

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Efeitos de fatores físicos e da manutenção na produção de
sedimentos finos em estradas florestais**

Frederico Tomas de Souza e Miranda

Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestre em Ciências, Programa:
Recursos Florestais. Opção em: Conservação
de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2016**

**Frederico Tomas de Souza e Miranda
Engenheiro Florestal**

**Efeitos de fatores físicos e da manutenção na produção de sedimentos finos
em estradas florestais**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Prof. Dr. **SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2016**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Miranda, Frederico Tomas de Souza e

Efeitos de fatores físicos e da manutenção na produção de sedimentos finos em estradas florestais / Frederico Tomas de Souza e Miranda. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.

102 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Estradas rurais 2. Processos erosivos 3. Análise digital do terreno 4. Conservação do solo e água I. Título

CDD 634.982
M672e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

*A todos aqueles que de alguma forma me
incentivaram a sempre seguir em frente, com apreço,
aos meus pais, irmãos e as minhas queridas Tia
Angela e Vó Lia*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Silvio Ferraz por me aceitar como seu orientado e me dar inúmeras oportunidades de aprender, ensinar e de compartilhar conhecimentos. Muito obrigado pelo apoio e pela paciência.

A todos os funcionários da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, que me ajudaram e muito na realização desse trabalho. Além da ajuda em campo, me ensinaram e sobre o que deveria ser feito para que desse tudo certo. Agradeço ao Rildo, Lorival, Estevão, Toninho, Elaine, Ico, Dona Lena e Dona Marina. Não posso esquecer de agradecer os estagiários de férias que deram o ponta pé inicial das instalações em campo, em especial o Panatiel.

Ao Cnpq pelo suporte financeiro

A todos os amigos que me ajudaram em campo e que me apoiaram durante essa fase, Wagner, Gugu, Roger, Cindy, André, Antonio, Jofre, Eduardo e Girlei. Muito obrigado pela força.

Ao Professor Miguel Cooper e Álvaro Pires por disponibilizar o Laboratório de Física do Solo por quase um ano, e também aos funcionários Jair e Rossi.

Ao Marcelo Alves pela grande ajuda estatística.

Ao Grupo Florestal Monte Olimpo pelas amizades feitas e ensinamentos ao longo desses 8 anos de ESALQ.

Aos eternos amigos do Laboratório de Hidrologia Florestal, pessoas fantásticas que amam o que fazem: Prof. Walter Paula Lima, Carol Bozetti, Carla Cassiano, Lara Garcia, Ricardo Taniwaki, Paulo Guilherme, Clarissa Barreto, Rodrigão Begotti, Gabriel Brejão, Maureen Voigtlaender, Luiz Salemi, Maíra Bezerra, Rodrigo Hakamada, Yuri Forte, Vinícius Guidotti, Cássio Maia, Vanessa Sontag, Aline Fransozi, Renata Melo, Jéssica Sampaio, Carlos Divino, Carla Chiles, Nathália Ribeiro, Nathalia Motta, Laura Azevedo, Rafaela Pavani, Mathieu Almeida, Victor Rosário, Renato Meirelles. Muito obrigado pela boa companhia, pelas conversas, orientações e risadas. Vocês foram fundamentais nessa minha jornada hidrológica.

À Ellen pelos conselhos, compaixão e momentos felizes vividos juntos.

Ao meu pai Aauto e aos meus irmãos Bruno e Elbia pela educação, motivação e carinho.

Agradecimento especial à minha Vó Lia, que durante boa parte da minha vida foi minha mãezona. Saudades.

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	15
Referências	19
2 USO DE INDICADORES HIDROLÓGICOS E TOPOGRÁFICOS NA IDENTIFICAÇÃO DE TRECHOS DE ESTRADAS FLORESTAIS SUSCETÍVEIS À EROÇÃO.....	23
Resumo.....	23
Abstract.....	24
2.1 Introdução	24
2.2 Material e Métodos.....	28
2.2.1 Área de estudo	28
2.2.2 Dados geoespaciais	29
2.2.3 Incorporação das estradas e análise hidrológica do modelo digital do terreno	30
2.2.4 Cálculo dos Indicadores	32
2.2.4.1 Fator LS.....	32
2.2.4.2 Índice topográfico (IT).....	33
2.2.4.3 Perda de Solo.....	34
2.2.4.4 Vazão máxima.....	37
2.2.5 Análises estatísticas	39
2.3 Resultados	40
2.3.1 Divisão dos trechos de estradas	40
2.3.2 Influência das estradas no fluxo superficial	40
2.3.3 Áreas de Contribuição dos Trechos (ACTs).....	41
2.3.4 Indicadores topográficos e hidrológicos	42
2.3.5 Agrupamento hidrológico dos trechos de estradas	43
2.3.6 Grupos de trechos suscetíveis à erosão	45
2.4 Discussão.....	46
2.4.1 Caracterização dos grupos de trechos.....	46
2.4.2 Posicionamento dos trechos mais suscetíveis à erosão na vertente	48
2.4.3 Perda de solo nas ACTs.....	49
2.4.4 Avaliação dos indicadores.....	50
2.4.5 Implicações práticas.....	51

2.4.5.1 Ações localizadas	51
2.4.5.2 Mudanças do uso do solo e práticas conservacionistas	52
2.4.5.3 Sistemas de drenagem	53
2.5 Conclusões	53
Referências.....	53
3 EFEITO DA DECLIVIDADE E DA MANUTENÇÃO NA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E VOLUME DE ENXURRADA DAS SUPERFÍCIES DE ESTRADAS FLORESTAIS	61
Resumo	61
Abstract.....	61
3.1 Introdução.....	62
3.2. Material e métodos	64
3.2.1 Área de estudo	64
3.2.2 Delineamento experimental	65
3.2.3 Instalação das parcelas	67
3.2.4 Coleta das amostras	68
3.2.5 Concentração de sedimentos das amostras	69
3.2.6 Precipitação	70
3.2.7 Cobertura de copa	71
3.2.8 Densidade do solo	71
3.2.9 Análise granulométrica	72
3.2.10 Análise dos dados.....	72
3.3 Resultados.....	73
3.3.1 Produção de sedimentos	75
3.3.2 Efeito da declividade na produção de sedimentos.....	77
3.3.3 Volume de enxurrada.....	79
3.4 Discussão	82
3.4.1 Taxas de produção de sedimentos	82
3.4.2 Efeito da declividade na produção de sedimentos.....	84
3.4.3 Volume de enxurrada.....	85
3.4.4 Efeito da cobertura de copa	87
3.4.5 Implicações práticas	88
3.4.6 Limitações metodológicas.....	89
3.5 Conclusões	89

Referências	90
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	95
ANEXOS	97

RESUMO

Efeitos de fatores físicos e da manutenção na produção de sedimentos finos em estradas florestais

As estradas rurais não pavimentadas são importantes geradoras de crescimento em países subdesenvolvidos, desempenhando papel essencial na produção e comercialização de produtos primários e no acesso a bens e serviços. Cerca de 78,6% do sistema de transporte brasileiro é composto por estradas não pavimentadas, sem contabilizar as estradas de uso privado de propriedades rurais. No âmbito florestal as estradas não pavimentadas tem sido o principal foco de estudos relacionados à erosão, pois são os agentes que mais contribuem para o escoamento superficial e geração de sedimentos. A aceleração dos processos erosivos proporcionada pelas estradas está vinculada às mudanças dos processos hidrológicos. A interceptação direta da chuva e do escoamento superficial e subsuperficial, a divergência e a concentração do fluxo d'água nas estruturas das estradas são as principais mudanças ocorridas. Entre os danos ambientais causados pela introdução das estradas se destacam a redução da qualidade da água e o assoreamento dos cursos d'água. Diante a necessidade de se entender as funções atribuídas às estradas nas relações entre o manejo florestal e a água, as estradas não pavimentadas da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI) foram submetidas a duas análises. O trabalho foi dividido em duas partes, a primeira identificou os trechos de estradas suscetíveis à erosão (análise qualitativa) e a segunda parte estimou as taxas de produção de sedimentos e volume de enxurrada nas superfícies das estradas (análise quantitativa). Toda a malha viária da EECFI foi mapeada e digitalizada em plataformas de Sistema de Informações Geográficas (SIG). A partir do modelo digital do terreno e dos mapas de tipo e cobertura de solo foram calculados os quatro indicadores (hidrológicos e topográficos) utilizados na identificação dos trechos com maiores riscos de erosão. Por meio de métodos estatísticos multivariados, todos os indicadores de cada trecho de estrada, simultaneamente, foram divididos em grupos com características similares. A identificação dos grupos de trechos suscetíveis à erosão foi realizada pela interpretação da análise de variância (One Way ANOVA). Para a estimativa proposta na segunda parte do trabalho, foram instaladas 16 parcelas com diferentes declividades, com e sem realização de manutenção nas superfícies das estradas. As taxas de produção de sedimentos e de volume de enxurrada foram analisadas pela análise de covariância, sendo que os efeitos das variáveis e covariáveis foram analisados pelo modelo linear generalizado misto. Os resultados mostraram que tanto os indicadores quanto o método utilizado para a separação foram capazes de identificar dois grupos de trechos com características distintas quanto à suscetibilidade à erosão. Essas características foram proporcionadas pelo posicionamento das estradas em relação às curvas de nível do terreno. A declividade e a manutenção das superfícies das estradas aumentaram significativamente a produção de sedimentos, com maior destaque para as declividades. No que diz respeito ao aumento do volume de enxurrada, somente a realização da manutenção apresentou efeito significativo. A adequação das técnicas de manutenção, assim como a adoção de técnicas complementares em trechos de estradas considerados mais suscetíveis, reduzirão a perda de solo e água e os danos ambientais decorrentes.

Palavras-chave: Estradas rurais; Processos erosivos; Análise digital do terreno;
Conservação do solo e água

ABSTRACT

Effects of physical factors and maintenance on the production of fine sediments in forest roads

Unpaved rural roads generate important growth in developing countries, they play an essential role in the production and marketing of primary products and access to goods and services. Approximately 78.6% of Brazil's transport system consists of unpaved roads, not counting the roads of private use of rural properties. In the forest sector the unpaved roads have been the main focus of studies related to erosion, as are the agents that contribute most to the runoff and sediment production. The erosion acceleration provided by roads are linked to changes in hydrological processes. The main changes are rainfall and surface and subsurface flow interception, and the divergence and the concentration of water flow on the roads' structures. Among the environmental damage caused by the introduction of roads it's possible to emphasize the reduction of water quality and stream aggradation. In view of the need to understand the functions of roads in the relations between forest management and water, the unpaved roads of the Experimental Station of Forest Sciences Itatinga (EECFI) were subjected to two analyzes. The study was divided into two parts, the first identified road segments susceptible to erosion (qualitative analysis) and the second part estimated the sediments production rates and volume runoff on road surfaces (quantitative analysis). The entire road network of EECFI was mapped and digitalized using System Geographic Information (GIS) platforms. From the digital elevation model (DEM) and the soil type and land cover maps were calculated four indicators (hydrological and topographical) used in the identification of segments with greater erosion risks. Through multivariate statistical methods, all indicators of each road segment, simultaneously, were divided into groups with similar characteristics. The identification of segments groups susceptible to erosion was performed by the interpretation of the analysis of variance (one way ANOVA). For the estimative proposed in the second part, 16 plots were installed with different slopes, with and without carrying out maintenance on the surfaces of the roads. The sediment production rates and runoff volume were analyzed by analysis of covariance, and the effects of the variables and covariates were analyzed using generalized linear mixed model. The results showed that both the indicators and the method used for the separation were able to identify two segments groups with different characteristics for susceptibility to erosion. These characteristics were provided by the positioning of roads in relation to the terrain contour lines. The slope and the maintenance of road surfaces significantly increased the production of sediments, most notably the slopes. Regarding the increase of the runoff volume, only maintenance activities showed significant effect. The adjustment of maintenance techniques, as well as the adoption of complementary techniques in segments roads considered more susceptible, will reduce the soil and water losses and resulting environmental damages.

Keywords: Rural roads; Erosion processes; Digital terrain analysis; Soil and water conservation

1 INTRODUÇÃO

O aumento da acessibilidade rural através das estradas é considerado uma das intervenções de infraestrutura de maior efeito na redução da pobreza em comunidades de países subdesenvolvidos (FAN et al., 2007). As estradas rurais são importantes agentes indutores de crescimento (BAESSO; GONÇALVES, 2003), pois proporcionam maior contato com os serviços públicos básicos (saúde, educação e segurança), comércio, lazer, maior diversidade de empregos, acesso aos serviços de emergência, melhoria da segurança alimentar, nutrição e extensão rural, entre outros (FAIZA et al., 2012), e garante o acesso ao direito constitucional de ir e vir (ANJO FILHO, 1998). A estrada rural também é um fator integrante da atividade econômica em países em desenvolvimento, pois desempenha um papel fundamental na produção e comercialização de produtos primários (GRIEBELER et al., 2009). Elas são definidas como pequenas vias que constituem o sistema capilar de transporte, e que tem como função principal o escoamento de produtos agrícolas. Com relação às suas características físicas, podem ser pavimentadas ou não pavimentadas, com pista simples ou dupla (BAESSO; GONÇALVES, 2003).

O sistema de transporte brasileiro é basicamente representado pela extensa malha viária rodoviária, com destaque para as estradas não pavimentadas, panorama usualmente encontrado nos países em desenvolvimento (BAESSO; GONÇALVES, 2003). Estradas não pavimentadas, também conhecidas como estradas de terra, correspondem à 78,6% (1,35 milhões de quilômetros) de um total de 1,72 milhões de quilômetros da malha viária nacional. Desse montante, 91,3% pertence à jurisdição municipal, 7,8% são estaduais e apenas 0,9% são federais (Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes - DNIT, 2015). Essa porcentagem contabiliza somente as estradas públicas, deixando de lado as estradas privadas. Dentro dessa categoria de estradas não pavimentada privadas há dois usos predominantes, estradas de uso agrícola e estradas de uso florestal. São poucas as estimativas das extensões das estradas não pavimentadas dentro de propriedades privadas. Para as estradas florestais, Machado e Malinovski (1986) estimaram uma extensão de 600 mil quilômetros; sete anos depois, com a expansão das áreas de plantio das empresas florestais, esse valor ultrapassou 1 milhão de quilômetros (MACHADO; SANTOS, 1993). É desconhecida a extensão das estradas de uso agrícola, mas, provavelmente, pela maior área ocupada em relação às

plantações florestais, esse valor ultrapassa 1 milhão de quilômetros. Sumarizando as extensões das estradas não pavimentadas, tanto públicas quanto privadas, estima-se um valor superior a 3,3 milhões de quilômetros.

É amplamente conhecido o papel das estradas não pavimentadas na aceleração da erosão em áreas anteriormente não perturbadas (BRUIJNZEEL; CRITCHLEY, 1994). Segundo Anjos Filho (1998), as estradas não pavimentadas são responsáveis pela metade das perdas de solo no Estado de São Paulo, onde a perda anual de solo fértil devido à erosão hídrica é de aproximadamente 194 milhões de toneladas, sendo que 25% desse total chegam aos rios (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

Dentro das diferentes categorias de estradas não pavimentadas, as de uso florestal tem sido o foco de muitos estudos relacionados à erosão. Isso porque as estradas florestais apresentam propriedades do solo contrastantes em relação às florestas e que, apesar de ocuparem menos que 1% da área total de uma bacia hidrográfica com cobertura florestal, contribuem com grande parte do escoamento superficial e geração de sedimentos (ZIEGLER; GIAMBELLUCA, 1997). Entre as propriedades do solo, a capacidade de drenagem, que tem como parâmetro a condutividade hidráulica, se destaca por assumir valores contrastantes entre as florestas e as estradas. Esse parâmetro pode assumir, em florestas tropicais, valores médios de 146 mm/hr (ZIEGLER; GIAMBELLUCA, 1997) e 61 mm/hr (SALEMI et al., 2013), e 40 mm/hr em florestas plantadas de *Eucalyptus* (TREVISAN et al., 2012; SALEMI et al., 2013). Em situações de mudanças extremas das propriedades do solo, como ocorre na construção de estradas, a condutividade hidráulica pode assumir valores menores que 1 mm/hr. (ELLIOT; PAGE-DUMROESE; ROBICHAUD, 1996). Por consequência da capacidade de drenagem do solo, as taxas de erosão nas florestas tropicais são geralmente menores do que 0,1 t ha⁻¹ (ELLIOT; PAGE-DUMROESE; ROBICHAUD, 1996), enquanto que nas estradas essa taxa pode atingir valores próximos a 100 t ha⁻¹ (RAMOS-SCHARRÓN; MACDONALD, 2005).

Os processos erosivos decorrentes das estradas não pavimentadas estão associados às alterações dos processos hidrológicos (GUCINSKI et al., 2000). Em áreas mais declivosas, há pelo menos três componentes das estradas que contribuem para essas alterações (GUCINSKI et al., 2000). (i) A superfície, caracterizada por ter maior compactação e menor capacidade de infiltração, produzindo, assim, escoamento superficial; (ii) o corte, representado por uma

superfície lateral, geralmente inclinada, que intercepta o escoamento subsuperficial redirecionando-o para a estrada; (iii) e as sarjetas e bueiros, que recebem água tanto da superfície das estradas quanto do corte, concentram e aceleram o fluxo d'água até o desague a jusante.

Para que ocorra o processo erosivo são necessárias três etapas: desprendimento, transporte e deposição das partículas do solo (PRUSKI, 2009). Nas estradas, a primeira etapa ocorre com a diminuição da resistência dos agregados ao desprendimento, resultante do umedecimento do solo (MORGAN, 2005). A tensão cisalhante do escoamento superficial em sulcos é o principal agente responsável pelo desprendimento de partículas em estradas não pavimentadas, pois praticamente toda a água precipitada é escoada devido à baixa capacidade de infiltração das superfícies (PRUSKY, 2009). Alguns fatores topográficos, como comprimento e declividade de rampa, e fatores antrópicos, como intensidade de tráfego, manutenção e construção das estradas também podem ser considerados agentes de desprendimento (LUCE; BLACK, 1999). A segunda etapa, o transporte, consiste na transferência das partículas desprendidas do solo para outro local além da sua origem, via salpicamento, suspensão, rolamento ou deslizamento (PROSSER; RUSTOMJI, 2000). A capacidade de transporte varia com a declividade da rampa, com a vazão do escoamento e granulometria dos sedimentos desprendidos (WISCHMEIER; SMITH, 1958). A terceira e última etapa ocorre quando não há mais energia suficiente para transportar certa quantidade de sedimento (PRUSKY, 2009). Nas estradas a deposição ocorre quando o escoamento superficial reduz a velocidade, geralmente nas partes mais planas e baixas do terreno.

A construção de uma estrada ou malha viária é equivalente à introdução de um novo ecossistema antrópico dentro de uma paisagem natural (LUGO; GUCINSKI, 2000), afetando de forma negativa os ecossistemas existentes (LUCE; WEMPLE, 2001). Os efeitos ambientais negativos de curto e longo prazo causados pelas estradas são bem documentados e debatidos. Esses efeitos atingem diferentes escalas (segmentos de estradas e microbacias hidrográficas) e ocorrem de forma direta ou indireta na paisagem (GUCINSKI et al., 2000). Segundo o mesmo autor, entre os efeitos diretos estão o aumento da extensão de drenagem e da capacidade de transporte de detritos para os riachos, e o aumento da dispersão de espécies invasoras devido à introdução de propágulos pelo tráfego dos usuários.

Cabe destacar também a abertura de voçorocas em áreas agrícolas e florestais causadas pela concentração de fluxo a jusante das estradas. Entre os efeitos indiretos estão a redução da qualidade da água devido ao carreamento de sedimentos finos e insumos agrícolas, mudanças nos picos das vazões, assoreamento dos cursos d'água e perda de área produtiva.

Dada a importância das estradas na aceleração dos processos erosivos e nos danos ambientais decorrentes, estudos quantitativos e qualitativos têm sido desenvolvidos com o objetivo de estimar as taxas de perda de solo e de identificar os trechos de estradas mais suscetíveis à ocorrência desses fenômenos. A quantificação da erosão em estradas possibilita uma análise mais detalhada sobre o grau de degradação (CHAVES, 1996) e possui uma vasta gama de estudos, grande parte deles realizados em condições específicas. Por essa razão, os modelos de erosão gerados por essas pesquisas possuem predição limitada quando aplicados em condições distintas às aquelas estudadas (JETTEN et al., 1999). A análise qualitativa é válida para o zoneamento inicial das áreas mais suscetíveis a erosão e na priorização das ações de um plano de conservação de solo e água (ZHANG, 2010). Esse tipo de análise é usualmente utilizado para a identificação de áreas suscetíveis à erosão em bacia ou microbacia hidrográfica, desconsiderando a participação das estradas nos processos erosivos.

Diante desse contexto e dos estudos de monitoramento de riachos para o entendimento das relações entre manejo florestal e água, realizados pelo Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB) coordenado pelo Laboratório de Hidrologia Florestal (ESALQ/USP), surgiu a necessidade de se entender qual é a participação das estradas nessas relações. O primeiro passo estabelecido foi a identificação dos trechos de estradas com maiores riscos de ocorrência de erosão, e, a partir disso, conhecer a grandeza das taxas de produção de sedimentos e dos volumes de enxurradas geradas. As estradas não pavimentadas da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga da ESALQ/USP foram as escolhidas para a realização dessa pesquisa, pois nesse mesmo local são conduzidos três outros estudos relacionados ao monitoramento de riachos.

Identificado os critérios a serem utilizados para atender aos objetivos dessa pesquisa, foram elaborados dois capítulos, nos quais as estradas não pavimentadas

foram submetidas a duas análises, qualitativa e quantitativa. Os questionamentos referentes a cada um dos capítulos estão descritos a seguir:

Qualitativa (Capítulo 2)

Indicadores que representam os processos hidrológicos e topográficos do terreno são capazes de identificar trechos de estradas mais suscetíveis à erosão?

Quantitativa (Capítulo 3)

Qual é a taxa média de produção de sedimentos e volume de enxurrada das superfícies das estradas? Qual o efeito da declividade e da manutenção das superfícies das estradas na produção de sedimentos e o volume de enxurrada?

Referências

ANJOS FILHO, O. Estradas de terra. **Jornal O Estado de São Paulo**, São Paulo, 29 de abril de 1998. Suplemento Agrícola.

BAESSO, D.P.; GONÇALVES, F.L.R. Estradas rurais: técnicas adequadas de manutenção. Florianópolis: DER, 2003.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. São Paulo: Ícone, p. 75-82, 1990.

BRUIJNZEEL, L.A.; CRITCHLEY, W.R.S. Environmental impacts of logging moist tropical forests. International Hydrology Programme Ser. 7. UNESCO, Paris, 1994.

CHAVES, H.M.L. Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro. In: ALVAREZ V. H.; FONTES, L. E.; FONTES, M. P. F. (Ed.). O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: SBCS, UFV, DPS, p. 731-750, 1996.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES (DNIT). Sistema Nacional de Viação, Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.dnit.gov.br/sistema-nacional-de-viacao/snv-2014-1>>.

ELLIOT, W.J.; PAGE-DUMROESE, D.; ROBICHAUD, P.R. The Effects of Forest Management on Erosion and Soil Productivity. **Proceedings of the Symposium on Soil Quality and Erosion Interaction**, Keystone, CO. 1996.

FAIZA, A.; FAIZB, A.; WANGA, W.; BENNETTA, C. Sustainability of Road Infrastructures Sustainable rural roads for livelihoods and livability. SIIV - 5th International Congress, Amsterdam, 2012.

FAN, S.; BRZESKA, J.; SHIELDS, G. Investment priorities for economic growth and poverty reduction, Washington, p. 2003–2005, 2007.

GRIEBELER, N.P.; PRUSKI, F.F.; SILVA, J.M.A. Controle de Erosão em Estradas Não Pavimentadas. In: PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água**: Práticas mecânicas para controle da erosão hídrica. Viçosa: UFV, 2009. cap. 7, p. 166-215.

GUCINSKI, H.; FURNISS, M.J.; ZIEMER, R.R.; BROOKES, M.H. Forest roads: A synthesis of scientific information. Portland , 2000.

JETTEN, V.; ROO, A.D.; FAVIS-MORTLOCK, D. Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. **Catena**, Amsterdam, v. 37, p. 521–541, 1999.

LUCE, C.H.; BLACK, T.A. Sediment production from forest roads in western Oregon. **Water Resources Research**, Washington, v. 35, n. 8, p. 2561–2570, 1999. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/1999WR900135>>. .

LUCE, C.H.; WEMPLE, B.C. Introduction to special issue on hydrologic and geomorphic effects of forest roads. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 26, p. 111–113, 2001.

LUGO, A.E.; GUCINSKI, H. Function, effects, and management of forest roads. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 133, n. 3, p. 249–262, 2000. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112799002376>>. .

MACHADO, C.C.; MALINOVSKI, J.R. Rede viária florestal. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, p. 157, 1986.

MACHADO, C.C.; SANTOS, S.M. A rede viária florestal. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 1.; CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., 1993, Curitiba. Anais... Curitiba: SBS/ SBEF, v. 3, p. 332-336, 1993.

MORGAN, R.P.C. Factor influencing erosion. In:_____.**Soil Erosion and Conservation**. Malden: Blackwell, 2005. cap. 3, p. 45-65.

