

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS – UNIFAL-MG

DIOGO OLIVETTI

MODELAGEM TEMPORAL E ESPACIAL DA EROSÃO HÍDRICA NA SUB-BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO CAÇÚS, ALFENAS, MG

ALFENAS/MG

2014

DIOGO OLIVETTI

**MODELAGEM TEMPORAL E ESPACIAL DA EROÇÃO HÍDRICA NA SUB-BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO CAÇÚS, ALFENAS, MG**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Concentração: Tecnologia Ambiental.

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

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

ALFENAS/MG

2014

Olivetti, Diogo.

Modelagem temporal e espacial da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas, MG / Diogo Olivetti. - 2014. 66 f. -

Orientador: Ronaldo Luiz Mincato
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2014.
Bibliografia.

1. Ciências do solo. 2. Conservação do solo. 3. Uso do solo.
4. Erosão do solo. 5. Solo - Degradação. I. Mincato, Ronaldo Luiz.
II. Título.

CDD: 631.45



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental

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/ppgecomambiental/



DIOGO OLIVETTI

**“MODELAGEM TEMPORAL E ESPACIAL DA EROÇÃO HÍDRICA NA SUB-
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO CAÇUS, ALFENAS - MG.”**

A Banca examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Pesquisa: Tecnologia Ambiental.

Aprovado em: 27/03/2014

Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato

Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: 

Prof. Dr. Paulo Roberto Corrêa Landgraf

Instituição: UNIFENAS

Assinatura: 

Prof. Dr. Marcelo Polo

Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: 

Dedico a Deus, à família e
aos amigos.

AGRADECIMENTOS

À CAPES, pela bolsa de estudos.

À Universidade Federal de Alfenas - MG e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental, pela oportunidade.

Ao Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato, pela confiança, dedicação e orientação.

Ao Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva, pelo acolhimento, disponibilidade e orientação.

Ao Prof. Dr. Fernando Shinji Kawakubo, pela disponibilidade e recomendações.

Aos membros da banca: Prof. Dr. Paulo Roberto Corrêa Landgraf e Prof. Dr. Marcelo Polo.

Ao Departamento de Ciência do Solo (DCS) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), pela parceria, disponibilidade de laboratório e realização das análises de solo e pelo acolhimento e ensino.

Aos técnicos do DCS-UFLA, Dulce, Dorotheo e “Pézão”, pela atenção, ensino e companheirismo.

Aos companheiros e parceiros do laboratório de Geociências: Joaquim Ernesto Bernardes Ayer, André dos Santos Ribeiro e Rodrigo Santos Moreira, Rômulo Spuri Barbosa e Marcilene Theodoro de Souza, pelo companheirismo e pela troca de ideias. Crescemos juntos.

Aos companheiros que contribuíram com a coleta de dados e redação dos artigos: Prof. Dr. Rogério Grassetto Teixeira da Cunha, Prof. Dr. Alberto José Arab Olavarrieta, Walbert Santos, Arthur Credo Rodriguez, Renato Félix dos Santos, Lucas Emanuel Servidoni, Felipe de Paiva Brunieri, Hélio Pina e Nikolas D’Andrea Freire.

Aos técnicos e funcionários do Instituto de Ciências da Natureza, em especial à Cleide Lana Vitor e Janice Rosa Camilo e ao Paulo Thiago Fernandes Amaral.

É nosso dever proteger o maior patrimônio nacional, porque a nação que destrói o seu solo destrói a si mesma.

THEODORE ROOSEVELT

RESUMO

A erosão hídrica é um dos principais processos de degradação do solo e as alterações da cobertura vegetal podem intensificá-la. Assim, os estudos de modelagem de erosão hídrica associados às análises multitemporais do uso do solo são importantes para avaliar os efeitos de tais mudanças na produção de sedimentos. Portanto, diante das alterações no uso solo de 1986 a 2011, o objetivo desse trabalho foi estimar a erosão hídrica nas unidades de solo Latossolo vermelho distrófico nos relevos plano (LVd1), suave ondulado (LVd2) e ondulado (LVd3) da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, sul do Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil, a partir da *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) e comparar com a tolerância de perda de solo (TPS). A RUSLE, criada no fim do século XX, é uma adaptação da *Universal Soil Loss Equation* (USLE), pois seus parâmetros são calculados com ajustes às variações sazonais e técnicas de sistema de informação geográfica (SIG). Esses modelos são mais aplicados na estimativa da erosão hídrica, devido à simplicidade e a disponibilidade de informações. Ambos são baseadas na fórmula: $A = R * K * LS * C * P$, em que: A é a perda de solo; R é a erosividade da chuva; K é a erodibilidade do solo; LS é o fator topográfico; C é o fator uso e manejo do solo e P é o fator práticas conservacionistas. Neste trabalho, o fator R foi obtido da literatura; o fator K foi obtido pela aplicação de modelo indireto de estimativa; o fator LS foi obtido com técnicas de SIG, a partir de Modelo Digital de Elevação (MDE); o fator C foi obtido por mapeamento multitemporal do uso do solo, por meio de técnicas de SIG e sensoriamento remoto a partir de imagens de satélite, e os valores de C para os respectivos usos do solo foram obtidos da literatura. O fator P, o mais carente de dados na literatura, foi desconsiderado. Os resultados apontam que as alterações no uso do solo intensificaram o processo erosivo. Em termos de área, valores de perda de solo acima da TPS aumentaram de 7,9%, em 1986, para 8,4%, em 2011. Este crescimento foi devido à diminuição das áreas de pastagens e de mata nativa e aumento das áreas com solo exposto e de cultivos de café, milho e cana-de-açúcar. O modelo RUSLE em SIG é uma ferramenta útil e simples, que permite identificar áreas de solo degradado e auxiliar na definição de medidas de conservação e recuperação do solo.

Palavras chave: Alterações no uso do solo. RUSLE. Predição de perda de Solo. Degradação do solo.

ABSTRACT

Water erosion is one of the main soil degradation processes and land cover changes can intensify it. Thus, modeling soil erosion studies associated with the multitemporal analysis of land use are important to assess the effects of such changes in sediment production. Therefore, according with the land use changes from 1986 to 2011, the objective of this work was to estimate the water erosion in Latosols of Ribeirão Caçús watershed, southern Minas Gerais State, southeastern Brazil, by the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and to compare with the soil loss tolerance (SLT). The RUSLE, created in the end of the twentieth century, is an adaptation of the Universal Soil Loss Equation (USLE), because its parameters are calculated with adjustments in seasonal variations and the geographic information system (GIS) techniques. These models are more applied in water erosion estimate due to availability and simplicity of information. Both are based on the formula: $A = R * K * LS * C * P$, where: A is the soil loss; R is the rainfall erosivity; K is the soil erodibility; LS is the topographic factor; C is the soil management and use factor and P is the support practice factor. In this work the R factor was obtained from literature; the K factor was obtained by application of estimating indirect model; the LS factor was obtained from digital elevation model (DEM); the C factor was obtained by soil use multitemporal mapping using GIS and remote sensing techniques from satellite images, and the C values were obtained from literature. The P factor is the poorest in literature and was not considered. Results indicate that changes in land use intensified the erosive process. In terms of area, soil loss values above of the SLT increased from 7.9% in 1986 to 8.4% in 2011. This growth was due to the decrease of pasture lands and native forest and increase of bare soil and sugarcane, corn and coffee crops areas. The RUSLE model associated with GIS is one simple and useful tool that allows identifying areas of soil degraded and to auxiliary in definition of soil recovery and conservation measures.

Key words: Land use changes. RUSLE. Soil loss prediction. Soil degradation.

SUMÁRIO

PARTE 1	10
1 INTRODUÇÃO	10
2 REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1 MODELAGEM DA EROÇÃO HÍDRICA	12
2.1.1 A USLE/RUSLE	13
2.2 TOLERÂNCIA DE PERDA DE SOLO	20
REFERÊNCIAS	22
PARTE 2	31
Artigo: Modelagem Temporal e Espacial da Erosão Hídrica na Sub-Bacia Hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas, MG	31
RESUMO	31
INTRODUÇÃO	32
MATERIAIS E MÉTODOS	33
ÁREA DE ESTUDO E DESCRIÇÃO DO SOLO	33
REVISED UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION (RUSLE)	34
TOLERÂNCIA DE PERDA DE SOLO (TPS)	37
RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
CONCLUSÕES	43
AGRADECIMENTOS	43
REFERÊNCIAS	43
PARTE 3	47
CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
ANEXO 1 Artigo submetido à Revista Mercator	48
ANEXO 2 - Comprovante de submissão do artigo na Revista Mercator	66

PARTE 1

1 INTRODUÇÃO

O solo é um dos recursos ambientais mais importantes da Terra. Ocupa posição peculiar nos ciclos hidrológico e de nutrientes e exerce influência sobre diversas formas de vida terrestres, além de armazenar e liberar gases causadores do efeito estufa e de filtrar e remediar poluentes. Todavia, muitas das funções ecossistêmicas do solo são perdidas pela sua degradação. Assim, a conservação e restauração do solo são alguns dos grandes desafios para a humanidade no século XXI (NEEDELMAN, 2013).

A erosão hídrica, acelerada por atividades antrópicas, é o um dos principais processos de degradação do solo, com impactos na produtividade da agropecuária e nos recursos naturais, pois as taxas de reposição não conseguem superar as de perdas de solo pela erosão (BAHADUR, 2009; NEEDELMAN, 2013). No Brasil, considerando as perdas de solo e nutrientes e os custos com impactos extrínsecos, a erosão hídrica gera um prejuízo aproximado de US\$ 5 bilhões por ano (PRUSKI, 2006).

Em contrapartida, a degradação, medidas simples de manejo permitem a conservação do solo (BHATTARAI; DUTTA, 2007), e modelos matemáticos preditivos da erosão hídrica servem como ferramenta para definir áreas mais suscetíveis a perdas de solo. Dentre esses modelos vale destacar a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (RENARD, 1997). A RUSLE, criada no fim do século XX, é uma adaptação da *Universal Soil Loss Equation* (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978), pois seus parâmetros são calculados com ajustes às variações sazonais e técnicas de sistema de informação geográfica (SIG) (RENARD et al., 1997; BESKOW et al., 2009). Esses modelos são os mais utilizados, no mundo e no Brasil, para estimar a erosão e os efeitos de diferentes práticas de manejo do solo em diversas escalas, devido à simplicidade da sua formulação (RENARD et al., 1997; BARRETO; BARROS; SPAROVEK, 2008; WANG; HAPUARACHCHI; ISHIDAIRA, 2009).

Neste cenário, o aumento da demanda por *commodities* intensifica o uso do solo pela agropecuária e, conseqüentemente, promove alterações da cobertura vegetal, que podem intensificar o processo da erosão hídrica (MARTINELLI; FILOSO, 2008). Nos estudos de modelagem de erosão hídrica, análises multitemporais do uso do solo têm servido como ferramenta para avaliar tais mudanças e suas conseqüências, ao longo do tempo, no transporte

de sedimentos (JORDAN et al., 2005; ALATORRE; BEGUERÍA; VICENTE-SERRANO, 2011), especialmente em áreas próximas a corpos d'água naturais, como rios e lagos, ou artificiais, como reservatórios (BAKKER et al., 2008). Juntamente, esses estudos em diferentes usos e manejo do solo permitem a definição de políticas de planejamento territorial, com a conservação do solo e da água e recuperação de áreas degradadas (COLOMBO; CALATRAVA-REQUENA; HANLEY, 2006). A modelagem da erosão hídrica em bacias e sub-bacias hidrográficas, como área piloto, é uma maneira eficiente de gerar tecnologia regionalizada e difundir planejamento e desenvolvimento (MULUNGU; MUNISHE, 2007).

Diante deste contexto, este estudo visou avaliar o efeito das alterações no uso do solo, de 1986 a 2011, na estimativa da erosão hídrica pela RUSLE, comparando com a Tolerância de Perda de Solo (TPS) em Latossolo Vermelho distrófico na Sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, Município de Alfenas, Sul do Estado de Minas Gerais.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A erosão hídrica ocorre pela desagregação e remoção das partículas do solo a partir do impacto das gotas da chuva e seu escoamento superficial e é um dos principais processos de degradação do solo. Os modelos de estimativa da erosão hídrica, como a USLE/RUSLE, permite identificar as áreas mais suscetíveis à erosão e, associados com a Tolerância de Perda de Solo, as áreas mais vulneráveis a degradação do solo e da água.

2.1 MODELAGEM DA EROÇÃO HÍDRICA

A erosão hídrica caracteriza-se pela desagregação e remoção das partículas do solo a partir do impacto das gotas da chuva e seu escoamento superficial. É influenciada pela quantidade, intensidade e duração das chuvas, pelas características do solo, pela cobertura do solo e pela declividade do terreno (WISCHMEIER; SMITH, 1978). As atividades antrópicas intensificam esse processo e a velocidade da remoção do solo torna-se desproporcional ao tempo de formação (SILVA, 2004; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008), com impactos deletérios na produção agrícola, nos recursos naturais e na biodiversidade (LAL; 2008).

O conhecimento sobre os impactos da erosão hídrica é antigo e os estudos relacionados a esse tema tiveram início no começo do século XX, principalmente nos Estados Unidos da América (EUA) com a declaração da Política de Uso da Terra e a criação de sociedades de conservação do solo (RODRÍGUEZ; SUÁREZ, 2010). Entretanto, esses estudos descreviam apenas qualitativamente os principais fatores que afetavam o processo erosivo, mas representaram também um período árduo de desenvolvimento experimental e de acúmulo de dados (AMORIM; SILVA; PRUSKI, 2006).

Do desenvolvimento e acúmulo de dados das pesquisas em erosão, na década de 1940 na região do Meio-Oeste (*Corn Belt*) dos EUA surgiram as primeiras equações para determinar de modo empírico as perdas de solo em declives, como os estudos de Smith (1941); Browning, Parish e Glass (1947) e Zingg (1950). Em 1946, adaptando as equações desenvolvidas no *Corn Belt* e adicionando os aspectos da chuva, uma comissão elaborou uma equação para estimar, em nível global, a erosão hídrica em bacias hidrográficas (MUSGRAVE, 1947). Entretanto, essa equação foi limitada na capacidade de adaptação de

seu cálculo para áreas distintas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008). De acordo Wischmeier e Smith (1978) foi desenvolvida, na década de 1950, a equação chamada USLE que superou os entraves relacionados aos parâmetros climáticos e geográficos. Essa equação foi revisada e atualizada por Wischmeier e Smith (1978).

Neste cenário, cabe ressaltar, ainda, que após o estudo de Wischmeier e Smith (1978) a USLE foi revisada, e diversos novos parâmetros de obtenção de seus fatores foram criados, por diversos autores (RENARD et al., 1997; LAFLEN; MOLDENHAUSER, 2003; SANDER et al., 2005) e outros modelos de estimativa de perdas de solo pela erosão hídrica foram criados (SVORIN, 2003; JETTEN; GOVERS; HESSEL, 2003; MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003; AKSOY; KAVVAS, 2005; PEETERS et al., 2006; MELLO et al., 2008; OUYANG et al., 2010). No Brasil os trabalhos pioneiros sobre a USLE foram executados por Bertoni; Lombardi Neto e Benatti (1959). A USLE é, ainda, o modelo que foi mais aplicado na pesquisa brasileira de previsão de erosão, tanto na sua aplicação como na estimativa de seus parâmetros (BARRETO; BARROS; SPAROVEK, 2008).

2.1.1 A USLE/RUSLE

De acordo com Renard (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 $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

R = fator erosividade da chuva, em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

K = fator erodibilidade do solo, em $t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$;

LS = fator topográfico, adimensional;

C = fator uso e manejo do solo, adimensional;

P = fator práticas conservacionistas, adimensional.

Fator R – Erosividade da chuva.

O fator R representa interação do índice de precipitação com o escoamento superficial e sua capacidade de causar a erosão na superfície do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

No estudo de Wischmeier e Smith (1960) foi observado que a influência da chuva no processo erosivo é determinada pela sua energia cinética total e intensidade máxima em trinta minutos. Essa interação é denominada como Índice de Erosão (EI) concebida como o método mais eficiente para calcular o potencial erosivo da chuva (WISCHMEIER, 1959; SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2007).

O cálculo do Índice de erosão, EI_{30} , é representado pela Equação 2:

$$EI_{30} = Ec \times I_{30} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

EI_{30} = índice de erosão em $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

Ec = energia cinética da chuva em $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

I_{30} = intensidade máxima da chuva em 30 minutos, $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$;

Os valores da I_{30} são obtidos por pluviógrafos e o valor da Ec são estimados pela Equação 3 de Foster et al. (1981):

$$Ec = 0,119 + 0,0873 \log I \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

I = Intensidade da chuva em mm h^{-1} .

Portanto, o valor de R é a média dos valores anuais de EI , num período de tempo de no mínimo vinte anos, levando em consideração as chuvas maiores do que 10 mm ou menores que proporcionam apreciável perda de solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Entretanto, existe uma grande dificuldade em estimar a intensidade da chuva para muitas partes do território brasileiro, devido à baixa disponibilidade de registros pluviográficos e a morosidade para determinar a energia cinética da chuva pelo diagrama dos pluviógrafos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008). Visando superar esse problema, estações climatológicas automáticas foram instaladas em algumas localidades do Brasil e vêm auxiliando na formação de banco de dados pluviométrico detalhado e facilitando os trabalhos de obtenção de erosividade. Porém, a distribuição ainda é escassa no território brasileiro (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2007).

