UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JULIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS GRASS PARA PREDIÇÃO DOS RISCOS DE EROSÃO EM ESTRADAS DE USO FLORESTAL

ALESSANDRO ANTONANGELO

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Energia na Agricultura).

BOTUCATU-SP
Dezembro – 2004

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS GRASS PARA PREDIÇÃO DOS RISCOS DE EROSÃO EM ESTRADAS DE USO FLORESTAL

ALESSANDRO ANTONANGELO

Orientador: Prof. Dr. Paulo Torres Fenner
Co-orientador: Prof. Dr. Cláudio Sansígolo

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Energia na Agricultura).

BOTUCATU-SP
Dezembro – 2004

AGRADECIMENTOS

Obrigado a Deus, pela saúde, força, oportunidades e pessoas maravilhosas que colocou em minha vida.

Obrigado a meus pais, irmãos e a toda minha família, base e motivo para tudo o que faço.

Meus agradecimentos especiais a todos os que colaboraram, de alguma forma, para a realização de mais essa etapa de minha vida e, principalmente, a Fernanda Regina Nascimento, Juliana Barilli, Friderike Oehler, Carolina Besenbach, Joana Leonel de Oliveira, Clarice Antonangelo e Bianca Antonangelo por estarem ao meu lado em momentos importantes durante a execução deste trabalho e ao sempre amigo Newton Tamassia Pégolo, pelo constante incentivo e sugestões importantes.

Meu muito obrigado a diretores, professores, funcionários, alunos e amigos da Faculdade Sudoeste Paulista de Avaré pelo apoio e compreensão e aos colegas, funcionários e docentes da FCA UNESP, que em muito colaboraram para a realização deste trabalho.

Agradeço, também, o apoio financeiro e acadêmico da CAPES/DAAD, que proporcionou meu período de estudos na Alemanha.

Minha eterna gratidão aos amigos da Universidade Albert Ludwigs - Freiburg, Alemanha, representados pelo Professor Hildebrand, por terem me recebido tão bem e dividido comigo seus dias e sua cultura.

Ao Professor Helmer Schack-Kirchner, meu muito obrigado por tudo o me ensinou e pelo exemplo de capacidade, idealismo e dedicação. Sinto-me honrado em tê-lo como amigo.

Ao Professor Paulo Fenner expresso minha mais sincera gratidão pela forma inteligente, profissional e amiga com que me orientou. Seus conselhos e reflexões contribuíram, em muito, para o meu crescimento profissional e pessoal.

SUMÁRIO

Página

LISTA DE FIGURAS ..... **i**

LISTA DE TABELAS ..... **ii**

RESUMO ..... **iii**

SUMMARY ..... **iv**

1 INTRODUÇÃO **05**

2 REVISÃO DE LITERATURA **08**

2.1 Erosão do solo **08**

2.2 Tipos de erosão hídrica do solo **09**

2.3 Fatores que influenciam a erosão do solo **11**

2.4 Principais impactos causados pela erosão do solo **15**

2.5 Estradas florestais e erosão do solo **18**

2.6 Predição da produção de sedimentos **25**

2.7 Utilização do fator topográfico LS **36**

2.8 Sistema de informações geográficas **39**

2.9 *Software* livre **43**

2.10 O sistema de informações geográficas GRASS **51**

3 MATERIAL E MÉTODOS **56**

3.1 Critério para a identificação de riscos em estradas de uso florestal **56**

3.2 Utilização do sistema de informações geográficas GRASS **57**

3.2.1 Localização e componentes.....57

3.2.2 Metodologia 58

3.3 Verificação do critério do fator topográfico LS em condições de campo 61

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....63

4.1 Avaliação do SIG GRASS 63

4.2 Aplicação do critério do fator topográfico LS no SIG GRASS 65

4.3 Aplicação do critério do fator topográfico LS em condições de campo.....71

5 CONCLUSÕES.....90

6 RECOMENDAÇÕES.....92

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....94

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1 - Rampa selecionada para o experimento após o nivelamento com motoniveladora 62

Figura 2 - Mapa de relevo da área estudada 66

Figura 3 - Mapa de classificação das estradas segundo fator topográfico LS 67

Figura 4 - Precipitações mensais do ano de 2004 e médias mensais históricas do período de 1972 a 2003 (em mm) 72

Figura 5 - Precipitações mensais do ano de 2004 e médias mensais históricas acumuladas do período de 1972 a 2003 (em mm) 73

Figura 6 - Corte longitudinal das rampas seqüenciais que representam os fatores LS azul e vermelho 75

Figura 7 - Corte longitudinal das rampas seqüenciais que representam os fatores LS roxo e laranja 76

Figura 8 - Sulcos de erosão na rampa vermelha (5,0 < Fator LS < 7,0) 78

Figura 9 - Variação de solo na linha transversal da estaca 22 da rampa vermelha (5,0 < Fator LS < 7,0) 79

Figura 10 - Movimentação acumulada de solo e precipitação acumulada 82

Figura 11 - Movimentação de solo em função de variações na declividade 86

Figura 12 - Movimentação de solo em função de variações no fator topográfico LS efetivo 88