PROSSER, I.P.; RUSTOMJI, P. Sediment transport capacity relations for overland flow. **Progress in Physical Geography**, London, v. 24, n. 2, p. 179–193, 2000. Disponível em: <<http://openurl.ingenta.com/content/xref?genre=article&issn=0309-1333&volume=24&issue=2&spage=179>>. .

PRUSKI, F.F. Processo Físico de Ocorrência da Erosão Hídrica. In:_____. **Conservação de solo e água**: Práticas mecânicas para controle da erosão hídrica. Viçosa: UFV, 2009. cap. 2, p. 24-39.

RAMOS-SCHARRÓN, C.E.; MACDONALD, L.H. Measurement and prediction od sediment production from unpaved roads, St John, US Virgin Islands. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 30, p. 1283 – 1304, 2005.

SALEMI, L.F.; GROPPPO, J.D.; TREVISAN, R.; et al. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 499, p. 100–109, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.049>>. .

TREVISAN, R.; SALEMI, L.F.; GROPPPO, J.D.; et al. Dinâmica da Água em uma Microbacia com Cobertura Florestal de Eucalipto Localizada na Serra do Mar no Vale do Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 17, p. 207–216, 2012.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Rainfall Energy and its Relationship to Soil Loss. Transactions of the American Geo- physical Union, Washington, v. 39, p. 285-291, 1958.

ZIEGLER, A.D.; GIAMBELLUCA, T.W. Importance of rural roads as source areas for runoff in mountainous areas of northern Thailand. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 196, n. 1-4, p. 204–229, 1997. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002216949603288X>>. .

ZHANG, X.; WU, B.; LING, F.; ZENG, Y.; YAN, N.; YUAN, C. Identification of priority areas for controlling soil erosion. **Catena**, Amsterdam, v. 83, p. 76-86, 2010.

2 USO DE INDICADORES HIDROLÓGICOS E TOPOGRÁFICOS NA IDENTIFICAÇÃO DE TRECHOS DE ESTRADAS FLORESTAIS SUSCETÍVEIS À EROSÃO

Resumo

As estradas têm taxas de erosão altas quando comparadas às áreas com menor grau de perturbação; sendo assim são as principais responsáveis pelo aporte de sedimentos para os riachos e por danos ambientais decorrentes. No setor florestal, as estradas possuem papel fundamental, representando cerca de 60% do custo da madeira posto fábrica. Nesse contexto, a proposta de identificação de estradas com maiores probabilidades de erosão como ferramenta de suporte para as decisões é um importante recurso para os profissionais economizarem tempo e dinheiro na resolução de problemas ambientais. A interação das estradas com as áreas marginais a montante, chamadas nesse capítulo de Área de Contribuição dos Trechos (ACT), é desconsiderada em estudos de identificação de trechos de estradas suscetíveis à erosão. Esse capítulo propôs o uso de indicadores (fator LS, índice topográfico, perda de solo e vazão máxima) que representam os processos hidrológicos e a topografia do terreno em dois compartimentos distintos, nas ACTs e nas superfícies das estradas, com o objetivo de identificar grupos de trechos de estradas mais suscetíveis à erosão. A primeira etapa foi a incorporação das estradas no modelo digital do terreno (MDT), por meio da análise hidrológica realizada no *software* ArcGIS (Versão 10.1). A partir dessa etapa foi possível delimitar as ACTs e calcular os quatro indicadores para cada trecho de estrada. O MDT com as estradas incorporadas, os mapas de cobertura e tipo do solo, os dados de pluviosidade local e as ACTs foram utilizados para o cálculo, espacializado, dos quatro indicadores. Os valores dos quatro indicadores de cada trecho foram submetidos à análise de agrupamento. A identificação dos agrupamentos considerados suscetíveis foi realizada pela interpretação dos resultados da análise de variância (One Way ANOVA) de cada indicador dentro de cada grupo. Os resultados mostraram que os indicadores conseguiram separar dois grupos de trechos com maiores riscos de erosão. O primeiro apresentou baixos valores do fator LS (1,02) e altos valores de vazão máxima (4,06 L/s por metro de estrada), enquanto que o segundo apresentou altos valores do fator LS (3,38) e baixos valores de vazão máxima (1,68 L/s por metro de estrada), ambos com altos valores de perda de solo (média de 1,85 t ha⁻¹ ano⁻¹) nas ACTs. Dessa maneira, o primeiro grupo foi caracterizado como trechos mais suscetíveis à formação de canais, depressões e ao rompimento dos bordos das estradas devido ao acúmulo de água e sedimentos nas superfícies. O segundo grupo foi caracterizado como trechos mais suscetíveis às erosões lineares como ravinas e voçorocas devido às declividades maiores. A diferenciação entre os dois grupos foi proporcionada pelo posicionamento dos trechos em relação às curvas de nível do terreno. A identificação de trechos suscetíveis aos processos erosivos, com auxílio de indicadores, se mostrou importante para a priorização das atividades de manejo florestal referentes à conservação do solo e água.

Palavras-chave: Modelo digital do terreno, Área de contribuição; Vazão máxima; Índice topográfico

Abstract

Unpaved roads have high erosion rates when compared to areas with lower degrees of disturbance; therefore they are primarily responsible for sediment delivery to streams and environmental damage. In the forestry sector, roads play a fundamental role, accounting for about 60% of the cost of wood at the factory. In this context, the proposal of identifying roads with greatest erosions probabilities as a support tool for decisions is an important resource for professionals save time and money in solving environmental problems. The interaction between roads and the marginal areas upstream, called in this chapter as segments contribution area (ACT), is disregarded in studies about identification of roads susceptible to erosion. This chapter has proposed the use of indicators (LS factor, topographic index, soil loss and maximum flow) representing the hydrological processes and the topography of the terrain into two distinct compartments, the ACTs and the roads surfaces, in order to identify groups of segments roads more susceptible to erosion. The first step was the incorporation of the roads in the digital elevation model (DEM), through the hydrological analysis performed in ArcGIS software (version 10.1). The second step was possible to delimit the ACTs and calculate the four indicators for each segments roads. The DEM with incorporate roads, land cover and soil type maps, local rainfall data and ACTs were used to calculate, spatially, the four indicators. The values of the four indicators of each segments were submitted to cluster analysis. The identification of groups considered susceptible was carried out by interpreting the results of analysis of variance (One Way ANOVA) for each indicator within each group. The results showed that the indicators were able to separate two groups of sections with higher risks of erosion. The first presented low values of LS factor (1.02) and high values of maximum flow (4.06 L/s per road meter), while the second showed high values of LS factor (3.38) and low values of maximum flow rate (1.68 L/s per meter of road), both with high levels of soil loss (average of $1.85 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) in ACTs. Thus, the first group was characterized as more susceptible segments to the formation of channels, depressions and breaking the edges of the roads due to accumulation of water and sediment on the surfaces. The second segments group was characterized as more susceptible to linear erosion as gullies due to steep slopes. The differentiation between the two groups was provided by positioning of the sections in relation to the terrain contour lines. The identification of susceptible parts to erosion, with the aid of indicators, was important for the prioritization of forest management activities related to soil and water conservation.

Keywords: Digital terrain model, Contributing Area; Maximum flow; Topographic index

2.1 Introdução

Estradas não pavimentadas são as principais e, em geral, as constantes fontes de sedimentos dos corpos d'água, principalmente em bacias hidrográficas cobertas por florestas (GUCINSKI et al., 2000; LUCE; WEMPLE, 2001). As taxas de

erosão em estradas são maiores em relação às áreas com menor grau de perturbação (RAMOS-SCHARRÓN; MACDONALD, 2007) como as florestas naturais e os talhões de plantio florestal (ELLIOT; PAGE-DUMROESE; ROBICHAUD, 1996).

O declínio da qualidade da água dos corpos d'água, devido ao constante aporte de sedimentos das estradas, é amplamente estudado e conhecido (FORSYTH et al., 2006; RAMOS-SCHARRÓN; MACDONALD, 2007). São vários os fatores que afetam a taxa da erosão nas estradas, nos quais se destacam a intensidade e duração da chuva, características hidráulicas do material das superfícies das estradas, declividade da rampa, intensidade de tráfego, construção e manutenção (MACDONALD; COE, 2008).

As estradas têm três efeitos primários sobre a água: (i) a interceptação, (ii) a divergência e (iii) a concentração e aceleração (GUCINSKI et al., 2000). O primeiro efeito ocorre de forma direta pela interceptação da água da chuva pelos diferentes componentes das estradas (superfícies, cortes, aterros e sarjetas). O segundo efeito ocorre pela interceptação lateral e divergência do escoamento superficial e subsuperficial das áreas marginais a montante das estradas. Essa divergência do fluxo d'água a montante faz com que as estradas tenham uma área de contribuição de fluxos de água e, como consequência, de sedimentos. Tal área é definida pela posição e comprimento dos trechos no terreno.

O terceiro e último efeito é o acúmulo e aceleração das águas interceptadas diretamente das chuvas e dos escoamentos superficiais nos componentes das estradas. Esse acúmulo, devido à baixa infiltração de água e às maiores declividades das estradas, proporciona aceleração do escoamento superficial gerando maior poder erosivo a esse processo hidrológico (GRIEBELER; PRUSKI; SILVA, 2009). Juntos, esses três efeitos sobre a água produzem alterações dos processos hidrológicos e geomorfológicos (MONTGOMERY, 1994).

No presente estudo, as áreas de contribuição previamente referidas serão chamadas de Área de Contribuição dos Trechos (ACT). No setor florestal, as ACTs são compostas basicamente por talhões de plantios comerciais. Nessas ACTs as atividades operacionais como a colheita e seus possíveis distúrbios relacionados ao aumento da perda de solo e do escoamento superficial (WILSON, 1999) influenciarão nos processos erosivos dos trechos de estradas a jusante.

As estradas têm um papel fundamental para o setor florestal, pois são utilizadas tanto no primeiro acesso e abertura das áreas produtivas quanto para as

operações de manejo e proteção florestais rotineiras (ZAGONEL et al., 2008). Tais elementos podem representar até 60% do custo de madeira posto fábrica (CORRÊA, 2005). Tendo conhecimento da significativa participação da rede viária florestal no custo da madeira, Guimarães (2004) propôs a introdução do planejamento e de um regime de manutenção das estradas nos processos estratégicos de logística, tendo em vista que a má condição das estradas interfere diretamente no desempenho econômico geral da empresa florestal. Sene (2004) ressalta que a qualidade da rede viária está diretamente relacionada ao tempo gasto em percurso de transporte e manutenção mecânica, à durabilidade dos componentes do veículo, à ocorrência de acidentes e aos níveis de impactos ambientais.

Além dos aspectos logísticos e financeiros, a certificação florestal, através dos princípios e critérios do *Forest Stewardship Council* (FSC), exige das empresas florestais o emprego de medidas de construção e manutenção de estradas que consideram a prevenção, minimização e mitigação dos impactos negativos dos solos, águas e outros recursos naturais. Além disso, a referida certificação preconiza a existência de estruturas de conservação de estradas suficientes para prevenir e controlar o acúmulo de água e processos erosivos decorrentes durante todo o ciclo produtivo (FSC BRASIL, 2014).

O principal foco dos trabalhos relacionados às estradas florestais tem sido a quantificação da erosão, com a contabilização ou não da contribuição dos diferentes componentes simultaneamente (superfícies, sarjetas e cortes (REID; DUNNE, 1984; LUCE; BLACK, 1999; GARCIA et al., 2003; SIDLE et al., 2004; CROKE et al., 2006; SUGDEN; WOODS, 2007; JORDÁN; MARTÍNEZ-ZAVALA, 2008; RAMOS SCHARRÓN, 2010; THOMAZ; PEREIRA, 2013).

Os principais modelos de quantificação de erosão utilizados para essa finalidade podem ser classificados em dois grandes grupos, os modelos empíricos e modelos de bases físicas (FU et al., 2010). Eles possibilitam uma análise aprofundada sobre o grau de degradação das estradas por erosão e seus potenciais impactos nos ecossistemas aquáticos (MERRITT et al., 2003). Devido à grande demanda de dados, complexidade e calibrações requeridas para o funcionamento dos modelos quantitativos, principalmente dos modelos de base física, sua aplicação fica restrita a trabalhos acadêmicos de caráter experimental (BEVEN, 2001).

Nesse contexto, a proposta de identificação de estradas suscetíveis à erosão como uma ferramenta de suporte para as decisões de manutenção, reconstrução e desativação, é um importante recurso para os profissionais economizarem tempo e dinheiro na resolução de problemas ambientais (CLARK; CATTON, 2002).

A aplicação do Sistema de Informações Geográfica (SIG), aliado ao Modelo Digital do Terreno (MDT), torna possível a identificação de variáveis que descrevem os processos hidrológicos e geomorfológicos na paisagem (MOORE et al., 1991). O entendimento da interação desses processos que, de certa forma, configuram o processo de erosão (LUCE; WEMPLE, 2001), torna possível a descrição matemática através de variáveis capazes de representar a realidade com algum grau de simplificação (MENDES; CIRILO, 2001; MEIRELLES et al., 2007). Os índices, resultantes das combinações dessas variáveis, têm como vantagens a pequena demanda de dados e a facilidade de aplicação.

No Brasil, poucos trabalhos utilizaram índices com objetivo principal de identificar trechos de estradas suscetíveis à erosão (ANTONANGELO; FENNER, 2005; FERRAZ et al., 2007). Esses autores, através dos índices calculados para as superfícies das estradas, entre eles o fator topográfico ou fator *Length and Slope* (LS) da Equação Universal de Perda de Solo e o Índice topográfico, identificaram trechos com diferentes níveis de suscetibilidade. No entanto, a interferência mútua das estradas com as ACTs, que pode ser grande no processo de ocorrência da erosão hídrica (GRIEBELER; PRUSKI; SILVA, 2009), não foi considerada nos trabalhos relacionados à erosão, pois não houve a incorporação das estradas nos MDT's utilizados. Em outras palavras, essas análises não consideraram as mudanças dos processos hidrológicos e geomorfológicos provocadas pelas estradas no terreno.

Para a identificação de trechos de estradas florestais suscetíveis à erosão, esse capítulo propôs o uso de indicadores hidrológicos e topográficos em dois compartimentos distintos, nas ACTs e nas superfícies das estradas.

O presente capítulo representa um esforço inicial no entendimento da interação entre as ACTs com os processos erosivos ocorridos nas estradas florestais. Assim, o objetivo principal é identificar grupos de trechos de estradas mais suscetíveis à erosão.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de 328 ha na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga ESALQ/USP (EECF), Itatinga-SP (Figura 2.1). Tal estação localiza-se na latitude $23^{\circ}10'S$ e longitude $48^{\circ}40'W$ com uma variação de altitude entre 750 a 850m e declividade média do terreno igual a 10%. A malha viária florestal da EECF-Itatinga possui o leito natural, sem qualquer tipo de revestimento primário e possui como características a ortogonalidade, pois foram projetadas concomitantemente com os plantios pioneiros da década de 40, com o objetivo de dividir, de forma homogênea, os talhões florestais.

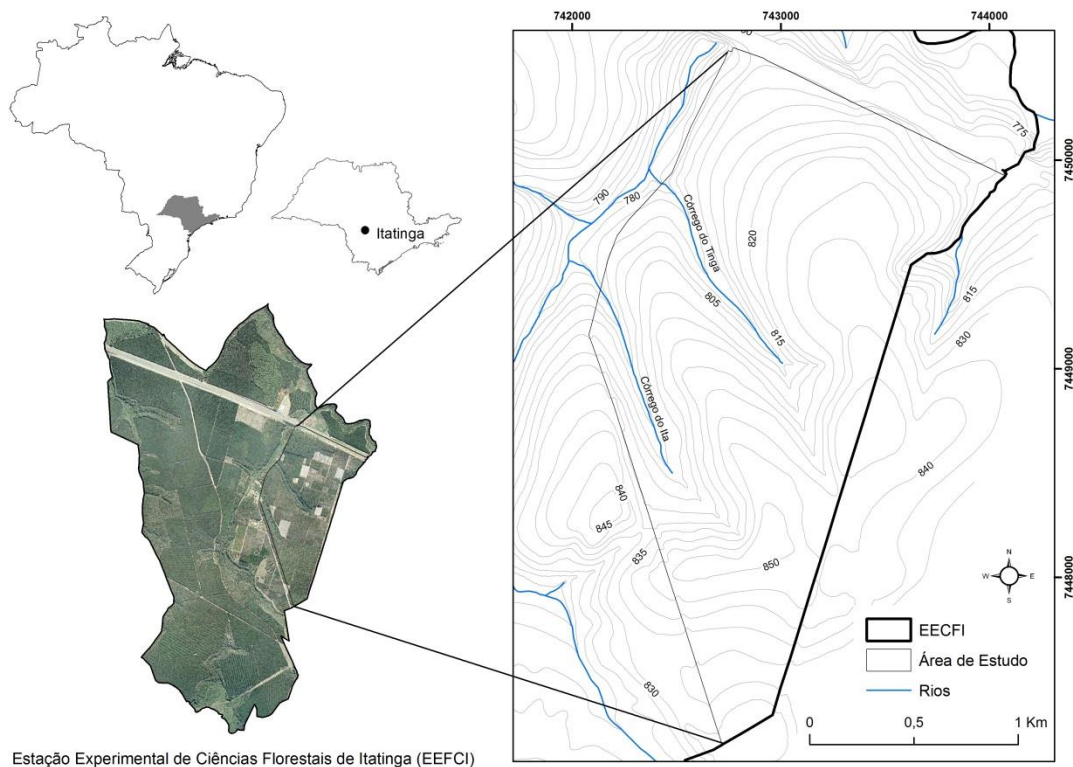


Figura 2.1 - Localização da área de estudo na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga.

Segundo a classificação de Koppen, o clima é caracterizado como úmido e quente no verão, frio e seco no inverno (Cfa). A temperatura e a precipitação média anual são, respectivamente, $20,4^{\circ}C$ e 1400 mm (GONÇALVES et al., 2012). A região apresenta um balanço hídrico com excedente de 389,8 mm e déficit de 2,4 mm (SENTELHAS et al., 1999).

A cobertura do solo é composta predominantemente por plantios de *Eucalyptus* e *Pinus* de caráter experimental e a vegetação nativa se limita às faixas ripárias dos córregos Ita e Tinga.

Na área de estudo foram classificados três tipos de solos (GONÇALVES et al., 2012), são eles: Latossolo Vermelho Distrófico típico de textura argilosa (clayey Rhodic Hapludox), Latossolo Vermelho-Amarelo típico de textura média (sandy loam Typic Hapludox) e Latossolo Vermelho Distroférico típico de textura argilosa (clayey Rhodic Hapludox) (Figura 2.2).

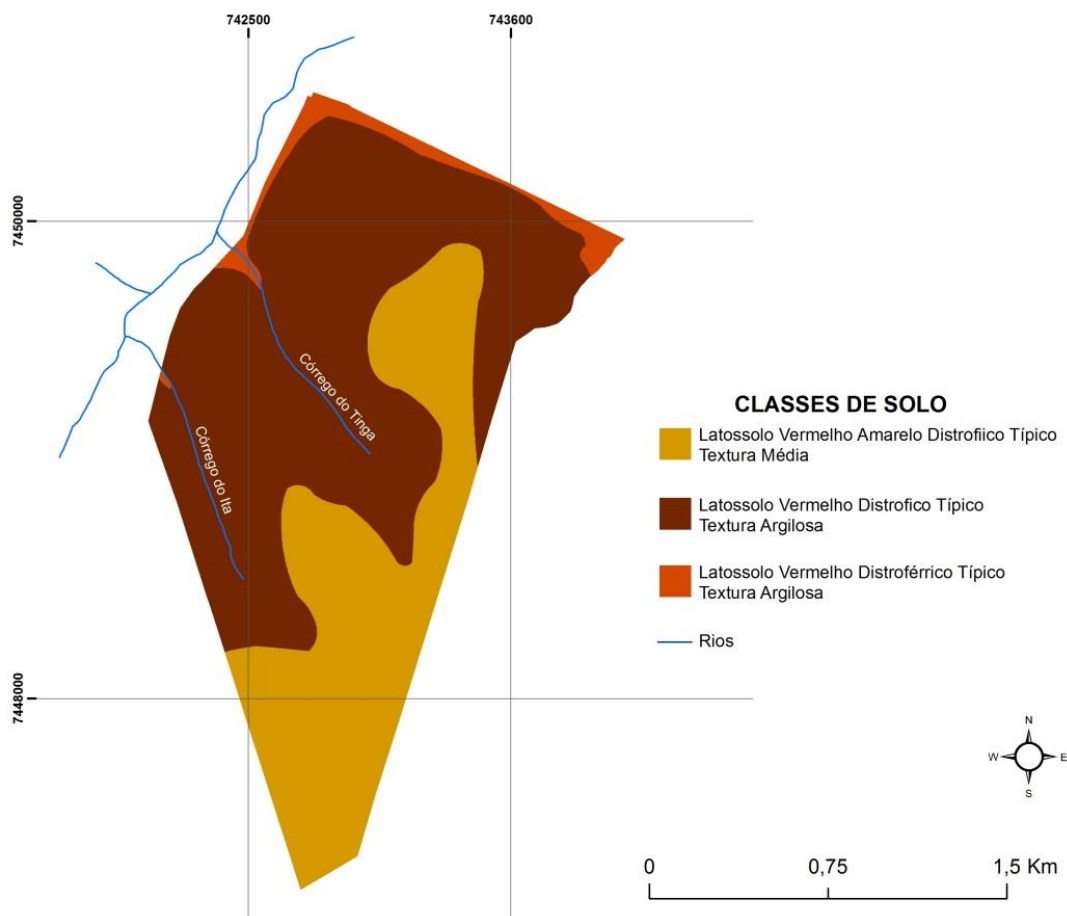


Figura 1.2 – Mapa das classes de solo da área de estudo, informação retirada dos resultados de (GONÇALVES et al., 2012).

2.2.2 Dados geoespaciais

O modelo digital do terreno (MDT) com resolução de 5 metros foi a base para os cálculos dos diversos índices do terreno utilizados nesse estudo. Ele foi gerado através da digitalização das cartas topográficas, Córrego Lobo (SF-22-Z D-II-2-NO-B), Ribeirão das Pedras (SF-22-Z-D-II-2-NE-A), Fazenda Toca (SF-22-Z-D-II-2-NE-

C) e Córrego Potreirinho (SF-22-Z-D-II-2-NO-D) do Instituto Geológico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC).

A malha viária da área de estudo bem como todos os drenos ou obras de arte foram mapeados em campo com um GPS submétrico (modelo Trimble PROXT). O pós-processamento para a retirada dos possíveis erros de coordenadas do GPS foi feita através do software TerraSync e dos dados da Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo dos Sistemas GNSS (RBMC), fornecidos pelo IBGE.

No *software* ESRI ArcGIS 10.1 essa malha viária já digitalizada foi subdividida em trechos com o auxílio do MDT gerado. O critério utilizado nessa subdivisão foi estabelecido pela quebra da declividade provocada pelos vales, topos de morro e pelo cruzamento dos trechos de estradas. Essa subdivisão teve como objetivo estabelecer o começo e o término dos possíveis escoamentos superficiais ocorridos nas estradas. Nessa subdivisão das estradas não foi levada em consideração os drenos mapeados.

Todos os processos vinculados à informações geoespaciais foram realizados no *software* ESRI ArcGIS 10.1.

2.2.3 Incorporação das estradas e análise hidrológica do modelo digital do terreno

Para a simulação das estradas no MDT, toda malha viária mapeada foi transformada de linha para polígono de 4 metros de largura, semelhante às larguras das estradas. O MDT foi transformado de *raster* (formato original) para pontos, fazendo com que cada pixel de 25m² se tornasse um ponto que correspondesse a uma determinada elevação do terreno. O próximo passo foi a extração de todos os pontos de elevação que estavam dentro do polígono das estradas. Após essa etapa, foi subtraído, arbitrariamente, 1 metro da elevação de todos os pontos extraídos pelos polígonos das estradas e em seguida esses pontos foram repostos ao MDT transformado em pontos. Após a reposição, todos os pontos foram transformados novamente em *raster* (Figura 2.3). Assim o produto final foi um MDT modificado com o leito da estrada com 1 metro a menos em relação ao MDT original (Figura 4).

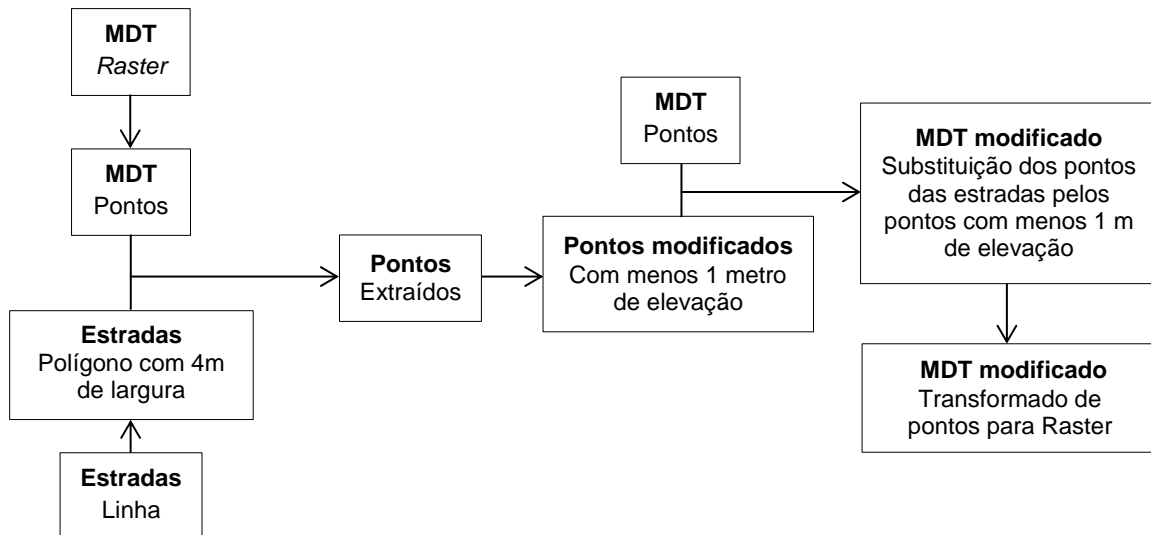


Figura 2.3 - Procedimento para a simulação das estradas no Modelo Digital do Terreno (MDT).

