdf>.
- 8- Avanzi JC, Silva MLN, Curi N, Norton LD, Beskow S, Martins S. G. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. *Ciência e Agrotecnologia*. 2013; 37: 427-434. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542013000500006>.
- 9- Sparovek G, Van-Lier QJ, Dourado-Neto D. Computer assisted Köppen climate classification: a case study for Brazil. *International Journal of Climatology*. 2007; 27: 257-266 <https://doi.org/10.1002/joc.1384>.

10- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019. SGI 2.5 Divisão de Geração de Imagens (DIDGI). SGI. Imagem Geosistemas, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. <http://www.dgi.inpe.br/catalogo/>. (Accessed 10 March 2019)

11- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 1979. *Carta Topográfica do Município de Varginha - Folha SF 23-V-D 1:250.000*. Rio de Janeiro, Secretaria de Planejamento da Presidência da República do IBGE, Diretoria de Geociência e Cartografia, Superintendência de Cartografia.

12- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 1971. *Carta Topográfica do Município de São Lourenço - Folha SF 23-Y-B-III-2 1:50.000*. Rio de Janeiro, Ministério do Planejamento e Coordenação Geral

13- Environmental Systems Research Institute (ESRI): ArcGIS Professional GIS for the desktop. Version 10.2 [software]. 2014. Available in: <https://www.esri.com/en-us/home>.

14 - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). 2011. *Manual de métodos de análises de solos*. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisas de Solos, Embrapa Solos, 230 p. https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Manual+de+Metodos_000fzvhotqk02wx5ok0q43a0ram31wtr.pdf.

15- Universidade Federal de Viçosa (UFV), Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais –(CETEC-MG), Universidade Federal de Lavras (UFLA), Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). 2010. *Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais: legenda expandida, escala 1:650000*. Belo Horizonte, FEAM, 49 p. <http://www.feam.br/>.

16- McBratney AB, Santos MLM, Minasny B. On digital soil mapping. *Geoderma*: 2003; 117: 3-52. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00223-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4).

17 - Bouyoucos GI. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. *Agronomic Journal*. 1962; 472: 464-46 <http://dx.doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>.

18 - Blake GR, Hartge KH. Methods of Soil Analysis. Part 1. In: Klute A, editor. *Physical and Mineralogical Methods*. Madison: Soil Science Society of America; 1986. p. 363-375. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c14>

19- Zhang R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Sci Soc Am. J.* 1997; 61: 1024–1030. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.0361599500610004000>.

20- Munsell Color Company. 2012. *Munsell soil color charts*. Catalog. Baltimore: Macbeth Division of Kollmorgen Corporation, 13 p.

21- Aquino RF, Silva MLN, Freitas DAF, Curi N, Mello CR, Avanzi JC. Spatial variability of the rainfall erosivity in Southern region of Minas Gerais State, Brazil. *Ciência e Agrotecnologia*. 2012; 36: 533-542 <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542012000500006>.

22- Silva MLN, Curi N, Ferreira MM, Lima JM, Ferreira DF. Proposição de modelos para estimativa da erodibilidade de Latossolos brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 1999; 34: 2287-2298. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X1999001200016>.

23- Moore ID, Burch GJ. physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society American Journal*. 1986; 50: 1294- 1298. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000050042x>.

24- Prochnow D, Dechen SCF, De Maria IC, CASTRO M. Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). *R. Bras. Ci. Solo*. 2005; 29: 91-98. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832005000100010>.

25- Roose E. J. Application of the Universal Soil Loss Equation of Wischmeier and Smith in West Africa. In: Greenland DJ, Lal R, editors. *Soil conservation and management in the humid tropics*. 1st ed. Chichester: John Wiley & Sons; 1977, p. 177-187