Frente às dificuldades de aquisição dos registros pluviográficos e pluviométricos, diversos trabalhos obtiveram acurácia ao correlacionar o EI com fatores climáticos de fácil

aquisição (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2007). Como o coeficiente de Fournier (ZACHAR, 1982) apresentado pela Equação 4:

$$EI = \frac{p^2}{P} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

EI = Média mensal do índice de erosão (R na USLE);

p = precipitação média mensal, em mm;

P = precipitação média anual, em mm.

Assim, diversos autores criaram equações para estimar o fator R utilizando o Índice de Fournier com ajustes adequados às respectivas condições climáticas locais (LOMBARDI NETO; MOLDENHAUER, 1992; MORAIS et al., 1991; VAL et al., 1986; LOPES; BRITO, 1993).

Com o estabelecimento de valores de erosividade em determinados locais, é possível expandir a informação para áreas maiores por meio de mapas de erosividade, denominados mapas isoerodentes, elaborados por interpolação em tecnologia SIG (SILVA, 2004). Os mapas isoerodentes são muito importantes para estabelecer valores de erosividade da chuva em locais onde não há condições de realizar os estudos específicos (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2007). Assim, Wischmeier e Smith (1978) mapearam a erosividade da chuva para os EUA, Bertoni e Lombardi Neto (2008) elaboraram o mapa isoerodente para o Estado de São Paulo e Silva (2004) para todo o território brasileiro. Recentemente, Aquino et al. (2012) determinaram a erosividade para a região Sul de Minas Gerais a partir dos registros de cinquenta e quatro estações pluviométricas, com séries históricas que variavam de quinze a quarenta anos, aplicando a equação do Índice de Fournier ajustada para Lavras - MG (VAL et al., 1986) utilizando como interpolador o método de krigagem.

Fator K – Erodibilidade do Solo.

É a taxa de perda de solo por unidade de índice de erosão para um solo específico mantido sem cobertura em um declive de 9% e comprimento de rampa de 22,3 m. Pois, solos distintos possuem diferentes graus de erodibilidade mesmo quando a precipitação, o declive, a cobertura vegetal e as práticas conservacionistas sejam as mesmas (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O fator K está relacionado aos processos que regulam a infiltração da água e a resistência do solo à desagregação e ao transporte de suas partículas (LAL, 1988), com base

nos atributos mineralógicos, químicos, morfológicos e físicos (DUMAS, 1965, WISCHMEIER; MANNERING, 1969, EL-SWAIFY; DANGLER, 1977).

A definição de um valor padrão de erodibilidade baseado apenas na classificação de solo não é ideal, devido à ampla variedade de solos com atributos diferenciados (EL-SWAIFY; DANGLER, 1982; SILVA et al., 1997). Assim, a determinação de valores de erodibilidade no Brasil é custosa e morosa, devido à extensão territorial e à diversidade edáfica (DENARDIN, 1990). Além disso, a dificuldade em atribuir valores de erodibilidade no amplo território brasileiro se agrava, pois os métodos de determinação que os refletem verdadeiramente, como é preconizado pela USLE, são sob condições de chuva natural ou simulada em parcelas experimentais e demandam vários anos de coleta de dados (MARQUES et al., 1997) que são caros e demorados (SILVA et al., 2000). No entanto, existe, no Brasil, um número considerável de solos com valores de erodibilidade obtidos por esses métodos (MARQUES et al., 1997; BERTOL et al., 2007; SILVA et al., 2009; MARTINS et al., 2011; EDUARDO et al., 2013). Frente a essas dificuldades, diversos autores vêm desenvolvendo modelos indiretos de estimativa, direcionados ou adaptados para o território brasileiro (DUMAS, 1965; LOMBARDI NETO; BERTONI, 1975; DENARDIN, 1990; LIMA et al., 1990; CHAVES, 1994). Tais modelos são fundamentados em regressões múltiplas em que as variáveis independentes são os atributos químicos, físicos, mineralógicos e morfológicos do solo e são correlacionados com os valores de K obtidos por métodos diretos (SILVA et al., 2000).

Os métodos indiretos de obtenção da erodibilidade vêm sendo usados com acurácia nos EUA (RENARD et al., 1994), porém estes modelos não foram significativos para solos tropicais (SILVA et al., 2000). Na pesquisa desses autores, foram testados vinte e três modelos indiretos, nacionais e estrangeiros, para os Latossolos Brasileiros e nenhum foi recomendado. O mesmo resultado foi encontrado no estudo de Marques et al. (1997) que avaliaram treze modelos indiretos para solos brasileiros com horizonte B textural. Essas carências de modelos apropriados podem ser explicadas pela heterogeneidade dos solos tropicais (EL-SWAIFY; DANGLER, 1982).

Diante da não validação de diversos modelos de estimativa indireta da erodibilidade, Silva et al. (1999) propuseram cinco modelos de estimativa da erodibilidade para Latossolos brasileiros quando obtiveram variáveis morfológicas, mineralógicas, físicas e químicas de dezenove parcelas de Latossolos, distribuídas no território brasileiro, e as submeteram à análise de regressão linear múltipla e as relacionaram aos valores de erodibilidade obtidos, diretamente no campo.

Fator LS – Fator Topográfico (Comprimento de Rampa e Declividade).

O fator L é a relação entre a perda de solos de um comprimento de rampa qualquer a um comprimento de rampa de 22,3 m em condições idênticas de precipitação, solo e práticas de uso e manejo (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Estes autores consideram o fator S como a relação entre um declive qualquer e um declive de 9% sob as mesmas condições citadas para o fator L. No entanto, para aplicação da USLE/RUSLE eles são considerados conjuntamente como fator topográfico (WISCHMEIER; SMITH, 1965). A perda de solo se intensifica conforme o comprimento de rampa e o grau de declividade aumentam, uma vez que o fluxo d'água na superfície ganha velocidade (OLIVEIRA et al., 2013).

O fator LS da USLE foi desenvolvido para declividades uniformes baseado em modelos empíricos de forma bidimensional. Apenas a partir da década de 1990 foi possível calcular o fator LS com as tecnologias de SIG (VAN REMORTEL; MAICHLE; HICKEY, 2004).

A estimativa do fator topográfico por meio de SIG é uma das principais limitações da USLE, principalmente quando se trata de estudos em áreas de relevo mais complexo ou em bacias hidrográficas, uma vez que foi desenvolvida para prognosticar a erosão em parcelas com declive retilíneo uniforme, desconsiderando os declives côncavos, convexos ou côncavos-convexos (HICKEY, 2000; VAN REMORTEL; MAICHLE; HICKEY, 2004; WARREN et al., 2005; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008). Nesse contexto, diversos estudos propuseram adaptações no cálculo do fator LS, em modelo empírico, visando superar esses entraves (WILSON, 1986; MCCOOL; BROWN; FOSTER, 1987; MCCOOL et al., 1989; RENARD et al., 1997). Entretanto, nenhuns desses métodos podem ser considerados como ideal ou mais eficiente, uma vez que não avaliam a erosão hídrica em relação ao escoamento superficial (KANDEL et al., 2004; KINNELL, 2005). Outra carência dos modelos empíricos é ausência de informação sobre áreas com deposição de sedimentos e, portanto, os resultados de perda de solos por esses modelos tendem a ser superestimados (VAN REMORTEL; HAMILTON; HICKEY, 2001). Muito embora alguns estudos tenham subestimado as altas perdas e superestimado as baixas perdas de solo (RISSE et al., 1993; KINNELL, 2005).

Segundo Oliveira et al. (2013), as limitações de cálculo do fator topográfico pelos modelos empíricos, em sistemas de drenagem ou bacias hidrográficas, podem ser superados por modelos semi-empíricos e conceituais. Nesses modelos, baseados em Modelo Digital de Elevação MDE, o fator comprimento de rampa é substituído pela área de contribuição a

montante para cada célula (*pixel*) do MDE que permite definir a drenagem considerando os fluxos de direção e de acumulação do escoamento superficial (MITASOVA et al., 1996; DESMET; GOVERS, 1996; ZHOU; LIU 2002). Essa abordagem consegue determinar se o fluxo do escoamento superficial é laminar ou concentrado. Por conseguinte, estima a erosão hídrica com maior precisão em relevos de geometrias complexas (OLIVEIRA et al., 2013).

Diante desse cenário, alguns modelos conceituais foram desenvolvidos para estimar a erosão hídrica mais acuradamente. Desmet e Govers (1996) elaboraram um algoritmo baseado em cálculos com a relação do *pixel* montante com o *pixel* jusante para representar o segmento da encosta. No entanto, Silva (2003) verificou que este algoritmo obteve os valores do fator LS semelhantes aos obtidos pelo método manual em áreas de declividade baixa, mas em declives acentuados os valores obtidos foram superestimados. Mitasova et al. (1996) desenvolveram o modelo RUSLE-3D integrando a complexidade do relevo e o efeito do fluxo convergente. Moore e Wilson (1992), por sua vez, elaboraram o modelo USPED por meio de variáveis que representam o mecanismo da força de drenagem para estimar as áreas de fonte e de deposição dos sedimentos em relevos complexos.

Para determinar o modelo que melhor representa a realidade na perda de solos pela erosão hídrica, Oliveira (2011) observou que os modelos USLE e RUSLE apresentaram diferenças discrepantes com a taxa de perda de solo obtida empiricamente e que os modelos USPED e RUSLE-3D não apresentaram tais diferenças.

Cabe ressaltar que a acurácia desses modelos na estimativa da erosão hídrica não é independente. Para tanto, é necessário MDE de resolução ideal e métodos eficientes para o levantamento das variáveis topográficas, tais como declividade e fluxo de direção (GERTNER et al., 2002; OLIVEIRA et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2013).

Fator C – Uso e Manejo do solo.

O fator C representa a taxa de perda de solo de uma área com cobertura e manejo específico em relação à outra área, com as mesmas condições, sem cobertura (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A diversidade de cobertura e de manejo do solo, em algumas coberturas, apresenta diferentes efeitos de perdas de solo por erosão hídrica (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008). Esses autores enfatizam, também, que a resposta da perda de solos varia amplamente ao longo do ano, pois esse processo está relacionado com a distribuição de chuvas erosivas. Assim a obtenção dos valores de perda de solo referente ao fator C, para determinada

cobertura, é baseada na divisão de um ano em cinco períodos – a) preparo do solo; b) plantio; c) estabelecimento; d) crescimento e maturação e e) resíduo – (WISCHMEIER, 1960) e na combinação com a distribuição EI da chuva (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Diante desse contexto, existe uma grande dificuldade de determinação do fator C para o território brasileiro uma vez que é morosa e onerosa e envolve relações com a erosividade, cobertura, sistemas de cultivo e tipo de solo (BERTOL; SCHICK; BATISTELA, 2002; SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2007). Todavia, a literatura brasileira ainda é carente de dados sobre essa temática (PROCHNOW et al., 2005), embora alguns estudos já tenham sido realizados (DE MARIA; LOMBARDI NETO, 1997; BERTOL; SCHICK; BATISTELA, 2002; PROCHNOW et al., 2005; MARTINS et al., 2010).

Os valores do fator C disponíveis na literatura são importantes para auxiliar estudos que aplicam a USLE/RUSLE em localidades onde não há condições de obtenção empírica, principalmente em bacias hidrográficas onde os usos e manejos do solo são diversos. Outro fator que auxilia a aplicação da USLE/RUSLE em áreas complexas é a identificação do uso do solo por meio de técnicas de sensoriamento remoto associadas à SIG, que fornecem maior quantidade de informações com as vantagens de economia de custo e de tempo em comparação com os métodos tradicionais de levantamento do uso do solo baseados em inventários e pesquisas de campo (YUAN et al., 2005; ZHANG; WANG; WANG et al., 2011).

Existem diversas técnicas de sensoriamento remoto para o mapeamento do uso do solo. Os métodos computacionais fornecem classificação automatizada que exigem baixa demanda de tempo. Todavia, não são isentos de erros (DEMARCHI; PIROLI; ZIMBACK, 2011). Já, o método de interpretação visual de imagens representativas oferece resultados satisfatórios e serve como o padrão de referência em estudos que avaliam métodos de classificação do uso do solo, mas é, também, moroso e oneroso, especialmente em grandes áreas (ALMEIDA FILHO; NASCIMENTO; BATISTA, 1998). Entretanto, para áreas relativamente pequenas, como sub-bacias hidrográficas, a aplicação deste método é viável.

Na USLE/RUSLE, o fator C é o mais vulnerável a alterações, para determinadas localidades, frente à dinâmica das atividades antrópicas no uso do solo. Por isso, diversos trabalhos relacionaram as alterações do uso do solo e a resposta da perda de solo em escala temporal (JORDAN et al., 2005; BAKKER et al., 2008; CEBECAUER; HOFIERKA, 2008; ALATORRE; BEGUERÍA; VICENTE-SERRANO, 2011).

Fator P – Práticas conservacionistas.

Representa a relação da perda de solo de culturas com uma prática conservacionista específica e culturas plantadas no sentido do declive – plantio morro abaixo (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

As práticas mais utilizadas são: plantio em contorno, plantio em faixas de contorno, terraceamento, alternância de capinas e cordões de vegetação permanente (MARQUES; BERTONI; BARRETO, 1961; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Considerando todos os fatores da RUSLE/USLE, o fator P é o mais carente de estudos na literatura e a obtenção de seus valores de forma empírica, também, é morosa e cara. Diante desses problemas, diversos trabalhos que estimam a erosão hídrica a partir da RUSLE/USLE desconsideram esse fator (BAHADUR, 2009), embora alguns estudos tenham proposto valores e cálculos de estimação. Marques, Bertoni e Barreto (1961) e Silva, Schulz e Camargo (2007) propuseram valores tabelados para determinadas práticas conservacionistas. Já, Donzelli et al. (1992) elaboram uma equação em que o valor de P é obtido de acordo com a porcentagem da declividade.

2.2 TOLERÂNCIA DE PERDA DE SOLO

A erosão hídrica ocorre naturalmente nos solos, entretanto as atividades antrópicas, muitas vezes, aumentam as perdas de solos. Assim, estabelecer limites de tolerância de perdas de solo (TPS) é importante, para determinar estratégias de conservação e recuperação do solo e da água. A TPS é um valor limite de perda de solo, em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, que mantenha o nível de produtividade agropecuária e que não atinja alto nível de degradação do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978; SPAROVEK; VAN LIER, 1997) e seus valores podem ser utilizados na USLE/RUSLE (BERTOL; ALMEIDA, 2000).

A TPS é uma propriedade ou atributo intrínseco do solo e manter os valores de perda de solo pela erosão hídrica abaixo do seu limite para cada classe de solo é essencial, pois valores elevados de perda de solo podem afetar a profundidade adequada para os cultivos agrícolas, elevar as perdas de nutrientes, matéria orgânica, água e solo pelo aumento do escoamento superficial, degradando as estruturas dos solos. As perdas de solos acima da TPS levam ao surgimento de ravinas e voçorocas e intensificam o assoreamento, promovem

desequilíbrio nas várzeas ampliando as áreas de brejos, contaminando a cadeia trófica, além de elevar os custos diretos da produção agropecuária (JOHNSON, 1987).

No Brasil foram desenvolvidos cálculos para determinação da TPS, como os de Lombardi Neto e Bertoni (1975) (Equação 5), que pondera a profundidade efetiva, a densidade do solo, e a relação textural entre os horizontes B e A; de Galindo e Margolis (1989) (Equação 6), que é uma modificação do método proposto por Lombardi Neto e Bertoni (1975) pela introdução do teor de argila do horizonte A e de Bertol e Almeida (2000) (Equação 7), que utiliza além das variáveis citadas, o grau de permeabilidade do solo e o teor de matéria orgânica. De acordo com Oliveira et al. (2011), a equação 7 é a mais aplicada para cálculos da TPS no Brasil.

$$\text{TPS} = h r 1.000^{-1} \quad (\text{Equação 5})$$

$$\text{TPS} = h r a 1.000^{-1} \quad (\text{Equação 6})$$

$$\text{TPS} = h r a m p 1.000^{-1} \quad (\text{Equação 7})$$

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 = quociente que expressa o efeito da relação textural entre os horizontes B e A na ponderação das perdas de solo (g kg^{-1}) (g kg^{-1})⁻¹; 1.000 = constante que expressa o período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de espessura; ra = 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 e p = fator que expressa o efeito da permeabilidade do solo.

REFERÊNCIAS

AKSOY H.; KAVVAS M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, v. 64, n. 2-3, p. 247–271, 2005.

ALATORRE, L. C.; BEGUERÍA, S.; VICENTE-SERRANO, S. Evolution of vegetation activity on vegetated, eroded, and erosion risk areas in the central Spanish Pyrenees, using multitemporal Landsat imagery. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 36, n. 3, p. 309-319, 2011.

ALMEIDA FILHO, R.; NASCIMENTO, P. S. R.; BATISTA, G. T. Avaliação de técnicas de segmentação e classificação automática de imagens Landsat-TM no mapeamento do uso do solo na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 28, n. 1, p. 41-54, 1998.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Principais Modelos para Estimar as Perdas de Solo em Áreas Agrícolas. In: PRUSKI, F. F. **Conservação do Solo e da Água**. 2. ed. rev. e ampl. Viçosa: Editora UFV, 2006. cap. 4, p. 74-107.

AQUINO, R. F. et al. Variabilidade espacial da erosividade da chuva na região Sul de Minas Gerais, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 36, n. 5, p. 533-542, 2012.

BAHADUR, K. C. K. Mapping Soil Erosion Susceptibility Using Remote Sensing and GIS: A Case of the Upper Name Wa Watershed, Nan Province, Thailand. **Environmental Geology**, v. 55, n. 1, p. 695–705, 2009.

BAKKER, M. M. et al. The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. **Geomorphology**, v. 98, n. 3-4, p. 213-226, 2008.