Toda a análise hidrológica foi feita com base no MDT modificado, em formato *raster*, e teve como objetivo delimitar as Áreas de Contribuição dos Trechos (ACTs). As ACTs são caracterizadas, nesse estudo, como porções dos talhões que contribuem com o aporte e geração de escoamento superficial e sedimentos para os trechos de estradas.

Primeiramente foi feita a direção do fluxo (*Flow direction*), que estabelece as oito possíveis direções do fluxo d'água no terreno. Essa informação estava contida em cada pixel desse *raster* (JENSON; DOMINGUE, 1988). Em seguida, a partir dos dados de direção de fluxo, foi calculado o fluxo acumulado (*Flow accumulation*) do terreno. Essa informação é interpretada pelo número de pixel a montante que contribui para o fluxo d'água de um determinado pixel a jusante (JENSON; DOMINGUE, 1988). Para a delimitação de cada ACT foi utilizado o mapa de fluxo acumulado e os pontos de início e término dos trechos de estradas. Esses pontos serviram para delimitar o pixel do mapa de fluxo acumulado de maior valor em cada trecho com o objetivo de auxiliar a delimitação automática das ACTs. Após essas etapas, cada trecho de estrada passou a possuir sua ACT.

A Figura 2.4 possibilita visualizar tanto o efeito da incorporação das estradas no terreno quanto a delimitação das ACTs.

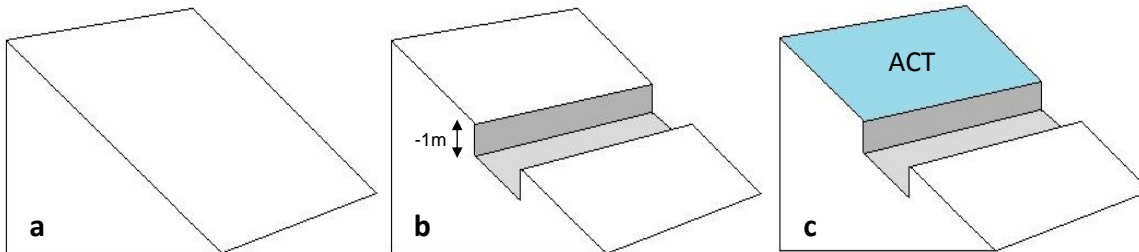


Figura 2.4 – Vertentes antes (a) e depois (b) da incorporação das estradas ao MDT e (c) área de contribuição para o trecho da estrada.

2.2.4 Cálculo dos Indicadores

Para a identificação de trechos críticos foram feitas análises em dois compartimentos distintos, na superfície das estradas e nas (ACTs).

Para as superfícies das estradas foi calculado o (Fator LS) para a identificação dos trechos com maiores potenciais de perdas de solo.

Nas ACTs foram utilizados dois índices para a estimativa da perda d'água via escoamento superficial e um índice para a perda de solo. A vazão máxima foi calculada para estimar o escoamento superficial tipo hortoniano, e o índice topográfico para estimar o escoamento por saturação do solo. Para o cálculo da perda de solo foi utilizada a Equação Universal de Perda do Solo (EUPS).

2.2.4.1 Fator LS

A utilização do fator topográfico LS da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), para a predição do potencial erosivo das estradas foi proposta e avaliada por Antoangelo e Fenner (2005). Nesse estudo, os demais fatores utilizados na EUPS como o fator de erosividade da chuva e de erodibilidade do solo foram considerados homogêneos ao longo dos leitos das estradas. Com relação à erodibilidade do solo das estradas, essa decisão foi tomada por não saber a origem do material que constituem os leitos.

O fator LS é representado pela declividade de uma determinada distância entre um ponto de início e término do escoamento superficial (REMORTEL, VAN et al., 2004). No presente estudo, essa distância foi representada pelos comprimentos dos trechos de estradas.

O cálculo desse fator foi feito de forma informatizada, utilizando a metodologia de Silva (2003), eq.(2.1). Esse autor utilizou o algoritmo de Desmet e Govers (1996) para o cálculo do fator de comprimento de vertente.

$$LS = \left(\frac{l}{22,1}\right)^m * \frac{s}{9} * \sqrt{\frac{s}{9}} \quad (2.1)$$

Em que:

l = comprimento de rampa (m);

S = declividade da rampa (%) e

m = expoente do comprimento da rampa determinado pela fórmula de Barrios (1995), eq.(2.2):

$$m = \frac{\beta}{\beta + 1} \quad (2.2)$$

Em que:

m = expoente variando segundo β , eq.(2.3).

$$\beta = \left\{ \left(\frac{\text{sen}\theta}{0,0896} \right) / [3(\text{sen}\theta)^{0,8} + 0,56] \right\} * r \quad (2.3)$$

β = relação entre erosão em sulco e erosão entre sulco;

θ = ângulo de inclinação do terreno e

r = coeficiente igual a 0,5 para terras florestais, 1,0 em áreas agrícolas e 2,0 em áreas urbanas. (Para o cálculo do β foi considerado $r = 0,5$.)

Os valores resultantes da equação 2.1 representam quantas vezes o solo desses trechos foi perdido em relação a um mesmo tipo de solo numa rampa de 22,1 metros de comprimento e 9% de declividade (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

2.2.4.2 Índice topográfico (IT)

A saturação do solo é mais comum em áreas de solo de baixa profundidade ou elevada altura do lençol freático, mesmo o solo apresentando maior capacidade de infiltração (DUNNE; BLACK, 1970). Nessas regiões saturadas, quando a capacidade de armazenamento do solo é excedida, qualquer entrada de água nessas regiões acaba gerando escoamento superficial (DUNNE, 1970).

O IT, também conhecido como (*topographic wetness index*), foi desenvolvido por Beven e Kirkby (1979) dentro do modelo TOPMODEL, eq. (2.4). O IT é uma combinação da área de contribuição e declividade de certo ponto do terreno. É comumente utilizado para integrar a morfologia do terreno e os processos hidrológicos, como, a distribuição espacial da umidade do solo, assim como caracterizar processos biológicos, como produção primária, padrões de distribuições e qualidade de sítio florestal (SØRENSEN et al., 2006).

$$IT = \ln\left(\frac{AC}{\tan \alpha}\right) \quad (2.4)$$

Em que:

IT = índice topográfico;

AC = área de contribuição num determinado *pixel* e

α = declividade do terreno num determinado *pixel* (graus).

A área de contribuição (AC) foi calculada através da multiplicação dos valores do fluxo acumulado pela área de cada *pixel* (25m²).

2.2.4.3 Perda de Solo

Desenvolvida na década de 50, a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) (WISCHMEIER; SMITH, 1978) tem sido amplamente utilizada em planos conservacionistas de áreas agrícolas para a predição da perda de solo média anual resultante da erosão laminar e em sulcos (FU et al., 2010). É composta por cinco fatores que, quando multiplicados, fornecem uma estimativa de perda de solo por hectare por ano, eq. (2.5).

$$E = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (2.5)$$

Em que:

E = média anual de perda de solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

R = fator de erosividade da chuva ($MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ hr}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

K = fator de erodibilidade do solo ($t \text{ hr } MJ^{-1} \text{ mm}^{-1}$);

L = fator de comprimento da vertente (adimensional);

S = fator de declividade da vertente (adimensional);

C = fator do uso do solo (adimensional) e

P = fator de práticas conservacionistas (adimensional).

A aplicação da EUPS na área de estudo foi feita de forma espacializada com o auxílio do software ESRI ArcGIS 10.1. Para isso, foram utilizados os dados de pluviosidade, classificação de solos e topografia para a estimativa, através de fórmulas disponíveis na literatura (ver abaixo), dos fatores R, K e LS respectivamente. Os fatores C e P foram obtidos de valores tabelados também disponíveis na literatura.

Fator de erosividade da chuva (R)

Para a obtenção desse parâmetro, foi utilizada a equação feita por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) para a região de Campinas, eq.(2.6). Essa mesma equação foi utilizada no mapa de erosividade da chuva do Brasil (SILVA, 2004), especificadamente para partes da região sudeste/centroeste.

$$R_x = 68.73 \left(\frac{M_x^2}{P} \right)^{0,841} \quad (2.6)$$

Em que:

R_x = a erosividade da chuva no mês x em $(MJ \text{ mm } ha^{-1} hr^{-1} ano^{-1})$;

M_x = a precipitação média mensal em (mm) e

P = a precipitação média anual em (mm) .

A erosividade da chuva anual foi a somatória do R_x de todos os meses.

Os dados de pluviosidade utilizados nesse cálculo foram extraídos de Sentelhas et al.(1999).

Fator de erodibilidade do solo (K)

Para o cálculo foi utilizada a eq.(2.7) de Denardin (1990) juntamente com os dados do mapeamento pedológico dos atributos físicos e químicos dos solos da área de estudo (GONÇALVES et al., 2012).

$$K = 7,48 \times 10^{-6} M + 4,48059 \times 10^{-3} P - 6,31175 \times 10^{-2} DMP + 1,039567 \times 10^{-2} R \quad (2.7)$$

Em que:

$$M (\%) = (\text{areia fina} + \text{silte}) \times [(\text{areia fina} + \text{silte}) + \text{areia grossa}]; \quad (2.8)$$

P = valor de permeabilidade (1 = muito baixa, 2 = baixa, 3 = baixa a moderada, 4 = moderada, 5 = moderada rápida e 6 = rápida). Para esse estudo foi utilizado o valor de 5, equivalente aos solos da área de estudo;

DMP = diâmetro médio ponderado das partículas de solo (mm), foi calculado pela eq.(2.9) e

$$DMP = \left[\frac{(0,65 \text{ areia grossa}) + (0,15 \text{ areia fina}) + (0,0117 \text{ silte}) + (0,00024 \text{ argila})}{100} \right] \quad (2.9)$$

$R = [\text{areia grossa} \times (\text{teor de matéria orgânica}/100)]$.

Fator topográfico (LS)

Os fatores LS calculados nas ACTs são espacializados, onde cada pixel corresponde a um valor desse fator. Para as superfícies das estradas esse fator foi calculado de forma diferente, somente nas linhas que correspondiam às estradas.

Os fatores topográficos L e S foram calculados utilizando as equações (2.10) e (2.11) propostas por Desmet e Govers (1996) e Wischmeier e Smith (1978), respectivamente.

$$L_{i,j} = \frac{[(A_{i,j} + D^2)^{m+1} - (A_{i,j})^{m+1}]}{[D^{m+2} x_{i,j}^m (22,13)^m m]} \quad (2.10)$$

Em que:

$L_{i,j}$ = fator de comprimento de vertente de um *pixel* com coordenadas (i, j);

$A_{i,j}$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) (m²);

D = tamanho do *pixel* (m);

$x_{i,j}$ = valor da direção do fluxo d'água e

m = coeficiente que assume os valores: 0,5 se $s \geq 5\%$; 0,4 se $3\% \leq s < 5\%$; 0,3 se $1\% \leq s < 3\%$; e 0,2 se $s < 1\%$.

$$S = 0,00654s^2 + 0,0456s + 0,065 \quad (2.11)$$

Em que:

S = fator de declividade (adimensional) e

s = declividade média da vertente (%) num determinado *pixel*.

Os cálculos dos fatores L e S foram feitos através dos mesmos dados topográficos utilizados para a elaboração do MDT.

Fatores do uso do solo (C) e de práticas conservacionistas (P)

Como na área de estudo o uso do solo predominante são os reflorestamentos de *Eucalyptus* e *Pinus*, os valores de C (Fator do uso do solo) e P (Fator das práticas conservacionistas) receberam os valores de 0,0085 referentes aos plantios de reflorestamentos (FUNDAÇÃO CIPE, 2000) e 0,5, referentes aos plantios em nível (BERTOLINI; LOMBARDI NETO, 2008).

Após o cálculo, todos os fatores foram multiplicados e assim pôde-se obter o valor de perda de solo médio para cada ACT.

2.2.4.4 Vazão máxima

O método racional é comumente utilizado para estimar a vazão máxima de escoamento superficial a partir de dados de chuvas para pequenas bacias hidrográficas (PRUSKI, 2009b). Nesse estudo consideramos as ACTs como pequenas bacias hidrográficas. Assim foi possível estimar a vazão que cada trecho de estrada recebe das ACTs quando um determinado evento de chuva ocorre. O método racional é calculado através da eq. (2.12).

$$Q_{m\acute{a}x} = \frac{C i_m A}{360} \quad (2.12)$$

Em que:

$Q_{m\acute{a}x}$ = vazão máxima de escoamento superficial (m^3s^{-1});

C = coeficiente de escoamento superficial, adimensional;

i_m = intensidade máxima média de precipitação para uma duração igual ao tempo de concentração de cada ACT (mmh^{-1}) e

A = área de drenagem de cada ACT, (ha).

A Tabela 2.1 apresenta os coeficientes de enxurrada em função da cobertura vegetal, permeabilidade do solo e declividade do terreno (SPAROVEK; SILVA, 1997).

Tabela 2.1 - Valores de C (coeficientes de enxurrada) recomendados conforme a cobertura do solo, permeabilidade do solo e declividade do terreno

Cobertura do Solo	Declividade (%)	Permeabilidade do Solo		
		Alta	Média	Baixa
Florestas	0 - 5	0,10	0,30	0,40
	5 - 10	0,25	0,35	0,50
	10 - 30	0,30	0,50	0,60

Os valores foram espacializados na área de estudo de acordo com as classes de declividade do terreno e permeabilidade do solo. Para os solos da área de estudo, a permeabilidade (Alta) foi a escolhida. Por meio do *software* ESRI ArcGIS 10.1 foi retirada a média ponderada pela área ocupada pelos diferentes coeficientes de escoamento superficial para cada ACT.

Para o cálculo da intensidade média de chuva (i_m), eq. (2.13), foi preciso calcular o tempo de concentração (tc) (eq. 14) de cada ACT.

$$i_m = \frac{K T^a}{(tc + b)^c} \quad (2.13)$$

Em que:

i_m = intensidade máxima média de precipitação para uma duração igual ao tempo de concentração de cada ACT (mmh^{-1});

K, a, b, c = parâmetros relativos à localidade;

T = período de retorno (*anos*) e

tc = tempo de concentração de cada ACT (min).

Os parâmetros da eq. 2.13 relativos à localidade (K, a, b e c) foram obtidos pelo programa Plúvio (versão 2.1) do Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH). O período de retorno escolhido foi de 10 anos, segundo Pruski (2009a), esse valor é usualmente utilizado em sistemas de drenagem agrícolas.

O tempo de concentração de cada ACT foi calculado através da eq. (2.14).

$$t_c = 57 \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad (2.14)$$

Em que:

t_c = tempo de concentração (min);

L = comprimento do talvegue (Km);

H = diferença do nível entre o ponto mais remoto da bacia e a seção de deságue (m).

Com o mapa de direção de fluxo (*Flow Direction*), foi possível calcular a maior distância percorrida pelo fluxo d'água L dentro de cada ACT. Os valores de H foram obtidos pelo valor de amplitude da altitude dentro de cada ACT.

Após o cálculo, os valores de $Q_{máx}$ de cada ACT foram divididos pelo comprimento (m) dos respectivos trechos de estradas. Esse procedimento foi realizado para saber o valor $Q_{máx}$ de cada metro linear de estrada.

2.2.5 Análises estatísticas

Uma análise de correlação de Spearman foi realizada com o intuito de saber se há redundância significativa entre os indicadores na identificação dos trechos críticos.

A análise de agrupamento (método Ward) foi utilizada com objetivo de classificar todos os trechos em grupos com características similares, levando em consideração os indicadores LS, Índice topográfico, Perda de solo e Vazão Máxima. Após essa análise foi realizada a validação dos agrupamentos pelo método de jackknifed, através de uma análise discriminante.

Para a identificação dos grupos críticos foi feita a análise de variância (One Way ANOVA) e posteriormente o Teste Tukey para a comparação das médias de cada um dos índices entre os grupos.

Para todas as análises estatísticas foi utilizado o software R a um $\alpha = 5\%$.

2.3 Resultados

2.3.1 Divisão dos trechos de estradas

A área de estudo foi dividida em 65 trechos (Figura 2.5) com média de comprimento igual a 270m (máximo e mínimo comprimento de, respectivamente, 870m e 29m). Ao todo são aproximadamente 17,8 km de estradas, contabilizando uma densidade de 54m/ha, na sua maioria composta pelas estradas secundárias que, em média, possuem 4 metros de largura e 5,2% de declividade de rampa.

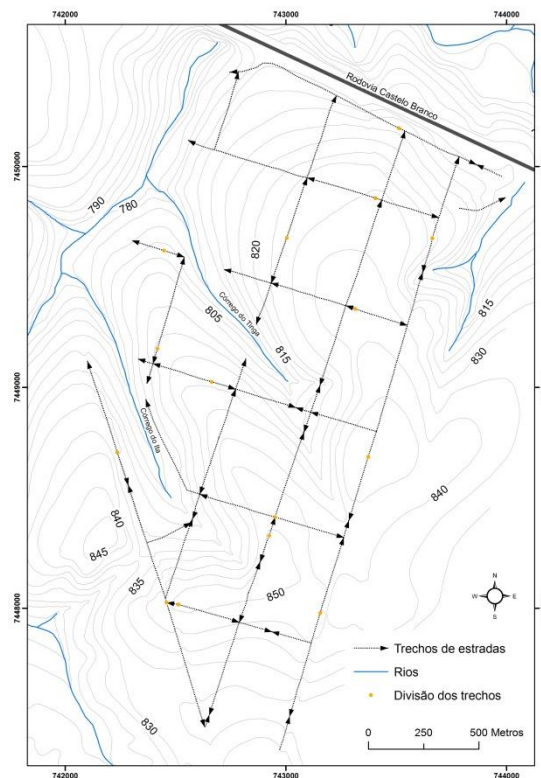


Figura 2.2 - Divisão dos 65 trechos de estradas conforme a quebra da declividade pelos vales, topos e cruzamento de estradas. As setas indicam a direção do declive.

2.3.2 Influência das estradas no fluxo superficial

Na ausência das estradas no MDT, o escoamento superficial, representado pelo fluxo acumulado mantém seu fluxo natural através dos caminhos preferenciais da vertente até o encontro com o córrego Tinga (Figura 2.6a). Com a incorporação das estradas no MDT foi possível interceptar o escoamento superficial para os leitos ortogonais das estradas (Figura 2.6b), alterando os caminhos preferências da água ao longo da vertente conforme já documentado por Gucinski et al. (2000) e Luce e Wemple (2001).

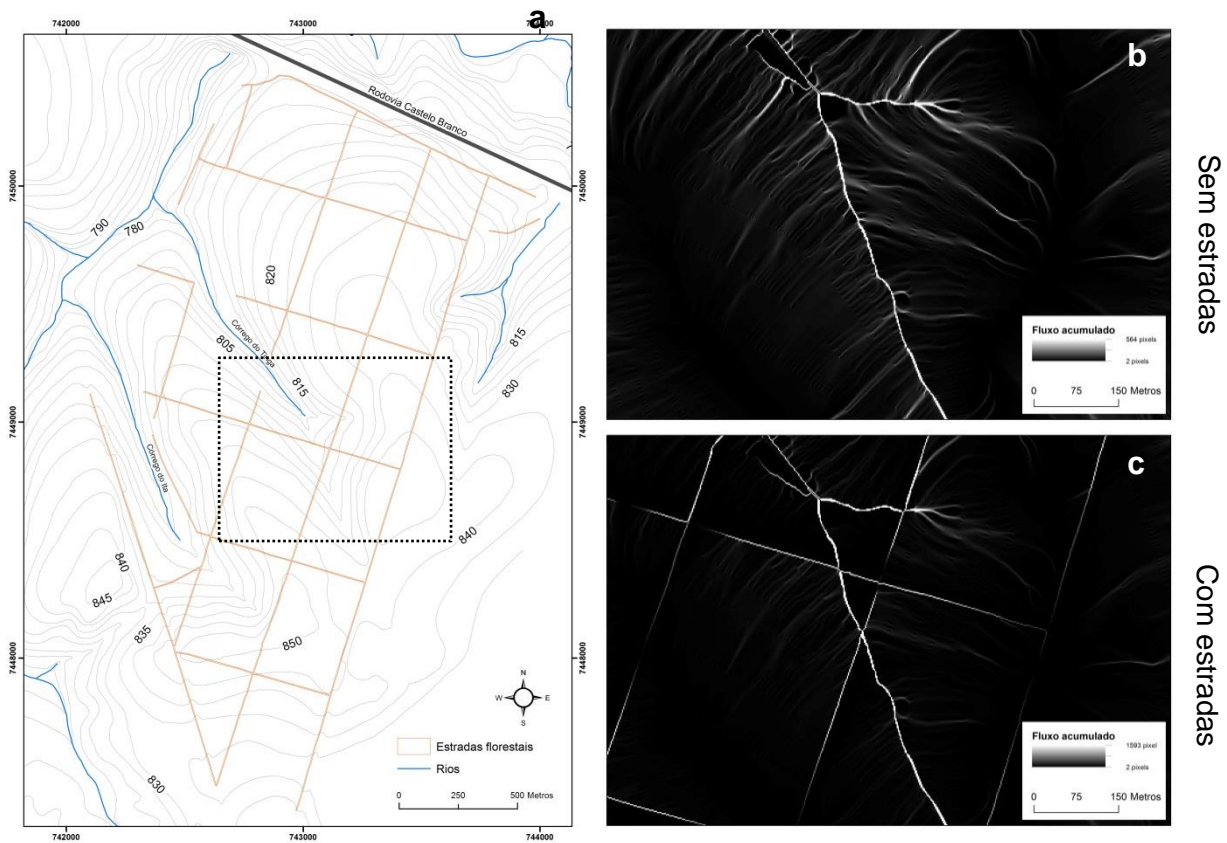


Figura 2.6 – Área de estudo (a) com o destaque para a aproximação, sendo (b) o fluxo acumulado dos MDTs sem estradas e (c) o fluxo acumulado dos MDTs com estradas

2.3.3 Áreas de Contribuição dos Trechos (ACTs)

As ACTs vinculadas a cada trecho de estrada variaram de 253m² a 18.619,10m². No tocante à declividade, houve variação da declividade média do terreno de 7,70% à 20,70% (Figura 2.7).

As ACTs representam as áreas que efetivamente contribuem para na interceptação do escoamento superficial pelas estradas, algumas delas extrapolaram o limite da área de estudo.

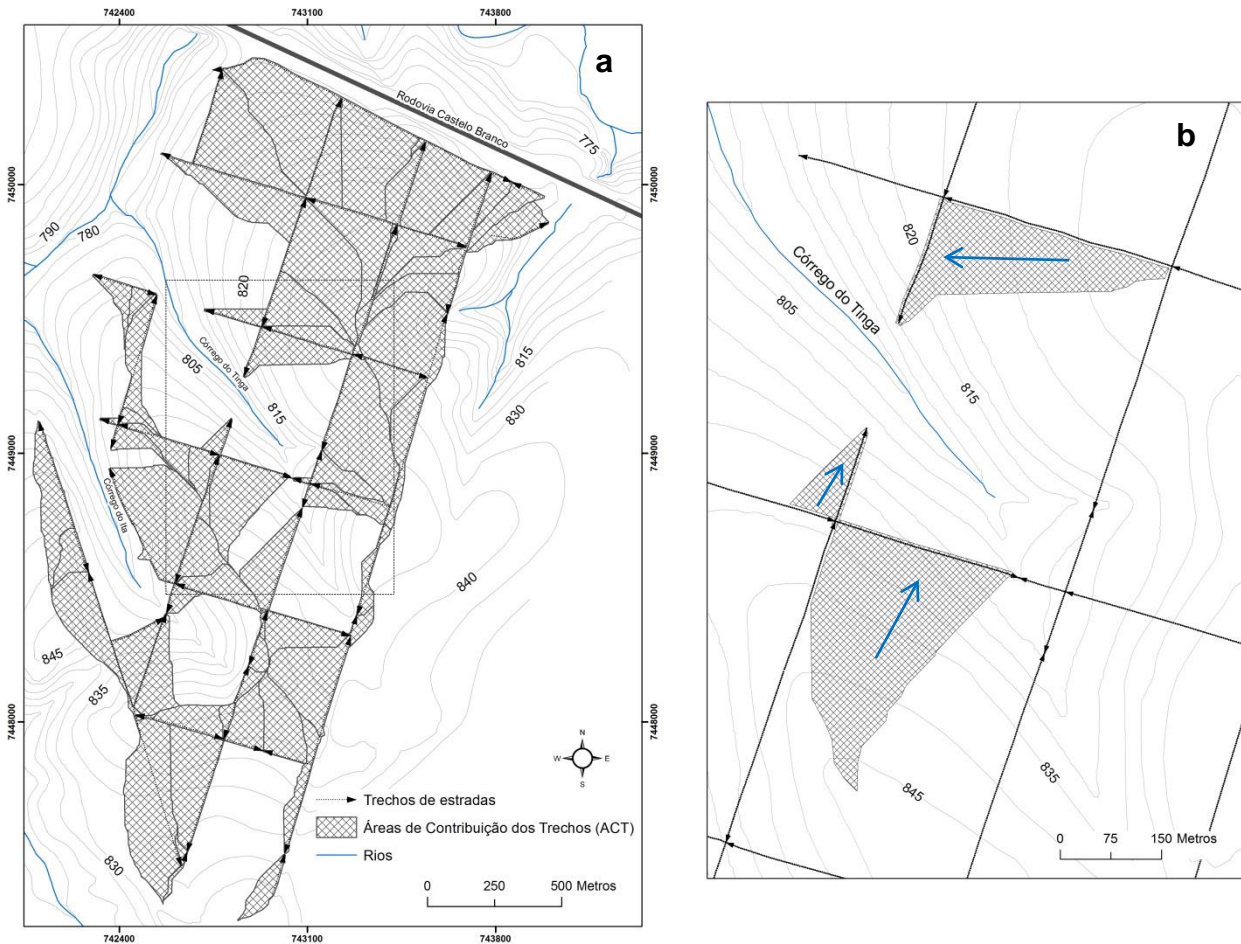


Figura 2.7 - Delimitação das ACTs (a), e uma aproximação para melhor visualização das ACTs de alguns trechos (b), as setas azuis se referem à direção do fluxo de água das ACTs

2.3.4 Indicadores topográficos e hidrológicos

Na Tabela 2.2 está a relação dos valores de cada um dos quatro indicadores.