- 26- Silva BPC, Silva MLN, Batista PVG, Pontes LM, Araujo EF, Curi N. Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. *Ciência & Agrotecnologia*. 2016; 40: 432-442. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-70542016404013216>.
- 27- Oliveira AMM, Pinto SAF, LOMBARDI-NETO F. Caracterização de indicadores da erosão do solo em bacias hidrográficas com o suporte de geotecnologias e modelo preditivo. *Est. Geogr.* 2007; 5:63-86.
- 28- Lin, H. Hydopedology: towards new insights into interactive pedologic and hydrologic processes across scales. *Journal of Hydrology*. 2011; 406: 141-145. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.054>.
- 29- Martins SG, Silva MLN, Avanzi SG, Curi N, Fonseca S. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo. *Sci. For.* 2010; 38: 517-526
- 30- Beskow S, Mello CR, Norton LD, Curi N, Viola MR, Avanzi, JC. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*. 2009; 79: 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>.
- 31- Bertol I, Almeida JA. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2000; 24: 657-668. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832000000300018>.
- 32- Galindo ICL, Margolis E. Tolerância de perdas por erosão para solos do estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 1989; 13: 95-100. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000300001>.
- 33- Pandey A, Chowdary VM, Mal BC. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resour Manage.* 2007; 21: 729-746. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9061-z>.
- 34 - Silva AM, Schulz HE, Camargo PB. Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas. 2nd ed. São Carlos: RiMa, 2007.
- 35- Carvalho R, Silva MLN, Avanzi JC, Curi N, Souza FS. Erosão hídrica em Latossolo Vermelho sob diversos sistemas de manejo do Cafeeiro no Sul de Minas Gerais. *Ciência e Agrotecnologia*. 2007; 31: 1679-1687. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542007000600012>.
- 36- Bertoni J, Lombardi-Neto F. Conservação do solo. 8th ed. São Paulo: Ícone, 2012.

Table 1. Land use and occupation classes in the Ribeirão São Bento and Ribeirão José Lúcio subbasins.

Ribeirão São Bento			Ribeirão José Lúcio		
Land use	Area (ha)	Area (%)	Land use	Area (ha)	Area (%)
Access roads	19.88	5.97	Access roads	80.20	5.91
Facilities	1.17	0.35	Facilities	18.18	1.22
Coffee	147.74	43.55	Coffee	543.94	40.26
Native forest	94.46	27.82	Native forest	669.01	49.35
Pasture	75.95	22.31	Pasture	34.05	2.52
	----	----	Eucalyptus	23.18	1.72
TOTAL	332.92	100	TOTAL	1355.39	100

Table 2. Soil classes in the Ribeirão São Bento and Ribeirão José Lúcio subbasins.

Ribeirão São Bento			Ribeirão José Lúcio		
Soil classes	Area (ha)	Area (%)	Soil	Area (ha)	Area (%)
CX1	7.59	2.27	CX1	94.10	6.94
LVd1	20.86	6.26	LVd1	121.16	8.88
LVd2	108.11	32.47	LVd2	411.90	30.43
LVd3	151.56	45.55	LVd3	676.03	49.87
IFS	44.80	13.45	SIV	52.20	3.90
TOTAL	332.92	100	TOTAL	1355.39	100

CX1 = Haplic Cambisol; LVd1 = dystrophic red Latosol in a flat to slightly rolling relief;

LVd2 = dystrophic red Latosol in a rolling relief; LVd3 = dystrophic red Latosol in a strongly rolling relief;

IFS = *indiscriminate floodplain soils*.

Table 3. Soil resistance to erosion (K) to Cambisol, according to Equation 2.

Factor		Ribeirão São Bento				
		CX1 Horizon A	% sand	% silt	% clay	K
K	Erodibility		70	11	19	0.043
			Ribeirão José Lúcio			
		CX1 Horizon A	67	16	17	0.048

Cambisol (CX1).

Table 4. Soil resistance to erosion (K) to Latosols.

Parameters	Description	Ribeirão José Lúcio			Ribeirão São Bento		
		Soil Classes			Soil Classes		
		LV1	LVD2	LVD3	LVD1	LVD2	LVD3
Y	K	0.015	0.023	0.022	0.029	0.025	0.019
X ₂	CEC-T pH 7.0(cmol _c kg ⁻¹)	6.490	9.170	8.238	13.315	11.086	5.120
X ₄	pH = pH KCL - pH H ₂ O (dim)	-1.430	-0.710	-0.908	-0.820	-0.749	-0.753
X ₁₃	KI relation(dim)	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330	1.330
X ₁₄	MSM Munsell (dim)	2.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000
X ₁₅	drainage (dim)	4.000	4.000	4.000	4.000	4.00V0	4.000
X ₁₆	Structure degree (dim)	2.000	3.000	2.000	2.000	2.000	2.000
X ₁₈	Structure shape (dim)	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000
X ₃₃	(TPV) (dm ³ dm ⁻³)	0.628	0.608	0.607	0.600	0.619	0.645
X ₃₄	Flocculation index (dim)	0.545	0.614	0.508	0.400	0.353	0.273
X ₃₆	AS index (G KG ⁻¹)	97.673	93.600	93.600	110.300	108.579	108.358

dystrophic red Latosol in a flat to slightly rolling relief (LVd1), dystrophic red Latosol in a rolling relief (LVd2), dystrophic red Latosol in a strongly rolling relief (LVd3), cation exchange capacity (CEC), Dimensionless (dim), Moist Soil Matrix (MSM), total pore volume (TPV); Aggregate stability (AS).