BARRETTO, A. G. O. P.; BARROS, M. G. E.; SPAROVEK, G. Bibliometria, História e Geografia da Pesquisa Brasileira em Erosão Acelerada do Solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2443-2460, 2008.

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, p. 657-668, 2000.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator c para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 545-552, 2002.

BERTOL, I. et al. Erodibilidade de um Nitossolo Háplico Alumínico Determinada em Condições de Campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 3, p. 541-549, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F; BENATTI JR. R. **Equação de Perdas de Solo**. Instituto Agranômico, Boletim Técnico 21, Campinas-SP, 1959. 25 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 6. ed. São Paulo: Ícone, 2008. 155 p.

BESKOW, S.; MELLO, C.R.; NORTON, L.D.; CURI, N.; VIOLA, M.R.; AVANZI, J.C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v.79, n.1, p. 49-59, 2009.

BHATTARAI, R.; DUTTA, D. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield Using GIS at Catchment Scale. **Water Resources Management**, v. 21, p. 1635–1647, 2007.

BROWNING, G. M.; PARISH, C. L; GLASS, J. A. A method for determining the use and limitations of rotation and conservation practices in the control of soil erosion in Iowa. **Journal. American Society Agronomy**, v. 39, p. 65-73, 1947.

CEBECAUER, T.; HOFIERKA, J. The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. **Geomorphology**, v. 98, n. 3-4, p. 187-198, 2008.

CHAVES, H. M. L. **Estimativa da Erosão Atual e Potencial no Vale do Rio S. Francisco**. Brasília: FAO, 1994. 34 p.

COLOMBO, S.; CALATRAVA-REQUENA, J.; HANLEY, N. Analyzing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. **Ecological Economics**, v. 58, p. 850-861, 2006.

DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L.; ZIMBACK, C. R. L. Análise temporal do uso do solo e comparação entre os índices de vegetação NDVI e SAVI no município de Santa Cruz do Rio Pardo - SP usando imagens Landsat-5. **RA'E GA: O Espaço Geográfico em Análise**, v. 21, p. 234-271, 2011.

De MARIA, I. C.; LOMBARDI NETO, F. Razão de perdas de terra e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 263-270, 1997.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do Solo Estimada por meio de Parâmetros Físicos e Químicos**. 1990. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz-USP, Piracicaba, 1990.

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

DONZELI, P. L. et al. Técnicas de sensoriamento remoto, aplicadas ao diagnóstico básico para o planejamento e monitoramento de micro bacias hidrográficas. **Documento IAC**, n. 29, p. 91-119, 1992.

DUMAS, J. Relation entre l'érodibilité des sols et leurs caractéristiques analytiques. **Cahiers Orstom**, v. 3, n. 4, p. 307-333, 1965.

EDUARDO, E. N. et al. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 796-803, 2013.

EL-SWAIFY, S. A.; DANGLER, E. W. Rainfall erosion in the tropics: a state of art. In: KREBS, E. D. **Determinants of soil loss tolerance**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 1-25.

EL-SWAIFY, S. A.; DANGLER, E. W. **Erodibilities of selected tropical soils in relation to structural and hydrologic parameters**. In: NATIONAL CONFERENCE ON SOIL EROSION, 30, 1977. West Lafayette. Proceedings...Ankeny: Soil Conservation Society of America, 1977. p. 105-114.

FOSTER, G. R. et al. Conversion of universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 36, n. 6, p. 355-359, 1981.

GALINDO, I.C.L.; MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, n. 1, p. 95-100, 1989.

GERTNER, G. et al. Effect and uncertainty of digital elevation model spatial resolutions on predicting the topographical factor for soil loss estimation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 57, n. 3, p. 164-174, 2002.

HICKEY, R. Slope Angle and Slope Length Solutions for GIS. **Cartography**, v. 29, n. 1, p. 1-8, 2000.

JETTEN, V.; GOVERS G.; HESSEL R. Erosion models: quality of spatial predictions. **Hydrological Processes**, v. 17, n. 5, p. 887–900, 2003.

JOHNSON L. C. Soil loss tolerance: Fact or myth? **Journal of Soil and Water Conservation**, n. 42, v. 3, p.155-160, 1987.

JORDAN, G. et al. Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balatombasin (Hungary). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 108, n. 2, p. 119–133, 2005.

KANDEL, D. D. et al. Process parameterization and temporal scaling in surface runoff and erosion modelling. **Hydrological Processes**, v. 18, n. 8, p. 1423-1446, 2004.

KINNELL, P. I. A. Why the universal soil loss equation and the revised version of it do not predict event erosion well. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 3, p. 851–854, 2005.

LAFLEN, J. M.; MOLDENHAUSER, W. C. **Pioneering Soil Erosion Prediction: The USLE Story**. World Association of Soil and Water Conservation, 2003.

LAL, R. Erodibility and Erosivity. In: LAL, R. **Soil Erosion Research Methods**. Soil and Water Conservation Society, 1988.

LAL, R. Soils and sustainable agriculture: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 28, n.1, p. 57-64. 2008.

LIMA, J. M. et al. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade em latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, n. 1, p. 85-90, 1990.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de Solos Paulistas**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas (Boletim técnico, 27), 1975. 12 p.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terra para solos do estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas (Boletim Técnico, 28), 1975. 12 p.

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

LOPES, P. R. C.; BRITO, L. T. L. Erosividade da chuva no médio São Francisco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, n. 1, p. 129-133, 1993.

MARQUES, J. J. G. S. M. et al. Índices de erosividade da chuva, perdas de solo e fator erodibilidade para dois solos da região dos cerrados - primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p. 427-434, 1997.

MARQUES, J. Q. A.; BERTONI, J; BARRETO, G. B. Perdas por erosão no Estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 20, p. 1143-1181, 1961.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, v. 18, p. 885-898, 2008.

MARTINS, S. G. et al. 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. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 87, p. 517-526, 2010.

MARTINS, S. G. et al. Erodibilidade do solo nos tabuleiros costeiros. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, n. 3, p. 322-327, 2011.

MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, v. 30, p. 1387-1396, 1987.

MCCOOL, D. K. et al. Revised slope length factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the ASAE**, v. 32, p. 1571-1576, 1989.

MELLO, C. R. et al. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian headwater basin. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 235-247, 2008.

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

MITASOVA, H. M. et al. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. **Journal of Geography Information System**, v. 10, p. 629-641, 1996.

MOORE, I. D.; WILSON, J. P. Length-slope factors for Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE): simplified method of estimation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 47, n. 5, p. 423-428, 1992.

MORAIS, L. F. B. et al. Índice EI30 de chuva e sua relação com o coeficiente de chuva do sudoeste do Mato Grosso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, n. 3, p. 339-344, 1991.

MULUNGU, D. M. M.; MUNISHI, S. E. Simiyu River catchment parameterization using SWAT model. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p. 1032–1039. 2007.

MUSGRAVE, G. W. The quantitative evaluation of factors in water erosion – a first approximation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 2, n. 3, p. 133- 138, 1947.

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: junho de 2013.

OLIVEIRA, A. H. **Erosão hídrica e seus componentes na sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, Eldorado do Sul, RS**. 2011. 179 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Departamento de Ciência do Solo, UFLA, Lavras, 2011.

OLIVEIRA, A. H. et al. Consistência hidrológica de modelos digitais de elevação (MDE) para definição da rede de drenagem na sub-bacia do horto florestal terra dura, Eldorado do Sul , RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 1259-1267, 2012.

OLIVEIRA, A. H. et al. Development of Topographic Factor Modeling for Application in Soil Erosion Models. In: SORIANO, M. C. H. **Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment**. Rijeka, InTech, 2013. cap. 4, p. 111-138.

OLIVEIRA, P. T. S; SOBRINHO, T. A.; RODRIGUES, D. B. B.; PANACHUKI, E. Erosion Risk Mapping Applied to Environmental Zoning. **Water Resources Management**, v. 25, n. 3, p. 1021-1036, 2011.

OUYANG, T. W. W. et al. Soil erosion dynamics response to landscape pattern. **Science of the Total Environment**, v.408, p. 1358–1366, 2010.

PEETERS, I. et al. Reconstructing ancient topography through erosion modeling. **Geomorphology**, v. 78, n. 3-4, p. 250–264, 2006.

PROCHNOW, D. et al. Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 1, p. 91-98, 2005.

PRUSKI, F. F. Prejuízos Decorrentes da Erosão Hídrica e Tolerância de Perdas de Solo. In: PRUSKI, F. F. **Conservação do Solo e da Água**. 2. ed. rev. e ampl. Viçosa: Editora UFV, 2006. cap. 2, p. 24-39.

RENARD, K. G. et al. RUSLE revised: status, question, answers and the future. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 49, n. 3, p. 213-220, 1994.

RENARD, K. G. et al. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, v.703, 1997.

RISSE, L. M. et al. Error assessment in the universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, p. 825-833, 1993.

RODRÍGUEZ, J. L. C.; SUÁREZ, M. C. G. Historical review of topographical factor, *LS*, of water erosion models. **Aqua-LAC**, v. 2, n. 2, p. 56-61, 2010.

SANDER, G. C. et al. Mathematical soils erosion modeling. **Water interactions with energy, environment, food and agriculture**. UNESCO, v. 2, 2005.

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

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

SILVA, A. M.; et al. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1811-1820, 2009.

SILVA, M. L. N. et al. Índices de erosividade das chuvas da região de Goiânia, GO. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, n. 10, p. 977-985, 1997.

SILVA, M. L. N. et al. Proposição de modelos para estimativa da erodibilidade de Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 12, p. 2287-2298, 1999.

SILVA, M. L. N. et al. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 6, p. 1207-1220, 2000.

SILVA, V.C. Cálculo automático do fator topográfico (*LS*) da EUPS, na Bacia do RioParacatu. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 33, n.1, p. 29-34. 2003

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agriculture Engineering**, v. 22, n. 5, p. 173-175, 1941.

SPAROVEK, G. VAN LIER, J.Q. Definition of tolerable soilerosion values. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 467-471, 1997.

SVORIN, J. A test of three soil erosion models incorporated into a geographical information system. **Hydrological Processes**, v. 17, p. 967–977, 2003.

VAL, L. A. et al. Erosividade das chuvas em Lavras, MG. **Ciência e prática**, v. 10, n. 2, p. 199-209, 1986.

VAN REMORTEL, R. D., HAMILTON, M.; HICKEY, R. Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data. **Cartography**, v. 30, n. 1, p. 27-35, 2001.

VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R. Computing the LS factor for the revised universal soil loss equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers Geoscience**, v. 30, p. 1043–1053, 2004.

WANG, G. Q.; HAPUARACHCHI, H.; ISHIDAIRA, H. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield during Individual Rainstorms at Catchment Scale. **Water Resources Management**, v. 23, n. 8, p. 1447–1465, 2009.

WARREN, S. D. et al. Validation of a 3-D enhancement of the Universal Soil Loss Equation for prediction of soil erosion and sediment deposition. **Catena**, v. 64, n. 2-3, p. 281-296, 2005.

WILSON, J. P. Estimating the topographic factor in the universal soil loss equation for watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 41, p. 179-184, 1986.

WISCHMEIER, W. H. A rainfall erosion index for a Universal Soil- Loss Equation. **Soil Science Society American**, v. 23, n. 3, p. 246-249, 1959.

WISCHMEIER, W. H. Cropping-management factor evaluations for a universal soil loss equation. **Soil Science Society American**, v. 24, p. 322-326, 1960.

WISCHMEIER, W. H.; MANNERING, J. V. Relation of soil properties to its erodibility. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 33, n. 1, p. 131-137, 1969.

WISCHMEIER, W. H; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss equation. **Transactions America Procedure**, v. 24, p. 322-326, 1960.

WISCHMEIER, W. H; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rock Mountains**: Guide for selection of practices for soil and water conservation Supersedes Agriculture Handbook 282. United States department of Agriculture. Washington, 1965.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation planning**. Agriculture Handbook, n. 537, U.S. Department of Agriculture, Washington, 1978.

YUAN, F. et al. Land cover classification and change analysis of the twin cities (Minnesota) metropolitan area by multitemporal Landsat remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 98, n. 2-3, p. 317-328, 2005.

ZACHAR, D. Developments in Soil Science 10. **Soil erosion**, 1982.

ZHANG, N.; WANG, M.; WANG, N. Precision agriculture – a worldwide overview. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 36, n. 2-3, p. 113-132, 2002.

ZHOU, Q.; LIU, X. Error assessment of grid-based flow routing algorithms used in hydrological models. **International Journal of Geographic Information Science**, v. 16. n. 8, p. 819-842, 2002.

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agriculture Engineering**, v. 21, n. 2, p. 59-64, 1950.

PARTE 2

Artigo: Modelagem Temporal e Espacial da Erosão Hídrica na Sub-Bacia Hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas, MG.

Normas da Revista Ciência e Agrotecnologia (versão preliminar).

RESUMO

A erosão hídrica é um dos principais processos de degradação do solo e as alterações na sua cobertura vegetal pelas atividades antrópicas podem intensificá-la. Assim, estudos de modelagem da erosão hídrica associados às análises multitemporais do uso do solo são importantes para avaliar os efeitos de tais mudanças na cobertura do solo na produção de sedimentos. Portanto, diante das alterações no uso solo de 1986 a 2011, o objetivo desse trabalho foi estimar a erosão hídrica nos Latossolos da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, sul do Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil, a partir da *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) associada às técnicas de sistemas de informação geográfica (SIG) e de geostatística e comparando com o limite de tolerância de perda de solo (TPS). Os resultados apontam que as alterações no uso do solo intensificaram o processo erosivo. Em termos de área, valores de perda de solo acima da TPS aumentaram de 7,9%, em 1986, para 8,4%, em 2011. Tal crescimento ocorreu devido à diminuição das áreas de pastagens e de mata nativa e aumento das áreas de solo exposto e de cultivos de café, milho e cana-de-açúcar. O modelo RUSLE em SIG é uma ferramenta útil e simples, que permite identificar áreas de solo degradado e auxiliar na definição de medidas de conservação e recuperação do solo.

Termos para indexação: Alterações no uso do solo, RUSLE, Predição de perda de solo, Degradação do solo.

INTRODUÇÃO

A erosão hídrica, acelerada por atividades antrópicas, é um dos principais processos de degradação do solo, com impactos na produtividade agropecuária e nos recursos naturais. Tal processo remove nutrientes, matéria orgânica, carbono, contaminantes agrícolas e as taxas de formação de solo não conseguem superar as perdas (Needelman, 2013). Porquanto, na América do Sul, África e Ásia, as taxas de erosão apresentam uma média de 30 a 40 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, bem maior do que as de formação do solo de 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Pimentel et al., 1995). Já, no Brasil, estudos apontam perdas de solo nas áreas agricultáveis da ordem de 15 a 25 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Bertoni & Lombardi Neto, 2012).

O estudo sobre a erosão hídrica, em diferentes tipos de uso e manejo do solo, é essencial para o planejamento territorial, a conservação do solo e da água e a recuperação de áreas degradadas (Avanzi et al., 2013). Assim, a modelagem da erosão hídrica é uma ferramenta importante e consistente para definir áreas mais suscetíveis a perdas de solo, considerando a variabilidade espacial e temporal dos dados considerados (Bhattarai & Dutta, 2007).

Os modelos empíricos preditivos de erosão vêm sendo aplicados para estimar a erosão hídrica em bacias hidrográficas, sobretudo com a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (Renard et al., 1997). A RUSLE apresenta a mesma formulação que *Universal Soil Loss Equation* (USLE), ambos são os modelos mais aplicados na estimativa da erosão hídrica, devido à simplicidade e disponibilidade de informações (Oliveira et al., 2013) e contemplam os seguintes fatores: erosividade da chuva (R); erodibilidade do solo (K); topográfico (LS); uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P). Além disso, na RUSLE esses fatores são calculados com ajustes às variações sazonais e por técnicas de sistema de informação geográfica (SIG) (Renard et al., 1997; Beskow et al., 2009; Morgan & Nearing, 2011).

O aumento da demanda por *commodities* da agropecuária promove alterações da cobertura vegetal do solo, que podem intensificar a erosão hídrica (Martinelli & Filoso, 2008). Nos estudos de modelagem de erosão hídrica, análises multitemporais do uso do solo têm servido como ferramenta para avaliar tais mudanças e suas consequências, ao longo do tempo, na produção e transporte de sedimentos (Jordan et al., 2005).

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito das alterações no uso do solo de 1986 a 2011 na estimativa da erosão hídrica, pela RUSLE, comparando com a Tolerância de Perda de

Solo (TPS) em Latossolo Vermelho distrófico numa sub-bacia hidrográfica da região Sudeste do Brasil.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo e Descrição do Solo

A área experimental da Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão Caçús está localizada no Município de Alfenas, Sul do Estado de Minas Gerais, no Sudeste do Brasil (Figura 1). Ocupa uma área de 2.080 ha, limitada pelas coordenadas 21° 26' a 21° 29' S e 45° 56' a 46° 00' W com variação altimétrica de 780 a 960 m. Faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Grande e é afluente direta do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas. O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é o Tropical Mesotérmico (CwB) com precipitação média anual de 1.500 mm.

A classificação digital dos solos foi realizada no aplicativo ArcGIS 10.0 a partir do Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais (Minas Gerais, 2010) e as classes de relevo obtidas do mapa de declividade a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) derivado do radar Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) seguindo os procedimentos de EMBRAPA (2006). As unidades de mapeamento definidas foram: Latossolo Vermelho distrófico nos relevos plano (LVd1), suave ondulado (LVd2) e ondulado (LVd3) e Solos Indiscriminados de Várzea (SIV) nas planícies de inundação fluviais (Figura1).