O fator LS obteve valores que variaram de 0,007 para trechos com 28 metros de comprimento e 0,32% de declividade de rampa até 4,65 para trechos com 566 metros de comprimento e 7,11% de declividade (ANEXO A).

Os valores do Índice Topográfico (IT) correspondem à média dos valores dos *pixels* dentro de cada ACT (ANEXO B). Foi o indicador que possuiu menos variação, com valores máximo e mínimo de 9,84 e 6,01, respectivamente.

Para os valores de perda de solo, a média para cada ACT foi calculado pelos valores de cada pixel. Esses valores apresentaram médias que variaram de 0,017 a 3,74 t/ha ano⁻¹, a maior variação entre os indicadores avaliados (ANEXO C).

As vazões máximas das ACTs variaram de 0,065 a 2,402 L/s com uma média de 0,91 L/s por cada metro linear de estrada (ANEXO D).

Tabela 1.2 - Valores mínimos, máximos e médios obtidos de cada um dos indicadores nos 65 trechos avaliados. A variação dos dados perante a média é representado pelo coeficiente de variação (C.V%)

	Fator LS	IT	Perda de solo	Q_{máx}
Média	1,515	7,267	1,034	0,91
C.V %	89	9	94	68
Mínima	0,007	6,010	0,017	0,065
Máxima	4,655	9,842	3,744	2,402

Houve uma relação positiva significativa entre as variáveis LS e Perda de solo e entre Perda de solo e Q_{máx} (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Correlação de Spearman dos quatro indicadores utilizados no estudo.

	Fator LS	IT	Perda de solo	Q_{máx}
Fator LS	1.00	-0.10	0.52*	0.08
IT	-	1.00	-0.24	0.24
Perda de solo	-	-	1.00	0.49*
Q_{máx}	-	-	-	1.00

Números seguidos de * indicam que há significância na relação entre as variáveis ($\alpha=0,05$).

2.3.5 Agrupamento hidrológico dos trechos de estradas

Durante a análise de agrupamento foi estabelecido um corte numa distância de similaridade que permitisse a divisão em 4 grupos com características distintas, Figura 2.9.

A acurácia ou precisão global do agrupamento foi de 95,4%, ou seja, somente 4,6% dos trechos (3) foram agrupados erroneamente segundo a reamostragem realizada por essa validação.

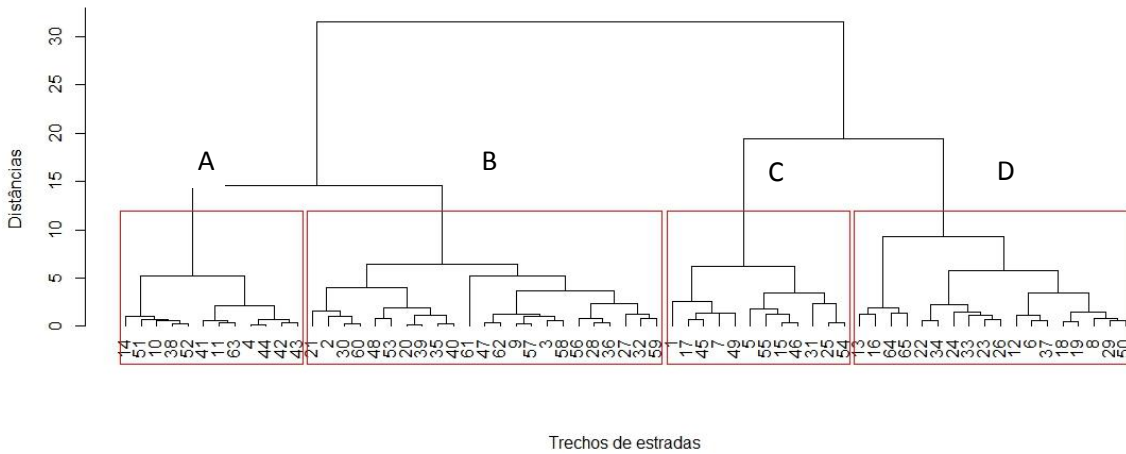


Figura 2.9 - Dendrograma resultante da análise de agrupamento dos 65 trechos de estradas, e a separação dos quatro grupos.

A Figura 2.10 apresenta os valores médios, assim como a variação, dos valores dos quatro indicadores para cada um dos grupos.

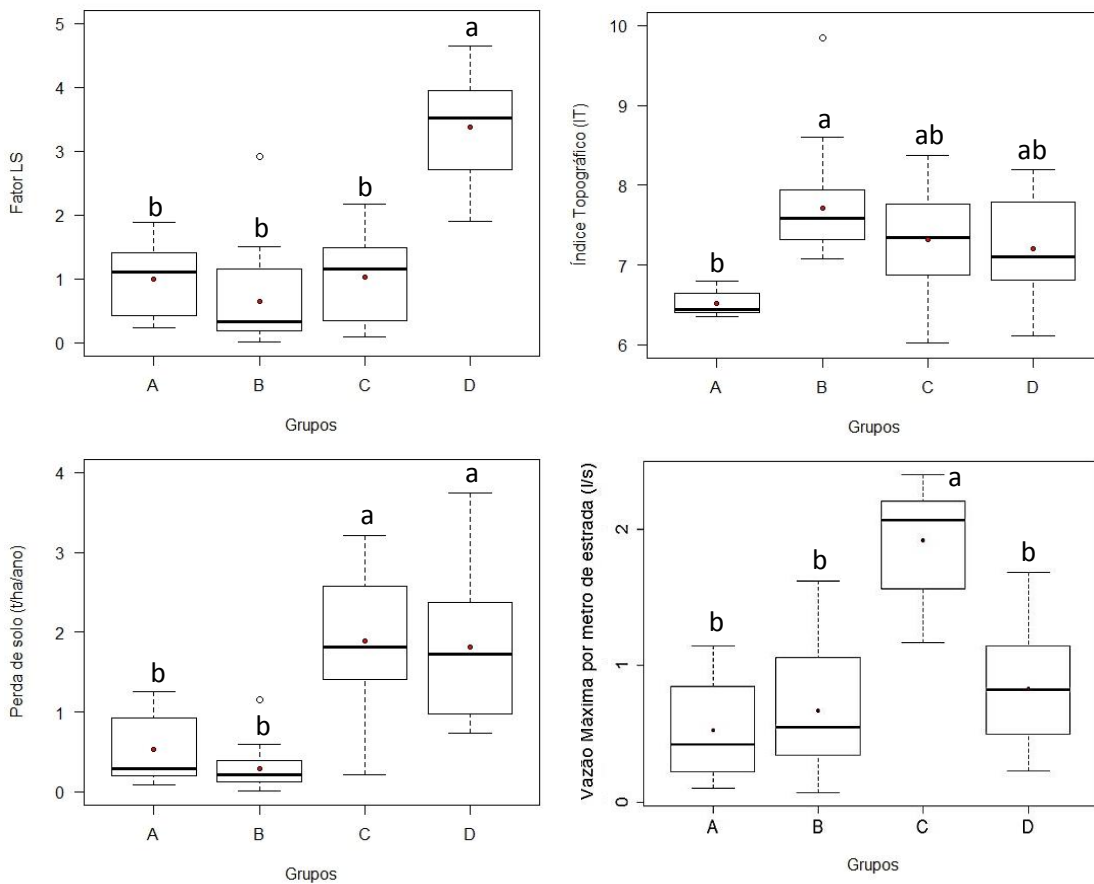


Figura 2.10 - Boxplot dos quatro indicadores para os quatro grupos (A, B, C e D), em que os pontos vermelhos correspondem às médias. Há diferença significativa quando as letras minúsculas diferem entre os grupos

Em relação ao fator LS, somente o grupo D se diferenciou significativamente dos demais grupos. Esse resultado se deve aos maiores valores de declividade de rampa dos trechos do Grupo D, com média de 7,8%, e também aos valores de comprimento dos trechos que apresentaram a segunda maior média de 298 m, sendo somente inferior ao Grupo C com 313 m. Cabe lembrar que a eq. (2.1), do Fator LS, é composta principalmente pela declividade da rampa e pelo comprimento dos trechos.

Como o Índice topográfico foi o indicador que obteve a menor variação nos dados (ver Tabela 2.2), as médias entre os grupos se mantiveram com essa baixa variação, diferenciando somente o Grupo B do Grupo A. Essa diferenciação provavelmente se deve aos baixos valores de área de contribuição (AC) e altos valores de declividade do terreno (α) apresentados pelas ACTs do Grupo A.

Já o indicador de perda de solo apresentou diferença significativa para dois grandes grupos. Os Grupos C e D foram aqueles que tiveram os maiores valores do Fator K nas ACTs, relacionados à erodibilidade e calculados a partir dos atributos físicos dos solos. Além disso, essas foram também as ACTs que apresentaram os maiores valores do Fator LS, calculado a partir da topografia do terreno.

Por fim, a média da $Q_{\text{máx}}$ por metro linear de estrada, para o Grupo C, se destacou com o dobro das médias dos demais grupos. Os trechos do Grupo C apresentaram uma média de comprimento de 313 m, a maior entre os quatro grupos.

2.3.6 Grupos de trechos suscetíveis à erosão

Pelos resultados obtidos nos quatro indicadores (Figura 2.10), os Grupos C e D foram selecionados como os trechos mais críticos em relação ao risco de erosão.

No Grupo C estão os trechos que recebem mais água por metro linear de estrada via ACTs, e no Grupo D estão os trechos com maiores valores do Fator LS nas superfícies. Ambos possuem taxas de perda de solo elevadas quando comparadas com as ACTs dos demais grupos.

A Figura 2.11 apresenta a posição dos trechos classificados como críticos. É possível notar que o Grupo C possui as maiores ACTs por metro linear de trecho de estrada, e que as posições dos trechos em relação às curvas de nível é mais paralela quando comparada com as posições do Grupo D (mais perpendiculares).

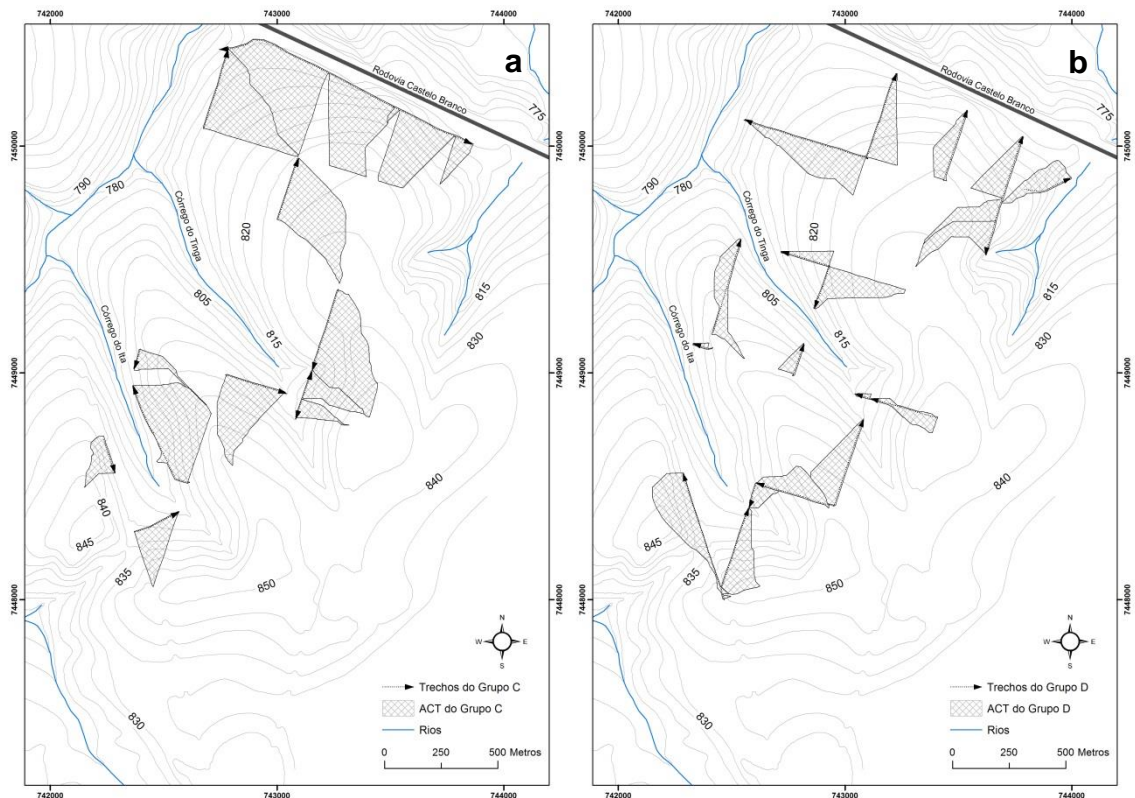


Figura 2.11 – Posicionamento dos trechos do Grupo C (a) e do Grupo D (b) em relação às curvas de nível, e suas respectivas ACTs

2.4 Discussão

2.4.1 Caracterização dos grupos de trechos

Os trechos de estradas pertencentes ao grupo A, como não apresentaram altos valores em nenhum dos indicadores, foram classificados como não suscetíveis aos processos erosivos. Esse grupo é formado por trechos com declividades abaixo da média e ACTs com menores contribuições de água e solo para com as superfícies das estradas.

O grupo B apresentou características semelhantes ao grupo A, exceto para os valores de índice topográfico. Apesar de o IT identificar regiões do solo com maiores probabilidades de saturação de água nas ACTs e consequente escoamento superficial do referido grupo, esse indicador, isoladamente, não aumentou os riscos de erosão nesses trechos de estradas. O critério utilizado para essa afirmação foi que a menor declividade apresentada pelas ACTs do grupo B, aliada maior rugosidade do solo dos reflorestamentos, diminui a chance do escoamento

superficial, gerado nas regiões saturadas, chegar às superfícies das estradas (BRACKEN; CROKE, 2007).

No Grupo C estão os trechos que recebem mais água por metro linear de estrada via ACT e que possuem menor capacidade de transporte de sedimentos, já que são pouco declivosos (ALI et al., 2012). Nesse tipo de situação, com a perda de velocidade do escoamento superficial provindo das ACTs, há também o aumento de deposição dos sedimentos em suspensão (PRUSKI, 2009a). Esse excesso de deposição de sedimentos e água principalmente em estradas com ausência de sistemas adequados de drenagem pode ocasionar a formação de depressões e canais na superfície das estradas devido ao elevado teor de umidade e consequente diminuição da coesão do material de revestimento (MORGAN, 2005). Essas depressões e canais gerados podem dar início a processos erosivos de maior escala como, por exemplo, o surgimento de ravinas e voçorocas a jusante a partir do rompimento dos bordos das estradas (BAESSO; GONÇALVES, 2003). De fato, essas observações foram registradas na área do presente estudo (Figura 2.12).



Figura 2.12 – Excesso de deposição de sedimentos (a) e rompimento dos bordos das estradas com direção ao córrego do Ita

No Grupo D estão os trechos com maiores valores do Fator LS e, por essa razão, têm maiores capacidades de transporte e desprendimento de partículas devido à alta velocidade do escoamento superficial gerado nas superfícies das estradas (LUCÉ; BLACK, 1999; MACDONALD et al., 2001; GARCIA et al., 2003; RAMOS SCHARRÓN, 2010) e, em menores proporções que o Grupo C, nas ACTs.

Esses trechos são mais propensos às erosões lineares nas superfícies de rolamento como ravinas e voçorocas, principalmente na ausência de sistemas de drenagens adequados e bem espaçados (Figura 2.13).



Figura 2.13 – Presença de ravinas e início de processo de voçorocas

2.4.2 Posicionamento dos trechos mais suscetíveis à erosão na vertente

O posicionamento dos trechos de estradas em relação à vertente influenciou a declividade de rampa das estradas e os processos hidrológicos das ACTs. Por consequência, houve o aumento dos valores dos indicadores fator LS no Grupo D e $Q_{\text{máx}}$ no Grupo C. Os ângulos formados entre os trechos e as curvas de nível ao longo da vertente, mais próximos de 90° (perpendiculares às curvas de nível ou trechos em desnível), e, mais próximos de 180° (trechos em nível), foi o que diferenciou os Grupos C do D.

Com trechos mais perpendiculares, o Grupo D apresentou menores valores na razão entre as áreas das ACTs e comprimento de trecho. Isso se deve ao direcionamento do escoamento superficial ser parecido com os dos trechos, já que eles estão morro abaixo, assim as ACTs ficam com menores áreas (Figura 2.11).

Com trechos em nível, menos declivosos, o Grupo C obteve maiores razões entre as áreas das ACT e o comprimento dos trechos, o contrário ocorrido com o Grupo D. Nesse grupo, todo o escoamento superficial gerado à montante possui direcionamento diferente ao dos trechos, já que o escoamento é perpendicular às curvas de nível. Com isso, há uma maior ACT e, conseqüentemente, uma maior $Q_{\text{máx}}$ por metro linear de estrada nesse grupo (Figura 2.11).

Outra forma de interpretar a relação entre a posição das estradas no terreno e as dimensões das ACTs pode ser feita através dos efeitos primários das estradas

sobre a água (interceptação lateral e divergência) e (acumulação e aceleração) (GUCINSKI et al., 2000). A interceptação lateral e divergência são maiores nos trechos mais paralelos às curvas de nível (Grupo C). A acumulação, e principalmente a aceleração, são maiores nos trechos mais perpendiculares às curvas de nível (Grupo D).

2.4.3 Perda de solo nas ACTs

O conceito de tolerância de perda de solo foi criado com o objetivo de identificar o limite máximo de perda com o propósito de manter a capacidade produtiva de um determinado solo. Esse conceito leva em consideração fatores físicos do solo, econômicos e o tempo requerido para sua formação (PRUSKI, 2009).

Lombardi Neto e Bertoni (1975) estabeleceram limites de perda de solo para o Estado de São Paulo utilizando como critério a profundidade favorável ao desenvolvimento radicular das culturas. Para os solos com horizontes B latossólicos, encontraram uma amplitude de 9,6 a 15 t/ha/ano que são superiores aos valores estimados nas ACTs (0,017 a 3,74 t/ha/ano). Os mesmos autores, em 1993, mediram a perda de solo em diferentes culturas agrícolas e constataram que, para as culturas anuais e temporárias, a perda de solo ultrapassava os limites calculados anteriormente. Já para as culturas permanentes, como o reflorestamento, a perda de solo fica bem abaixo da tolerância. O valor médio de perda de solo estimado para as ACTs, de 1,034 t/ha/ano, foi aproximado ao valor encontrado por eles em reflorestamento, 0,9 t/ha/ano.

Outro estudo estimou a tolerância de perda de solo em 1,8 a 15,7 t/ha/ano (FREIRE; VASQUES FILHO, 1978). Dentro dessa nova amplitude de valores, cerca de 20% das ACT, representadas pelos Grupos C e D, ultrapassaram esse limite de tolerância.

Segundo Li et al. (2009), embora a maioria das taxas de perda de solo não esteja acima dos limites de tolerância, isso não quer dizer que a sustentabilidade do sistema produtivo não esteja afetando direta ou indiretamente os ecossistemas terrestres ou aquáticos adjacentes. O mesmo autor salienta que, para a manutenção da sustentabilidade desses ecossistemas, caso seja pertinente, deve haver outra gama de critérios para o cálculo dos limites de tolerância de perdas de solo.

2.4.4 Avaliação dos indicadores

A relação significativa entre o LS e Perda de solo, apresentada na Tabela 2.2, pôde ser explicada pelas respectivas declividades da rampa e do terreno que, por sua vez, também apresentam uma relação positiva. Isso significa que, na área de estudo, quanto maior a declividade do terreno, maior a chance de uma estrada estar “morro abaixo”, ou seja, com declividades de rampa elevadas no sentido do declive do terreno. As declividades do terreno e de rampa estão presentes nas equações dos indicadores Fator LS e Perda de solo, respectivamente.

A relação entre a perda de solo e $Q_{m\acute{a}x}$ também pôde ser explicada pela declividade do terreno. Ambos indicadores utilizaram a declividade do terreno para suas estimativas, no caso da $Q_{m\acute{a}x}$, a declividade do terreno foi utilizada para o cálculo do coeficiente de escoamento superficial (C) (ver Tabela 2.1). Logo, quanto maior for a declividade do terreno maior será a perda de solo e de água das ACTs.

Independentemente dos resultados da correlação da Tabela 2.2, os indicadores descrevem processos, sejam eles hidrológicos ou topográficos, diferentes. Eles são compostos por vários parâmetros, alguns deles coincidentes, como é o caso da declividade do terreno e cobertura do solo, porém com interpretações distintas dentro de cada equação.

Os grupos C e B apresentaram perdas de solo significativamente iguais, porém, para indicador $Q_{m\acute{a}x}$, a diferença foi significativa, com o grupo C apresentando o dobro do valor do grupo D. A substituição de um dos indicadores pelo outro, por exemplo, da $Q_{m\acute{a}x}$ pela perda de solo, resultaria na omissão da identificação do grupo C, classificado como um grupo suscetível á erosão.

A proposta de se utilizar indicadores hidrológicos e topográficos na identificação de estradas com riscos de erosão foi proposta pelo trabalho de Ferraz et al., (2007). (FERRAZ et al., 2007) Os indicadores utilizados foram o fator LS, índice topográfico, declividade da rampa e declividade do terreno. A partir da combinação entre o fator LS e o índice topográfico os autores foram capazes de classificar quatro grupos com relação à quantidade de água recebida e à drenagem de cada trecho de estrada. Relacionando as declividades de rampa e de terreno, os autores classificaram os trechos de acordo com o posicionamento no terreno (trechos em nível ou desnível). As classificações foram realizadas por meio de quadrantes, em que as médias e desvios padrões foram utilizados como valores

limites. Para o cálculo dos indicadores foram utilizadas somente as áreas das superfícies das estradas, pois não houve a delimitação das ACTs.

As principais diferenças entre os métodos do presente estudo e o trabalho de Ferraz et al., (2007) foram:

- Na escolha de indicadores compostos por mais de um parâmetro, resultando em uma melhor descrição dos processos erosivos;

- Na delimitação das ACTs, estabelecendo as áreas de real contribuição de solo e água das estradas.

- Nas análises de classificação, que consideraram a interpretação, simultânea, de todos os indicadores.

2.4.5 Implicações práticas

2.4.5.1 Ações localizadas

As práticas utilizadas para o controle da erosão dependem dos elementos externos ou internos relacionados à susceptibilidade de ocorrência de erosão ou como o processo se apresenta (GRIEBELER; PRUSKI; SILVA, 2009).

Para cada um dos dois grupos foram identificadas as fontes de escoamento superficial e de sedimentos, sendo as ACTs para o Grupo C e as próprias superfícies das estradas para o Grupo D. Logo, há dois tipos de intervenções necessárias para a mitigação ou eliminação desses processos: a adoção de práticas de conservação do solo nas ACTs do Grupo C, que na maioria das vezes correspondem aos talhões de plantio comercial; e a implantação de sistema de drenagem, devidamente espaçados e dimensionados, para conter ou eliminar a energia do volume de escoamento superficial das superfícies das estradas (FAO, 1989), do Grupo D.

Os tipos de intervenções mencionados não levam em consideração a mudança do desenho dos trechos para regiões onde seu grau de criticidade diminua, nem mesmo a total desativação e a recuperação das propriedades do solo para condições menos propícias às erosões. Porém, tais medidas podem ser realizadas caso a adoção de práticas de conservação de solo e de sistemas de

drenagem sejam inviáveis economicamente ou não mitiguem os problemas ambientais como desejado.