Table 5. Land use and management (C) and conservation practice (P) factors for the Ribeirão São Bento and the Ribeirão José Lúcio subbasins.

Land use and occupation	Factor C	Source factor C	Factor P *
Coffee (3.95 x 0.55 m)	0.135	Prochnow ²⁴	0.50
Degraded pasture	0.100	Roose ²⁵	1.00
Native forest	0.001	Silva ²⁶	0.01
Floodplains soils	0.004	Oliveira ²⁷	0.00
Facilities	0.010	Lin ²⁸	0.00
Eucalyptus down the hill	0.300	Martins ²⁹	1.00
Exposed soil	1.000	----	1.00

*Valores de P obtidos de Bertoni e Lombardi Neto ³⁰ e Roose ²⁵.

Table 6. Soil loss estimate by RUSLE, annual sediment delivery and estimate errors.

Subbasin	Soil loss rate (Mg ha ⁻¹ year ⁻¹)	Annual sediment delivery (Mg ha ⁻¹ year ⁻¹)	Error (Mg ha ⁻¹ year ⁻¹ and %)
José Lúcio	1.41	1.22	0.19 (15.57)
São Bento	1.39	1.16	0,23 (19,82)

W_{yr} = Annual erosion; G_{yr} = real soil loss;

Table 7. Soil losses by the land use and occupation classes in the Ribeirão São Bento and the Ribeirão José Lucio subbasins.

Land use	Ribeirão São Bento			Ribeirão José Lucio		
	Area (ha)	Area (%)	Soil loss Mg ha ⁻¹ year ⁻¹	Area (ha)	Area (%)	Soil loss Mg ha ⁻¹ year ⁻¹
Facilities	1.17	3.35	0.00	10.01	0.73	0.24
Coffee	147.74	43.55	4.50	538.94	39.76	5.71
Access roads	19.88	5.86	6.27	80.20	5.91	6.33
Native forest	94.46	27.84	0.10	669.01	49.35	0.24
Pasture	75.95	22.31	0.21	34.04	2.51	3.01
Eucalyptus	-	-	-	23.18	1.71	18.24
Total	332.92	100	-	1355.39	100	-

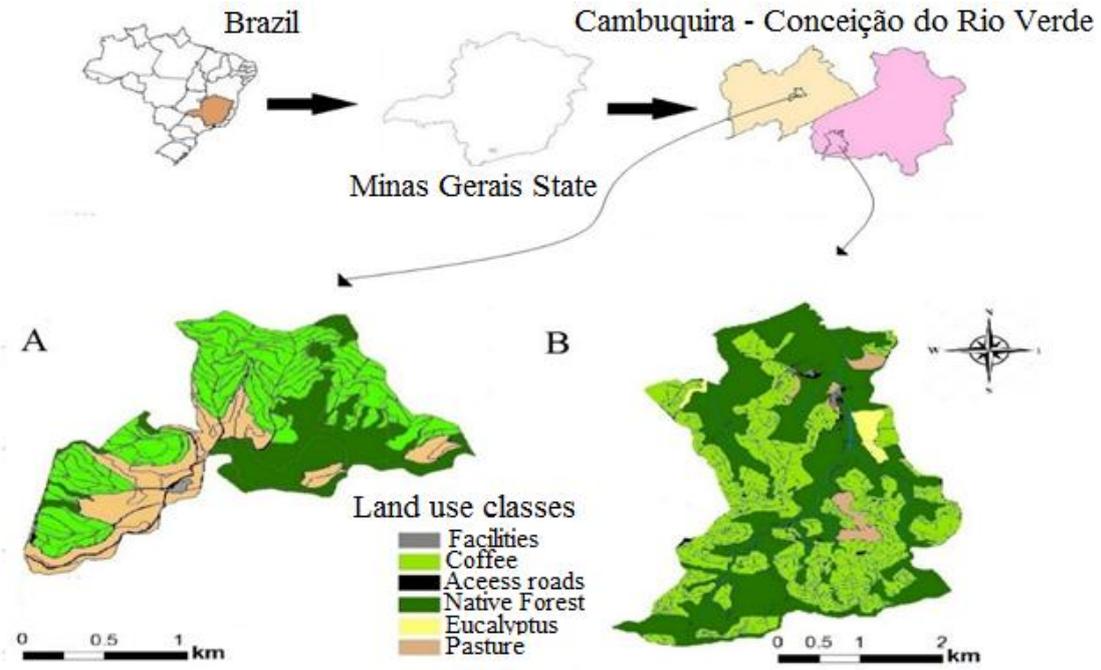


Figure 1. Location and land use and occupation maps in the Ribeirão São Bento (A) and Ribeirão José Lucio (B) subbasins in the respective Cambuquira and Conceição do Rio Verde municipalities, Minas Gerais state, Brazil.