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1 - **Expoente do comprimento da rampa (*m*) para diferentes declividades 38**

Tabela 2 - **Comparação da área não reformada com área reformada quanto à rede de estradas de uso florestal..... 69**

Tabela 3 - **Precipitações acima de 15 mm por data de ocorrência e período de coleta 74**

Tabela 4 - **Movimentação de solo na linha transversal e no segmento das rampas 80**

Tabela 5 - **Declividade, comprimento, fator LS efetivos e movimentação de solo de trechos entre saídas d'água 87**

RESUMO

A rede viária do setor florestal é a principal base de toda a atividade, mas, no entanto, as estradas de uso florestal têm sido uma das principais causas da erosão e do assoreamento dos cursos d'água nas florestas plantadas, pois promove a retirada da cobertura vegetal, a movimentação do solo e a compactação de seu leito, tornando tais vias muito vulneráveis à erosão causada pela chuva. Até hoje, apesar das grandes transformações tecnológicas ocorridas na silvicultura brasileira e da relevância do transporte para as empresas florestais, há poucos trabalhos que estudem a otimização do transporte da madeira, principalmente, no que se refere à questão da erosão. Além disso, as ferramentas disponíveis têm se mostrado ineficientes para o uso em situações específicas fora do local onde foram desenvolvidas. O objetivo geral deste trabalho foi desenvolver um critério para a identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal baseado no fator topográfico LS, que considera a declividade e o comprimento das rampas. Como resultados, obteve-se que a utilização do SIG GRASS para a aplicação do critério proposto para a identificação dos riscos de erosão em estradas é um instrumento viável na prevenção e controle da erosão. Além disso, tanto a análise qualitativa quanto a quantitativa mostraram que as rampas se comportaram conforme o indicado pelo mapa gerado pelo GRASS com a identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal classificadas de acordo com o fator topográfico LS. Quanto à comparação das redes de estradas ortogonal e em curva de nível através do critério de identificação de erosão que utiliza o fator topográfico LS, na área reformada, ou seja, na rede em curva de nível de estradas, houve melhores resultados no que se refere ao controle da ocorrência da erosão.

Palavras-chave: Riscos de Erosão, Estradas, Sistema de Informações Geográficas, GRASS.

GRASS GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM ASSESSMENT TO PREDICTION OF EROSION RISKS IN FOREST USE ROADS. Botucatu, 2004. 100 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.
Author: ALESSANDRO ANTONANGELO
Adviser: PROF. DR. PAULO TORRES FENNER

SUMMARY

The forest road network is the principal support for the whole activity, but, however, the forest use road have been one of main motive of soil erosion and the rivers filling up in cultivated forests, because it is answerable for the vegetable cover removed, soil movement and its compaction, making this roads very susceptible for the erosion caused by precipitation. Until today, although the great technologic changes occurred in the Brazilian forestation and the transport to the forest enterprise, there are few works that study the wood transport optimization, mainly, about erosion. Besides, the available tools have showed inefficient to the in specific situation out of local where were developed. The objective of this work was develop a criterion to erosion risks identification in forest use road based in LS topography factor, that consider the ramps slope and length. As results, it got that use of SIG GRASS to the application of the offered criterion to identification of erosion risks in forests roads is a possible tool in the erosion prevention and control. Besides, as quantitative analyses as the qualitative one showed that ramps behaved as according to the indicated through the map created by GRASS with erosion risks identification in forest use road arranged through LS topography factor. About comparison between orthogonal and level curve forest roads networks through LS topography factor criterion, in the reformed road area, by the way, in the level curve roads networks, there were best results concerning erosion occurrence control.

Keywords: Erosion risks, Roads, Geographic Information System, GRASS.

1 INTRODUÇÃO

O cenário mundial vem passando por uma série de transformações. Desenvolvimento tecnológico, busca por produtividade, intensificação das relações comerciais entre países, preocupação com questões energéticas, bem como modificações nos próprios valores da sociedade têm modificado políticas sociais e econômicas, alterando o panorama de poder, fundamentando-o na capacidade competitiva das empresas de atenderem a um conjunto dinâmico de requisitos para a satisfação de suas necessidades internas e externas.

Entretanto, o modelo de crescimento econômico atual tem gerado desequilíbrios, pois, se por um lado, nunca houve tanta riqueza sendo produzida, por outro, a desigualdade social, a degradação ambiental e a poluição aumentam cada vez mais e, diante desta constatação, surge o conceito de desenvolvimento sustentável buscando conciliar o desenvolvimento econômico com responsabilidade social e preservação ambiental.

No Brasil, o setor florestal representa quase 5% do Produto Interno Bruto (PIB) e gera 2.000.000 empregos diretos e indiretos (SOCIEDADE BRASILEIRA DE SLVICULTURA, 2003). Com cerca de 600 mil quilômetros de estradas, o transporte de madeira é feito, principalmente, através do modo rodoviário e, considerando que, em média, pode representar até 50% do custo final da madeira, ele assume importância estratégica no setor florestal brasileiro (MACHADO et al, 2002).