Embora os indicadores utilizados nesse estudo sejam aplicados para identificar trechos de estradas já existentes, os conceitos por trás desses indicadores como as áreas de contribuição, erodibilidade do solo, topografia e identificação de áreas mais propícias à formação de escoamento superficial hortoniano ou por saturação do solo, são capazes de auxiliarem o planejamento do projeto inicial de alocação de estradas.

As intervenções propostas pertencem a uma escala menor daquela utilizada para a identificação dos trechos via Sistema de Informação Geográfica (SIG). Após a seleção dos trechos críticos, a checagem em campo torna-se essencial tanto para a localização e validação das possíveis erosões quanto para as futuras ações.

2.4.5.2 Mudanças do uso do solo e práticas conservacionistas

Os indicadores foram calculados numa condição onde todas as ACTs estavam com os solos cobertos por reflorestamento. Esse dado de cobertura do solo é utilizado para o cálculo dos indicadores de perda de solo (Fator C) e de $Q_{m\acute{a}x}$, especificamente para o coeficiente de escoamento superficial. Quando ocorre a colheita florestal, há maior disponibilidade de água no sistema devido à diminuição da evapotranspiração no balanço hídrico. Essa maior disponibilidade de água pode refletir no aumento da geração do escoamento superficial ($Q_{m\acute{a}x}$) e consequentemente na produção de sedimentos (Perda de Solo) nas ACTs (WILSON, 1999). Assim, os trechos que foram classificados anteriormente à colheita como críticos terão um maior grau de criticidade após a colheita. Os trechos que foram classificados como não críticos, após a colheita podem ou não serem classificados como críticos. Esse resultado vai depender do critério escolhido para a classificação dos trechos de estradas e da quantidade de matéria morta, representada pela serapilheira e pelos resíduos florestais deixados pela operação de colheita.

A mesma lógica pode ser aplicada ao plantio em desnível (“morro abaixo”) realizado em áreas mais declivosas. Nessas ACTs onde o plantio foi feito morro abaixo, o valor do Fator P, referente às práticas conservacionistas da EUPS, sofre

um aumento de 0,5 (plantio em nível) para 1,0 (plantio morro abaixo) (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008) duplicando o valor de perda de solo.

2.4.5.3 Sistemas de drenagem

O sistema de drenagem é dimensionado a partir da vazão esperada, da capacidade erosiva do escoamento e do tipo de material dos drenos (GRIEBELER; PRUSKI; SILVA, 2009). Segundo os mesmos autores, a omissão da interação das estradas com as ACTs, como demonstrado no presente trabalho, pode fazer com que a vazão esperada e a capacidade erosiva sejam subestimadas, comprometendo o dimensionamento dos drenos.

A incorporação do aporte de sedimentos e do escoamento superficial das ACTs no cálculo de dimensionamento dos drenos aumentará os custos de implantação, porém diminuirá os custos de manutenção e os riscos hidrológicos de falha do projeto. Tanto o aporte de sedimentos quanto o escoamento superficial das ACTs para as estradas podem ser minimizados pelas práticas de conservação do solo, reduzindo assim os custos de implantação dos sistemas de drenagem.

2.5 Conclusões

Os indicadores utilizados conseguiram identificar as fontes dos processos erosivos em dois compartimentos distintos, nas ACTs e nas superfícies das estradas. Por meio da representação de diferentes processos hidrológicos e da topografia do terreno, cada indicador descreveu processos erosivos complementares. A interação entre os compartimentos, obtida pelo agrupamento hidrológico e interpretação dos valores médios de cada indicador dentro de cada grupo, resultou na identificação de dois grupos de trechos mais suscetíveis à erosão.

Os valores dos indicadores, principalmente aqueles aplicados nas ACTs, são influenciados pelas mudanças da cobertura, das técnicas de preparo e conservação do solo dos talhões de plantio. Tais mudanças devem ser contabilizadas à análise, pois podem aumentar ou diminuir o grau de criticidade das erosões dos trechos de estradas.

Referências

ALI, M.; STERK, G.; SEEGER, M.; BOERSEMA, M.; PETERS, P. Effect of hydraulic parameters on sediment transport capacity in overland flow over erodible beds. **Hydrology and Earth System Sciences**, Goettingen, v. 16, n. 2, p. 591–601, 2012.

ANTONANGELO, A.; FENNER, P. T. Identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal através do critério do fator topográfico LS. **Energia Agricultura**, Botucatu, v. 20, n. 3, p. 1–20, 2005.

BAESSO, D.P.; GONÇALVES, F.L.R. Estradas rurais: técnicas adequadas de manutenção. Florianópolis: DER, 2003.

BARRIOS, A. **Erosión y producción de sedimentos en cuencas hidrográficas**. 1995. Tese (Doutorado) – Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de los Andes, Mérida, 1995.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Equação de perda de solo. In:_____. Conservação do solo. São Paulo: ícone, 2008. cap. 10, p. 248-267.

BEVEN, K. How far can we go in distributed hydrological modelling? **Hydrology and Earth System Sciences**, Goettingen, v. 5, n. 1, p. 1–12, 2001.

BEVEN, K.J.; KIRKBY, M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Processes**, Chichester, v.24, p.43-69, 1979.

BRACKEN, L.J.; CROKE, J. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 21, p. 1749–1763, 2007. Disponível em: <<http://jamsb.austms.org.au/courses/CSC2408/semester3/resources/ldp/abs-guide.pdf>>.

CLARK, B.; CATTON, K. GIS Identification of High Erosion Risk Roads. 2002. Disponível em: <http://scs.ucdavis.edu/Services/ClassSupport/PROJECTS/ABT1801f99projlbci_arklproject.>. Acesso em: 05 nov. 2014.

CORRÊA, C.M.C. Perdas de solo e qualidade da água proveniente de estradas de uso florestal no Planalto Catarinense. 2005. 156 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005. Disponível em: <http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao/defesas/pdf_dr/2005/t192_0237-D.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2015.

CROKE, J.; MOCKLER, S.; HAIRSINE, P.; FOGARTY, P. Relative contributions of runoff and sediment from sources within a road prism and implications for total sediment delivery. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 31, n. 4, p. 457–468, 2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/esp.1279>>. Acesso em: 4/11/2014.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 81 p. Tese (Doutorado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

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

DUNNE, T. Runoff production in humid areas. U.S. Department of Agriculture Publication ARS-41-160, Washington, D.C, p.108, 1970.

DUNNE, T.; BLACK, R.D. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 6, n. 5, p. 1296 – 1311, 1970.

ELLIOT, W.J.; PAGE-DUMROESE, D.; ROBICHAUD, P.R. The Effects of Forest Management on Erosion and Soil Productivity. **Proceedings of the Symposium on Soil Quality and Erosion Interaction**, Keystone, CO. 1996.

FAO. Watershed management field manual: drainage design. Rome, 1989. Disponível em:
< <http://www.fao.org/docrep/006/t0099e/T0099e04.htm>
>. Acesso em: 10 Jul. 2015.

FERRAZ, S.F.D.B.; MARSON, J.C. Uso de indicadores hidrológicos para classificação de trechos de estradas florestais quanto ao escoamento superficial Using hydrological indicators for runoff assessment on forest road segments. **Scientia Forestalis**, Piracicaba , n. 75, p. 39–49, 2007.

FORSYTH, A.R.; BUBB, K.A.; COX, M.E. Runoff, sediment loss and water quality from forest roads in a southeast Queensland coastal plain Pinus plantation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 221, n. 1-3, p. 194–206, 2006. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112705005724>>. Acesso em: 4/11/2014.

FREIRE, O.; VASQUES FILHO, J. Tolerância de perdas para os solos de Piracicaba. R Agric., Piracicaba, p.53, p. 261-267, 1978.

FSC BRASIL. Avaliação de Plantações Florestais na República Federativa do Brasil: Padrão Harmonizado entre as Certificadoras. São Paulo, p. 1–53, 2014.

FU, B.; NEWHAM, L.T.H.; RAMOS-SCHARRÓN, C.E. A review of surface erosion and sediment delivery models for unsealed roads. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 25, n. 1, p. 1–14, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815209001832>>. Acesso em: 19/1/2015.

FUNDAÇÃO CENTRO DE INFORMAÇÕES E DADOS DO RIO DE JANEIRO (CIDE). **Índice de qualidade dos municípios - verde** (IQM - Verde). Rio de Janeiro: CIDE, 2000. CD-ROM.

GARCIA, A.R.; MACHADO, C.C.; SILVA, E.; SOUZA, A.P.; PEREIRA, R.S. Volume de enxurrada e perda de solo em estradas florestais em condições de chuva natural. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 535–542, 2003.

GONÇALVES, J.L.D.M.; ALVARES, C.A.; GONÇALVES, T.D.; et al. Mapeamento de solos e da produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*, com uso de sistema de informação geográfica Soil and productivity mapping of *Eucalyptus grandis* plantations, using a geographic information system. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 94, p. 187–201, 2012.

GRIEBELER, N.P.; PRUSKI, F.F.; SILVA, J.M.A. Controle de Erosão em Estradas Não Pavimentadas. In: PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água**: Práticas mecânicas para controle da erosão hídrica. Viçosa: UFV, 2009. cap. 7, p. 166-215.

GUCINSKI, H.; FURNISS, M.J.; ZIEMER, R.R.; BROOKES, M.H. Forest roads: A synthesis of scientific information. Portland, 2000.

GUIMARAES, H.S. A logística como fator decisivo das operações de colheita e transporte florestal. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO SOBRE SISTEMAS DE COLHEITA E TRANSPORTE FLORESTAL, 13., 2004, Curitiba. Anais... Curitiba: UFPR, p. 410, 2004.

JENSON, S.K.; DOMINGUE, J.O. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Bethesda, v. 54, n. 11, p.1593–1600, 1988.

JORDÁN, A.; MARTÍNEZ-ZAVALA, L. Soil loss and runoff rates on unpaved forest roads in southern Spain after simulated rainfall. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 3-4, p. 913–919, 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707007682>>. Acesso em: 4/11/2014.

LI, L.; DU, S.; WU, L.; LIU, G. An overview of soil loss tolerance. **Catena**, Amsterdam, v. 78, n. 2, p. 93–99, 2009. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2009.03.007>>. .

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terra para solos do estado de São Paulo. Campinas, Instituto Agrônomo, p. 12, 1975.

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

LUCE, C.H.; BLACK, T.A. Sediment production from forest roads in western Oregon. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 35, n. 8, p. 2561–2570, 1999. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/1999WR900135>>. .

LUCE, C.H.; WEMPLE, B.C. Introduction to special issue on hydrologic and geomorphic effects of forest roads. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 26, p. 111–113, 2001.

MACDONALD, L.H.; COE, D.B.R. Road Sediment Production and Delivery: Processes and Management. **Proceedings of the First World Landslide Forum. International Programme on Landslides and International Strategy for Disaster Reduction. United Nations University, Tokyo, Japan**, p. 381–384, 2008.

Disponível em:

<http://bofdata.fire.ca.gov/regulations/proposed_rule_packages/interagency_road_rules_2010/macdonald_coe_wlf.pdf>. .

MACDONALD, L.H.; SAMPSON, R.W.; ANDERSON, D.M. Runoff and road erosion at the plot and road segment scales, St John, US Virgin Islands. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 26, n. 3, p. 251–272, 2001.

MEIRELLES, M.S.P. et al. Geomática: modelos e aplicações ambientais. Brasília: Embrapa, p. 593, 2007.

MENDES, C.A.B.; CIRILO, J.A. Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação. Porto Alegre: ABRH,. p. 535, 2001.

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

MONTGOMERY, D.R. Road surface drainage, channel initiation, and slope instability. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 30, n.6, p. 1925-1932,1994.

MOORE, I.D.; GRAYSON, B.; LADSON, A.R. Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorfological and biological applications. **Hydrological Processes**, v.5, p.3-30, 1991.

MORGAN, R.P.C. Factor influencing erosion. In:_____.**Soil Erosion and Conservation**. Malden: Blackwell, 2005. cap. 3, p. 45-65.

PRUSKI, F.F. Prejuízos decorrentes da erosão hídrica e tolerância de perdas de solo. In:_____. **Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para controle da erosão hídrica**. Viçosa: UFV, 2009a. cap. 1, p. 13-23.

_____. Escoamento superficial. In:_____. **Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para controle da erosão hídrica**. Viçosa: UFV, 2009b. cap. 5, p. 108-131.

RAMOS SCHARRÓN, C.E. Sediment production from unpaved roads in a sub-tropical dry setting — Southwestern Puerto Rico. **Catena**, Amsterdam, v. 82, n. 3, p. 146–158, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0341816210000858>>. Acesso em: 24/10/2014.

RAMOS-SCHARRÓN, C.E.; MACDONALD, L.H. Measurement and prediction of natural and anthropogenic sediment sources, St. John, U.S. Virgin Islands. **Catena**, Amsterdam, v. 71, n. 2, p. 250–266, 2007.

REID, L.M.; DUNNE, T. Sediment production from forest road surfaces. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 20, n. 11, p. 1753–1761, 1984.

REMORTEL, R.D.V.; MAICHLE, R.W.; HICKEY, R.J. 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 & Geosciences**, Oxford, p. 1043–1053, 2004.

SENE, J.M. Logística operacional da DURATEX S.A: Área florestal. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO SOBRE SISTEMAS DE COLHEITA E TRANSPORTE FLORESTAL, 13., 2004, Curitiba. Anais... Curitiba: UFPR, p. 410, 2004.

SENTELHAS, P.C.; PEREIRA, A.R.; MARIN, F.R.; ANGELOCCI, L.R.; ALFONSI, R.R.; CARAMORI, P.H.; SWART, S. Balanços Hídricos Climatológicos do Brasil: 500 balanços hídricos de localidades brasileiras. Piracicaba: ESALQ, 1999. 1 CD-ROM. Disponível em: < <http://www.leb.esalq.usp.br/nurma.html>>. Acesso em: 06 jun. 2015.

SIDLE, R.C.; SASAKI, S.; OTSUKI, M.; NOGUCHI, S.; ABDUL, R.N. Sediment pathways in a tropical forest: Effects of logging roads and skid trails. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 18, n. 4, p. 703–720, 2004.

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

SILVA, V.C. Cálculo automático do fator topográfico (LS) da EUPS, na bacia do rio Paracatu. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.33, n. 1, p.29 – 34, 2003.

SØRENSEN, R.; ZINKO, U.; SEIBERT, J. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. **Hydrology and Earth System Sciences**, Goettingen, v. 10, n. 1, p. 101–112, 2006.

SPAROVEK, G; SILVA, A. C. Dimensionamento hidrológico de terraços de drenagem e canais escoadouros. *Revista da Universidade de Alfenas*, Alfenas, v. 3, p. 137-143, 1997.

SUGDEN, B.D.; WOODS, S.W. Sediment Production From Forest Roads in Western Montana. **Journal of the American Water Resources Association**, Hoboken, v. 43, n. 1, p. 193–206, 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1752-1688.2007.00016.x>>. .

THOMAZ, E.L.; PEREIRA, A.A. Estrada rural não pavimentada como fonte de escoamento superficial e sedimento. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Urbelândia, v. 14, n. 1, p. 13–21, 2013.

WILSON, C.J. Effects of logging and fire on runoff and erosion on highly erodible granitic soils in Tasmania. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 35, n. 11, p. 3531–3546, 1999. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1029/1999WR900181>>. .

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rain- fall losses: a guide to conservation planning. USDA Agricultural Handbook, Washington, n.537, p.1-58, 1978.

ZAGONEL, R.; CORRÊA, C.M.C.; MALINOVSKI, J.R. Densidade ótima de estradas de uso florestal em áreas de relevo plano em povoamentos de *Pinus taeda* no planalto catarinense. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n. 77, p. 33–41, 2008.

3 EFEITO DA DECLIVIDADE E DA MANUTENÇÃO NA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E VOLUME DE ENXURRADA DAS SUPERFÍCIES DE ESTRADAS FLORESTAIS

Resumo

A erosão das superfícies das estradas florestais é uma importante fonte de sedimentos finos para os riachos. Partículas de solo dessa classe de tamanho, inferior a 2 mm, são consideradas as mais prejudiciais à qualidade de água. Devido à interceptação e divergência do escoamento superficial de forma mais eficiente para os riachos e ao aumento da densidade de drenagem, as estradas também contribuem para o aumento dos picos de vazão. Dentro dos fatores e atividades estudados, a produção de sedimentos se mostrou proporcional ao comprimento e declividade das estradas e crescente às atividades de manutenção. A quantificação da produção de sedimentos e do volume de enxurrada possibilita adequada compreensão dos processos erosivos e auxilia no planejamento e execução das atividades de controle de erosão em estradas. Reconhecida a importância da declividade e das atividades de manutenção, e a escassez de estudos relacionando essas duas variáveis em condições brasileiras, esse capítulo teve como objetivo principal estimar a produção de sedimentos e volume de enxurrada das superfícies das estradas, sob chuva natural. Como objetivo secundário, descrever o efeito da declividade na produção de sedimentos com e sem realização de manutenção das superfícies das estradas. Foram instaladas 16 parcelas de 10m² nas superfícies das estradas com diferentes declividades, com e sem manutenção das superfícies. Para a análise dos dados foi utilizada a análise de covariância e o modelo linear generalizado misto. A taxa média de produção de sedimentos foi de 11,6 t ha⁻¹ ano⁻¹, sendo 12,6 t ha⁻¹ ano⁻¹ para as parcelas com manutenção (CM), 10,5 t ha⁻¹ ano⁻¹ para as parcelas sem manutenção (SM), 18,4 t ha⁻¹ ano⁻¹ para as parcelas com declividades > 9,5% (DA) e 4,6 t ha⁻¹ ano⁻¹ para as parcelas com declividades < 8% (DB). Tanto a declividade quanto a manutenção apresentaram diferenças significativas nas taxas de produção de sedimento. O efeito das declividades na produção de sedimentos foi não linear, semelhantes a outros estudos. O volume médio de enxurrada foi de 490 litros m⁻² ano⁻¹, sendo que houve diferença significativa somente entre as parcelas (CM) e (SM), com 546 litros m⁻² ano⁻¹ e 434 litros m⁻² ano⁻¹ respectivamente. Entre as covariáveis analisadas, somente a cobertura de copa apresentou efeito significativo na diminuição da produção de sedimentos. A implementação de atividades que garantam mais estabilidade aos trechos declivosos e a adequação das técnicas de manutenção utilizadas nas estradas tornam-se necessárias para redução da perda de solo e água.

Palavras-chave: Taxa de produção de sedimentos; Escoamento superficial; Perda de solo a água; Estradas não pavimentadas

Abstract

Forest roads surface erosion is a major source of fine sediment to streams. Soil particles of this size, less than 2 mm, are considered the most harmful to water quality. Due to a more efficiently interception and divergence of runoff to the streams

and increased drainage density, the roads also contribute to the increase in peak flows. Among the factors and activities studied, the sediments production proved to be proportional to the length and slope of the road and the growing the maintenance activities. Quantification of sediment yield and volume of runoff provides adequate understanding of erosion process and supports in the planning and implementation of erosion control activities on roads. Recognizing the importance of slope and maintenance activities, and the lack of studies relating these two variables in Brazilian conditions, this chapter aimed to estimate the sediment production rates and volume of runoff from road surfaces, under natural rainfall. As a secondary objective, to describe the effect of slope on sediment production rates with and without carrying out maintenance of road surfaces. 16 plots of 10 m² were installed on roads with different slopes with and without maintenance of surfaces. Analysis of covariance and generalized linear mixed model were used for data analysis. The average of sediment production rate was 11.6 t ha⁻¹ yr⁻¹, with 12.6 t ha⁻¹ yr⁻¹ for plots with maintenance (CM), 10.5 t ha⁻¹ yr⁻¹ for plots without maintenance (SM), 18.4 t ha⁻¹ yr⁻¹ for plots with slopes > 9.5% (CA) and 4.6 t ha⁻¹ yr⁻¹ for plots with slope <8 % (DB). Both the slope and the maintenance presented significant differences in sediment production rates. The effect of the slope in the production of sediment was non-linear, similar to other studies. The runoff average volume was 490 liters m⁻² yr⁻¹, and there was significant difference only between plots (CM) and (SM), with 546 liters m⁻² yr⁻¹ and 434 liters m⁻² yr⁻¹ respectively. Among the variables (covariáveis) analyzed, only the canopy cover presented significant effect on reducing sediment production. The implementation of activities that provide more stability to the sloping segments and the adequacy of maintenance techniques used in roads become necessary to reduce the loss of soil and water.

Keywords: Sediments production rates; Superficial flow; Soil and water loss; Unpaved roads

3.1 Introdução

As estradas não pavimentadas de uso florestal contribuem desproporcionalmente com a quantidade de escoamento superficial e de sedimentos durante os eventos moderados de chuva, que são os mais frequentes durante o ano (ZIEGLER; GIAMBELLUCA, 1997). Essa maior contribuição é o resultado do contraste das propriedades do solo das estradas em relação às florestas, principalmente a baixa infiltração (ZIEGLER; GIAMBELLUCA, 1997). As mudanças na dinâmica dos sedimentos, proporcionadas pela introdução das estradas no terreno, variam desde a contribuição crônica e por um longo período de sedimentos finos para os riachos, até os efeitos pontuais e mais catastróficos associados com os deslizamentos de parte das estradas durante as chuvas mais intensas (GUCINSKI et al., 2000). Considera-se que os deslizamentos são invariavelmente causados pelas

chuvas de grandes intensidades, porém, a má localização das estradas, sua construção e a falta de manutenção são fatores que aumentam a frequência desses processos além do normal (HOOVER, 1952).

A erosão das superfícies das estradas não pavimentadas é uma importante fonte de sedimentos finos para os riachos (REID; DUNNE, 1984). Partículas de solo dessa classe de tamanho, inferior a 2 mm, são consideradas as mais danosas à qualidade de água, pois possuem grande capacidade de adsorção de substâncias químicas como os fertilizantes minerais, metais pesados e pesticidas (FAO, 1996). As estradas também estão associadas com o aumento dos picos de vazão (TAGUE; BAND, 2001) devido à interceptação e divergência do escoamento superficial de forma mais eficiente para os riachos (WEMPLE et al., 1996), e ao aumento da densidade de drenagem das bacias hidrográficas (LUCE; WEMPLE, 2001). Os picos de vazão são melhores explicados quando há sinergia das estradas com outras áreas geradoras de escoamento superficial, como as áreas recém-colhidas (TAGUE; BAND, 2001).

Os primeiros trabalhos relacionados à produção de sedimentos em ramais de arraste de madeira e estradas florestais de acesso tiveram início na Carolina do Norte (EUA) (HOOVER, 1952), onde foi constatado que mais de 90% dos sedimentos produzidos em áreas florestais provém das estradas. Anos depois, começaram de fato as medições diretamente nas estradas. As escalas espaciais utilizadas nesses trabalhos variam desde medições em alguns componentes das estradas, mais comumente nas superfícies (REID; DUNNE, 1984; GARCIA et al., 2003; RAMOS SCHARRÓN, 2010; CORRÊA et al., 2010; THOMAZ; PEREIRA, 2013) e medições em segmentos inteiros de estradas, onde são contabilizados todos os componentes (superfícies, sarjetas e cortes) (LUCE; BLACK, 1999; SIDLE et al., 2004; CROKE et al., 2006; SUGDEN; WOODS, 2007; JORDÁN; MARTÍNEZ-ZAVALA, 2008).

Dentro dos vários fatores e atividades estudados, a produção de sedimentos se mostrou proporcional ao produto do comprimento (L) das estradas com a declividade (S). Na maioria dos casos, a declividade foi o mais forte preditor, LS^2 (LUCE; BLACK, 1999) e $LS^{1,6}$ (RAMOS SCHARRÓN, 2010). A não linearidade do efeito da declividade, verificada em campo por esses trabalhos, atesta a importância desse fator para a estimativa de sedimentos (LUCE; BLACK, 1999). Com relação ao

volume de enxurrada, Garcia et al., (2003) não constatou variação com o aumento da declividade das estradas, mas sim com o comprimento dos trechos.

Entre as atividades avaliadas, a manutenção das estradas e o tráfego de veículos são as principais atividades que afetam a produção de sedimentos (LUCE; BLACK, 2001). As atividades de manutenção, apesar de ter como objetivo manter as superfícies das estradas livres dos escoamentos superficiais e em boas condições de tráfego, resultam num aumentando temporário da produção de sedimento (BURROUGHS; KING, 1989). Já com relação ao tráfego, o seu efeito no aumento da produção de sedimentos é menor quando comparado aos efeitos das manutenções (LUCE; BLACK, 2001).

A quantificação da produção de sedimentos e do volume de enxurrada possibilita uma adequada compreensão dos processos erosivos e auxilia no planejamento e execução das atividades de controle de erosão em estradas (CROKE et al., 2006; GRIEBELER; PRUSKI; SILVA, 2009). Entretanto, a grande variação das taxas de erosão entre os trabalhos citados, devido a fatores climáticos, topográficos e litológicos (FU et al., 2010) limitam sua aplicação em diferentes regiões. No Brasil, há uma escassez de estudos relacionados à compreensão e à interação entre os fatores que afetam os processos erosivos em estrada de uso florestal, provavelmente pelo alto custo e tempo de execução envolvidos nesses experimentos.