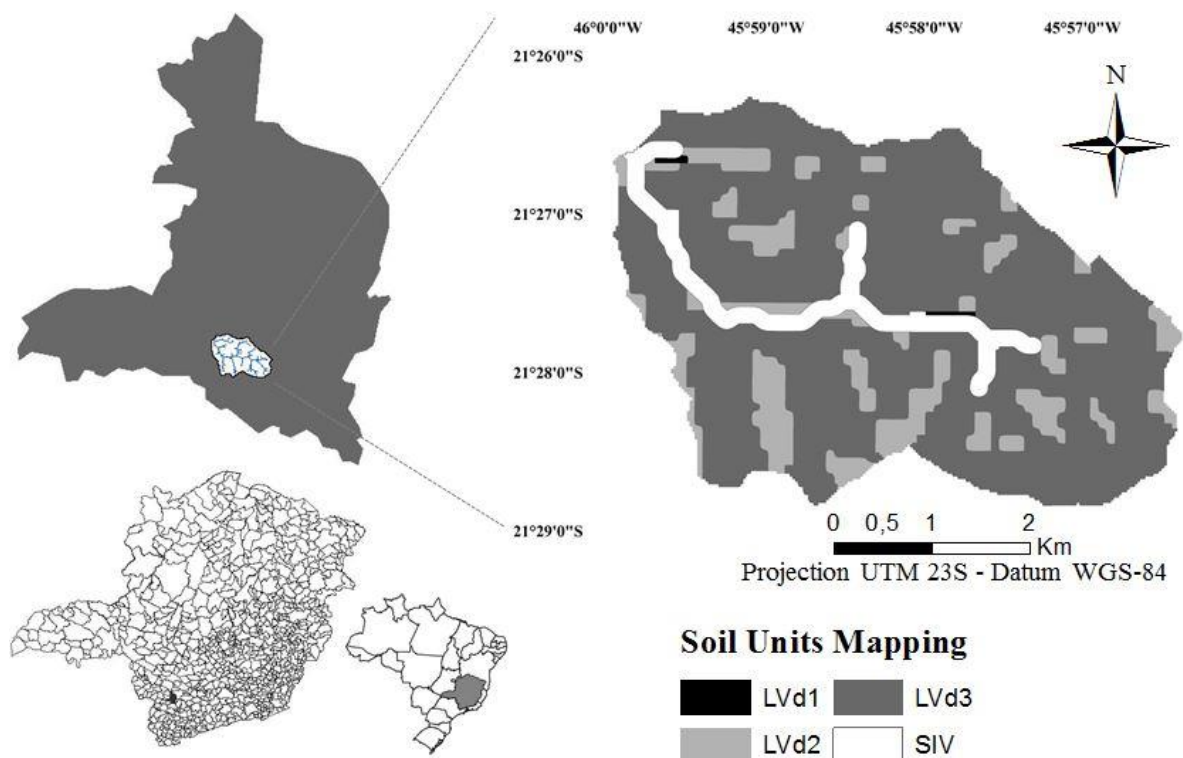


Figura 1 – Localização e mapa de dos solos na área de estudo.

Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

Para estimar a erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica experimental, o modelo RUSLE foi aplicado em associação com técnicas de SIG e sensoriamento remoto, trabalhos de campo, análises físicas de solo e dados obtidos da literatura. No entanto, cumpre ressaltar que as áreas de várzea foram desconsideradas, pois são áreas sujeitas à deposição de sedimentos (Mitasova et al., 1996) e, portanto, excluídas na estimativa de perda de solo pelo modelo RUSLE.

A RUSLE é composta por 5 fatores (Equação 1) (Renard et al., 1997).

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

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, que envolve o comprimento e a declividade da rampa, adimensional; C = fator uso e manejo do solo, adimensional e P = fator práticas conservacionistas, adimensional.

O fator erosividade da chuva (R) foi obtido a partir do mapa do comportamento espacial da erosividade da chuva na região sul de Minas Gerais de Aquino et al. (2012), que determinaram os valores de R, a partir de dados de cinquenta e quatro estações pluviométricas, aplicando a equação do Índice de Fournier ajustada para Lavras - MG (Val et al., 1986) utilizando como interpolador o método de krigagem.

Para o fator K foi aplicado o modelo indireto, número 1, de Silva et al. (1999), proposto para estimativa de erodibilidade para os Latossolos brasileiros. Segundo esses autores, o modelo 1 apresentou o r² mais alto e suas variáveis são de fácil obtenção em campo e de determinação rotineira em laboratório. O modelo 1 se expressa pela Equação 2.

$$Y = 4,77 \times 10^{-2} - 9,66 \times 10^{-3} X_{14} + 1,63 \times 10^{-2} X_{16} - 1,12 \times 10^{-2} X_{17} + 1,85 \times 10^{-2} X_{18} - 1,51 \times 10^{-2} X_{19} - 2,46 \times 10^{-4} X_{22} - 3,58 \times 10^{-4} X_{23} + 1,47 \times 10^{-4} X_{24} - 1,43 \times 10^{-4} X_{25} + 3,26 \times 10^{-3} X_{26} - 1,26 \times 10^{-3} X_{27} - 2,29 \times 10^{-4} X_{31} + 1,07 \times 10^{-4} X_{32} + 2,69 \times 10^{-4} X_{34} \quad (2)$$

Em que: Y = erodibilidade em Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹; X₁₄ = código do matiz do solo úmido segundo Munsell (adimensional); X₁₆ = código do grau da estrutura (adimensional); X₁₇ = código do tamanho da estrutura (adimensional); X₁₈ = código da forma da estrutura (adimensional); X₁₉ = código da plasticidade do solo (adimensional); X₂₂ = teor de areia fina dispersa com NaOH 0,1 mol L⁻¹ (g kg⁻¹); X₂₃ = teor de areia muito fina dispersa com NaOH

$0,1 \text{ mol L}^{-1} \text{ (g kg}^{-1}\text{)}$; X_{24} = teor de silte disperso com NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1} \text{ (g kg}^{-1}\text{)}$; X_{25} = teor de argila dispersa com NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1} \text{ (g kg}^{-1}\text{)}$; X_{26} = teor de areia muito grossa disperso em água $\text{(g kg}^{-1}\text{)}$; X_{27} = teor de areia grossa disperso em água $\text{(g kg}^{-1}\text{)}$; X_{31} = teor de silte disperso em água $\text{(g kg}^{-1}\text{)}$; X_{32} = teor de argila disperso em água $\text{(g kg}^{-1}\text{)}$ e X_{34} = índice de floculação (adimensional).

Para definição da variável X_{14} , foi utilizado o levantamento de reconhecimento dos solos da região sob influência do Reservatório de Furnas (Brasil, 1962). As variáveis X_{16} , X_{17} , X_{18} e X_{19} foram obtidas durante os trabalhos de campo em amostra de solo, sob vegetação nativa, de cada unidade de solo mapeada. Nessas variáveis, a classificação e atribuição de valores para o cálculo ao modelo escolhido foi de acordo com Silva et al. (1999). As variáveis X_{22} , X_{23} , X_{24} , X_{25} , X_{26} , X_{27} , X_{31} e X_{32} foram obtidas das análises de textura pelo método do densímetro (Bouyoucos, 1927; Black, 1986). Para tanto, foi coletada uma amostra da camada superficial (0 – 20 cm) sob vegetação nativa para cada unidade de solo (Figura 2), seguindo os procedimentos de Lemos et al. (2005). A variável X_{34} foi obtida de EMBRAPA (2011).

Para a estimativa do fator LS foi aplicado o modelo RUSLE 3D (Mitasova et al., 1996), que é representado pela Equação 3.

$$LS = (m + 1) [A \times B / 22.13]^m \times [\text{sen } \theta / 0,0896]^n \quad (3)$$

Em que: LS = fator topográfico; A = área de contribuição a montante por unidade de comprimento de célula (m^2) para um MDE; B = tamanho da célula do MDE; θ = ângulo do declive e m e n = constantes que dependem do tipo de fluxo do escoamento superficial e das propriedades do solo.

Para a execução desse cálculo foi obtido, da Divisão de Geração de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (DGI/INPE), o MDE Topodata com resolução de *pixel* (célula) de aproximadamente 30 m, correspondente à folha 21s465ZN. A escolha desse MDE foi baseada em Bhattarai & Dutta (2007), que obtiveram estimativa da erosão hídrica mais acurada em MDE com resolução de 30 m e apontaram que essa acurácia pode estar relacionada à semelhança entre a resolução e o comprimento de rampa, de 22,3 m, que foi aplicado originalmente na USLE.

A partir do MDE, os parâmetros área de contribuição e declividade foram obtidos no aplicativo ArcGis 10.1 e no conjunto de ferramentas TauDEM 5.1.1 (Tarboton & Mohammed, 2013). Primeiramente, o MDE foi corrigido filtrando os pixels com valores de altitude discrepantemente inferiores ou superiores aos vizinhos. Em seguida, foi obtido o fluxo de direção pelo método *Deterministic infinity* (D^∞) (Tarboton, 1997) que gerou,

automaticamente, os valores dos ângulos de declividade (Figura 2A) e de área de contribuição (Figura 2B). Estudos de Oliveira et al. (2012) apontaram o método D^∞ como o mais eficiente para representação da rede de drenagem.

Os valores adotados para as constantes m e n , foram, respectivamente, 0,4 e 1,0, os recomendados para representar tanto o fluxo laminar quanto o concentrado nas áreas com alta variabilidade espacial de uso e propriedades do solo e considerados os mais adequados para bacias hidrográficas (Mitasova et al., 2001; Oliveira et al., 2013).

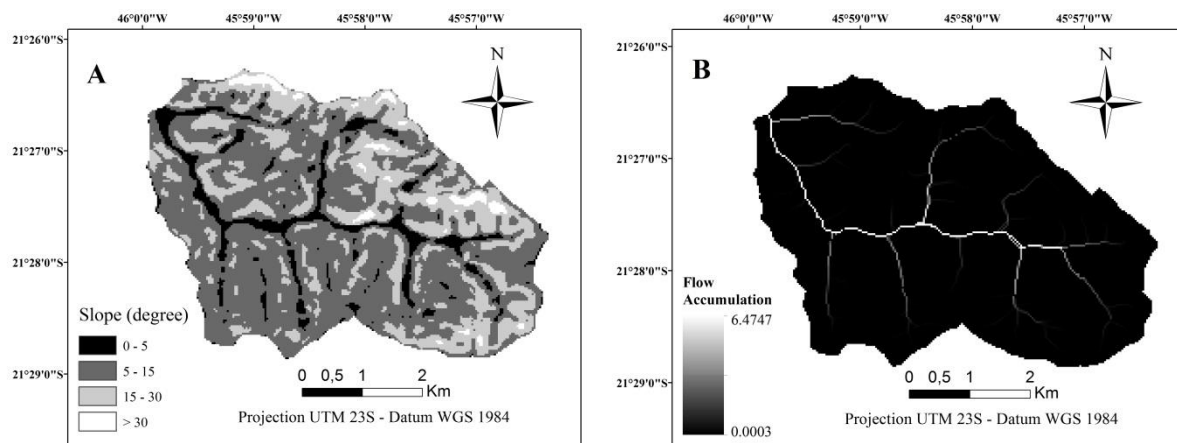


Figura 2: Declividade, em graus (A) e Área de contribuição (B) da área de estudo.

Neste estudo o fator P foi desconsiderado na aplicação da RUSLE, este fator é o mais carente de dados na literatura e a obtenção de seus valores de forma empírica é morosa e onerosa. De tal forma, que, de acordo com Bahadur (2009), diversos trabalhos desconsideram esse fator nas estimativas da erosão hídrica a partir USLE/RUSLE.

O fator C foi estimado a partir do mapeamento multitemporal do uso do solo com a atribuição de valores obtidos da literatura.

Para a execução do mapeamento multitemporal do uso do solo foram obtidas da DGI/INPE imagens de satélite Landsat-5 Thematic Mapper (TM), nas bandas TM2, TM4 e TM5, correspondente à órbita/ponto 219/74. Foram selecionadas as datas 02/05/1986, 17/08/1996, 14/09/2006 e 27/08/2011 devido, nessas datas, à área da sub-bacia estar em condições atmosféricas favoráveis e corresponder à época do ano da estação seca, que permite uma melhor discriminação entre pastagens e cultivos agrícolas. Pois, nesta época, também, a pastagem está seca e permite uma clara distinção em relação aos outros cultivos, em especial na banda do infravermelho próximo (TM4).

O tratamento das imagens foi feito com os aplicativos ENVI 4.5 e ArcGis 10.0. Inicialmente, as imagens foram corrigidas geometricamente por pontos de controle com referência ao sistema WGS-84 (World Geodetic System). Esta etapa permitiu sobrepor todas

as imagens em relação a uma mesma localização no terreno, procedimento denominado de registro de imagens, e integrar as informações extraídas das imagens com outros planos de informações cartográficos: drenagens, estradas, curvas de nível, mapa de solo e etc.. No mapeamento do uso do solo foi adotada a técnica de interpretação visual das imagens com base na composição colorida TM4, TM5 e TM2, em RGB (Red, Green e Blue), correspondendo, respectivamente, aos canais infravermelho próximo, infravermelho médio e azul. O reconhecimento das classes presentes nas imagens foi feito analisando a cor, textura, padrão e contexto, além de trabalhos de conferência em campo.

As classes de uso do solo identificadas e os respectivos valores do fator C foram: Mata nativa: 0,002 (Martins et al., 2010); Pastagem: 0,1 (Roose, 1977); Café: 0,088 (Prochnow et al., 2005); Milho: 0,122 (De Maria & Lombardi Neto, 1997); Cana-de-açúcar: 0,1 (Nilo et al., 2011); Eucalipto: 0,30 (Martins et al., 2010) e Solo exposto: 1,00.

Tolerância de Perda de Solo

Os valores limites de TPS foram determinados pelo método de Bertol & Almeida (2000) (Equação 4). De acordo com Oliveira et al. (2011), esse método é o mais aplicado para cálculos da TPS no Brasil.

$$TPS = h \cdot ra \cdot m \cdot p \cdot 1.000^{-1} \quad (4)$$

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; ra = 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;.

As variáveis h , r e ra foram obtidas de Brasil (1962), o teor de argila no horizonte A foi obtido pelo método da variável X_{25} da equação 2, a variável m foi obtida de EMBRAPA (2011) e a variável p foi determinada em campo utilizando o penetrômetro de impacto (Stolf, 1991) com três repetições em cada unidade de solo sob mata nativa. Os valores de TPS foram correlacionados ao mapa de perda de solo (Figura 5), em que a TPS foi discriminada para cada unidade de solo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em relação aos parâmetros da RUSLE, o valor de erosividade, segundo Aquino et al. (2012), para a área de estudo é de $6.500 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, intermediário na erosividade da região, que varia de 5.145 a $7.776 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Entretanto, com esse valor, os autores apontam que usos e manejos inadequados podem ocasionar apreciáveis perdas de solos por erosão hídrica, devido aos efeitos da intensidade, frequência e quantidade de chuvas na região.

A partir dos valores das variáveis da Equação 2, listados na Tabela 1, foi estimada a erodibilidade para cada unidade de Latossolo mapeada e os valores estão apresentados na Figura 3A.

Tabela 1: Valor das variáveis do modelo 1 de Silva et al. (1999).

Variável	Descrição	Unidades de solo		
		LVd1	LVd2	LVd3
X ₁₄	Código do matiz do solo úmido segundo Munsell	2	2	2
X ₁₆	Código do grau da estrutura	2	2	2
X ₁₇	Código do tamanho da estrutura	1	2	1
X ₁₈	Código da forma da estrutura	3	3	3
X ₁₉	Código da plasticidade do solo	3	3	3
X ₂₂	Teor de areia fina dispersa com NaOH 0,1 mol L ⁻¹	130	140	90
X ₂₃	Teor de areia muito fina dispersa com NaOH 0,1 mol L ⁻¹	30	60	30
X ₂₄	Teor de silte disperso com NaOH 0,1 mol L ⁻¹	50	200	130
X ₂₅	Teor de argila dispersa com NaOH 0,1 mol L ⁻¹	400	370	450
X ₂₆	Teor de areia muito grossa disperso em água	40	70	40
X ₂₇	Teor de areia grossa disperso em água	130	110	110
X ₃₁	Teor de silte disperso em água	120	400	150
X ₃₂	Teor de argila disperso em água	290	100	400
X ₃₄	Índice de flocculação	275	730	110

De acordo com a Figura 3A, apenas na unidade LVd2 o valor de erodibilidade, foi acima da amplitude dos valores de erodibilidade dos Latossolos brasileiros, que varia de 0,002 a $0,034 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Silva et al., 2000). Essa diferença pode estar relacionada à discrepância no valor de teor de areia muito grossa disperso em água (Tabela 1) com a amplitude dessa variável nos Latossolos brasileiros (Silva et al., 1999). Portanto, os valores de erodibilidade indicam que estimativa da erosão hídrica na unidade de mapeamento LVd2, pela aplicação do modelo RUSLE, pode resultar em maiores valores de perda de solo na área de estudo.

Os valores do fator LS obtidos pela Equação 3 apresentaram variação espacial de 0 a 5,4 (Figura 3B). Tais resultados indicam a pertinência do modelo RUSLE-3D (Mitasova et

al., 1996) para estimativa da erosão hídrica em bacias hidrográficas, pois os maiores valores de LS ocorreram onde o fluxo de acumulação do escoamento superficial é mais intenso. Oliveira et al. (2013) destacaram que a estimativa de perda de solo pelo modelo RUSLE 3D não difere estatisticamente da estimativa empírica.