A necessidade de aumento da competitividade tem forçado as empresas do setor florestal brasileiro a repensarem suas estratégias, tornando-se essencial a

utilização de sistemas logísticos que auxiliem a gestão de meios de transporte, otimizando-os de forma integrada com a rede de estradas e operações produtivas das empresas e com a estratégia de abastecimento. Assim, entre outros, deve-se encontrar o melhor caminho para se escoar matéria-prima ou produtos, passando pelo planejamento e construção da rede viária, pela adequação à legislação específica existente no país e pelo estudo das melhores alternativas modais de transportes e de suas composições ótimas (tanto do ponto de vista energético quanto econômico), sempre visando a otimização do transporte florestal.

De fato, a rede viária do setor florestal é a principal base de toda a atividade, sobretudo no transporte de matéria-prima. No entanto, as estradas florestais têm sido uma das principais causas da erosão e do assoreamento dos cursos d'água nas florestas plantadas. Por isso, é imprescindível a realização de estudos relacionados aos aspectos técnicos, econômicos e ambientais visando alternativas a serem incorporadas como medidas mitigadoras de impactos ambientais.

A gravidade do processo de erosão pode ser salientada mencionando-se que ela pode provocar efeitos negativos à unidade agrícola internos (reduções na produtividade da terra e aumento nos custos de produção, por exemplo) e externos (danos à biodiversidade, ao abastecimento d'água, à capacidade de assimilação dos recursos aquáticos, entre outros). Dessa forma, estudos qualitativos sobre erosão são válidos para um zoneamento inicial de áreas suscetíveis a esse fenômeno. Entretanto, a não quantificação das perdas de solo impossibilita uma análise mais aprofundada sobre o grau de degradação por erosão e o seu controle, além de não fornecer dados para estudos de sedimentação. Evidencia-se, assim, a necessidade de utilizar ferramentas que levem à quantificação da erosão, o que pode ser obtido através de alguns modelos preditivos.

Em função disso, vários estudos têm sido direcionados para a análise e quantificação dos sedimentos advindos da erosão e os resultados são, de fato, preocupantes. Thomazine (2004), por exemplo, diz que a erosão ocorre em praticamente todos os estados do Brasil o qual perde, anualmente, por causa dela, aproximadamente, 500 milhões de toneladas de solo. Por outro lado, ainda no conceito de desenvolvimento sustentável, aparecem a adequada construção e manutenção de estradas como fatores essenciais para a preservação do meio ambiente sendo que estradas florestais mal planejadas, construídas e/ou mantidas podem causar acelerada erosão e sedimentação do solo, os quais afetam, principalmente, a qualidade

da água dos rios. De fato, a construção de estradas é um dos principais responsáveis, senão o principal, da erosão do solo em áreas florestais, pois promove a retirada da cobertura vegetal, a movimentação do solo e a compactação de seu leito, tornando tais vias muito vulneráveis à erosão causada pela chuva, principalmente. Além disso, a erosão causada pela existência de estradas florestais será maior em função do aumento da declividade e do comprimento de rampa, fatores que aceleram a velocidade da enxurrada.

Até hoje, apesar das grandes transformações tecnológicas ocorridas na silvicultura brasileira e da relevância do transporte para as empresas florestais, há poucos trabalhos que estudem, de forma específica, mas integrada, a otimização do transporte rodoviário da madeira, principalmente no que se refere à relação com aspectos ambientais e a questão da erosão. Além disso, as ferramentas disponíveis têm se mostrado ineficientes para o uso em situações específicas fora do local onde foram desenvolvidas. Por exemplo, Leprun (1981) menciona dúvidas existentes sobre a aplicabilidade de equações de perda de solo para as condições brasileiras e Machado et al. (2003) dizem que o modelo brasileiro de predição de erosão denominado WEPP–Brasil não se encontra calibrado para condições locais.

Nesse contexto, métodos para a identificação de estradas com altos riscos de erosão já seriam uma ferramenta útil para assessorar o manejo das estradas, ajudando os profissionais a economizarem tempo e dinheiro e a resolverem problemas de qualidade da água em áreas reflorestadas através do suporte para suas decisões de manutenção, reconstrução ou remoção das estradas. Assim, levantando-se a hipótese que, em função da falta de estudos sobre formas de identificação de erosão em estradas florestais e da relativa complexidade e ineficiência das ferramentas disponíveis para a quantificação e qualificação da erosão para situações brasileiras, há dificuldades para o manejo de estradas florestais no que se refere ao problema da erosão, o que acarreta uma série de danos, seria importante a elaboração de um método ágil e direto que auxiliasse na resolução de tal problema.

O objetivo geral deste trabalho foi desenvolver um critério para a identificação dos riscos de erosão em estradas rurais de uso florestal.

Os objetivos específicos consistiram em avaliar o sistema de informações geográficas GRASS para o estudo da erosão verificando a viabilidade do critério proposto e comparar os sistemas ortogonal e em curva de nível de rede estradas para o transporte de madeira quanto aos riscos de erosão.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Erosão do solo

Segundo Richter (1978), erosão do solo são todas as manifestações de desgaste e acúmulo que alteram o equilíbrio da paisagem acima de um limite naturalmente admissível. Estas manifestações são efetivadas pela ação da água, do vento e da força da gravidade.