Reconhecida a importância da declividade e das atividades de manutenção, e a escassez de estudos relacionando essas duas variáveis em condições brasileiras, esse capítulo tem como objetivo principal estimar a produção de sedimentos e volume de enxurrada das superfícies das estradas, sob chuva natural, em diferentes declividades com e sem realização de manutenção. Como objetivo secundário, descrever o efeito da declividade na produção de sedimentos com e sem realização de manutenção das superfícies das estradas.

3. 2. Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

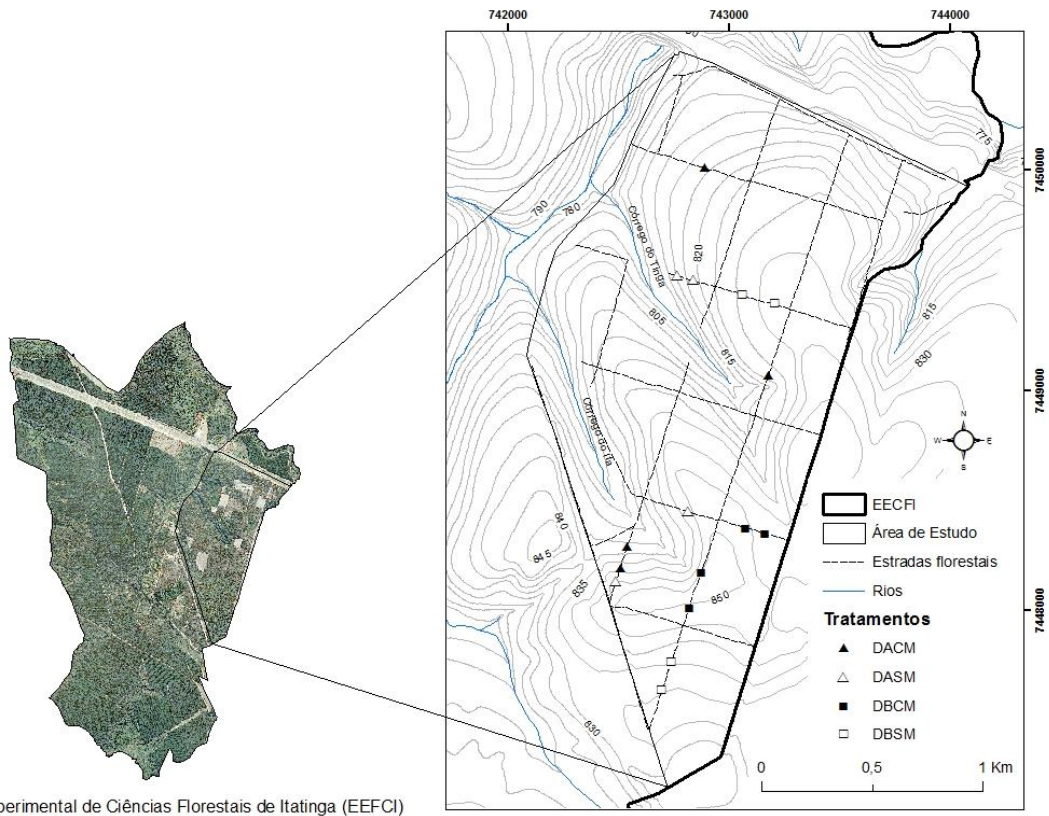
A área de estudo foi a mesma apresentada na seção 2.2.1 do capítulo anterior.

3.2.2 Delineamento experimental

Para a quantificação da produção de sedimentos e volume de enxurrada foram instaladas 16 parcelas, configurando um delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições. Os dois tratamentos aplicados às parcelas foram a declividade de rampa e a manutenção da superfície da estrada. As declividades foram categorizadas em dois níveis, $< 8\%$ (DB) e $> 9,5\%$ (DA) e as manutenções foram classificadas em dois níveis, com (CM) e sem (SM) o nivelamento das superfícies das estradas. Para a escolha do local de instalação das parcelas foi preciso subdividir os trechos de estradas em segmentos. O uso do GPS PROXT foi necessário durante a demarcação dos sistemas de drenagem (obras de arte) das estradas, que foi um dos critérios utilizados nessa subdivisão além dos topos de morro, vales e cruzamentos de estradas mencionados no capítulo anterior. Para esse capítulo, essa subdivisão em segmentos de estradas teve como objetivo selecionar os segmentos que se encaixavam nos requisitos do delineamento experimental.

Com o modelo digital do terreno (MDT) foi possível, por meio do *software* ESRI ArcGIS 10.1, selecionar todos os segmentos dentro dos intervalos de declividade da rampa ($< 8\%$ e $> 9,5\%$). A partir disso, foram escolhidos aleatoriamente os 16 segmentos para a instalação das parcelas, sendo 8 segmentos para cada intervalo de declividade (Figura 3.1). Essa etapa de escolha dos locais de instalações foi supervisionada pelo coordenador da EECF-Itatinga, que apontou os segmentos em que, caso fosse instalado uma parcela, não permitiria o tráfego e atrapalharia a logística das atividades da Estação Experimental.

Após a escolha dos locais de instalação foram medidas as declividades de cada parcela em campo utilizando o método da mangueira de nível.



Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EEFCI)

Figura 3.1 - Localização das 16 parcelas instaladas em campo, em que: declividade $> 9,5\%$ com manutenção (DACM); declividade $> 9,5\%$ sem manutenção (DASM); declividade $< 8\%$ com manutenção (DBCM) e declividade $< 8\%$ sem manutenção (DBSM)

A manutenção das superfícies foi feita aleatoriamente segundo o delineamento experimental, ou seja, em 4 segmentos com declividades de rampa $> 9,5\%$ e em 4 segmentos $< 8\%$. Para isso, foi utilizado uma lâmina acoplada a um trator, procedimento idêntico realizado pela equipe de campo da EECF- Itatinga em toda malha viária florestal (Figura 3.2).



Figura 3.2 - Momento da passagem da lâmina (a) e após a compactação do solo com os pneus dos próprios tratores (b)

O procedimento consistiu na raspagem do solo da superfície com o intuito de nivelá-la. Assim, as regiões da superfície com depressões recebem solo das regiões mais elevadas. Após o nivelamento, o trator compactou a superfície recém-revolvida com os próprios pneus.

3.2.3 Instalação das parcelas

A instalação das parcelas foi realizada após a seleção dos segmentos de estradas que atendiam aos requisitos do delineamento experimental. Elas foram constituídas de tábuas de madeira com 20cm de altura, revestidas com lonas, de dentro para fora e preenchidas com solo, com objetivo de vedar qualquer possível vazamento, tanto de dentro para fora quanto fora para dentro (Figura 3.3).

As caixas coletoras eram retangulares com dimensões de 10m x 1m. Essas dimensões foram calculadas pensando em não obstruir o acesso de veículos na EEFC- Itatinga e também evitar as várias imperfeições da superfície das estradas, que porventura, poderiam dificultar a coleta e armazenamento do escoamento superficial gerado. O local de instalação abrangeu as faixas de passagem dos pneus e as margens das estradas.

Para a coleta do escoamento superficial, foi colocado um cano de 2 polegadas de diâmetro na parte mais baixa da parcela. Esse cano conduzia todo o escoamento gerado para uma caixa armazenadora adjacente às parcelas.

A caixa armazenadora era composta de um buraco no solo com dimensões de 1m x 1m e profundidade variável, que comportava um volume de aproximadamente 500 litros. O buraco era revestido por lona e coberto com uma tampa de madeira para evitar a entrada de água proveniente diretamente das chuvas.

O cálculo do volume da caixa armazenadora foi derivado do Programa PLUVIO (Versão 2.1), elaborado pelo Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa. Por meio do PLUVIO foi calculado a intensidade da chuva com um tempo de retorno de 5 anos e duração de 1 hora para a região de Itatinga. O valor total da intensidade, de 57,4 mm/h, foi multiplicado pela área da parcela, de 10m², e subtraído pelo valor arbitrário de 10% correspondente à infiltração, chegando a um valor aproximado de 500 litros.

As parcelas recebiam constantes manutenções, como, troca de lonas, retirada de toda serapilheira, tamponamento de eventuais vazamentos das caixas coletoras/armazenadoras e desentupimento dos canos.



Figura 3.3 - Etapas da instalação das parcelas: vedação das bordas da caixa coletora com lona e solo (a e b), buraco feito para a instalação da caixa armazenadora (c) revestimento da caixa armazenadora (d) e conexão das duas caixas por meio de um cano de pvc (e)

3.2.4 Coleta das amostras

Após cada evento de chuva foi medido o volume total de água escoada pela parcela, e coletada amostras das caixas armazenadoras para a quantificação da concentração de sedimentos e volumetria.

As etapas para a coleta foram, a homogeneização do volume total armazenado, a coleta de uma amostra de 5 litros em um galão plástico hermeticamente fechado e identificado; medição do volume total do escoamento superficial armazenado, e limpeza da lona que reveste a caixa armazenadora (Figura 3.4).

Uma bomba de sucção movida a bateria (modelo BOSCH MAC 12) e um balde graduado foram utilizados para a medição do volume de enxurrada. Para a

limpeza das lonas, foi utilizado um bastão com as extremidades revestidas com espumas absorventes.

Somente os sedimentos em suspensão foram coletados, as partículas mais grosseiras do solo, depositadas no fundo das caixas armazenadoras, não foram coletadas.



Figura 3.4 - Etapas da coleta: homogeneização do volume total armazenado (a); bombeamento da água homogeneizada (b); sucção do volume de água por meio de uma bomba d'água (c); e coleta da amostra para a determinação da concentração de sedimentos e medição total do volume armazenado (d)

3.2.5 Concentração de sedimentos das amostras

O método usado foi o da evaporação, que consiste na secagem, em estufa, de todo o volume de água e sedimento coletado (ANEEL, 2000). O volume contido nas amostras de aproximadamente 5 litros foi precisamente medido com provetas, homogeneizado e colocado em duas bandejas de alumínio, previamente pesadas, de aproximadamente 2,5 litros cada. Todo o cuidado foi tomado para que não restasse nenhuma partícula de solo nos galões de 5 litros. Após dois dias em estufa, a uma temperatura inicial de 50°C e final de 105°C, as bandejas, agora secas, eram retiradas da estufa e pesadas.

Com a razão entre o peso seco do sedimento e o volume exato das amostras foi possível calcular a concentração de sedimentos em (g/l). A produção total de

sedimentos em gramas foi calculada pela multiplicação das concentrações de sedimentos pelo volume total de enxurrada para cada parcela e evento chuvoso.

Após a pesagem foi feita a minuciosa retirada de todo o sedimento contido nas bandejas, obedecendo a identificação das parcelas. Esse sedimento retirado foi armazenado em recipientes plásticos para uma futura determinação granulométrica.

3.2.6 Precipitação

Os dados de precipitação foram coletados na estação meteorológica da EECF- Itatinga por meio do pluviômetro, no qual registra o volume precipitado a cada 30 minutos. As coletas das amostras e conseqüentemente dos dados de precipitação para esse estudo começaram em agosto de 2014 e finalizaram em março de 2015.

As intensidades dos eventos de chuvas foram calculadas a partir dos dados da estação meteorológica. Para esse estudo, foi considerado um tempo mínimo de duas horas para separar os eventos de chuva, e a partir disso calcular a intensidade média de cada. Houve coletas que tiveram contribuição de mais de um evento chuvoso, assim, a intensidade média foi calculada pela média das intensidades de cada evento.

Também foram instalados três pluviômetros tipo cunha em cada uma das parcelas com o objetivo de verificar se houve variação espacial do volume de chuva entre as parcelas e também a possível interceptação da chuva pelas copas das árvores. Para isso foram colocadas três estacas de 1,50m, duas nas extremidades e uma no meio da parcela, ambas do lado externo, para a fixação dos pluviômetros (Figura 3.5). As leituras desses pluviômetros ocorriam logo após os eventos de chuva, e, ao mesmo tempo, era verificada se havia água a ser coletada dentro da caixa armazenadora.



Figura 3.5 – Parcela com 3 pluviômetros tipo cunha instalados

3.2.7 Cobertura de copa

Como as parcelas foram instaladas em segmentos de estradas consideradas secundárias, com menores larguras, praticamente todos os segmentos estavam sob alguma cobertura florestal proporcionada pelos plantios.

Dessa forma a cobertura das copas se tornou uma variável, não controlada, que poderia influenciar nos resultados das variáveis respostas, produção de sedimentos e volume de enxurrada.

Com o propósito de caracterização, um densiômetro esférico, de formato côncavo, foi utilizado para a determinação da porcentagem de cobertura de copa sobre as parcelas. As medições foram feitas a uma altura de 1,3 metros do solo, nas duas extremidades de cada parcela, em apenas um período do ano. Os valores finais correspondem à média das duas extremidades,

3.2.8 Densidade do solo

A avaliação da densidade do solo foi feita nas áreas adjacentes à cada uma das parcelas, com a finalidade de caracterização da área de estudo, por meio de

três amostras coletadas com cilindros de 100 cm³ na profundidade de 0-5 cm. A amostragem foi feita na faixa de passagem do tráfego e na margem das estradas. As amostras foram secas em estufa a 105°C por 24 horas para a obtenção da massa seca do solo. A densidade do solo foi determinada relacionando massa seca do solo e o volume do cilindro (GROSSMAN; REINSCH, 2002).

3.2.9 Análise granulométrica

Para caracterização granulométrica de cada parcela foi aproveitado a amostragem da densidade do solo para a realização dessa análise.

Os dados referentes à análise granulométrica foram obtidos segundo método do densímetro. Após agitação horizontal por 16 horas, foi realizada a separação das frações granulométricas da TFSA (terra fina seca ao ar), utilizando soluções contendo os dispersantes hidróxido de sódio e hexametáfosfato de sódio (EMBRAPA, 1997).

Todas as análises laboratoriais referentes aos solos foram feitas no Laboratório de Física do Solo da ESALQ/USP.

3.2.10 Análise dos dados

A análise de covariância foi utilizada com o intuito de aumentar a precisão dos efeitos da declividade e manutenção na produção de sedimentos e volume de enxurrada. Nessa análise, a pluviosidade, cobertura de copa e densidade do solo foram consideradas como covariáveis.

Para testar a influência da pluviosidade, cobertura de copa, densidade, declividade e manutenção na produção de sedimentos, foi ajustado um modelo linear generalizado misto considerando as 3 primeiras covariáveis de efeito fixo e as duas últimas variáveis de efeito aleatório. A influência das variáveis ou das covariáveis foi verificada caso a hipótese nula, de que o coeficiente angular é igual a 0, fosse rejeitada a um $\alpha = 0,05$.

A aderência dos resíduos dos modelos à distribuição gaussiana foi avaliada por meio do teste de Shapiro-Wilk.

As análises foram efetuadas por meio do *Statistical Analysis System* (SAS Versão 9.3).

3.3 Resultados

Ao todo, 89 eventos de chuva foram registrados pela estação meteorológica de EECF-Itatinga entre 07 de novembro de 2014 e 23 de abril de 2015. Foram realizadas coletas em 51 eventos de chuva o que corresponde 57,3% do número total. Algumas coletas de campo tiveram eventos de chuva acumulados, então, esses 51 eventos foram representados por 12 coletas de campo.

O volume de chuva total foi de 1103,3mm, sendo que os eventos coletados corresponderam a 59,2% (653,5mm) desse valor. Dentro dos eventos coletados, 58,8 % das chuvas tiveram volumetrias iguais ou inferiores a 10 mm, contribuindo com 101,86 mm (15,5%) do volume total coletado. Enquanto que as chuvas maiores que 20 mm, representadas por 11 eventos (21,5%), foram responsáveis por 62,6% do volume total.

A máxima intensidade média foi de 23 mm/h ocorrida em 14 de novembro. Já a maior intensidade em uma hora de chuva foi de 59,7mm/h, ocorrida na mesma data. Entre as 12 coletas, 8 delas apresentaram intensidades de uma hora de duração acima de 25 mm/h.

Os dados registrados pelos pluviômetros apresentaram valores inferiores, 14 mm em média, com relação aos registrados pela estação meteorológica em 61% das coletas de campo. O contrário ocorreu para os 39% restantes, com média de acréscimo de 10,3 mm (Figura 3.6). Os desvios encontrados entre as diferentes fontes de registro de chuva não apresentaram um padrão e nem mesmo uma correlação com o total de volume (mm) e as diferentes intensidades de chuva. As possíveis causas estão vinculadas às diferentes coberturas de copa sob as parcelas (Tabela 3.1), à distribuição espacial não homogênea dos eventos de chuva e à metodologia aplicada.

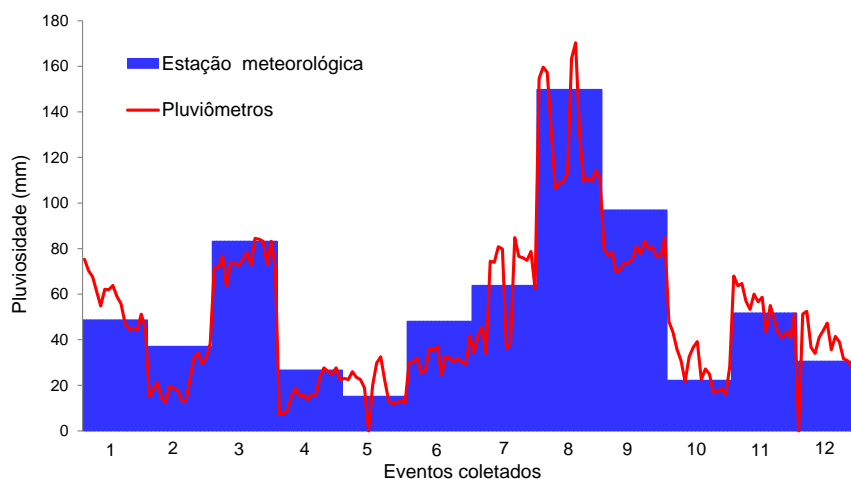


Figura 3.6 – Pluviosidade coletada pela Estação meteorológica e pelos pluviômetros nos 12 eventos de chuva avaliados

As características de cada parcela, referentes aos tratamentos, densidade do solo, granulometria e cobertura de copa, estão apresentadas na Tabela 3.1. As declividades foram semelhantes para as parcelas com e sem manutenção, com mínimas de 3,8% e 4,1% e máxima de 15,9%. A densidade do solo apresentou uma baixa variação, com uma média de 1,7 g/cm³. A cobertura da copa, proporcionada principalmente por plantio de *Eucalyptus*, obteve um valor mínimo de 28% e máxima de 93%. A textura do solo variou de areia franca (Parcela 1) à franco argiloso (Parcela 4) seguindo a classificação do solo realizada por Gonçalves et al., (2012).

Tabela 3.1 – Características gerais das 16 parcelas instaladas em campo.

Parcela	Declividade (%)	Manutenção	Densidade do solo (g/cm ³)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Cobertura da copa (%)
1	3,8	SEM	1,6	10	2	88	61
2	7,8	SEM	1,6	18	4	78	38
3	7,1	COM	1,8	20	3	77	66
4	6,6	COM	1,7	30	5	65	72
5	15,9	SEM	1,7	20	3	77	28
6	13	COM	1,6	22	3	75	61
7	15,9	COM	1,7	24	1	75	61
8	12,4	SEM	1,8	30	2	68	60
9	3,9	COM	1,7	16	3	81	66
10	4,1	COM	1,7	15	3	82	73
11	11,4	COM	1,7	22	3	75	40
12	3,9	SEM	1,7	12	3	85	86
13	5	SEM	1,7	25	2	73	84
14	9,5	SEM	1,6	30	2	68	93
15	14,1	SEM	1,8	39	2	59	77
16	11,8	COM	1,8	18	1	81	74

3.3.1 Produção de sedimentos

A taxa média de produção de sedimento para as 16 parcelas foi de $8,3 \cdot 10^{-4}$ Kg m^{-2} por mm de chuva ou $11,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Para a transformação das unidades da taxa média (Kg $m^{-2} \text{ mm}^{-1}$) para taxa média anual ($\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), foi assumido que o total de volume precipitado foi linearmente relacionado com as taxas de produção de sedimentos. Assim, foi possível multiplicar (Kg $m^{-2} \text{ mm}^{-1}$) pela pluviosidade anual (1400 mm), converter as unidades de massa e área, resultando em uma taxa de $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Com relação à manutenção das superfícies das estradas, a taxa média de produção de sedimentos para as parcelas com manutenção (CM) foi de $12,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e para as parcelas sem manutenção (SM) foi de $10,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Enquanto que as taxas de produção de sedimentos referente às declividades $> 9,5\%$ (DA) e $< 8\%$ (DB) foram de $18,38$ e $4,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. As parcelas com as diferentes combinações entre os dois tratamentos seguiram o mesmo padrão apresentado pelas médias de produção de sedimentos das parcelas (CM e SM) e (DA e DB) (Figura 3.7).

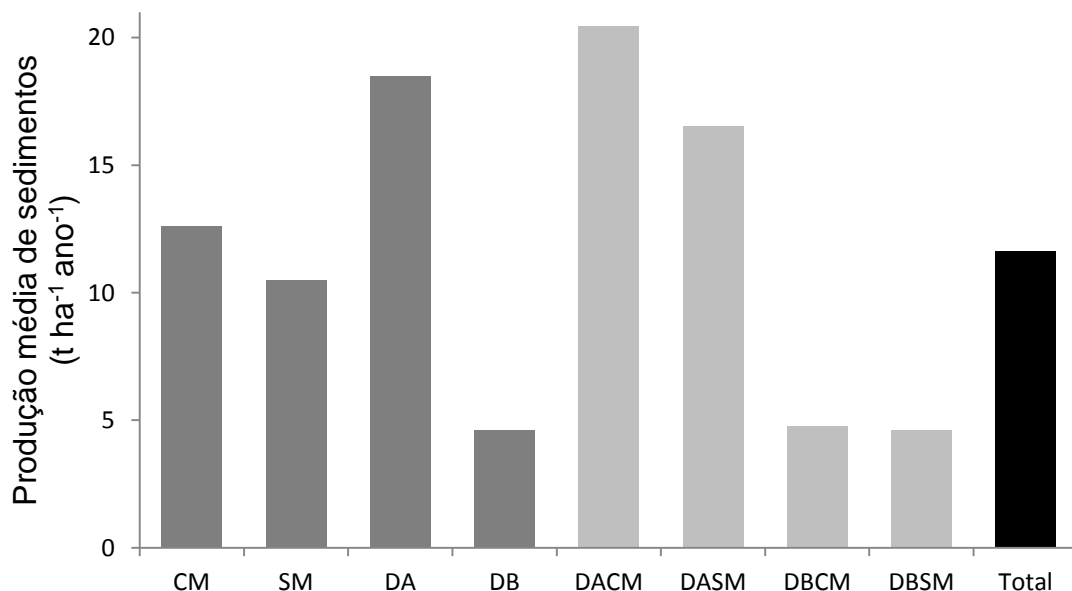


Figura 3.7 - Taxa de produção média de sedimentos para classes de manutenção (CM e SM), declividade (DA e DB), para cada uma das combinações dos tratamentos (DACM, DASM, DBCM e DBSM) e para todas as 16 parcelas (Total)

Pela análise de covariância, as covariáveis pluviosidade e cobertura da copa apresentaram valores de coeficientes angulares significativos, constatando ter influência nos valores de produção de sedimentos. O contrário ocorreu para a densidade do solo, que não apresentou um coeficiente angular significativo.

Para as variáveis, tanto a declividade quanto a manutenção apresentaram uma diferença significativa entre os níveis. Sendo que para as declividades $> 9,5\%$ e $< 8\%$, a diferença foi significativa ($p = 0,0001$), e para as parcelas submetidas e não submetidas às atividades de manutenção a diferença foi significativa. A interação entre os dois níveis de declividade e manutenção não apresentou valores de significância $< 0,05$ (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Valores de significância das covariáveis e variáveis da análise de covariância dos dados de produção de sedimentos

Efeitos	p > F
Covariáveis	
Pluviosidade	<,0001
Cobertura de copa	0,0044
Densidade do solo	0,5800
Variáveis	
Declividade	0,0001
Manutenção	0,0226
Declividade x Manutenção	0,5937

Com o modelo linear generalizado misto ajustado foi possível estimar e analisar a natureza dos coeficientes angulares para cada uma das covariáveis e variáveis diante da produção de sedimentos (Tabela 3.3). A distribuição dos dados de produção de sedimentos utilizada pelo modelo foi a lognormal, distribuição semelhante encontrada por Megahan et al., (2001).

Com relação aos coeficientes angulares, o intercepto da reta obteve um valor de 1,7969, não significativo. Independentemente de ser significativo ou não, o valor do intercepto, quando todas as variáveis e covariáveis do eixo das abscissas forem 0, não tem aplicação nesse estudo.

Para as covariáveis, tanto a pluviosidade quanto a cobertura de copa apresentaram coeficientes significativos iguais a 0,02269 e -0,02593 respectivamente, com valores de significância exatamente iguais aos apresentados

na análise de covariância da Tabela 3.2. A densidade do solo, como já mencionada na análise de covariância, não apresentou um coeficiente significativo a ponto de interferir nos valores de produção de sedimentos (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 - Valores dos coeficientes angulares para cada uma das covariáveis e variáveis do modelo de produção de sedimentos

Efeitos	Coefficientes	p > t
Intercepto	1,7969	0,6713
Pluviosidade	0,02269	<,0001
Cobertura de copa	- 0,02593	0,0044
Densidade do solo	1,4726	0,5800
DA	1,6725	0,0018
DB	-	-
CM	0,8133	0,0687
SM	-	-
Declividade x Manutenção	- 0,2998	0,5937

Para os diferentes níveis de declividade foi feita uma estimativa do coeficiente angular, mas somente a DA apresentou um coeficiente significativo de 1,6725, o maior estimado pelo modelo. Para a DB não houve estimativa de coeficiente, pois o modelo interpretou que esse efeito não interferiu na predição da produção de sedimentos.