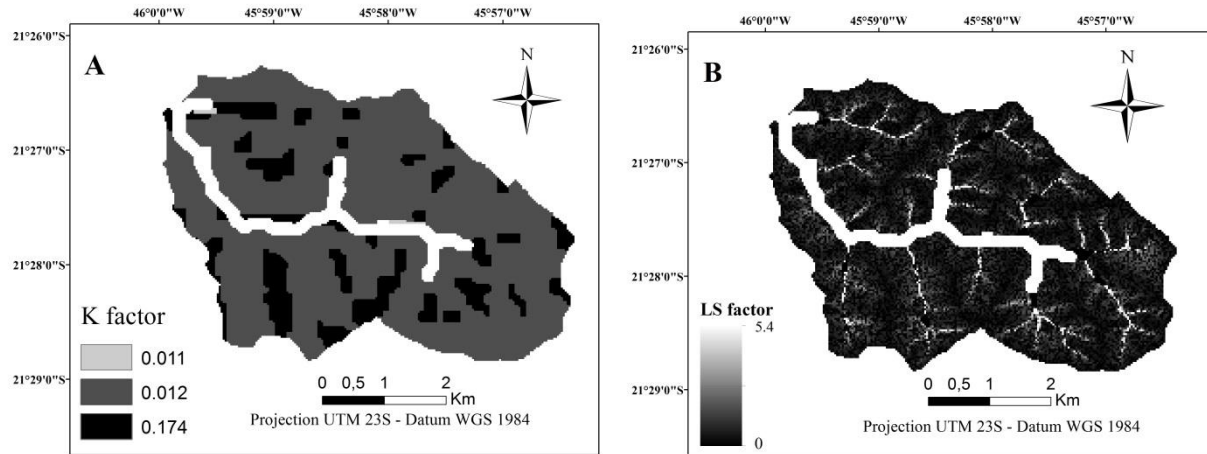


Figura 3: Erodibilidade do solo (A) e fator topográfico (B) da área de estudo

O mapeamento multitemporal do uso do solo é ilustrado na Figura 4 e as variações do domínio do uso do solo, no período do mapeamento são descritos na Tabela 2.

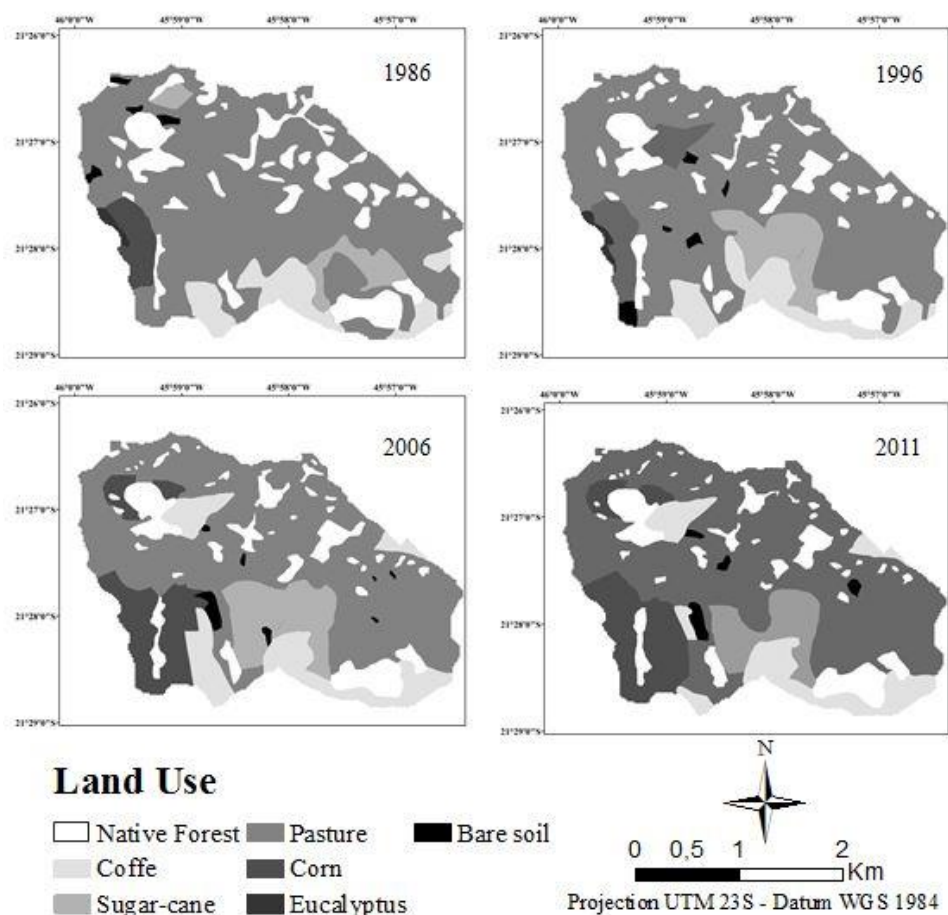


Figura 4: Uso do solo na área de estudo de 1986 a 2011.

Tabela 2: Distribuição areal dos usos do solo em 1986, 1996, 2006 e 2011.

Uso do solo	Área (1986)		Área (1996)		Área (2006)		Área (2011)	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Mata nativa	329,8	13,8	295,9	11,4	261,2	11,0	251,6	11,0
Pastagem	1384,5	67,9	1290,5	69,5	1131,6	66,7	1183,3	62,1
Café	175,6	8,8	183,9	9,7	251,3	12,6	223,8	12,4
Milho	73,3	3,8	120,8	2,9	214,7	4,6	243,1	8,7
Cana-de-açúcar	90,8	4,5	154,4	4,8	196,6	3,9	153,0	3,4
Solo exposto	16,0	0,5	22,2	1,0	24,6	1,2	25,2	2,4
Eucalipto	10,0	0,7	12,3	0,7	-	-	-	-

Com base nos valores do fator C, correspondentes aos usos do solo mapeados, observa-se que quanto mais próximos de 1, maior será a susceptibilidade à erosão hídrica. Tais alterações apontam uma maior ocorrência de áreas mais propensas à erosão hídrica e, conseqüente, produção de sedimentos (Figura 4).

A distribuição espacial da perda de solo pela estimativa da erosão hídrica (Figura 5) foi realizada a partir da Equação 1, multiplicando seus fatores no ArcGis 10.1. A distribuição espacial das classes de perda de solo, adaptada de Beskow et al. (2009), é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3: Distribuição areal da perda de solo na área de estudo e classes qualitativas de perda de solo, adaptadas de Beskow et al. (2009).

Taxa de perda de solo Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	Área %				Classes qualitativas de perda de solo
	1986	1996	2006	2011	
0 - 2,5	78,7	78,4	78,3	78,1	Suave
2,5 - 5	4,3	4,1	4,1	4,2	Suave/moderada
5 - 10	4,1	4,2	4,0	4,1	Moderada
10 - 15	2,2	2,2	2,3	2,4	Moderada/Alta
15 - 25	1,8	2,1	2,1	2,2	Alta
25 - 100	1,1	1,1	1,1	1,1	Muito Alta
> 100	0,3	0,3	0,4	0,4	Extremamente alta

De acordo com a Tabela 3, as taxas de perda de solo aumentaram devido às alterações no uso do solo no período. Especialmente, pela diminuição percentual das áreas das classes Suave, Suave/moderada e Moderada e crescimento das classes Moderada/Alta, Alta, Muito Alta. Entretanto, apesar das mudanças verificadas a cada década, 82,3% da área pertencia às classes Suave e Suave/Moderada em 2011, indicando um bom estado de conservação em relação à erosão hídrica.

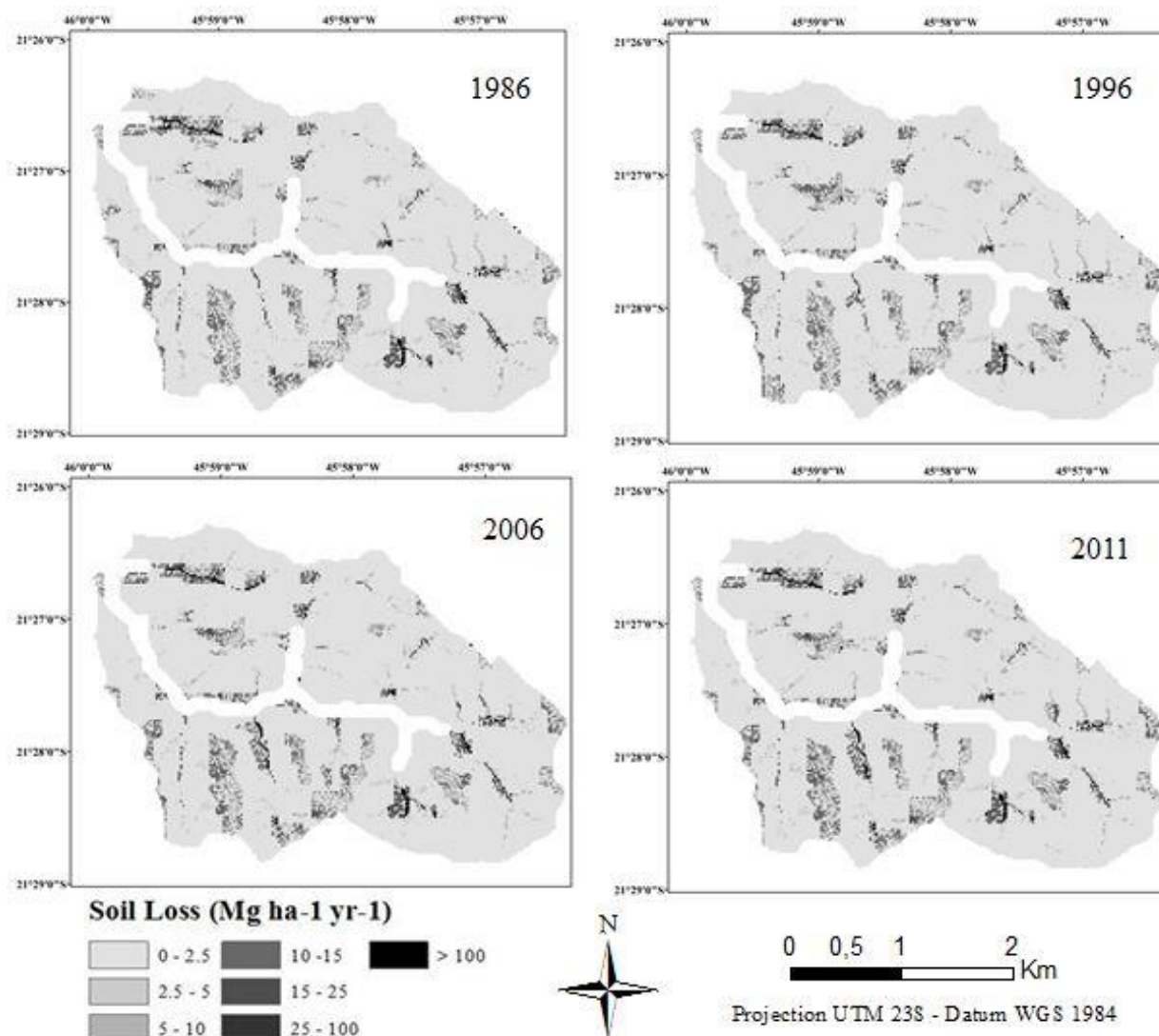


Figura 5: Perda anual de solo estimada em 1986, 1996, 2006 e 2011 na área de estudo.

Os valores das variáveis da equação 4 e os valores da TPS para as unidades de solo são listados na Tabela 4.

Tabela 4: Valores das variáveis da equação 4 e valor da TPS para as unidades de solo da área de estudo.

Unidade de solo	Variáveis da equação 4				Valor de TPS (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
	h^*	r	m	p	
LVd1	1000	1	0,7	0,7	5,4
LVd2	1000	0,9	1	0,7	6,9
LVd3	1000	1	0,85	0,7	6,5

* Limitado a 1000

As áreas da sub-bacia hidrográfica experimental que tiveram perda de solo acima do limite da TPS estão apresentadas na Figura 6.

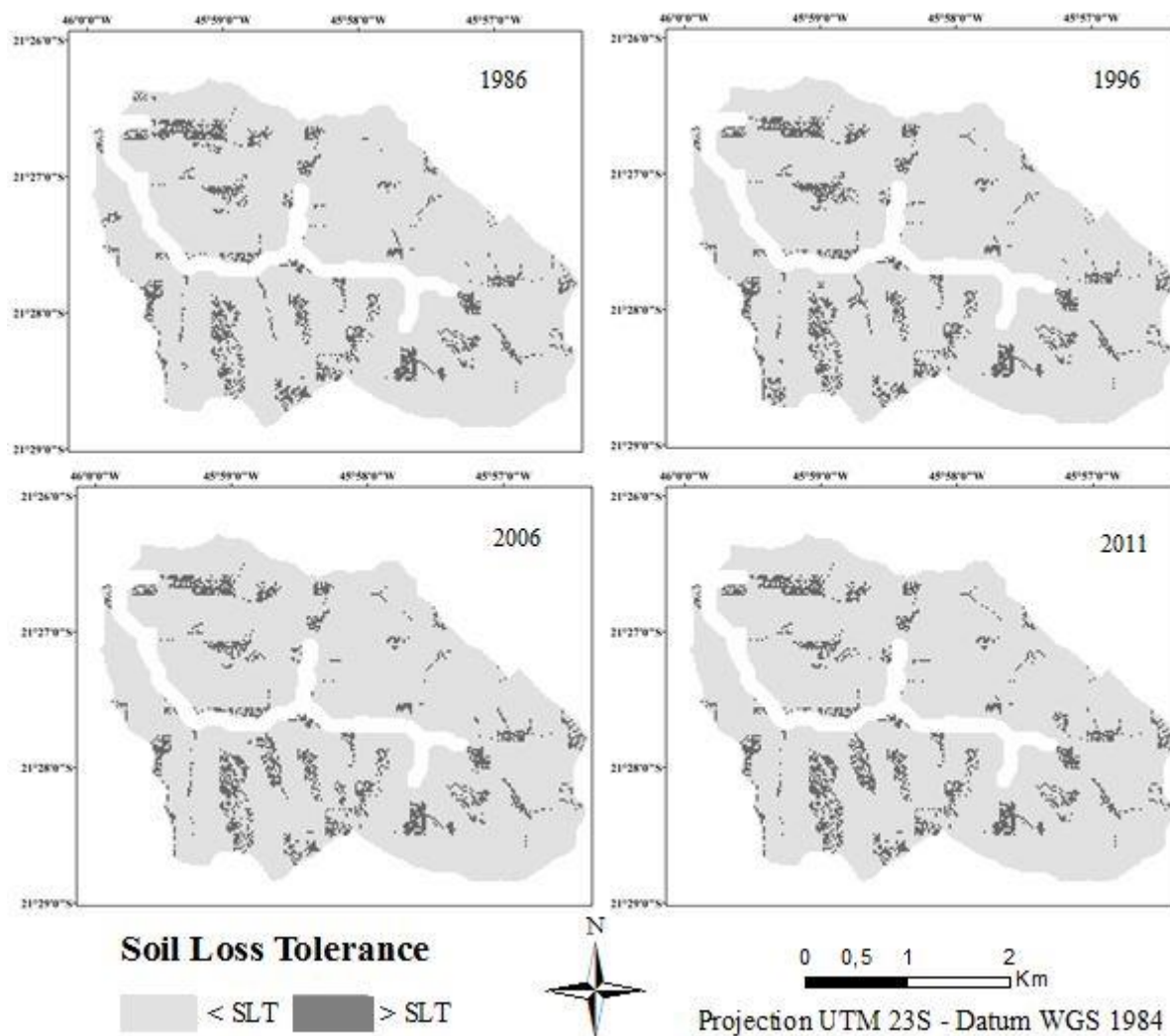


Figura 6: Distribuição espacial de áreas com perdas do solo maiores e menores do que o limite de TPS na área de estudo de 1986 a 2011.

Os dados ilustrados na Figura 6 indicam que o percentual de área que ultrapassaram os limites da TPS, para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2011, foram 7,9%, 8,1%, 8,3% e 8,4%, respectivamente. Das áreas que ultrapassaram a TPS, 85%, 85%, 83% e 83% contemplavam na unidade LVd2, para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2011, respectivamente. Confirmando a hipótese de maiores valores de perda de solo nessa unidade de solo devido ao seu alto valor de erodibilidade.

Tais dados indicam que as alterações no uso do solo de 1986 a 2011 geraram uma maior degradação do solo devido ao aumento de áreas com perda de solo maior do que o limite da TPS. Tal fato está relacionado ao aumento de áreas de solo exposto e de cultivos de café, milho e cana-de-açúcar e a diminuição de áreas de mata nativa e pastagens (Tabela 2).

As alterações na cobertura do solo influenciam na perda de solo pela erosão hídrica e podem gerar impactos ambientais e socioeconômicos. Portanto, o monitoramento dessa dinâmica é fundamental para medidas de gestão e de planejamento dos recursos naturais e

econômicos visando mitigar os processos de degradação, tal como os da sub-bacia hidrográfica utilizada neste estudo.

CONCLUSÕES

As alterações no uso do solo aumentaram as taxas de perda de solo pela erosão hídrica, estimada pela RUSLE, na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús. A área percentual com valores de perda de solo acima do limite de TPS passou de 7,9%, em 1986, para 8,4% em 2011. Tal efeito está relacionado à diminuição de áreas de pastagens e de mata nativa e o crescimento das áreas de solo exposto e de cultivos de café, milho e cana-de-açúcar.

A aplicação do modelo RUSLE em SIG serviu como uma ferramenta útil para estimar a distribuição espacial da erosão hídrica e, em associação aos limites de TPS, identificar as áreas mais vulneráveis a degradação na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, sul do Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelas bolsas.