Carolino de Sá (2004) ressalta que a erosão é o transporte de partículas de solo pelo vento, chuvas, água dos rios ou geleiras e, segundo Baver et al. (1972), a erosão do solo envolve o desalojamento das partículas do solo, sua remoção e eventual deposição dos sedimentos longe da posição original. Este processo natural ocorre sobre todas as áreas e é essencial para o desenvolvimento dos solos e paisagens. Por outro lado, conforme Baver et al. (1972), a erosão torna-se um problema quando é acelerada pela atividade humana, freqüentemente resultando numa séria perda da camada superior do solo. Os principais agentes da erosão do solo são o vento e a água.

Sobre a erosão causada pela água, Smoot et al. (1999) dizem que ela apresenta três fases. Na primeira fase, as partículas são separadas da massa do solo pelas forças exercidas pelos pingos da chuva ou pelas forças da lâmina de enxurrada. Na segunda fase, as partículas são movidas para locais mais baixos pela água. A terceira fase do processo de erosão ocorre quando a velocidade da enxurrada é reduzida, causando alguma ou toda sedimentação nesse novo depósito.

Carolino de Sá (2004) também diz que a erosão hídrica ocorre em três etapas: a primeira é a desagregação, que ocorre quando as partículas de solo são desagregadas pelo impacto das gotas de chuva na superfície do solo descoberto.

A segunda, é o transporte das partículas desagregadas, principalmente pela água que não se infiltra no solo e escorre superficialmente (enxurrada) e a terceira, é a deposição das partículas desagregadas nas partes mais baixas da paisagem (vales e leitos dos rios), sendo que essas partículas passam a ser chamadas de sedimentos. Segundo este autor, no Brasil, a erosão causada pela chuva tem causado mais estragos, não só em áreas agrícolas mas também nas cidades.

Ainda de acordo com Carolino de Sá (2004), o vento é um agente com menor poder erosivo, pois só pode mover partículas pequenas e próximas do solo. Entretanto, a erosão eólica pode ser importante em épocas secas do ano, em solos planos e arenosos (principalmente se a areia for muito fina), em áreas sem vegetação (áreas que permanecem gradeadas durante a estação seca, por exemplo) e quando o vento atinge maiores velocidades, sendo as partículas de solo arrastadas na forma de verdadeiras "nuvens de poeira" por até centenas de quilômetros de seu lugar de origem.

Os sinais iniciais de erosão eólica incluem a deposição de partículas de areia à volta das plantas e pequenas rugas à superfície das áreas expostas. O extremo final são as clássicas estruturas dunares dos desertos de areia.

2.2 Tipos de erosão hídrica do solo

Segundo Hillel (1998), há quatro diferentes tipos de erosão do solo causadas pela água e o primeiro deles é chamado de erosão laminar, a qual é caracterizada por uma remoção mais ou menos uniforme das camadas de solo de uma rampa, carregada para baixo por uma enxurrada uniformemente distribuída pela superfície do solo.

Ainda conforme este autor, o segundo tipo de erosão do solo é conhecido como erosão em sulcos. Ela é formada quando canais de enxurrada movem-se para baixo da rampa e o fluxo de água é concentrado devido às irregularidades na superfície do solo e topografia. O escoamento concentrado resultante escava mais profundamente a superfície, criando sulcos ou pequenos e bem definidos canais.

De acordo com Arnold et al. (1987), a erosão em sulcos acelera com o aumento da enxurrada, da declividade e do comprimento da rampa

Segundo Kronen (1984), a erosão laminar consome o solo quase que imperceptivelmente, enquanto a erosão em sulcos, visivelmente arranca as reservas de húmus e minerais do solo, carregando também o solo biologicamente mais ativo, o que pode causar grandes quedas de rendimento.

Novamente com base em Hillel (1998), sabe-se que o terceiro tipo de erosão do solo causado pela água, a erosão em canais ou por voçorocas, acontece se sulcos de erosão se desenvolvem, formando profundas escavações na superfície do solo os quais tornam-se canais. Por causa das altas velocidades que o fluxo de água pode alcançar nos canais, grande remoção de solo é possível neste tipo de erosão.

Segundo Kronen (1984), a erosão por voçorocas leva a uma divisão de áreas. Tratores não conseguem atravessar os sulcos profundos e perde-se a terra para a produção agrícola. Além disso, constantemente, esta forma de erosão encontra-se nas divisas das propriedades, para onde são dirigidas as águas em excesso que escoam dos terraços.

O quarta e último tipo de erosão do solo pela água é a erosão de canais de rio. Ela se forma ao longo dos canais, aterros e leitos dos rios por causa das forças de corte exercidas sobre essas superfícies pela erosão. A taxa dessa erosão está relacionada com a quantidade e velocidade da corrente (SMOOT et al., 1999).