O mesmo ocorreu com a manutenção, sendo que as parcelas submetidas a esse efeito apresentaram um coeficiente não significativo de 0,8133, já as parcelas não submetidas à manutenção não obteve nenhum coeficiente.

A interação entre a declividade e manutenção obteve um coeficiente negativo e não significativo. Essa ausência de interação também foi constatada na análise de covariância.

O teste de Shapiro-Wilk apresentou um valor-p de 0,45568, valor esse comprova que os erros do modelo possuem uma distribuição normal e que, portanto, apresentou uma boa estimativa dos coeficientes.

3.3.2 Efeito da declividade na produção de sedimentos

As taxas de produção de sedimento mostraram ser relacionadas com o aumento da declividade das estradas. A diferença observada entre as duas classes de declividade (< 8% e > 9,5%) foi de 13,8 t ha⁻¹ ano⁻¹, cerca de 4 vezes maior.

Com os dados das declividades das 16 parcelas, de forma contínua, foi possível avaliar o aumento da produção de sedimentos entre as declividades de 3,5% até 15,6% por meio da análise de regressão (Figura 3.8).

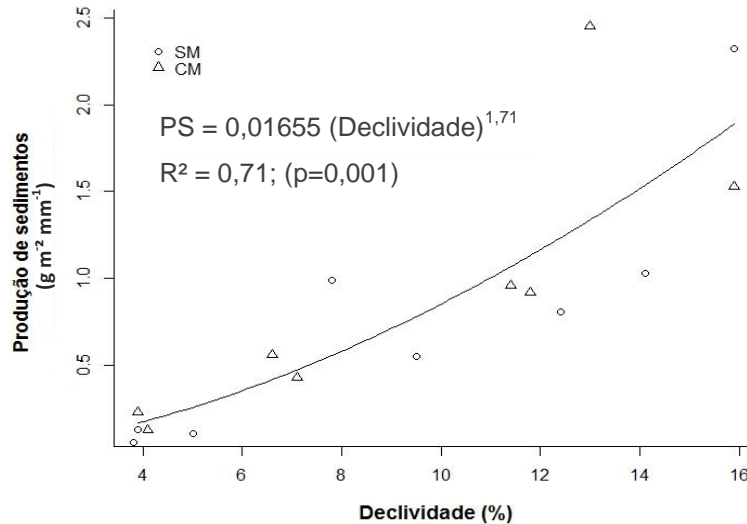
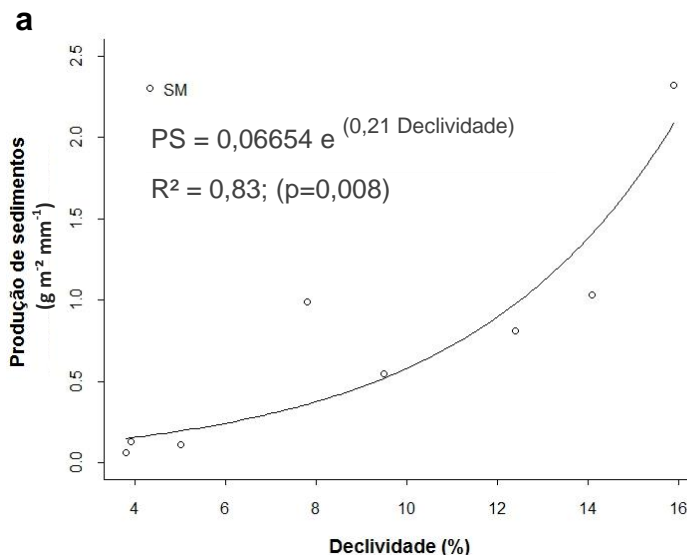


Figura 3.8 – Relação entre a produção de sedimentos (PS) e as declividades das 16 parcelas Monitoradas

Essa análise foi feita com os dados de sedimentos normalizados pela pluviosidade e pela área de cada parcela (10m²).

Na Figura 3.8 pode-se observar que a declividade apresentou uma significância ($p = 0,001$) na explicação da variável produção de sedimentos, com um coeficiente de determinação de 0,71. A função utilizada para o ajuste do modelo foi a potencial, no qual foi obtido um expoente com valor de 1,71.

O mesmo procedimento foi feito separadamente para as parcelas com e sem manutenção com o objetivo de avaliar se há diferença do efeito das declividades (Figura 3.9).



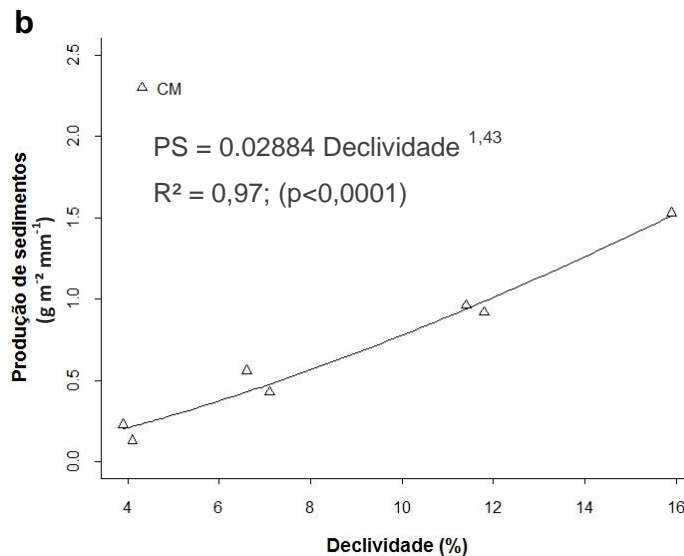


Figura 3.9 – Relação entre a produção de sedimentos (PS) e as declividades das 8 parcelas sem (a) e com (b) manutenção

As relações entre as variáveis se comportaram de forma diferente para as parcelas sem e com manutenção. Ambas foram significativas, porém as parcelas sem manutenção apresentaram uma relação exponencial, enquanto as parcelas com manutenção uma relação potencial. Na Figura 3.9b, foi preciso retirar um dado considerado *outlier* para um melhor ajuste do modelo. Quando analisadas separadamente, os coeficientes de determinação ($R^2 = 0,83$ e $0,97$) foram maiores comparados à regressão feita com todos os dados ($R^2 = 0,71$).

3.3.3 Volume de enxurrada

A média de volume de enxurrada para as 16 parcelas foi de $0,35 \text{ litros m}^{-2}$ por mm de chuva, ou $490 \text{ litros m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, admitindo uma precipitação anual de 1400 mm. Esses valores correspondem a 35% da precipitação, o que significa, em média, para todas as parcelas, um coeficiente de enxurrada de 35%. Fazendo essa mesma análise separadamente para as parcelas com declividade $> 9,5\%$ e $< 8\%$, o valor do coeficiente de enxurrada se manteve. Na realização ou não de manutenção, os

volumes de enxurrada se alteraram para 434 litros $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e 546 litros $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, respectivamente.

Nas diferentes combinações entre os níveis dos tratamentos foi observado que as mudanças de declividades, (DACM e DBCM) e (DASM e DBSM), têm menor influência na alteração dos volumes de enxurrada, (560 e 532 litros $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$) e (420 e 434 litros $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$), respectivamente. Em relação à manutenção, as diferenças nos valores de volume de enxurrada entre as combinações (DACM e DASM) e (DBCM e DBSM) foram maiores quando comparadas às declividades, (560 e 420 litros $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$) e (532 e 434 litros $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$) (Figura 3.10).

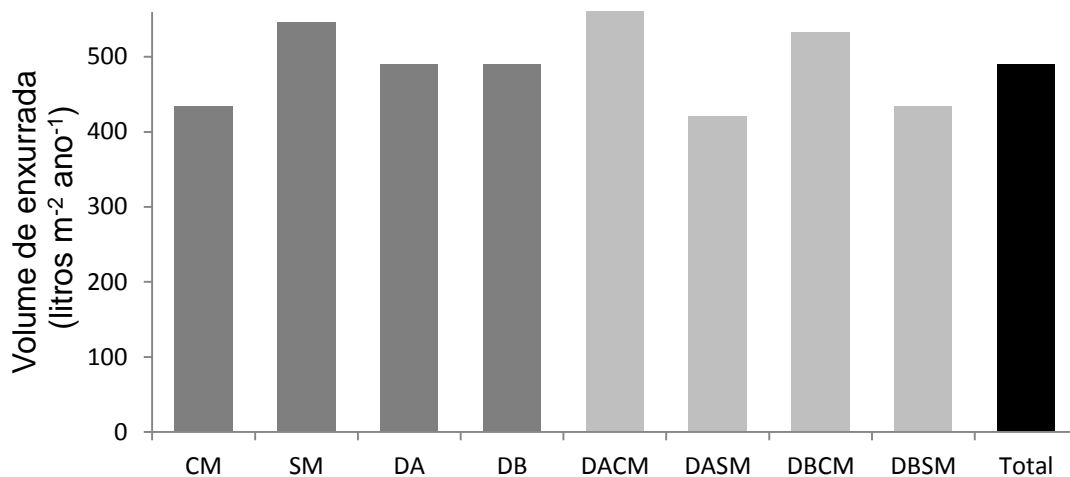


Figura 3.10 - Taxa de produção média de volume de enxurrada para classes de manutenção (CM e SM), declividade (DA e DB), para cada uma das combinações dos tratamentos (DACM, DASM, DBCM e DBSM) e para todas as 16 parcelas (Total)

O mesmo procedimento realizado na análise de covariância para os dados de produção de sedimentos foi realizado para os dados de volume de enxurrada.

A partir da Tabela 3.4 é possível verificar que das três possíveis covariáveis somente a pluviosidade obteve um valor de $p < 0,0001$, mostrando exercer influência nos valores de volume de enxurrada. O contrário ocorreu com a cobertura da copa e densidade do solo, que não demonstrou influência no volume de enxurrada.

Para as variáveis declividade e manutenção, a diferença estatística se deu somente para a manutenção, apresentando um valor de significância de 0,0375. A mudança da declividade, nesse estudo, não exerceu influência nos valores de enxurrada.

Tabela 3.4 - Valores de significância das covariáveis e variáveis da análise de covariância dos dados de volume de enxurrada

Efeitos	p > F
Covariáveis	
Pluviosidade	<,0001
Cobertura de copa	0,7096
Densidade do solo	0,2113
Variáveis	
Declividade	0,3088
Manutenção	0,0375
Declividade x Manutenção	0,9312

Observando a Tabela 3.5, o coeficiente da pluviosidade foi positivo de 2,6724, significativo, mostrando que, para cada mm de chuva, há o aumento de 0,26724 litros m⁻² de enxurrada nas estradas. Para as demais covariáveis, como a cobertura da copa e densidade do solo, ambos coeficientes apresentaram valores negativos, porém com valores de significância > 0,05.

Tabela 3.5 - Valores dos coeficientes angulares para cada uma das covariáveis e variáveis do modelo de volume de enxurrada.

Efeitos	Coefficiente	Pr > t
Intercepto	527,6900	0,1706
Pluviosidade	2,6724	<,0001
Cobertura de copa	-0,2331	0,7096
Densidade do solo	-298,69	0,2113
DA	25,0946	0,4790
DB	-	-
CM	53,9165	0,1548
SM	-	-
Declividade x Manutenção	-4,1904	0,9312

Para as variáveis declividade e manutenção, os coeficientes foram positivos e não significativos para os níveis DA e CM. Entretanto, para os demais níveis dentro de cada tratamento, não houve a estimativa dos coeficientes devido à baixa influência desses níveis no volume de enxurrada.

O coeficiente da interação entre declividade e manutenção para o volume de enxurrada também se mostrou negativo e não significativo.

O teste de normalidade, Shapiro-Wilk, apresentou um valor-p de 0,58446, valor esse comprova que os resíduos desse modelo também possuem distribuição normal.

3.4 Discussão

3.4.1 Taxas de produção de sedimentos

A análise de covariância identificou o efeito da declividade e da manutenção no aumento da produção de sedimentos. A mudança dos níveis de declividade apresentou efeito significativo ($p < 0,01$), enquanto que a manutenção não apresentou efeitos significativos ($p = 0,2$). Em termos de valores, as parcelas com maiores declividades ($18,38 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) produziram 4 vezes mais sedimentos em relação às parcelas com menores declividades ($4,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), enquanto que as parcelas com manutenção ($12,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) produziram 1,2 vezes mais sedimentos em relação às parcelas sem manutenção ($10,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Analisando os coeficientes angulares do modelo linear generalizado misto, também se percebe maior efeito da declividade com coeficiente de 1,6725, o dobro quando comparado ao coeficiente da manutenção de 0,8133. Os dados utilizados nesse modelo são referentes à produção de sedimentos, em gramas, referentes a uma área de 10m^2 . Tais resultados indicam que para as declividades $> 9,5\%$, foi acrescentado 1,6725 g na produção de sedimentos em uma área correspondente a 10m^2 , enquanto que para as declividades $< 8\%$, não foi acrescentado nenhum valor à produção de sedimentos.

O mesmo raciocínio se aplica às manutenções. Para as estradas com manutenções ocorreu o acréscimo de 0,8133g na produção de sedimentos e para as estradas sem manutenção não houve acréscimos.

O efeito da declividade na produção de sedimentos em estradas não pavimentadas é amplamente conhecido e pode ter diferentes comportamentos conforme as condições da área de estudo e a metodologia aplicada. Na maioria das vezes, sozinho ou associada a outras variáveis, a declividade tem uma forte participação na explicação da produção de sedimentos (LUCE; BLACK, 1999; RAMOS SCHARRÓN, 2010). Segundo Wischmeier e Smith, (1958), a participação da declividade no processo erosivo está no desprendimento e transporte do solo resultante do aumento da velocidade do escoamento superficial gerado nas superfícies das estradas.

Garcia et al., (2003), em trabalho realizado em Agudos-SP, com precipitação anual de 1476 mm e condições climáticas e metodológicas semelhantes, estimou a produção de sedimento (parcelas de 80m^2 e 160m^2) em estradas sem manutenção

com declividades de 1% e 7%. As taxas anuais de produção de sedimentos, assumindo uma relação linear com os dados de precipitação, foram de $2,29 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $6,48 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. E a taxa anual de produção média, contabilizando as duas declividades, foi de $4,39 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Apesar dos diferentes tamanhos de parcela, o resultado, principalmente da taxa anual média, se aproximou da taxa apresentada pelas parcelas com declividades $< 8\%$ sem manutenção ($4,62 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Considerando que a média de declividade para a classe $< 8\%$ é de $5,1\%$, o valor da taxa de produção de sedimentos ($4,62 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), comparado com a taxa obtida por Garcia et al., (2003) para a declividade de 7% ($6,48 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), torna-se mais condizente.

O efeito da manutenção das estradas na produção de sedimentos também foi constatado por (BURROUGHS; KING, 1989; LUCE; BLACK, 2001; RAMOS-SCHARRÓN; MACDONALD, 2005; RODRIGUES; LIMA; FERRAZ, 2007). Esses autores observaram que o aumento da produção ocorreu devido à desestruturação da camada superficial do solo provocado pelos maquinários, fazendo com que os sedimentos ficassem facilmente erodíveis. Segundo Megahan (1974), o aumento da produção tende a diminuir com o tempo, devido à depleção e reestruturação dos sedimentos. A diminuição da produção de sedimentos em relação ao tempo como observado por Megahan (1974) não foi observada nesse estudo.

Em estradas com 10% de declividade e pluviosidade anual de 1150mm , nas Ilhas Virgens, Ramos-Scharrón e MacDonald (2005) observaram um aumento de 42% na produção de sedimentos com realização de manutenção. Os valores foram de $64 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para as estradas sem manutenção e $110 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para as estradas com manutenção. O aumento observado no presente estudo foi de 20% , com valores de $10,5$ e $12,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Rodrigues et al., (2007), quantificou o efeito do nivelamento das superfícies das estradas florestais nas taxas de produção de sedimentos. A partir das medições dos perfis das superfícies das estradas antes e depois da atividade de manutenção (nivelamento), foi estimada uma taxa média de 341 t ha^{-1} , variando de $50,3 \text{ t ha}^{-1}$ a 1129 t ha^{-1} .

As maiores taxas apresentadas por Ramos-Scharrón e MacDonald (2005) e Rodrigues et al., (2007) podem ser explicadas pelas diferentes metodologias empregadas, tanto de coleta, referente às classes granulométricas de sedimentos, quanto pelo tamanho das parcelas.

3.4.2 Efeito da declividade na produção de sedimentos

A análise de regressão feita com os valores de produção de sedimentos, normalizados pela precipitação e pela área, resultou numa equação não linear em que a declividade explica 71% da variação dos dados. A não linearidade apresentada pela declividade via função potencial com um expoente de 1,71 foi aproximada aos valores obtidos nos trabalhos de Luce e Black (1999) e Ramos Scharrón (2010). Apesar das diferentes metodologias utilizadas, ambos os trabalhos constataram uma relação não linear entre a produção de sedimentos e declividade com expoentes de 2 e 1,6, respectivamente. Porém, quando os comprimentos das estradas foram inseridos na regressão, os valores dos coeficientes de determinação apresentaram significativos aumentos. No presente capítulo, como os comprimentos foram fixos (10m), não foi possível inseri-los nessa análise.

Quando as parcelas com e sem manutenção foram analisadas separadamente, os resultados dos coeficientes (R^2) aumentaram. Esse aumento foi devido a retirada de uma das fontes de variação na produção de sedimentos, representada pela manutenção. Para os dados sem manutenção, a relação entre a declividade foi exponencial, e para os dados com manutenção, a relação foi potencial, porém muito próximo de uma reta.

A Figura 3.11 apresenta os dados de produção de sedimentos preditos pelas equações da Figura 3.9. Com o aumento da declividade, os dados com manutenção se distanciaram dos dados sem manutenção até a declividade de 10%. A partir dessa declividade, os dados começaram a se convergir até a intersecção das curvas na declividade de 14%.

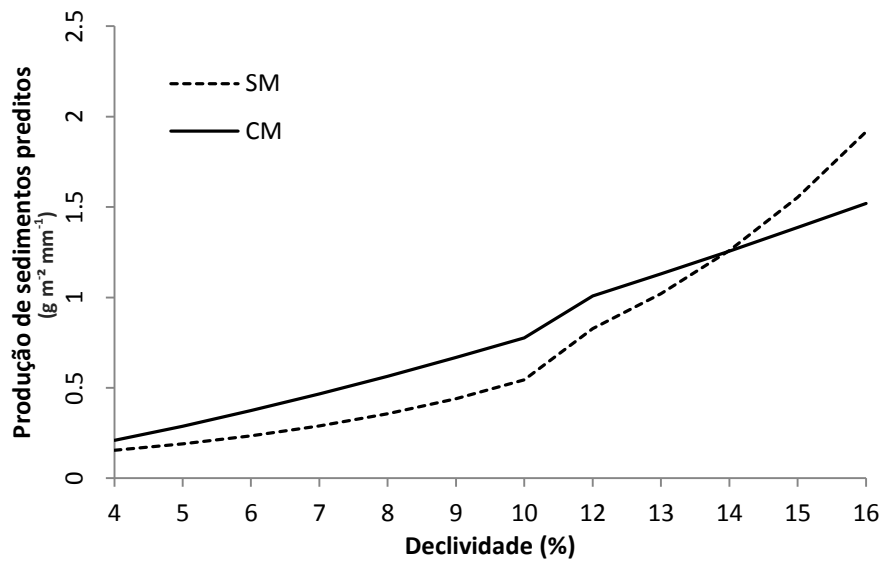


Figura 3.11 – Curvas dos valores preditos das parcelas com manutenção (CM) e sem manutenção (SM), calculadas a partir das equações da Figura 3.8

A partir dessa análise gráfica, observa-se que a manutenção, após a declividade de 10%, começa a perder o efeito sob a produção de sedimentos.

O efeito esperado era de que a distância entre as curvas (CM e SM) ampliasse com o aumento da disponibilidade de sedimentos erodíveis, proporcionada pela manutenção (BURROUGHS; KING, 1989), juntamente com o aumento da capacidade de transporte, proporcionada pelo aumento da declividade (WISCHMEIER; SMITH, 1958). As possíveis causas desse comportamento entre as curvas podem estar relacionadas à retirada do dado *outlier*, que correspondia à declividade 13% (CM), e também ao reduzido número de coletas da parcela correspondente à maior declividade (15,9%) da curva (CM). Do total de 12 coletas, nessa parcela, apenas 7 foram feitas, contra 11 coletas da maior declividade da curva (SM).

3.4.3 Volume de enxurrada

Quanto ao volume de enxurrada, somente a variável manutenção apresentou diferença significativa. As parcelas com os maiores valores foram as com manutenção (546 litros m⁻² ano⁻¹), cerca de 90 litros m⁻² ano⁻¹ a mais que as parcelas sem manutenção. Com uma média de aproximadamente 0,4 litros m⁻² mm⁻¹ de

chuva, apresentada pelas parcelas com manutenção, conclui-se que o coeficiente de enxurrada das estradas foi de 40%.

Em um trabalho realizado no município de Agudos-SP (GARCIA et al., 2003), foi encontrado que a declividade das estradas também não interferiu no volume de enxurrada na maioria das parcelas. O coeficiente de enxurrada médio, calculado através das observações dos volumes precipitados e coletados em estradas sem manutenção nesse mesmo trabalho, foi de 21%.

O aumento do volume de enxurrada proporcionado pela manutenção se deve às premissas desse tipo de atividade. Segundo Baesso e Gonçalves (2003), as premissas da manutenção das estradas não pavimentadas basicamente consistem em manter uma superfície de rolamento suave, abaulada, coesa e livre de material solto em excesso. Essas intervenções têm como propósito, além do conforto ao usuário, se livrar do escoamento superficial gerado nas superfícies das estradas.

A manutenção das estradas da EECF de Itatinga não atingiu todas as premissas, como o abaulamento e aparentemente a diminuição do material solto em excesso, mas ainda assim apresentou maior volume de enxurrada.

A densidade do solo da superfície é importante fator relacionado à compactação do solo (HÅKANSSON; LIPIEC, 2000) e o seu aumento pode ser associado à diminuição da condutividade hidráulica e conseqüentemente ao aumento do escoamento superficial (ZIEGLER; GIAMBELLUCA, 1997). Portanto, a compactação intencional das rodas do trator na atividade de manutenção pode ser uma das causas desse aumento do volume. As médias de densidade do solo das parcelas com manutenção (ver Tabela 3.1), calculadas a partir das amostragens das faixas de passagem do pneu e das margens das estradas, apresentou um valor de 1,71 (g cm^{-3}). Esse valor foi aproximado ao apresentado pelas parcelas sem manutenção, que foi de 1,68 (g cm^{-3}). Porém, a maior diferença entre as densidades de solo foi obtida somente nas faixas de passagem dos pneus, com 1,78 (g cm^{-3}) para as parcelas com manutenção e 1,70 (g cm^{-3}) para as parcelas sem manutenção.

Cabe lembrar que as parcelas foram instaladas abrangendo as áreas de passagem dos pneus e as margens das estradas.

3.4.4 Efeito da cobertura de copa

Tanto a produção de sedimentos quanto o volume de enxurrada foram afetados pelo efeito da cobertura de copa. As reduções foram constatadas pelos valores negativos dos coeficientes do modelo linear generalizado misto, de $-0,02593$ para a produção de sedimentos e de $-0,2331$ para o volume de enxurrada, entretanto, somente a redução da produção de sedimentos foi significativa.

Os valores dos coeficientes são interpretados da seguinte forma, a cada porcentagem de cobertura de copa, é reduzido $0,02593$ gramas de sedimentos em 10m^2 .

Segundo Kim et al. (2009), as características físicas das chuvas na superfície do solo são afetadas pela cobertura da copa proporcionada pelas florestas. Um dos primeiros efeitos sobre as características das chuvas é a diminuição do volume de água que chega ao solo, proporcionada pela interceptação (GASH et al., 1995). O segundo efeito é a mudança da distribuição dos diâmetros das gotas da chuva e das velocidades terminais originais, proporcionadas pela dispersão, gotejamento e altura das copas (KIM et al., 2009). Ainda que haja a diminuição do volume de chuva devido à interceptação das copas, o aumento do diâmetro e da velocidade das gotas faz também com que haja o aumento da energia cinética, potencializando a erosividade das chuvas (NANKO et al., 2008).

O primeiro efeito, de diminuição do volume de água que chega ao solo, foi observado pela diminuição do volume de enxurrada, embora não significativo, das parcelas com maiores coberturas de copa (ver Tabela 5). O segundo efeito, de aumento da erosividade da chuva, não foi observado nos dados de produção de sedimentos (ver Tabela 3).