REFERÊNCIAS

- AQUINO, R.F.; SILVA, M.L.N.; FREITAS, D.A.F.; CURI, N.; MELLO, C.R. de.; AVANZI, J.C. Variabilidade espacial da erosividade da chuva na região Sul de Minas Gerais, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.36, n.5, p. 533-542, Set./Out. 2012.
- AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; NORTON, L.D; BESKOW, S.; MARTINS, S.G. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.37, n.5, p. 427-434, Sep./Oct. 2013.
- BAHADUR, K.C.K. Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: A case of the Upper Name Wa Watershed, Nan Province, Thailand. **Environmental Geology**, Heidelberg, v.57, n.3, p. 695–705, Aug. 2009.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.3, p. 657-668, Jul./Sep. 2000.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8.ed. São Paulo: Ícone, 2012. 360p.
- BESKOW, S.; MELLO, C.R.; NORTON, L.D.; CURI, N.; VIOLA, M.R.; AVANZI, J.C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, Amsterdam, v.79, n.1, p. 49-59, Oct. 2009.

BHATTARAI, R.; DUTTA, D. Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS at catchment scale. **Water Resources Management**, Heidelberg, v.21, n.10, p.1635-1647, Oct. 2007.

BLACK, C.A. **Methods of soil analysis I.** physical and mineralogical methods. American Society of Agronomy: Soil Science Society of America, 1986.

BOUYOUCOS, G.J. The hydrometer as a new method for the mechanical analysis of soils. **Soil Science**, Philadelphia, v.23, n.5, p. 343–349, May. 1927.

BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos da região sob Influência do Reservatório de Furnas.** Rio de Janeiro: boletim técnico n° 13 do Serviço Nacional de Conservação dos Solos, 1962.

DE MARIA, I.C.; LOMBARDI NETO, F. Razão de perdas de terra e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.21, p. 263-270, 1997.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro De Classificação De Solos.** 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2006. 306p

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solos.** 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230 p.

JORDAN, G.; VAN ROMPAEY, A.; SZILASSI, P.; CSILLAG, G.; MANNAERTS, C.H.; WOLDAL, T. Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balatom basin (Hungary). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.108, n.2, p.119–133, Jun. 2005.

LEMONS, R.C.; SANTOS, R.D.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. **Manual de descrição e coleta de solos no campo.** 5.ed. Viçosa: SBCS, 2005. 52p.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Washington, v.18, n.4, p. 885-898, Jun. 2008.

MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; 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. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.38, n.87, p. 517- 526, Sep. 2010.

MINAS GERAIS. **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais.** Belo Horizonte, Empresa de Pesquisas Agropecuária de Minas Gerais, EPAMIG, 2010.

MITASOVA, H.; HOFIERKA, J.; ZLOCHA, M.; IVERSON, L.R. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. **International Journal Geographical Information System**, Abingdon, v.10, n.5, p. 629– 641, 1996.

MITASOVA, H.; MITAS, L.; BROWN, W.M.; JOHNSTON, D. **Terrain modeling and soil erosion simulation: applications for Ft. Hood Report for USA CERL**. Urbana-Champaign: University of Illinois. 2001. Disponível em:
<http://www4.ncsu.edu/~hmitaso/gmslab/reports/cerl01/finalreport/report01/default.htm#1>.
 General aspects of Modeling and GIS. Acesso em 16 de outubro de 2013.

MORGAN, R.P.C.; NEARING, M.A. **Handbook of erosion modeling**. West Sussex: Wiley - Blackwell, 2011. 352p.

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: junho de 2013.

NILO, S.F. de A.; MARTINS FILHO, M.V.; TORRES, J.L.R.; PEREIRA, G.T.; MARQUES JÚNIOR, J. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.3, p. 539-550, May./Jun. 2011.

OLIVEIRA, A.H.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; KLINKE NETO, G.; SILVA, M.A.; ARAÚJO, E.F. Consistência hidrológica de modelos digitais de elevação (MDE) para definição da rede de drenagem na sub-bacia do horto florestal terra dura, Eldorado do Sul , RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, n.4, p. 1259-1267, July/Aug. 2012.

OLIVEIRA, A. H.; SILVA, M.A.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; KLINKE NETO, G.; De FREITAS, D.A.F. Development of topographic factor modeling for application in soil erosion models. In: SORIANO, M. C. H. **Soil processes and current trends in quality assessment**. Rijeka: InTech, 2013. p. 111-138.

OLIVEIRA, P.T.S; SOBRINHO, T.A.; RODRIGUES, D.B.B.; PANACHUKI, E. Erosion Risk Mapping Applied to Environmental Zoning. **Water Resources Management**, Heidelberg, v.25, n.3, p. 1021-1036, Feb. 2011.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; McNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, Washington DC, v.267, n.5201, p. 1117-1123, Feb. 1995.

PROCHNOW, D.; DECHEN, S.C.F.; De MARIA, I.C.; De CASTRO, O.M; VIEIRA, S.R. Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, n.1, p. 91-98, Jan./Feb. 2005.

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. 384p.

ROOSE, E.J. Application of the universal soil loss equation of Wischmeier and Smith in West Africa. In: GREENLAND, D.J. & LAL, R. **Soil conservation and management in the humid tropics**. New Jersey: Jophn Wiley & Sons, 1977. p.177-187.

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

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; De LIMA, J.M.; FERREIRA, M.M. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.6, p.1207-1220, Jun. 2000.

STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência à penetração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.15, p. 229-235, 1991.

TARBOTON, D. G. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in the grid digital elevation models. **Water Resources Research**, New Jersey, v.33, n.2, p. 309-319, Feb. 1997.

TARBOTON, D. G.; MOHAMMED, I. N. TauDem 5.1.1: terrain analysis using digital elevation models. Disponível em: <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem5/downloads.html>. Acesso em: 23 ago. de 2013.

VAL, L.A.; BAHIA, V.G.; FREIRE, J.C.; DIAS JUNIOR, M.S. Erosividade das chuvas em Lavras, MG. **Ciência e prática**, Lavras, v.10, n.2, p. 199-209, 1986.

PARTE 3

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aumento da demanda por *commodities* da agropecuária promove alterações da cobertura vegetal do solo que influenciam na perda de solo pela erosão hídrica e podem gerar impactos ambientais e socioeconômicos. O monitoramento dessa dinâmica permite a definição de políticas de planejamento territorial, com a conservação do solo e da água e recuperação de áreas degradadas.

O modelo RUSLE é uma adaptação do modelo USLE, pois seus parâmetros são calculados com ajustes a variações sazonais e técnicas de SIG. Portanto, é uma ferramenta útil para estimar a distribuição espacial da erosão hídrica em áreas de relevos complexos, como bacias hidrográficas, e, associado aos limites de TPS, identificar áreas mais vulneráveis a degradação do solo e da água, servindo como auxílio para medidas de conservação e restauração desses recursos naturais.

As alterações do uso do solo, de 1986 a 2011, no Município de Alfenas (Anexo 1) e na Sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús não foram drásticas. Foram, por outro lado, apenas, levemente impactantes em relação à perda de solos pela erosão hídrica. Na Sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, as áreas com perda de solo, estimadas pelo modelo RUSLE, classificadas como Suave, Suave/moderada e Moderada diminuíram e as áreas de classe Moderada/Alta, Alta, Muito Alta aumentaram. Já as áreas com valores de perda de solo acima do limite da TPS passaram de 6,7%, em 1986, para 7,5% em 2011. Tal efeito está relacionado à diminuição de áreas de pastagens e de mata nativa e ao crescimento das áreas de solo exposto e de cultivos de café, milho e cana-de-açúcar.

ANEXO 1 Artigo submetido à Revista Mercator

Redigido conforme as normas dessa revista.

Autores: Diogo Olivetti, Joaquim Ernesto Bernardes Ayer, Ronaldo Luiz Mincato, Marx Leandro Naves Silva e Fernando Shinji Kawakubo.

MULTITEMPORAL ANALYSIS OF LAND USE IN ALFENAS, SOUTHERN MINAS GERAIS, BY SEGMENTATION AND CLASSIFICATION OF SATELLITE IMAGES

Análise multitemporal do uso do solo em Alfenas, Sul de Minas Gerais, por segmentação e classificação de imagens de satélite

Diogo Olivetti

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental, UNIFAL-MG

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700, Centro - Alfenas/MG, CEP: 37130-000.

E-mail: di_olivetti@hotmail.com

Ronaldo Luiz Mincato

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

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700, Centro - Alfenas/MG, CEP: 37130-000.

E-mail: ronaldomincato@gmail.com

Joaquim Ernesto Bernardes Ayer

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental, UNIFAL-MG

E-mail: joaquimeba@yahoo.com.br

Marx Leandro Naves Silva

Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, MG

Caixa Postal 3037. CEP 37200-000 - Lavras, MG - 37200-000.

E mail: marx@dcs.ufla.br

Fernando Shinji Kawakubo

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

E-mail: fskgeo@gmail.com

ABSTRACT

The increase in demand for commodities by farming and cattle-raising intensifies land use and promotes changes in its cover. Assessing this dynamic is important for identifying areas vulnerable to degradation of natural resources. The development of remote sensing techniques and the availability of resources to treat spatial data make it possible to evaluate this dynamic in a fast, reliable and cheap manner. Thus, this study evaluated the changes in land use in the municipality of Alfenas, southern Minas Gerais State, for a period of 25 years. For that purpose, we used images captured in 1986, 1996, 2006 and 2011 by the Thematic Mapper (TM) sensor onboard Landsat-5 satellite. Based on those set of images, the land use in each period was mapped by using the image segmentation technique followed by supervised classification of segments. By analyzing the mapping results, we observed relevant changes concerning soil use, i.e., reduction of forest and pasture areas and an increase in the areas used

for temporary crops and bare soil, which indicate greatest vulnerability in vegetation, soil and water degradation.

Key words: Land cover, Remote sensing, Landsat-5 TM, Classification by segments.

RESUMO

O aumento da demanda por commodities pela agropecuária intensifica o uso do solo e promove alterações em sua cobertura. O acompanhamento dessa dinâmica é importante para identificação de áreas vulneráveis à degradação dos recursos naturais. O desenvolvimento de técnicas de sensoriamento remoto e a disponibilidade de recursos de tratamento de dados espaciais permitem avaliar essa dinâmica de maneira rápida, confiável e a baixo custo. Assim, este estudo avaliou as alterações no uso do solo no Município de Alfenas, sul do Estado de Minas Gerais, num período de 25 anos. Para tanto, foram utilizadas imagens geradas pelo sensor Thematic Mapper (TM) a bordo do satélite Landsat-5 dos anos 1986, 1996, 2006 e 2011. Utilizando este conjunto de imagens, foram mapeados os usos do solo para cada data por meio da técnica de segmentação de imagens seguida pela classificação supervisionada dos segmentos. Analisando os resultados obtidos, foram verificadas alterações significativas no uso do solo, como a redução de áreas de matas e de pastagens e o aumento das áreas com culturas temporárias e com solo exposto, que indicam maior vulnerabilidade a degradação dos recursos solo, água e vegetação.

Palavras chave: Cobertura do Solo, Sensoriamento Remoto, Landsat-5 TM, Classificação por Segmentos.

RESUMEN

El aumento de la demanda de mercancías por la industria agropecuaria intensifica el uso del suelo y promueve alteraciones en su cubierta. El acompañamiento de esa dinámica es importante para la identificación de áreas vulnerables a la degradación de los recursos naturales. El desarrollo de técnicas de teledetección y la disponibilidad de recursos de tratamiento de datos espaciales permiten evaluar esa dinámica de forma rápida, confiable y a bajo costo. De este modo, este estudio evaluó las alteraciones del uso del suelo en el Municipio de Alfenas, sur del Estado de Minas Gerais durante 25 años, a través de imágenes generadas por el sensor Thematic Mapper (TM) a bordo del satélite Landsat-5 de los años 1986, 1996, 2006 y 2011. Utilizando este conjunto de imágenes, fueron mapeados los usos del suelo para cada fecha por medio de la técnica de segmentación de imágenes, seguida por la clasificación supervisada de los segmentos. Analizando los resultados obtenidos, fueron verificadas alteraciones significativas en el uso del suelo, como la reducción de áreas de bosque y de pastos, y el aumento de áreas de cultivos temporales con suelo expuesto, que indican una mayor vulnerabilidad a la degradación de los recursos suelo, agua y vegetación.

Palabras-Claves: Cobertura del suelo, Teledetección, Landsat-5 TM, Clasificación por Segmentos

Introduction

Currently, widespread and rapid changes of land use and thus, of vegetation cover, are being observed, especially by human activities, that represent a great threats of degradation to soil, water and vegetation natural resources, and cause environmental changes (MARTINELLI; FILOSO, 2008). In order to avoid such losses it is necessary to continuously monitor the chronological evolution of spatial distribution of use, occupation and management of the soil (CEBECAUER; HOFIERKA, 2008).

One of the most important factors that affects soil susceptibility to water erosion is the absence of management practices of the vegetation cover. Therefore, changes in the vegetation cover, either natural or induced by human action, can intensify water erosion of soils. In studies of water erosion modeling, multitemporal analyses of the land use have been a tool for evaluating such changes and their consequences, in the long run, on sediment transportation (JORDAN et al., 2005), especially in areas close to natural bodies of water, i.e., rivers and lakes; or artificial bodies of water reservoirs (BAKKER et al., 2008).

The multitemporal studies on land use can, also, be carried out with different aims, as, for instance: to monitor the changes of land use and cover (BARBOSA et al., 2009; ROMÃO; SOUZA, 2011); to evaluate the seasonal changes of crops (OETTER et al., 2001); to map the growth of urban areas (YUAN et al., 2005; MORATO et al., 2011); to analyze the landscape pattern (KUEMMERLE et al., 2006) and the process of deforestation (LU et al., 2012; SHENG et al., 2012).

Although land use and land cover changes can be monitored by inventories and traditional field surveys, remote sensing techniques offer a larger amount of information, saving cost and time (YUAN et al., 2005), providing a wide acquisition of data and of repetitive sampling, due to the multitemporal character of imagery (ZHANG et al., 2002).

In this regard, several studies have demonstrated the utility of data from Landsat-5 Thematic Mapper (TM) multitemporal imagery in order to classify and to estimate changes in land use and soil cover over time (ROGAN et al., 2002; TØMMERVIK et al., 2003; ÇAKIR et al., 2006; PFLUGMACHER et al., 2012).

The most traditional land use classification method using the resources of remote sensing is visual interpretation, in which the analyst recognizes classifications of the images based on color, texture, pattern and context. Though visual interpretation has satisfactory results, this method has also the disadvantage of adopting subjective criteria to identify the classifications, besides it is too slow (ALMEIDA FILHO et al., 1998).

Classifying computational methods, on the other hand, require additional processing with the use of specific programs aimed at the treatment of images. The advantage of using computational methods is the objectiveness of the criteria for recognizing categories present in the images, which are based on statistical parameters, and the agility with which information is generated.

The most used statistic classifier is the multispectral pixel-to-pixel classifier for maximum likelihood. In this type of classification, the analyst first selects training samples belonging to several classes of land use previously identified in the area. Next, the classifier measures the distance between the gray levels in the selected samples by using a model of probability distribution. Despite the classification by maximum likelihood being much used, it is not exempt of mistakes, often presenting misclassifications between classes with similar spectral behaviors, as, for instance, between transition classes among different types of vegetation cover (DEMARCHI et al., 2011). Besides, its approach by pixel does not consider the spatial variability inherent to categories.

At the moment, the most modern classification concepts are based on image segmentation technique followed by segments classification. In the segmentation stage, the image is segmented in homogeneous swathes which present common properties such as gray levels, texture, pattern, etc. Then such swathes or segments are grouped according to different classes of land use based on statistical parameters defined in the sampling. Several authors have used this type of approach in mapping land use (ALMEIDA FILHO et al., 1998; VASCONCELOS; NOVO, 2004; KAWAKUBO et al., 2009). Such an approach presents advantages in relation to methods of classification according to maximum likelihood due to the possibility of taking into consideration, in the decision process, not only the spectral properties of each class, but also textural and contextual variability.

This work aims to identify and to evaluate the changes of land use in Alfenas, Minas Gerais (MG), in the period from 1986 to 2011, by the segmentation technique and classification by segments of Landsat-5 TM multitemporal imagery.

Study Area

This study was carried out in Alfenas municipality, in southern Minas Gerais State (Figure 1), which covers an area of 850.446 Km² and has a population of 73,774 inhabitants (IBGE, 2010). It is practically equidistant from some of the most important metropolitan regions in Brazil: São Paulo, Rio de Janeiro and Belo Horizonte. The climate, according to Köppen, is the tropical mesothermic, with annual average temperatures in the range of 21° to

23° C and an annual average precipitation of approximately 1,500 mm, with the rainy season from October through March (ALFENAS, 2006). The geological substratum are pre-Cambrian charnockitic and granulitic polymetamorphic gneisses (HASUI, 2010). Dystrophic Red Latosols are predominant, with localized presence of Yellow Red Latosols and, at the sites of sediment deposition and wetlands, of Gleisols (UFLA; UFV, 2010). The town is on the Southern Minas plateau or Alto Rio Grande (AB'SABER, 1975), with altitudes in the 760 and 880 m range, and a relief of rolling hills (ALFENAS, 2006).