Para Carolino de Sá (2004) a erosão hídrica pode ser classificada de três formas: laminar, sulcos e voçorocas.

A erosão do tipo laminar é a remoção, ano após ano, de uma fina camada superficial do solo, sendo percebida apenas quando as raízes das plantas (principalmente árvores) ficam expostas. A forma de erosão denominada em sulcos é a que ocorre quando a enxurrada se concentra em alguns pontos, abrindo pequenas "valetas" de alguns centímetros de profundidade na superfície do terreno e, finalmente, a forma de erosão chamada de voçoroca (também chamada boçoroca ou desbarrancado) é aquela em que estes sulcos mencionados tornam-se muito profundos (até muitos metros), podendo afetar muitos hectares, deixando a área economicamente inaproveitável.

2.3 Fatores que influenciam a erosão do solo

Segundo Derpsch et al. (1990), os requisitos básicos para a ocorrência de erosão eólica são que a velocidade do vento 30 centímetros acima da superfície do solo seja superior a 18 km/hora e que o solo esteja livre de vegetação e, ao mesmo tempo, que esteja liso, solto, seco e, finamente, granulado. Ainda conforme esses autores, a erosão hídrica é causada pelo escorrimento superficial da água que não se infiltra no solo e, de acordo com Hildebrand (2001), existem fatores que precisam ser considerados quando se avalia o problema de erosão causado pela água. Para este autor, a erosão do solo é, na maioria das vezes, dependente da erosividade das chuvas e da erodibilidade do solo.

Conforme Roth (1999), a erosividade das chuvas refere-se à energia das gotas de chuva as quais causam um impacto sobre o solo, ou seja, quando a energia das gotas de chuva é grande o suficiente, ela serve para quebrar os agregados da superfície do solo e para separar as partículas do solo da massa, dispersando o material agregado.

Segundo dados de Meyer e Mannering (1967), a energia do impacto, ou a energia cinética das gotas de chuva que caem em um ano sobre um hectare de terra, corresponde, aproximadamente, à energia liberada por 50 toneladas de dinamite. Esta energia de impacto fragmenta os agregados do solo em partículas diminutas que rapidamente entopem os macroporos de drenagem de água logo após o início da chuva, selando a superfície do solo e impedindo, assim, a rápida infiltração da água da chuva. A água que escorre carrega o solo e provoca danos por erosão de diferentes dimensões.

De fato, como confirmado por Arnold et al. (1987), com chuva contínua, partículas livres reorientam-se sobre a superfície, enchendo os maiores poros do solo, restringindo por meio disso a infiltração da água através do perfil do solo. Chuva adicional causa a formação de poças e a água começa a se mover costa abaixo na forma de enxurrada. Materiais como areia muito fina e silte podem ser facilmente removidos pelo espirro da gota de chuva e pela enxurrada de água, enquanto areia maior e partículas de cascalho precisam de maior energia da gota de chuva ou quantidades de enxurradas para serem removidos. Como a enxurrada continua movendo-se, ela vai mais adiante erodir a superfície do solo pela quebra de mais agregados e sua dispersão. A quantidade de enxurrada vai aumentar quando a infiltração é mais reduzida devido à compactação do solo.

De acordo com Hillel (1998), a separação e o espirro das partículas dependem da intensidade da chuva (isto é, do volume de água batendo numa unidade de área por unidade de tempo), da distribuição dos tamanhos das gotas e de sua velocidade terminal (uma gota de chuva alcança uma velocidade terminal quando ela cessa de acelerar e continua caindo numa velocidade constante), da declividade, velocidade e direção do vento, características do solo (textura, tamanho e estabilidade dos agregados, irregularidade da superfície, etc) e da possível presença de obstáculos tais como vegetação, camada de húmus e cascalho.

Conforme Hildebrand (2001), chuvas erosivas são, se globalmente consideradas e independentemente do tipo de solo, um problema que afeta especialmente em baixas latitudes, entre o 40^{o}. Norte e Sul e, em geral, precipitações abaixo de 10 a 12 milímetros podem ser consideradas como não erosivas. Para Hillel (1998), em regiões temperadas, somente cerca de 5% das chuvas caem numa intensidade grande o suficiente para ser erosivas, enquanto que em regiões tropicais 40% das chuvas contribuem para a erosão do solo Além disso, a quantidade total de chuva por ano nas baixas latitudes é, em geral, maior que em médias e altas latitudes.

Como já apontado e tendo como base Arnold et al. (1987), pode-se dizer que a taxa de erosão pela água também é controlada pela erodibilidade dos solos. O termo erodibilidade do solo refere-se a uma estimativa da capacidade do solo para resistir à erosão, baseada em suas características físicas.

Assim, segundo Hillel (1998), a erodibilidade depende, basicamente, da textura e da estrutura do solo Por exemplo, um solo fracamente agregado é mais erodível que um agregado estável. Em geral, os solos aumentam em erodibilidade quando o tamanho das partículas diminui. O material mais facilmente desalojado pela enxurrada tem uma textura menor que a areia fina (100 u). Material argiloso é mais pegajoso, o que impede sua separação. Material mais grosso tem partículas pesadas as quais somente podem ser movidas sob altas velocidades.