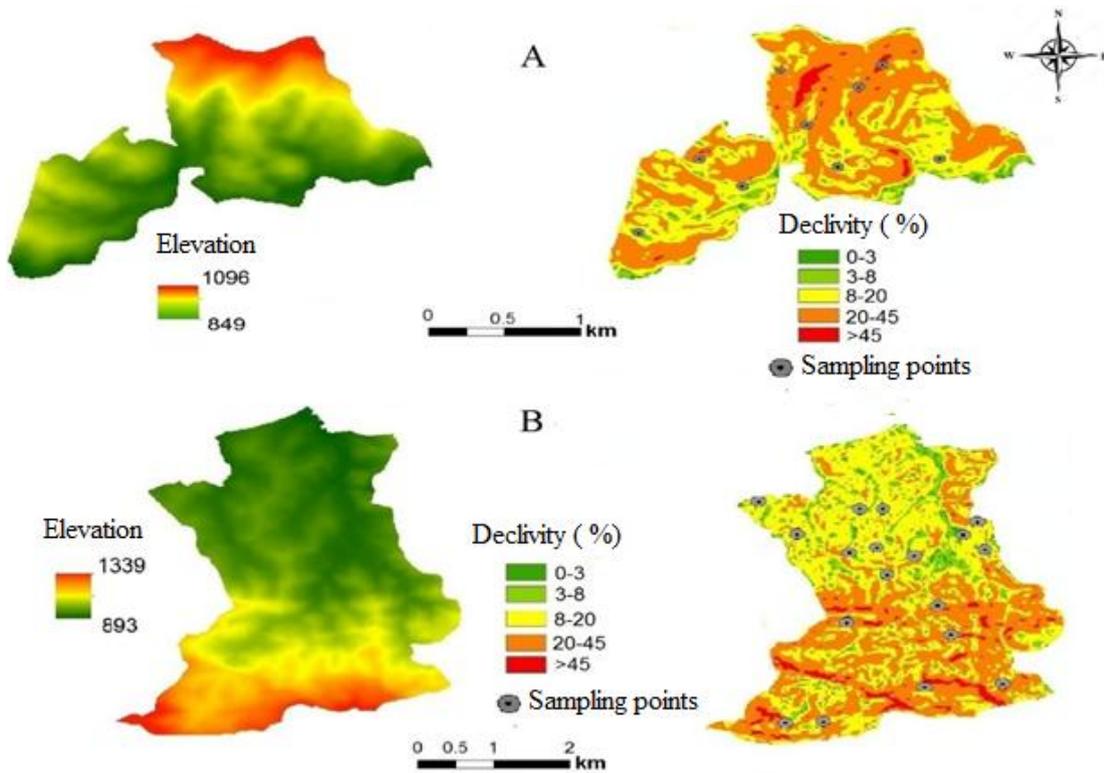


Figure 2. Digital Elevation Model (DEM) and Declivity maps in the Ribeirão São Bento (A) and Ribeirão José Lucio (B) subbasins in the respective Cambuquira and Conceição do Rio Verde municipalities, Minas Gerais state, Brazil.