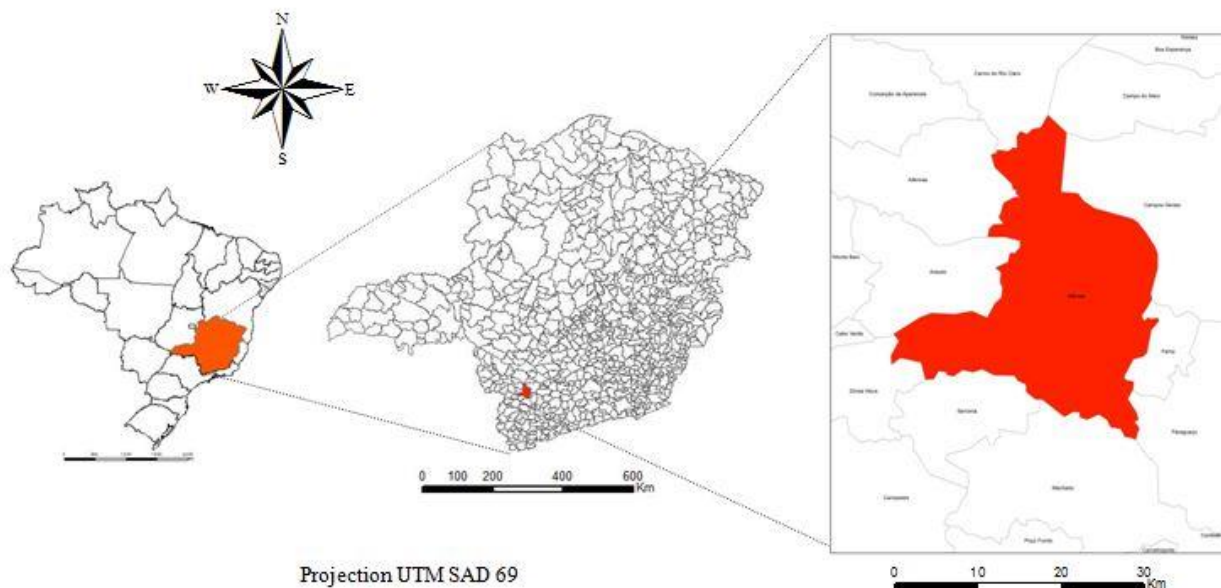


Figure 1: Location of Alfenas – MG. Source: Adapted from Brasil (2005).

The region is characterized by the transition between the biomes Cerrado (Brazilian savanna) and Atlantic rain forest (BRASIL, 1962), with only fragments of natural vegetation remaining. According to Scolforo et al. (2008), Alfenas presents low environmental vulnerability and a high social potential, which reflects its uses for coffee production, sugar cane production and dairy production. Farming and cattle raising contribute about 15% of the gross domestic product (GDP) of the municipality (IBGE, 2012).

Materials and Methods

Images from the Landsat-5 TM satellite, corresponding to path/row 219/74, dated May 5, 1986; August 17, 1996; September 14, 2006, and August 27, 2011, in the bands TM2 (green band), TM4 (near infrared band) and TM5 (mid infrared band) were obtained to map land use. The images were supplied free of cost by the Remote Sensing Division of the National Institute for Space Research (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). Every image was

obtained in the dry season, which allowed a better distinction among crop lands and pastures, which are dry. The bands selection was carried out by analyzing the spectral behavior of the several types of land use and vegetation cover present in the study area. The TM2, TM3 and TM4 bands were selected because they supplied the sets that offered the greatest contrast among the several classes to be mapped in color composition.

Imagery processing was carried out by using programs ENVI 4.5 and ArcGis 10.0. The images were first geo-referenced by means of control points, having the World Geodetic System 1984 (WGS - 84) as reference. Next, the images were resampled by nearest-neighbor interpolation. This method was used due to the fact that the algorithm does not change the values of pixels in the original image. The images were cut from the cartographic data base of Brazilian municipalities in the shapefile format (BRASIL, 2005), according to the boundaries of Alfenas municipality, by the mask cutting technique. Images segmentation was carried out in the ENVI 4.5 program by using an algorithm which partitions the image in homogeneous segments based on similar pixels. The grouping of the pixels is determined by the scale level, varying from 1 to 100. This definition of the threshold of the scale level is critical, since it determines the density of segmentation. If the value is very high, few segments will result (undersegmentation), leading to a jumble of distinct classes of land use. On the other hand, if it is very low, a single class will be excessively subdivided (oversegmentation). In order to overcome this problem and to improve the perceibility of classes land use, the parameter 'level of aggregation' is used, in order to link together small segments in larger areas (ENVI, 2008). The aggregation level also varies from 1 to 100 and follows the algorithm by Robinson et al. (2002), which merges adjacent segments based on the combination of spectral and spatial information. After the preliminary tests reached satisfactory results, value 20 and value 90 were established for threshold scale level and threshold aggregation level, respectively.

Next, the classification of land use was carried out based on the segments extracted at the segmentation stage. These segments keep spatial, spectral, textural, color and bands ratio features (ENVI, 2008). In the sequence, training samples were selected which represented identified and categorized classes in the area such as permanent crops, temporary crops, eucalyptus, native forest, pastures, bare soil, bodies of water and urban areas. The selection was supported by visual analyses of images, by field surveys and by informal interviews with local residents. The interviews were essential to help in the definition of samplings for images of previous years.

Following the classification, the results were visually evaluated. The polygons that were erroneously classified were manually edited with ArcGis 10.0. This post-classification stage was critical for obtaining the maps which best expressed the respective realities.

Results and Discussion

Our results showed the feasibility of the technique used for the multitemporal mapping of land use in Alfenas. The most frequent land use classes were pastures, permanent crops, native forests, temporary crops, and, at a smaller proportion, urban areas, bare soil, eucalyptus plantations and bodies of water.

The changes in the land use and management practices in the last 25 years were not drastic, though they were significant (Table 1 and Figure 2).

Table 1 – Distribution in hectares and percentage of different soil covers in Alfenas from 1986 through 2011.

Use and Cover of the Soil	1986		1996		2006		2011	
	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%
Native Forest	11,395	13.34	8,910	10.43	7,708	9.02	7,585	8.88
Permanent Crops	11,708	13.70	10,522	12.31	11,950	13.98	14,308	16.74
Temporary Crops	5,685	6.65	2,291	2.68	3,531	4.13	5,826	6.82
Pastures	46,098	53.95	51,886	60.73	49,958	58.48	43,740	51.19
Eucalyptus	284.8	0.33	296.3	0.35	242.6	0.28	811	0.95
Urban Area	629.9	0.74	1,045	1.22	1,365	1.60	1,462	1.71
Bare Soil	211.4	0.25	591.5	0.69	633	0.74	1,110	1.30
Body of water	9,433	11.04	9,904	11.59	10,059	11.77	10,603	12.41

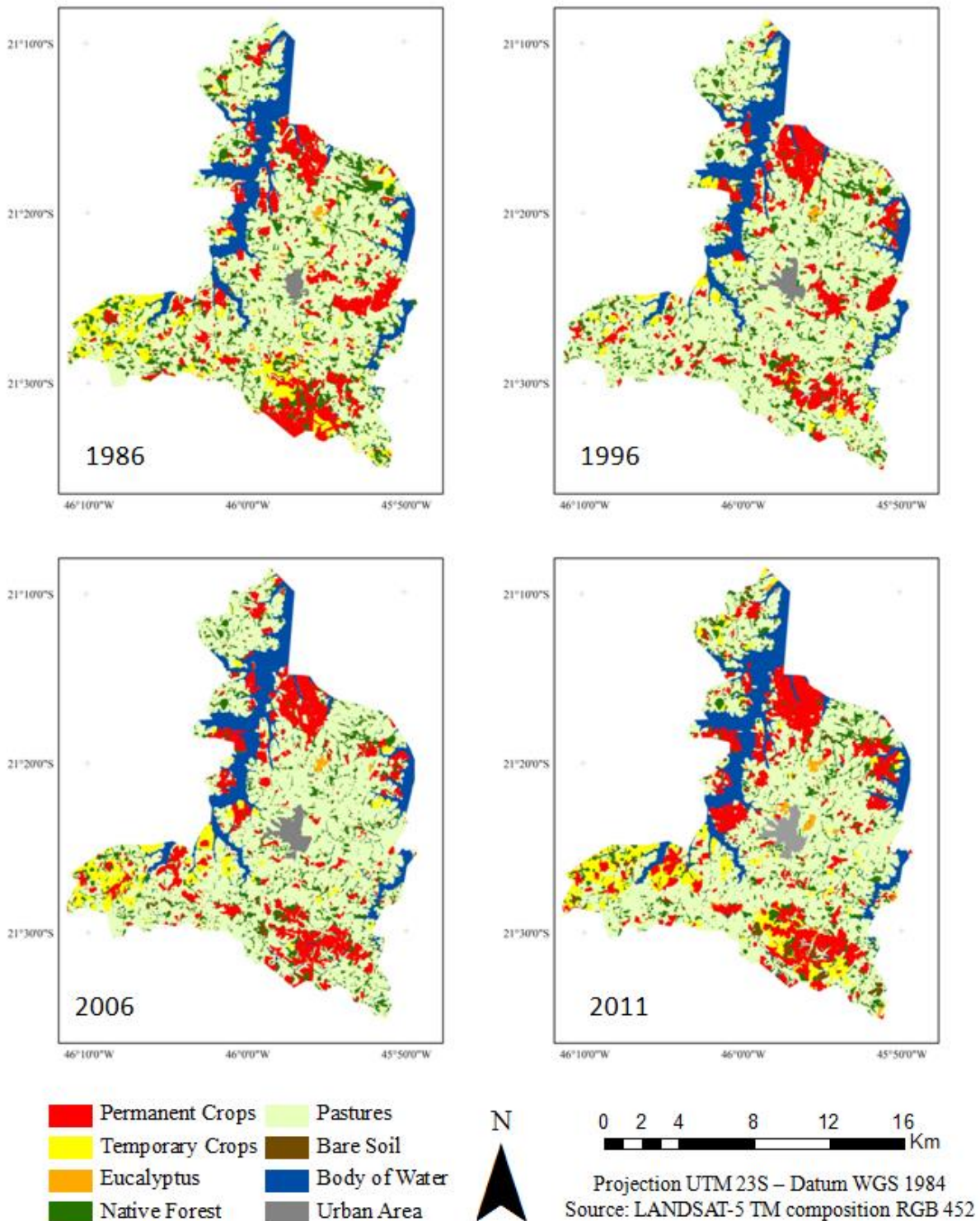


Figure 2: Land use in the Alfenas municipality in 1986, 1996, 2006 and 2011.

The main difficulties in the process of segmentation of the images and in the classification of land use and soil covering was the heterogeneity of uses, which led to confusion among classes of similar spectral behaviors, and was due to low spatial resolution of the images, with each pixel in a TM scene representing a 30 m x 30 m ground area. Such conflicts occurred, for instance, in wetlands covered with pasture automatically delimited by

the program as temporary crops (Figures 3A and 3B), and in the difficulty of distinguishing between native forest and eucalyptus plantations (Figures 3C and 3D).

The area highlighted in Figure 3A was sampled in the image as a temporary crop area, while the highlighted area in Figure 3B was defined as wetland covered with pasture, but in the supervised classification it was misclassified as a temporary crop. The highlights in Figures 3C and 3D were sampled as eucalyptus cover and native forest, respectively. However, the automatic processing randomly classified such areas as first one cover and then as another cover.

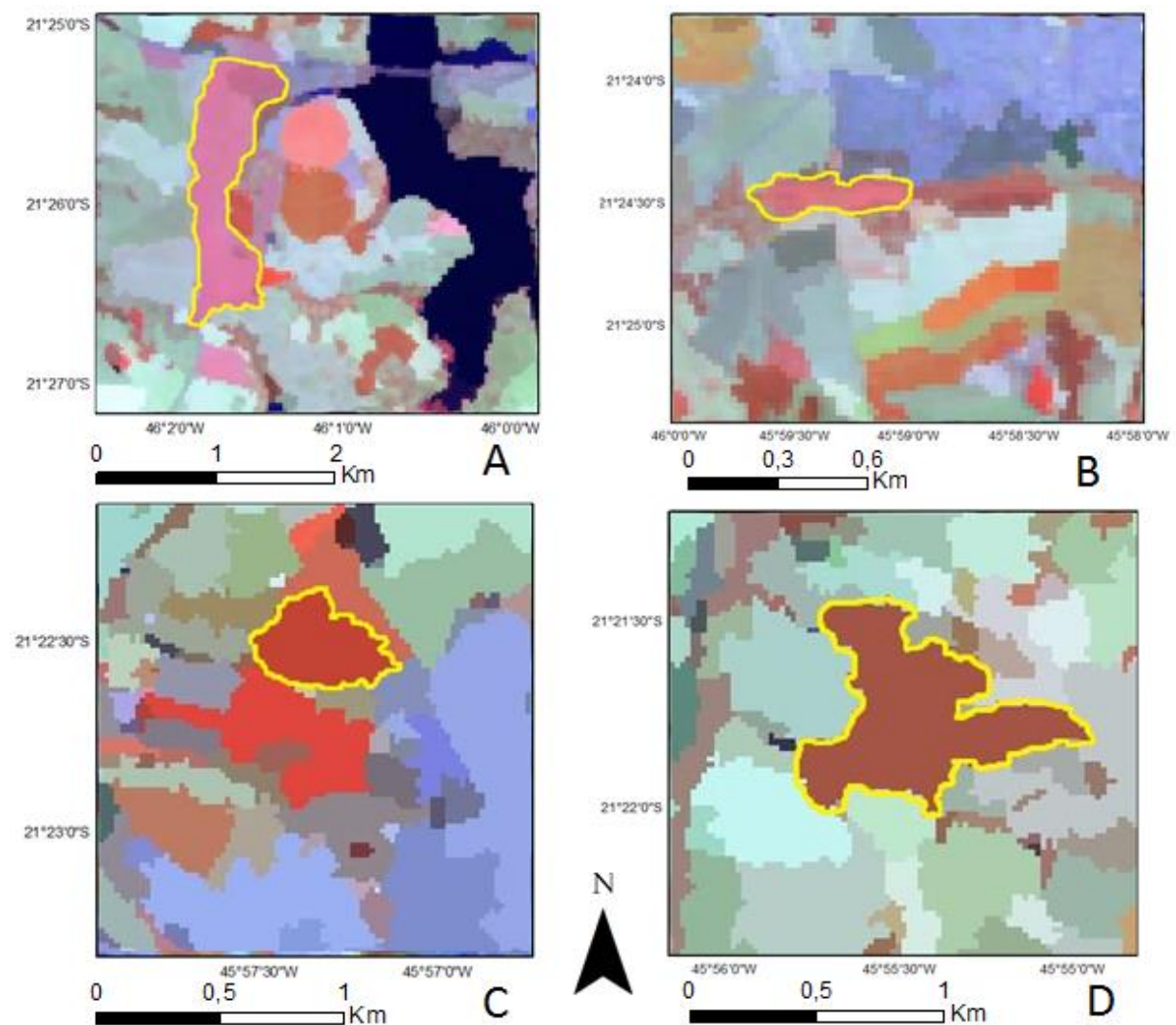


Figure 3: Images illustrate difficulties faced in the classification of land use and cover. A: area sampled in the image as temporary crops; B: wetland area covered with pasture and wrongly classified as temporary crops. C: area sampled in the image as eucalyptus cover; and D: area sampled as native forest cover. C and D illustrate areas whose automatic classification was, sometimes, ambiguous. Source: Landsat-5 TM (2011).

Overcoming such difficulties was possible by means of verification of field activities, which allowed the definition of sampling areas typical of each different spectral response obtained from the images. This stage was critical for both checking the classification that was carried out, and also correcting the polygons for generating more accurate maps.

After we carried out and take into consideration adjustments and corrections we were able to confirm the importance of farming for the economy in Alfenas, an activity involving approximately 75% of the territory including pastures, permanent and temporary crops and eucalyptus (Table 1). These data agree with that southern Minas Gerais is the region responsible for the largest GDP in the agribusiness and cattle raising sectors in the state at 20% (FJP, 2009).

The multitemporal analysis of land use and cover in the municipality, in the period from 1986 to 2011, points out that native forest occupation was continuously reduced (Figure 2), although at decreasing rates, reaching an area of 9% of the territory in 2011 (Table 1). This decrease is related to the removal of riparian forests and to human occupation, which, according with Corbi et al. (2006), degrades water and ecosystem quality, leads to the silting up of small rivers (fluvial channels) and to a decrease in biodiversity. Besides, they also cause border effects and hinder species dispersion (TOWNSEND et al., 2006).

Pastures, used for extensive cattle raising, exceed 50% of the municipality area (Table 1 and Figure 2), which reflects the fact that Alfenas is located in one of the most important dairy regions in the country. However, the reduction of pastures observed in 2011 reflects the growth of permanent and temporary crops.

The areas covered by permanent crops, especially coffee and citrus fruits cultivation, varied approximately 4% in the period and, currently, occupy around 17% of the territory (Table 1), with an increasing bias since 1996. Yet, the suppression of citrus fruit cultivation and the increase of coffee growing areas reflect the public policies that encourage coffee production in the country, in addition to more efficient market policies (REZENDE et al., 2007), markedly by the increase of coffee crop areas, which grew 9.5% in the Minas Gerais State (SANTOS et al., 2009). In fact, Minas Gerais is the largest coffee grower in the country, with an average production per hectare lower only than that of Espírito Santo State (IBGE, 2012).

Temporary cultivation, especially that of corn and sugar cane, occupied the largest area in the early and late periods of study (Table 1 and Figure 2), with a decrease in the intermediate periods, in which there was a simultaneous growth of pastures. However, the

growth observed from 2006 to 2011 illustrates the increase of investments in sugar cane cultivation for the production of sugar and ethanol biofuel in the region.