De acordo com Smoot et al. (1999), geralmente, solos com alta porcentagem de silte ou areia fina em sua composição são mais erodíveis que os argilosos. Contudo, se argila é acrescentada a esses solos, a erodibilidade é reduzida devido ao efeito de ligação da argila

Conforme Hillel (1998), um outro fator relevante que influencia a erodibilidade do solo é o declive. O comprimento da rampa (L) e a declividade da rampa (S) são os maiores contribuintes para o potencial de erosão, com rampas longas e declivosas sendo as mais susceptíveis para perder solo. De acordo com este autor, o movimento de descida ocorre devido à ação do espirro da queda dos pingos de chuva e pela própria enxurrada. A habilidade de transporte da enxurrada é influenciada pela quantidade e velocidade do escoamento, o qual é influenciado pela rampa do terreno.

Ainda segundo o autor, superfícies planas podem ter pouca ou nenhuma enxurrada e, consequentemente, pouco transporte de solo ocorre. Enxurradas de áreas mais inclinadas escorrem numa maior velocidade e podem ter uma significativa capacidade para transporte.

De acordo com Smoot et al. (1999), a erosão do solo também aumenta quando o comprimento da rampa aumenta devido ao maior acúmulo de enxurrada. Como a enxurrada escorre através da superfície de solo desprotegida, partículas adicionais de solo são expulsas, o que amplia os problemas da erosão do solo.

Para Hillel (1998), o aumento da pressão de água contida nos poros pode enfraquecer as ligações intra-granulares, reduzindo o atrito interno e, desse modo, diminuindo a força de coesão do solo e a estabilidade da rampa. O potencial de erosão do solo é, dessa forma, aumentado.

Segundo Derpsch et al. (1990), vários outros fatores, que também influem no processo de erosão, tais como o teor de húmus e disponibilidade de cálcio, têm sido, freqüentemente, supervalorizados quanto aos seus efeitos no controle da erosão ou enfocados de maneira não objetiva em relação ao efeito especial da cobertura do solo. Para estes autores, qualquer tentativa de evitar a erosão em terrenos declivosos, mantendo o solo descoberto, sob condições de chuvas intensas, é insuficiente e está fadada ao fracasso a longo prazo.

De acordo com Andreae (1965), por exemplo, os trópicos e subtrópicos são, devido aos seus regimes de chuvas, muitos susceptíveis à erosão, não podendo, portanto, o solo permanecer desprotegido por muito tempo, desprovido de cobertura vegetal e sujeito à intempéries. Hillel (1998) confirma, dizendo que um fator que tem um importante papel na erodibilidade do solo é a densidade da cobertura vegetal. Como

mencionado anteriormente, a erosão causada pelo espirro da chuva acontece quando as gotas de chuva comprimem e tiram de seu lugar as partículas do solo exposto. Mas quando há uma cobertura vegetal na área, ela absorve a energia cinética da chuva e previne a erosão. Ainda segundo este autor, através da remoção da vegetação (por exemplo, construindo estradas), a função de estabilização das raízes é perdida. Remoção da vegetação e consequentemente, mais baixo uso da água pode aumentar os níveis de água no solo, resultando num aumento da pressão de água do poro dentro do perfil do solo.

Segundo Derpsch et al. (1990), a cobertura do solo com plantas ou restos de plantas é, de longe, o fator que mais influencia a infiltração de água e a perda de solo por erosão. De acordo com Smoot et al. (1999), com respeito à disponibilidade de matéria orgânica no solo, ela ajuda na melhoria da estrutura e na estabilidade do solo e permite a infiltração da água mais facilmente, promovendo, desta forma, um aumento da permeabilidade, o que reduz a quantidade de enxurrada.

Segundo Hildebrand (2001), considerando o fato de que a mais importante proteção contra precipitações erosivas é uma densa cobertura vegetal, é possível explicar porque algumas regiões são mais propensas aos efeitos da erosão causada pela água que outras regiões. Na zona climática úmida, as chuvas são causadoras, somente, de pouca erosão, pois a constante umidade permite a existência de uma densa vegetação a qual se regenera muito facilmente, cobrindo num curto período de tempo todo o solo.

Ainda segundo este autor, em climas desérticos, os solos são quase desprotegidos pela vegetação contra chuvas erosivas, mas também chuvas erosivas são quase inexistentes. Nesses locais, prevalece a erosão pelo vento. O maior perigo existe nos trópicos semi-áridos e semi-úmidos, onde a precipitação é extremamente erosiva e desigualmente distribuída e onde não há vegetação densa. Em trópicos úmidos, as chuvas são mais intensas, mas a vegetação abundante é uma excelente proteção contra a erosão. Entretanto, quando o solo dessa região é descoberto devido à construção de estradas ou atividades agrícolas, aumenta o potencial de erosão do solo bem como seus impactos ambientais.