Possivelmente o aumento da energia cinética das gotas de chuva, causado pelo o aumento do seu diâmetro, não foi o suficiente para que houvesse maior produção de sedimentos nas parcelas com maiores coberturas de copa. A diminuição da produção de sedimentos nessas parcelas pode ser explicada pela interceptação da água da chuva pelas copas, o que culminou na diminuição do volume de enxurrada e, conseqüentemente, no desprendimento e transporte das partículas do solo. Embora as gotas tenham a maior energia cinética quando comparada ao escoamento laminar e em sulcos, grande parte dessa energia é dissipada na fricção com a superfície do solo, restando pouca energia para o

transporte das partículas desprendidas do solo (PEARCE, 1976). No escoamento em sulcos, a energia restante após a fricção na superfície é, aproximadamente, 5 vezes maior do que a energia das gotas, resultando em maior capacidade de transporte dessas partículas (PEARCE, 1976). De fato, para a coleta de sedimentos através das parcelas instaladas em campo, o único meio para o transporte desses sedimentos desprendidos do solo para as caixas armazenadoras foi a enxurrada formada nas superfícies das estradas. Assim, quando o volume de enxurrada diminuiu com o aumento da cobertura de copa, houve também a diminuição da capacidade de transporte dos sedimentos para as caixas armazenadoras.

3.4.5 Implicações práticas

Destacada a importância da declividade e da manutenção (nivelamento) no aumento das taxas de produção de sedimento e de volume de enxurrada, a implementação de atividades em trechos declivosos e a adequação das técnicas de manutenção utilizadas nas estradas tornam-se necessárias para a mitigação dos danos ambientais.

A drenagem superficial das estradas, representadas pelo abaulamento, elevação lateral da seção transversal da pista de rolamento, sarjetas, bigodes, leiras entre outras, tem como objetivo encurtar o caminho percorrido pelo escoamento superficial, evitar o acúmulo de água nas superfícies e conduzir o escoamento para fora das estradas (BAESSO; GONÇALVES 2003). Somente o cumprimento desse procedimento confere às superfícies das estradas menor perda de solo e por consequência menor frequência de manutenção para a conformação das estradas (nivelamento). Em alguns trechos considerados críticos, como os mais declivosos, somente a drenagem superficial não soluciona todos os problemas referentes à erosão e trafegabilidade. Para isso, a aplicação de revestimentos primários, através de materiais com granulometrias específicas, pode ser utilizada para aumentar a coesão e a capacidade de suporte das superfícies das estradas.

As manutenções corretivas e preventivas, aquelas que oferecem reparos localizados e que são executadas para evitar o surgimento ou agravamento dos efeitos, devem ser adotadas de forma a diminuir a frequência e magnitude de futuras

intervenções. Assim, além da diminuição dos custos de manutenção, haverá também a diminuição da produção de sedimentos.

As equações resultantes das Tabelas 3.3 e 3.5 são úteis para a predição da produção de sedimentos e volume de enxurrada em superfícies de estradas não pavimentadas de uso florestal. Os resultados dos testes de normalidade dos erros do modelo mostraram que os maiores erros, tanto de superestimação e subestimação na predição, são menos prováveis de ocorrer. É recomendado que essas equações sejam utilizadas em regiões com características climáticas, topográficas e edáficas semelhantes à área de estudo do presente capítulo.

3.4.6 Limitações metodológicas

Tanto a produção de sedimentos quanto o volume de enxurrada foram coletados em parcelas dispostas na superfície das estradas, com a ausência do tráfego, da contribuição dos demais componentes (corte, sarjeta) e das áreas de contribuição dos trechos (ACTs). Logo, qualquer tipo de comparação com trabalhos que avaliaram essas variáveis além das superfícies das estradas, é limitado ou pode subestimar os valores.

Outro aspecto relacionado às limitações nas comparações foi a não verificação da granulometria dos sedimentos coletados. Pela pouca quantidade de sedimentos de cada coleta, a única opção para a análise granulometria seria a análise por raio X. Esse procedimento foi omitido devido à demora para a secagem das amostras e o difícil acesso à essa tecnologia.

Em alguns eventos de chuva, principalmente nos eventos acumulados, houve o transbordamento do volume de enxurrada nas caixas armazenadoras. O cálculo de dimensionamento foi determinado para chuvas individuais, e por essa razão ocorreram os transbordamentos. Dessa maneira, nesses casos não foi possível obter a real volumetria das enxurradas.

3.5 Conclusões

Nesse estudo foi possível observar que a declividade e a manutenção da superfície da estrada exerceu efeito significativo na produção de sedimentos,

apresentando importância nas atividades de manejo florestal. A produção de sedimentos também foi afetada pela covariável (cobertura de copa). A manutenção das estradas foi a única variável a afetar significativamente o volume de enxurrada.

A relação entre a produção de sedimentos e as declividades das 16 parcelas foi não linear. Quando essa mesma relação foi feita para as parcelas com e sem manutenção, a única diferença observada foi no comportamento das curvas (potencial e exponencial, respectivamente).

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília, 2000. 116 p.

BAESSO, D.P.; GONÇALVES, F.L.R. Estradas rurais: técnicas adequadas de manutenção. Florianópolis: DER, 2003.

BURROUGHS, E.R.; KING, J.G. Reduction of Soil Erosion on Forest Roads. **Erosion Control**, Santa Barbara, n. July, p. 21, 1989.

CORRÊA, C.M.C.; DEDECEK, R.A.; ROLOFF, G. Sedimentos provenientes de estradas de uso florestal em condição de relevo ondulado a fortemente ondulado. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 1, p. 221–234, 2010.

CROKE, J.; MOCKLER, S.; HAIRSINE, P.; FOGARTY, P. Relative contributions of runoff and sediment from sources within a road prism and implications for total sediment delivery. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 31, n. 4, p. 457–468, 2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/esp.1279>>. Acesso em: 4/11/2014.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. p. 27.

FU, B.; NEWHAM, L.T.H.; RAMOS-SCHARRÓN, C.E. A review of surface erosion and sediment delivery models for unsealed roads. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 25, n. 1, p. 1–14, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815209001832>>. Acesso em: 19/1/2015.

GARCIA, A.R.; MACHADO, C.C.; SILVA, E.; SOUZA, A.P.; PEREIRA, R. S. Volume de enxurrada e perda de solo em estradas florestais em condições de chuva natural. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 535–542, 2003.

- GASH, J.H.; LLOYD, C.R.; LACHAUD, G. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 170, n. 1-4, p. 79–86, 1995.
- GONÇALVES, J.L.D.M.; ALVARES, C. A.; GONÇALVES, T.D.; et al. Mapeamento de solos e da produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*, com uso de sistema de informação geográfica Soil and productivity mapping of *Eucalyptus grandis* plantations, using a geographic information system. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 94, p. 187–201, 2012.
- GRIEBELER, N.P.; PRUSKI, F.F.; SILVA, J.M.A. Controle de Erosão em Estradas Não Pavimentadas. In: PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para controle da erosão hídrica**. Viçosa: UFV, 2009. cap. 7, p. 166-215.
- GROSSMAN, R.B.; REINSCH, T. G. Bulk density and linear extensibility. In: J.H. Dane and G.C. Topp (ed.) *Methods of soil analysis. Part 4. SSSA Book Ser. 5.* SSSA, Madison, 2002. p 201-228.
- GUCINSKI, H.; FURNISS, M.J.; ZIEMER, R.R.; BROOKES, M.H. *Forest roads: A synthesis of scientific information*. Portland, 2000.
- HÅKANSSON, I.; LIPIEC, J. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, n. 2, p. 71–85, 2000.
- HOOVER, M.D. Water and Timber Management. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 7, p. 75-78 1952.
- JORDÁN, A.; MARTÍNEZ-ZAVALA, L. Soil loss and runoff rates on unpaved forest roads in southern Spain after simulated rainfall. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 3-4, p. 913–919, 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707007682>>. Acesso em: 4/11/2014.
- KIM, J.K.; YANG, D.Y.; KIM, M.S.; ONDA, Y. Evaluation of interrill erosion under forest canopy. **Hydrological Research Letters**, London, v. 3, n. August 2008, p. 36–40, 2009.
- LUCE, C.; BLACK, T.A. Effects of traffic and ditch maintenance on forest road sediment production. **Proceedings of the Seventh Federal Interagency Sedimentation Conference**, Nevada, p. 67–74, 2001. Disponível em: <<http://www.treesearch.fs.fed.us/pubs/23963>>. .
- LUCE, C. H.; BLACK, T.A. Sediment production from forest roads in western Oregon. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 35, n. 8, p. 2561–2570, 1999. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/1999WR900135>>. .
- LUCE, C.H.; WEMPLE, B.C. Introduction to special issue on hydrologic and geomorphic effects of forest roads. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 26, p. 111–113, 2001.

MACHADO, C.C.; GARCIA, A.R.; SILVA, E.; FONTE, A.M. Comparação de taxas de erosão em estradas florestais estimadas pelo modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) modificado em relação a medições experimentais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 295–300, 2003.

MEGAHAN, W.F. Erosion over time on severely disturbed granitic soils: a model, INT-156. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station: Ogden, UT, 1974.

MEGAHAN, W.F.; WILSON, M.; MONSEN, S.B. Sediment production from granitic cutslopes on forest roads in Idaho, USA. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 26, n. 2, p. 153–163, 2001.

NANKO, K.; MIZUGAKI, S.; ONDA, Y. Estimation of soil splash detachment rates on the forest floor of an unmanaged Japanese cypress plantation based on field measurements of throughfall drop sizes and velocities. **Catena**, Amsterdam, v. 72, n. 3, p. 348–361, 2008.

PEARCE, A.J. Magnitude and frequency of erosion by Hortonian overland flow. **Journal of Geology**, Chicago, v. 84, n.1, p. 65–80, 1976.

RAMOS SCHARRÓN, C.E. Sediment production from unpaved roads in a subtropical dry setting — Southwestern Puerto Rico. **Catena**, Amsterdam, v. 82, n. 3, p. 146–158, 2010. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0341816210000858>>. Acesso em: 24/10/2014.

RAMOS-SCHARRÓN, C.E.; MACDONALD, L.H. Measurement and prediction of sediment production from unpaved roads, St John, US Virgin Islands. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 30, p. 1283 – 1304, 2005.

REID, L.M.; DUNNE, T. Sediment production from forest road surfaces. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 20, n. 11, p. 1753–1761, 1984.

RODRIGUES, C; LIMA, W.P; FERRAZ, S.F.B. Avaliação da remoção de sedimentos pela operação de nivelamento de estradas florestais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 76, p. 103-109, 2007.

SIDLE, R.C.; SASAKI, S.; OTSUKI, M.; NOGUCHI, S.; ABDUL RAHIM, N. Sediment pathways in a tropical forest: Effects of logging roads and skid trails. **Hydrological Processes**, London, v. 18, n. 4, p. 703–720, 2004.

SUGDEN, B.D.; WOODS, S.W. Sediment Production From Forest Roads in Western Montana. **Journal of the American Water Resources Association**, Hoboken, v. 43, n. 1, p. 193–206, 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1752-1688.2007.00016.x>>. .

TAGUE, C.; BAND, L. Simulating the impact of road construction and forest harvesting on hydrologic response. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 26, n. 2, p. 135–151, 2001. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/1096-9837%28200102%2926%3A2%3C135%3A%3AAID-ESP167%3E3.0.CO%3B2-J>>. .

THOMAZ, E.L.; PEREIRA, A.A. Estrada rural não pavimentada como fonte de escoamento superficial e sedimento. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Urbelândia, v. 14, n. 1, p. 13–21, 2013.

WEMPLE, B.C.; JONES, J.A.; GRANT, G.E. Channel network extension by logging roads in two basins, western Cascades, Oregon. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 32, n. 6, p. 1195 – 1207, 1996.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rain- fall losses: a guide to conservation planning. USDA Agricultural Handbook, Washington, n.537, p.1-58, 1978.

ZIEGLER, A.D.; GIAMBELLUCA, T.W. Importance of rural roads as source areas for runoff in mountainous areas of northern Thailand. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 196, n. 1-4, p. 204–229, 1997. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002216949603288X>>. .

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na primeira parte do estudo foi avaliada a interação entre as estradas e as Áreas de Contribuição dos Trechos (ACTs) na identificação dos trechos mais susceptíveis à erosão. Por meio da representação dos processos hidrológicos e topografia do terreno, a partir dos quatro indicadores (fator LS, índice topográfico, perda de solo e vazão máxima por metro de estrada), foi possível identificar dois grupos de trechos com maiores riscos de erosão.

Os baixos valores do fator LS vinculado aos altos valores de vazão máxima representaram o grupo de trechos de estradas menos declivosos, com baixa capacidade de drenagem e com uma quantidade significativa de água recebida das ACTs. Os altos valores do fator LS vinculado aos baixos valores de vazão máxima representaram o grupo de trechos de estradas mais declivosos e com uma quantidade de água recebida das ACTs relativamente menor em relação ao primeiro grupo. Assim, o primeiro grupo foi caracterizado como trechos mais susceptíveis à formação de canais, depressões e ao rompimento dos bordos das estradas devido ao acúmulo de água e sedimentos nas superfícies. O segundo grupo foi caracterizado como trechos mais suscetíveis às erosões lineares como ravinas e voçorocas em razão das maiores declividades.

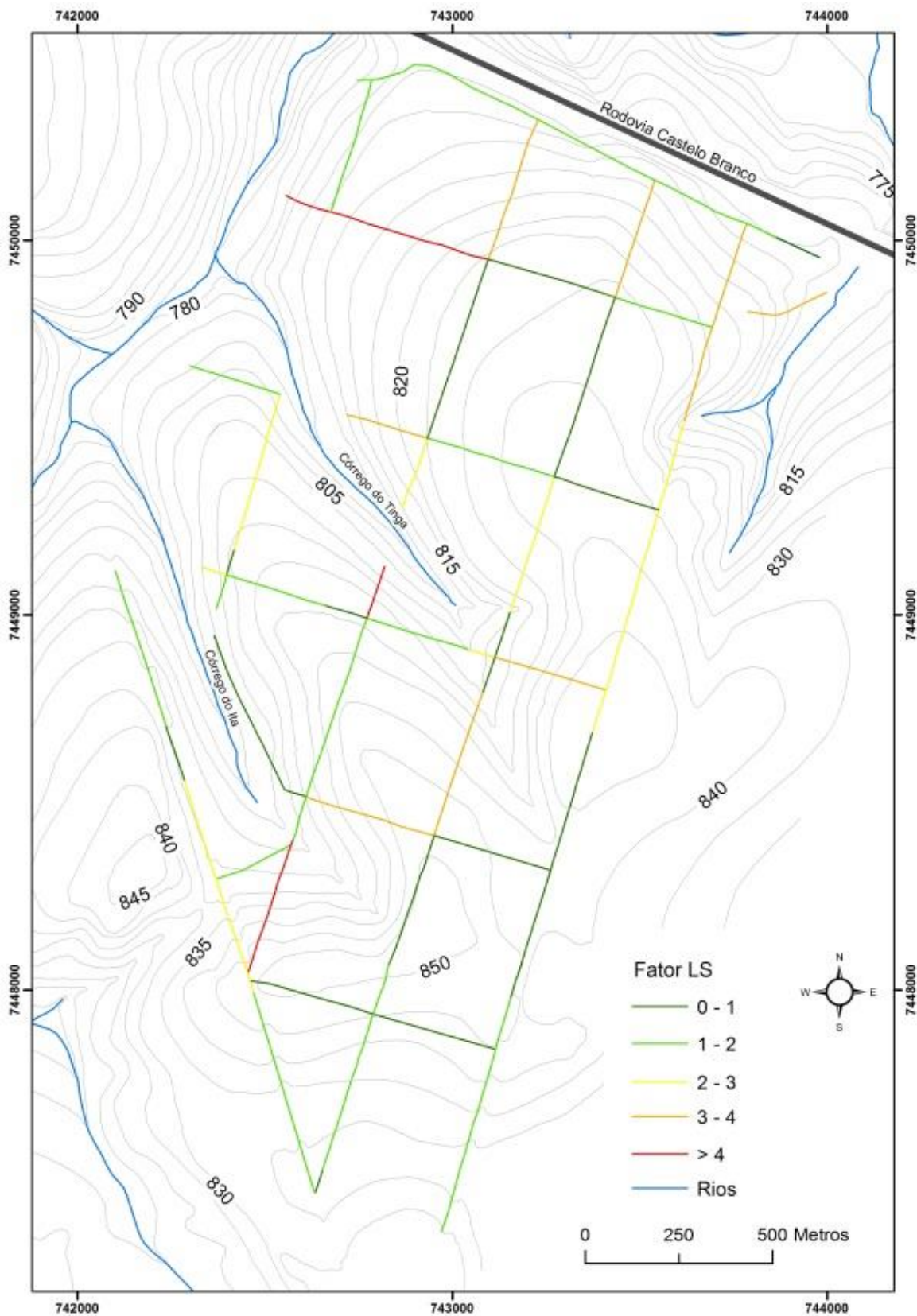
A análise digital do terreno, por meio de indicadores e com o uso de plataformas (SIG), foi uma ferramenta útil para a priorização dos trechos com maiores riscos de erosão. A partir do método de análise já estabelecido e validado, seu uso para fins práticos de planejamento das ações a serem tomadas nos trechos identificados se torna mais viável.

As estimativas de produção de sedimentos e volume de enxurrada, quantificadas na segunda parte do estudo, foram importantes para conhecer o grau de degradação das superfícies das estradas sob diferentes declividades, com e sem realização de manutenção. Os resultados mostraram que a declividade e a manutenção aumentaram a produção de sedimentos e que o volume de enxurrada foi afetado somente pela presença de manutenção.

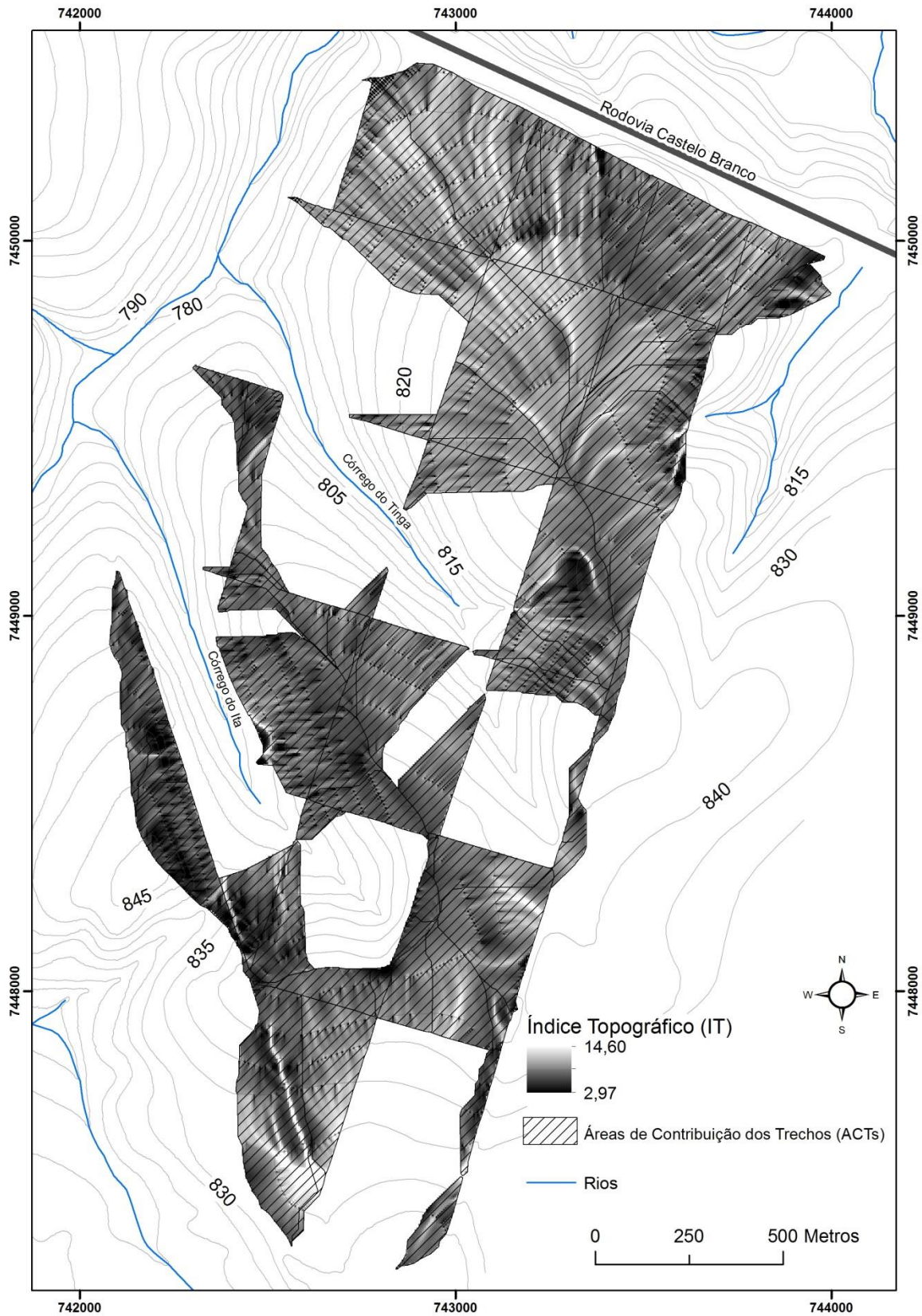
As recomendações práticas a serem adotadas para a redução das perdas de solo e água das estradas, citadas na segunda parte desse estudo, podem ser introduzidas no plano de ações para a melhoria dos trechos identificados como os mais susceptíveis à erosão.

ANEXOS

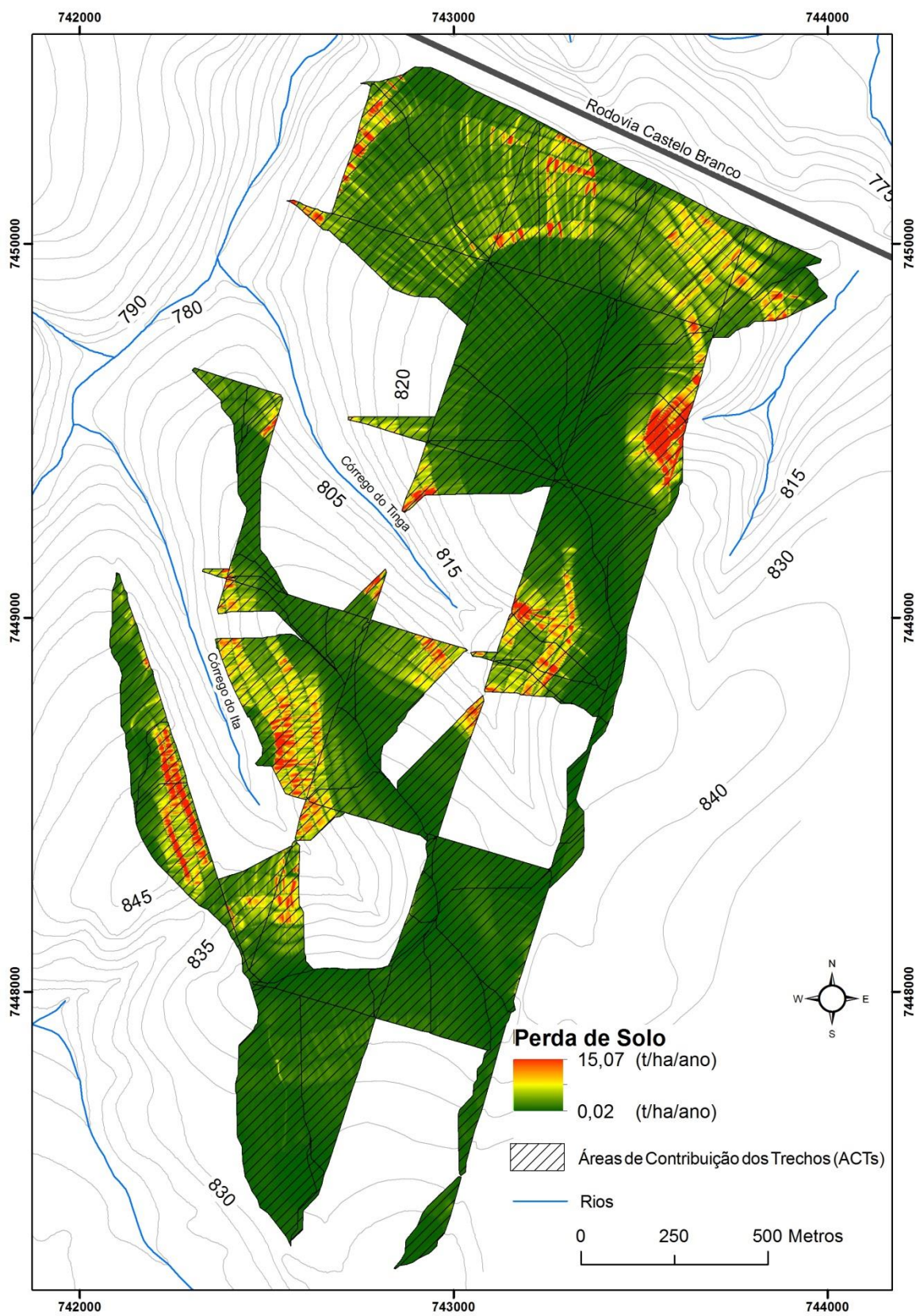
Anexo A – Figura da distribuição dos valores do Fator LS nos 65 trechos de estradas



Anexo B - Figura da distribuição dos valores do Índice topográfico nas 65 ACTs



Anexo C – Figura da distribuição dos valores de perda de solo nas 65 ACTs



Anexo D - Figura da distribuição dos valores de vazão máxima nas 65 ACTs