The changes diagnosed in the period point to a degradation of soil, water and vegetation natural resources in Alfenas. In general, permanent and temporary crops contribute to a trend of increasing water erosion as compared to pastures and native forests. This is due to management techniques of such crops using heavy machinery which compact the soil and, consequently, change its physical properties and reduce water permeability (SILVA et al., 2000; PRADO; CENTURION, 2001). Such processes affect hydric resources in a harmful way, with sediment transportation and silting up of bodies of water. Moreover, water and sediments might transport several contaminants, as, for instance, pesticides, organochloride compounds and heavy metals (CORBI et al., 2006) which affect water quality, ecosystemic biodiversity and the ecosystem's functions (MARTINELLI; FILOSO, 2008). Also, the frequent use of fertilizers in these crops contributes for the eutrophication of aquatic ecosystems, especially because of the transportation of N and of P by surface runoff (FILOSO et al., 2003; TSUTIYA et al., 2002).

The area planted with eucalyptus was practically the same in the first three dates under consideration. However, in the last date, a three-fold increase was observed with respect to the of the first dates (Table 1). This increase is compatible with the overall increase of the area planted with eucalyptus from 2006 to 2011, which grew from 3.7 to 4.9 million ha, in Brazil, and from 1.2 to 1.4 million of hectares in Minas Gerais (ABRAF, 2012). According to Martins et al. (2010), soil, water and nutrient losses by water erosion are higher in the early years after planting. In the subsequent years, there is a reduction of such losses because tree canopies intercept the direct impact of rain drops on the soil and because of the accumulation of leaf litter, which protects the soil by interception and dissipation of rain drops. In addition to this, it is worth mentioning that the accumulation of organic matter contributes to the recovery of degraded soil (PULROLNIK et al., 2009).

Urban area increased continuously in the period (Table 1), and the increase is associated with demographic growth, since the municipality population almost doubled between 1980 and 2010, from 38,270 to 73,774 inhabitants. However, the growth rates were not uniform during the period. They were more relevant in the last two decades of the XX century, with a growth of 74.96%, from 38,270 to 66,957 inhabitants (IBGE, 2010) and related to the implementation of the municipality industrial borough and the establishment of Universidade José do Rosário Vellano – UNIFENAS (ALFENAS, 2006). From 2000 to 2010, the population growth rate fell to 10.18% (IBGE, 2010), which, in turn, was strongly affected

by economic impacts resulting from the implementation of the Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL-MG. Environmental impacts related to urban growth are air and water pollution, loss of farming land and of forest land, and higher infrastructure cost (YUAN et al., 2005). In fact, the growth of the urban area was not accompanied by necessary infrastructure growth, especially sewage water treatment and disposal of solid residues, which increased the municipality's environmental liabilities. Only in 2010 did the sewage treatment station start working, 100% of collected sewage water being treated, though the totality of the sewage is not collected. In the same way, until 2012 solid residues were inadequately disposed of in the city landfills nearby. Since then, solid residues have been taken to the local landfill, despite selective collection of waste not being practiced.

The study also identified the continuous growth of bare soil areas (Table 1), considering that the orbital sensor imagery, obtained for this work, was recording in periods after harvest or after conventional preparation of the soil for the planting of new crops. It is important to point out that bare soil also occurs locally in open pits for mineral exploration and in degraded gully areas, whose dimensions do not allow identification due to spatial resolution of images.

The growth of bare areas points towards an increased risk of loss of soil, water, nutrients and agrototoxic agents under the impact of the rain, given that they are susceptible to water erosion. The trend of increasing degradation of soil in Alfenas is documented by the study of Silva et al. (2005), who calculated, under conditions of natural rain on bare dystroferic Red Latosol, the annual soil loss, which was above a sustainable level, and the loss of water and nutrients, which were significant. These authors also emphasized as alarming the loss of organic carbon, indispensable for a healthy soil structure.

The small percentile variation of areas covered with water (Table 1) reflects small variations in the level of water from the Furnas Hydroelectric dam. Such oscillations were low because all satellite images acquired represent practically the same season. These variations of the water level change the balance of elements and compounds in the soil areas that were flooded, resulting in important chemical, physical, biological and mineralogical changes, of which the most significant is, possibly, the reduction of the oxy-reducing potential, which affects the oxidation state of chemical elements in the aqueous system (LIMA, 2005). With the flooding of soil, harmful processes caused by anaerobic bacteria and oxidizing chemical reactions absorb the available oxygen in water and intensify anaerobic biological activity, producing a diversity of reducing substances, as reduction of chemical elements and decrease

of oxygen availability (LIESACK et al., 2000), contributing to a decrease in the growth of vegetation.

The results obtained point out that modifications identified in the land use analyses intensify the harmful negative impacts to the environment, making soil more vulnerable to the occurrence of water erosion and consequent soil, water and nutrients loss, which, in turn, increase the risk of contamination of water bodies. Therefore, measures to preserve soil, water and natural vegetation, such as riparian forests, are essential for the reduction of vulnerability of natural resources to degradation.

Conclusions

Applying the segmentation technique to Landsat-5 TM multitemporal imagery followed by classification of generated segments allowed mapping the evolution of the land use in Alfenas from 1986 to 2011. The changes in the land use were significant and imply the increase of vulnerability to degradation of soil, water and vegetation natural resources.

Acknowledgements

The authors thank the Minas Gerais Research Foundation (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG), the National Council of Scientific and Technological Development (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq) and the Federal Agency for the Support and Evaluation of Graduate Education (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES) for financial support and study grants.

References

ABRAF - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário estatístico da ABRAF: Ano base 2011**. Brasília: ABRAF, 2012, 150p.

AB'SABER, A. N. **Formas de relevo: texto básico**. São Paulo: Edart, 1975. 80p.

ALFENAS - PREFEITURA MUNICIPAL. **Leitura Técnica do Plano Diretor de Alfenas – MG**. Alfenas: Prefeitura Municipal de Alfenas, 2006. 189p.

ALMEIDA FILHO, R.; NASCIMENTO, P. S. R.; BATISTA, G. T. Avaliação de técnicas de segmentação e classificação automática de imagens Landsat-TM no mapeamento do uso do solo na Amazônia. **Acta Amazonica**, Manaus, v.28, n.1, p. 41-54, 1998.

- BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; VAN DOORN, A.; QUETIER, F.; CHOUVARDAS, D.; ROUNSEVELL, M. The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. **Geomorphology**, Amsterdam, v.98, n.3-4, p. 213-226, 2008.
- BARBOSA, I. S.; ANDRADE, L. A.; ALMEIDA, J. A. P. Evolução da cobertura vegetal e uso agrícola do solo no Município de Lagoa Seca, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.13, n.5, p. 614-622, 2009.
- 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. 462 p.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Malha Municipal Digital do Brasil**, 2005. Acesso em: 18 de setembro de 2010, disponível em <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>
- CAKIR, H. I.; KHORRAM, S.; NELSON, S. A. C. Correspondence analysis for detecting land cover change. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v.102, n. 3-4, p. 306-317, 2006.
- CEBECAUER, T.; HOFIERKA, J. The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 98, n.3-4, p. 187-198, 2008.
- CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, São Paulo, v.29, n.1, p. 61-65, 2006.
- DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L.; ZIMBACK, C. R. L. Análise temporal do uso do solo e comparação entre os índices de vegetação NDVI e SAVI no município de Santa Cruz do Rio Pardo - SP usando imagens Landsat-5. **RA'E GA: O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v.21, p. 234-271, 2011.
- ENVI. **ENVI Zoon Help - Index**. Boulder: ITT Visual Information Solutions, 2008.
- FILOSO, S.; MARTINELLI, L. A.; WILLIAMS, M. R.; LARA, L. B.; KRUSCHE, A.; BALLESTER, M. V.; VICTORIA, R. L.; CAMARGO, P. B. Land use and nitrogen export in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.65, n.3, p. 275-294, 2003.
- FJP - FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO. **Produto Interno Bruto das Regiões de Planejamento de Minas Gerais**. Informativo CEI, Belo Horizonte: FJP, 2009. Acesso em: 16 de abril de 2013, disponível em <<http://www.fjp.mg.gov.br/index.php/analise-economica/pib-produto-interno-bruto-de-minas-gerais>>..
- HASUI, Y. A grande colisão pré-cambriana do Sudeste Brasileiro e a estruturação regional. **Geociências**, São Paulo, v.29, n.2, p. 141-169, 2010.

- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Populacional 2010**. Acesso em 12 de fevereiro de 2012, disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/tabelas_pdf/total_populacao_minas_gerais.pdf>.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agrícola Municipal**, Rio de Janeiro, v.38, p. 1-97, 2012.
- JORDAN, G.; VAN ROMPAEY, A.; SZILASSI, P.; CSILLAG, G.; MANNAERTS, C. H.; WOLDAI, T. Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balatom basin (Hungary). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.108, n.2, p. 119–133, 2005.
- KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; MIDAGLIA, C. L.; GOMIDE, M. L. C.; LUCHIARI, A. Land-use and vegetation-cover mapping of an indigenous land area in the state of Mato Grosso (Brazil) based on spectral linear mixing model, segmentation and region classification. **Geocarto Internacional**, London, v.24, n.2, p. 165-175, 2009.
- KUEMMERLE, T.; RADELOFF, V. C.; PERZANOWSKI, K.; HOSTERT, P. Cross-border comparison of land cover and landscape pattern in Eastern Europe using a hybrid classification technique. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v.103, n.4, p. 449-464, 2006.
- LIESACK, W.; SCHNELL, S.; REVSBECH, N. P. Microbiology of flooded rice paddies. **FEMS Microbiology Reviews**, Amsterdam, v.24, n.5, p. 625- 645, 2000.
- LIMA, H. N.; MELLO, J. W. V; SCHAEFER, C. E. G. R; KER, J. C. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. **Acta Amazônica**, Manaus, v.35, n.3, p. 317-330, 2005.
- LU, D.; BATISTELLA, M.; LI, G.; MORAN, E.; HETRICK, S.; FREITAS, C. C.; DUTRA, L. V.; SANT'ANNA, J. S. Land use/cover classification in the Brazilian Amazon using satellite images. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.47, n.9, p. 1185-1208, 2012.
- MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Washington, v.18, n.4, p. 885-898, 2008.
- MARTINS, S. G.; SILVA, M. L. N.; AVANZI, J. C.; CURI, N.; FOSECA, 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. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.38, n.87, p. 517-526, 2010.
- MORATO, R. G.; KAWAKUBO, F. S.; HAYAKAWA, E. H.; MACHADO, R. P. P. Análise da expansão urbana por meio de composições coloridas multitemporais. **Mercator**, Fortaleza, v. 10, n. 22, p. 221-231, 2011.
- OETTER, D. R.; COHEN, W. B.; BERTERRETICHE, M.; MAIERSPERGER, T. K.; KENNEDY, R. E. Land cover mapping in an agricultural setting using multiseasonal Thematic Mapper data. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v.76, n.2, p. 139-155, 2001.

- PFLUGMACHER, D.; COHEN, W. B.; KENNEDY, R. E. Using Landsat-derived disturbance history (1972–2010) to predict current forest structure. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v.122, p. 146-165, 2012.
- PRADO, R. M.; CENTURION, J. F. Alterações na cor e no grau de flocculação de um Latossolo Vermelho-Escuro sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, n.1, p. 197-203, 2001.
- PULROLNIK, K.; BARROS, N. F.; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F.; RANDANI, C. B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.1, p. 1125-1136, 2009.
- REZENDE, A. M.; ROSADO, P. L.; GOMES, M. F. M. **Café para Todos: A Informação na Construção de um Comércio de Café Mais Justo**. Consórcio Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento do Café. Belo Horizonte: EMBRAPA, 2007. 143p.
- ROBINSON, D. J.; REDDING, N. J.; CRISP, D. J. **Implementation of a fast algorithm for segmenting SAR imagery**, Scientific and Technical Report, 2002. Australia: Defense Science and Technology Organization, 2002. 42p.
- ROGAN, J.; FRANKLIN, J.; ROBERTS, D. A. A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v.80, n.1, p. 143-156, 2002.
- ROMÃO, A. C. B. C.; SOUZA, M. L. Análise do uso e ocupação do solo na bacia do ribeirão São Tomé, Noroeste do Paraná - PR (1985 e 2008). **RA'E GA: o Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v.21, p. 337-384, 2011.
- SANTOS, V. E.; GOMES, M. F. M.; BRAGA, M. J.; SILVEIRA, S. F. R. Análise do setor de produção e processamento de café em Minas Gerais: uma abordagem matriz insumo-produto. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Piracicaba, v.47, n.2, p. 363-388, 2009.
- SCOLFORO, J. R. S.; CARVALHO, L. M. T.; OLIVEIRA, A. D. (Ed.). **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2008. 161p.
- SHENG, S.; XU, C.; ZHANG, S.; AN, S.; LIU, M.; YANG, X. Hot spots of wetland vegetation reduction in relation to human accessibility: differentiating human impacts on natural ecosystems at multiple scales. **Environment Earth Science**, New York, v.65, n.7, p. 1965-1975, 2012.
- SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.12, p. 1223-1230, 2005.
- SILVA, M. L. N.; CURI, N.; BLANCANEUX, P. Sistemas de Manejo e Qualidade Estrutural de Latossolo Roxo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.12, p. 2485-2492, 2000.

TØMMERVIK, H.; HØGDA, K. A.; SOLHEIM, I. Monitoring vegetation changes in Pasvik (Norway) and Pechenga in Kola Peninsula (Russia) using multitemporal Landsat MSS/TM data. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v.85, n.3, p. 370-388, 2003.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 2.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592p.

TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; DE CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.). **Biossólidos na Agricultura**. 2.ed. São Paulo: ABES/SP, 2002. 468p.

UFLA; UFV. **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2010.

VASCONCELOS, C. H.; NOVO, E. M. L. M. Mapeamento do uso e cobertura da terra a partir da segmentação e classificação de imagens – fração solo, sombra e vegetação derivadas do modelo linear de mistura aplicado a dados do sensor TM/Landsat 5, na região do reservatório de Tucuruí - PA. **Acta Amazonica**, Manaus, v.34, n.3, p. 487- 493, 2004.

YUAN, F.; SAWAYA, K. E.; LOEFFELHOLZ, B. C.; BAUER, M. E. Land cover classification and change analysis of the twin cities (Minnesota) metropolitan area by multitemporal Landsat remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v.98, n.2-3, p. 317-328, 2005.

ZHANG, N.; WANG, M.; WANG, N. Precision agriculture – a worldwide overview. **Computers and Electronics in Agriculture**, Amsterdam, v.36, n.2-3, p. 113-132, 2002.

ANEXO 2 - Comprovante de submissão do artigo na Revista Mercator

Outlook | Novo | Responder | Excluir | Arquivar | Lixo Eletrônico | Limpar | Mover para | Categorias

Pesquise email

Pastas

Caixa de Entrada 9

Lixo 36

Rascunhos 24

Enviados

Excluídos 29

Café

Disciplinas

Doc.Mestrado

Documentos

Família

Mestrado

Myenglish 30

Pesquisa


Nova pasta

Visualizações...

Documentos 2

Fotos 1

[RM] Agradecimento pela Submissão

 Eustógio Dantas (edantas@ufc.br) Adicionar aos contatos 19/12/2013
Para: Diogo Olivetti

Diogo Olivetti,

Agradecemos a submissão do seu manuscrito "MULTITEMPORAL ANALYSIS OF LAND USE IN ALFENAS, SOUTHERN MINAS GERAIS, BY SEGMENTATION AND CLASSIFICATION OF SATELLITE IMAGES" para Revista Mercator. Através da interface de administração do sistema, utilizado para a submissão, será possível acompanhar o progresso do documento dentro do processo editorial, bastando logar no sistema localizado em:

URL do Manuscrito:
<http://www.mercator.ufc.br/index.php/mercator/author/submission/1241>
Login: diogomercator

Em caso de dúvidas, envie suas questões para este email. Agradecemos mais uma vez considerar nossa revista como meio de transmitir ao público seu trabalho.

Eustógio Dantas
Revista Mercator
Prof. Dr. Eustogio Wanderley Correia Dantas
Editor MERCATOR

ISSN 1984-2201 DOI 10.4215/RM0000.0000.0000

MERCATOR

PÁGINA INICIAL SOBRE PÁGINA DO USUÁRIO PESQUISA ATUAL ARQUIVOS

Página inicial > Usuário > Autor > Submissões > #1241 > **Resumo**

#1241 Sumário

RESUMO AVALIAÇÃO EDIÇÃO

Submissão

Autores	Diogo Olivetti, Ronaldo Luiz Mincato, Joaquim Ernesto Bernardes Ayer, Marx Leandro Naves Silva, Fernando Shinji Kawakubo	
Título	MULTITEMPORAL ANALYSIS OF LAND USE IN ALFENAS, SOUTHERN MINAS GERAIS, BY SEGMENTATION AND CLASSIFICATION OF SATELLITE IMAGES	
Documento Original	1241-4976-1-SM.DOC	2013-12-19
Doc. Sup.	1241-4978-1-SP.JPG 1241-4979-1-SP.JPG 1241-4980-1-SP.JPG 1241-4981-1-SP.PDF	2013-12-19
	INCLUIR DOCUMENTO SUPLEMENTAR	
Submetido por	Diogo Olivetti	
Data de submissão	dezembro 19, 2013 - 03:02	
Seção	ARTIGOS	
Editor	Nenhum(a) designado(a)	

Situação

Situação	Aguardando designação.
Iniciado	2013-12-19
Última alteração	2013-12-19

Ajuda do sistema

USUÁRIO

Logado como...
diogomercator

- Meus periódicos
- Perfil
- Sair do Sistema

AUTOR

Submissões

- Ativo (1)
- Arquivar (0)
- Nova Submissão

IDIOMA

Português (Brasil)

CONTEÚDO DA REVISTA

Pesquisa

Todos

Pesquisar

Procurar

- Por Edição
- Por Autor