2.4 Principais impactos causados pela erosão do solo

Segundo Marques (1996), os impactos ambientais da erosão do solo provocam efeitos internos e externos à unidade agrícola de produção. Os efeitos internos manifestam-se através de reduções na produtividade da terra, nos custos de produção e na diminuição do preço das terras agrícolas afetadas pela erosão. Os impactos derivados dos efeitos externos podem ser observados através de danos à biodiversidade, aos serviços de recreação e abastecimento d'água, à capacidade de assimilação dos recursos aquáticos, à geração de energia elétrica, aos segmentos situados rio abaixo, enfim, refletem-se na própria qualidade da água.

Assim, o autor desenvolveu um estudo objetivando estimar o valor econômico do dano ambiental causado pela sedimentação tendo por base seus efeitos no sistema de geração de energia elétrica. Os impactos neste sistema vão desde a redução na capacidade de armazenamento de água dos reservatórios (redução no montante de energia gerada) até o aumento nas atividades de manutenção das usinas hidrelétricas (devido à abrasão das turbinas, máquinas e outros equipamentos de contato permanente com a água) e a redução do número de dias de operação da usina (devido à operação de limpeza e dragagem).

De acordo com Carolino de Sá (2004), a erosão é a principal causa da degradação de solos em todo o mundo e, segundo este autor, os sedimentos erodidos contêm matéria orgânica, fertilizantes, corretivos, sementes e até pesticidas aplicados pelos produtores. Quando se depositam no leito dos rios, diminuem sua vazão, aumentando o risco de enchentes (processo chamado assoreamento). Isso contribui para a poluição, pois resíduos de fertilizantes e pesticidas contaminam a água, diminuindo a população de peixes, podendo também afetar a saúde da população urbana que depende dessa água.

Segundo Bley Jr. (2004), as estatísticas sobre perdas físicas de solo em todo o mundo revelam que, a cada ano, bilhões de toneladas de terra fértil são erodidas e transportadas para os rios. Ainda conforme este autor, o problema é particularmente grave nas regiões tropicais. Na Índia, por exemplo, a erosão já afeta 57% das terras, comprometendo onze das principais culturas do país e fazendo com que, em algumas, a queda na produção chegue a 25%. Além disso, a área erodida dobrou em dezoito anos e a cada ano, o país perde

mais 1% de solo fértil juntamente com mais de vinte milhões de toneladas de NPK. No total, a perda causada pela erosão representa 1% a 2% do produto interno bruto (PIB) anual indiano.

No Haiti, prossegue o autor, metade das terras agricultáveis já se perdeu, gerando 1,3 milhão de "refugiados ambientais" (no México, são novecentos mil por ano). No mundo, estima-se a perda de 1% das terras férteis a cada ano. Além disso, cerca de 25% das terras do planeta estão em processo de desertificação ou definitivamente perdidas. Esse fenômeno atinge 70% das terras áridas (3,6 bilhões de hectares), afetando um sexto da população mundial, segundo estudos internacionais sobre o problema.

Para Thomazine (2004), a agricultura dos países em desenvolvimento também tem enfrentando sérias dificuldades por causa da erosão. No Brasil, o fenômeno tem sido registrado em praticamente todos os estados e, segundo esse autor, anualmente, o País perde, aproximadamente, 500 milhões de toneladas de solo em virtude da erosão. Isso corresponde à retirada de uma camada de 15 centímetros de solo das regiões Sudeste e Centro-Oeste e mais o Estado do Paraná. Para o autor, já que o processo tem se mostrado progressivo, a saída está no desenvolvimento sustentado, o que inclui a recuperação e a manutenção do solo.

Com diferenças nos números apresentados, provavelmente, devido a questões metodológicas, mas ainda destacando a gravidade do problema, Bley Jr. (2004), baseado em dados do Programa de Qualidade Ambiental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), comenta que, no Brasil, as perdas de solo já atingem 840 milhões de toneladas por ano e estão aumentando com a abertura de novas frentes agropecuárias no Centro-Oeste e na Amazônia. No Rio Grande do Sul, por exemplo, tais perdas podem alcançar 20,1 toneladas por hectare por ano nas culturas de soja sendo o total estadual da ordem de 250 milhões de toneladas por ano. Ainda conforme este autor, estima-se que o Estado de São Paulo perde 10 quilogramas de solo fértil por quilograma de grão produzido - ou duzentos milhões de toneladas por ano.

Ainda segundo esse autor, no Paraná, por exemplo, a erosão foi medida de 1975 até 1990. Para uma declividade média de 9% e distância média de 22 m entre terraços, foram medidas pelo Instituto Agronômico do Paraná (Iapar) perdas anuais de solo entre 2 e 58 toneladas por hectare e ano (média de 13,4 toneladas/hectare.ano). Na prática, as perdas podem elevar-se até a 100 ou 200 toneladas/hectare.ano, correspondendo a perdas

anuais de 1 a 2 centímetros de solo fértil. No sul do Brasil, em casos de preparo inadequado do solo e elevada intensidade de precipitações, estimam-se perdas de até 700 toneladas/hectare.ano. Além disso, também no Paraná, a erosão em voçorocas (sulcos em profundidade superior a 30 centímetros e largura superior a 1 metro) já levou, até 1990, à destruição de aproximadamente 1,5% da área agrícola, correspondente a 90.000 hectares.