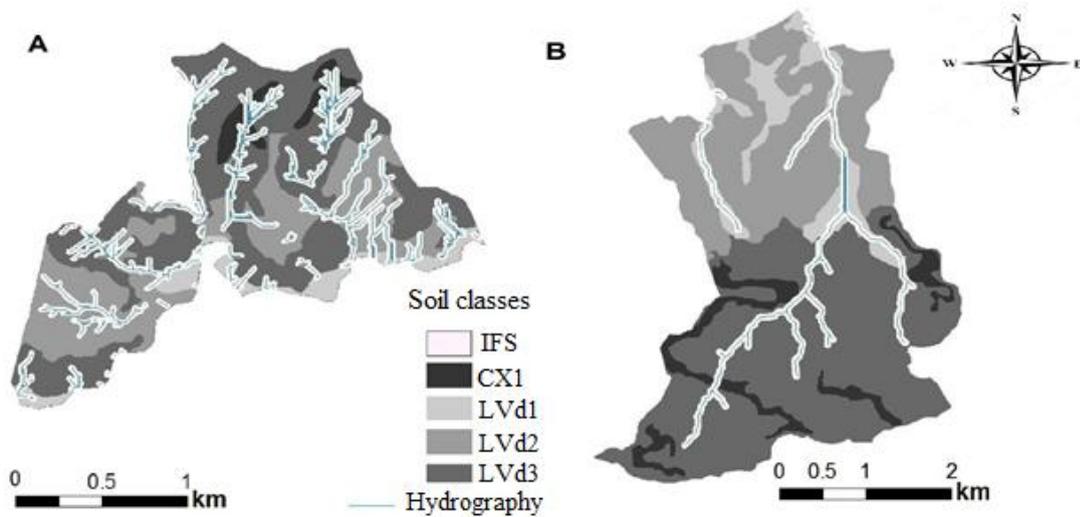


Figure 3. Digital soil maps: dystrophic red Latosol in a flat to slightly rolling relief (LVd1), dystrophic red Latosol in a rolling relief (LVd2), dystrophic red Latosol in a strongly rolling relief (LVd3), *indiscriminate floodplain soils* (IFS) and Haplic Cambisol (CX1) in the Ribeirão São Bento (A) and Ribeirão José Lucio (B) subbasins in the respective Cambuquira and Conceição do Rio Verde municipalities, Minas Gerais state, Brazil.

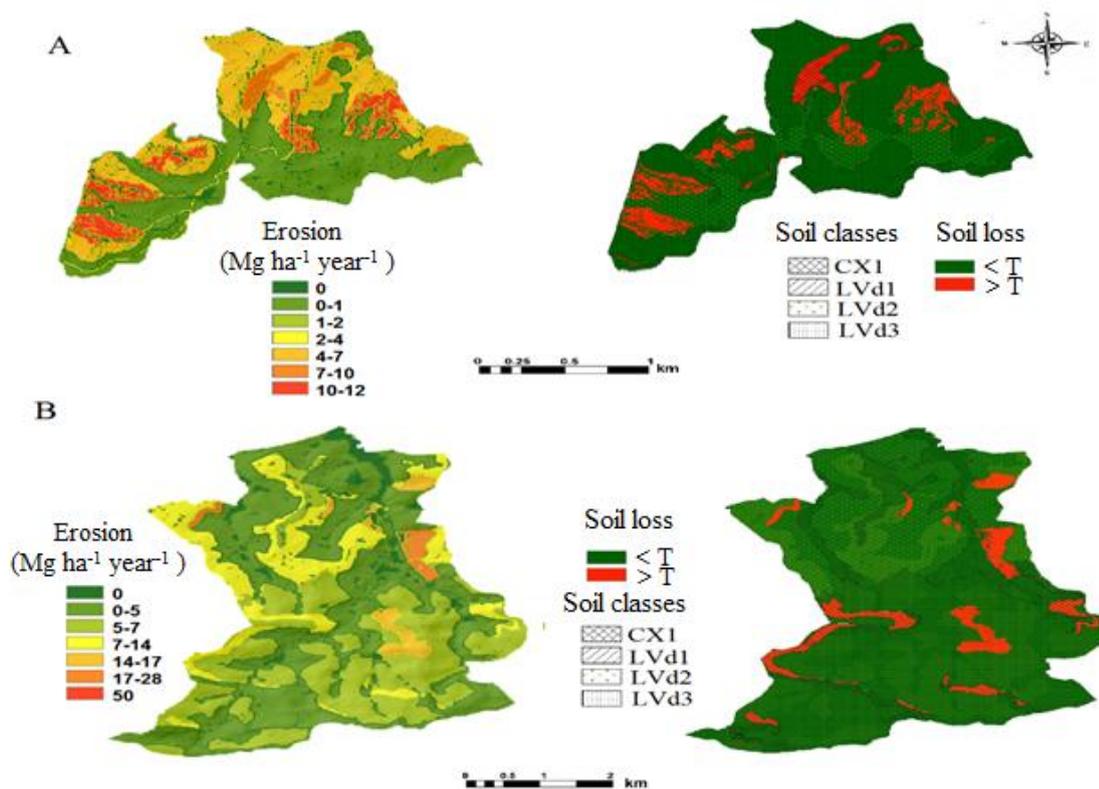


Figura 4. Soil loss rates and Soil loss Tolerance (T) in the Ribeirão São Bento (A) and Ribeirão José Lucio (B) subbasins in the respective Cambuquira and Conceição do Rio Verde municipalities, Minas Gerais state, Brazil. Notes = dystrophic red Latosol in a flat to slightly rolling relief (LVd1), dystrophic red Latosol in a rolling relief (LVd2), dystrophic red Latosol in a strongly rolling relief (LVd3).