Segundo Lombardi e Bertoni (1975), as perdas toleráveis de solo são de 12 a 13,4 toneladas/hectare.ano, dependendo do tipo de solo. Levando em conta uma taxa de reconstituição do solo estimada em menos de 0,5 toneladas/hectare.ano, diante de tais perdas (aproximadamente 1,2 milímetros/ano), há comprometimento das possibilidades de manutenção da capacidade produtiva do solo.

De acordo com Bley Jr. (2004), para repor a fertilidade do solo, são usados, em todo o país, até 1,27 quilogramas de fertilizantes químicos por hectare, a um custo de mais de dois bilhões de dólares por ano. Estudos revelam que no Paraná, entre 1970 e 1986, o consumo de NPK - adubos industriais à base de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) - passou de cem mil para seiscentos mil toneladas por ano. Entretanto, estima-se que cerca de metade do fertilizante usado no conjunto de todas as culturas não é assimilada pelas plantas.

A erosão ainda provoca outros impactos negativos e Thomazine (2004) conclui que microorganismos que desempenham papel relevante nas propriedades do solo são fortemente afetados pela erosão, fenômeno que constitui um dos principais problemas da agricultura brasileira.

De acordo com esse autor, que também considerou o impacto de diferentes técnicas de manejo sobre a comunidade microbiana, os fungos e as cianobactérias, elementos que participam da ciclagem de nutrientes e exercem funções fotossintetizantes, respectivamente, mostraram-se mais sensíveis ao processo erosivo.

Especificamente quanto às estradas, segundo o *WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES* (2003), sedimentos perdidos de estradas florestais têm o potencial de devastar o *habitat* dos peixes pelo entupimento de canais, interrompendo rotas migratórias e enterrando locais de desova no solo e plantas aquáticas. Essas plantas servem freqüentemente como fonte de comida e *habitat* para peixes e organismos aquáticos. Além disso, segundo esta referência, solos erodidos que alcançam um corpo de água podem aumentar o potencial de inundação dos rios devido a acumulação de

sedimentos. Sedimentos acumulados também diminuem o escoamento natural de canais, causando erosão dos aterros dos rios. Um outro impacto causado pela sedimentação em sistemas fluviais é a degradação da água potável.

De acordo com Christopher (2002), sedimentos também podem reduzir a claridade visual, a qual pode aumentar a temperatura dos rios e reduzir o seu oxigênio dissolvido, novamente, impactando negativamente na vida aquática. Além disso, erosão de solos pode carregar nutrientes tais como nitrogênio e fósforo até os lagos e rios, os quais podem causar excessiva proliferação de algas, conduzindo para uma redução do oxigênio dissolvido na água para níveis abaixo dos quais as espécies aquáticas precisam para sobreviver

Warren (2003) salienta que sedimentos podem carregar pesticidas adsorvidos até os rios e excessiva erosão do solo também podem levar a perda de produtividade em áreas florestais próximas às estradas. Ainda segundo esse autor, estradas florestais que passam por grandes processos erosivos, freqüentemente, têm uma vida curta. Como conseqüência, estradas têm de ser reformadas ou construídas para a realização da colheita florestal e isto representa aumento dos custos de produção.

2.5 Estradas florestais e erosão do solo

De acordo com Dykstra e Heinrich (1996), estradas florestais são complexas estruturas de engenharia das quais depende o eficiente e seguro transporte de madeira. Entretanto, a construção de estradas florestais é freqüentemente considerada problemática por causa de seu alto potencial de impacto ambiental.

Segundo Fulton et al. (2002), podendo causar impactos negativos sobre o ecossistema florestal, a erosão passa a ser a maior preocupação também no manejo das estradas. Oemer (2003) confirma esta idéia, mencionando que estradas florestais são um assunto de primeira importância a partir do momento que desencadeiam acelerada erosão em áreas florestais, a qual causa grandes danos à qualidade da água dos rios. Assim, segundo essa autora, vários estudos têm sido conduzidos, nas últimas décadas, principalmente, nos EUA, relacionados à erosão do solo em estradas florestais.

Conforme Grace III (2002), vários desses estudos mostraram que estradas florestais podem causar e acelerar o processo de erosão e sedimentação do solo.

Florestas inalteradas, geralmente, têm uma erosão mínima, menor que 0,3 toneladas/hectare, devido à desigualdade (aspereza) da superfície do solo e à existência de uma cobertura vegetal que ajuda a proteger o solo contra a erosão. Entretanto, de acordo com esse autor, a exposição do solo causada pela existência de estradas florestais mal locadas, construídas e/ou mantidas resulta em aceleradas perdas pela erosão e sedimentação de rios.

Fransen et al. (2001) analisaram a importância de ocasionais movimentos de massas induzidos por tempestades e mostraram que 6 anos depois da construção de estradas, movimentos de massas induzidos por tempestades contribuíram com 90% do total da produção de sedimentos de um período de 30 anos.

Conforme Clark e Catton (2002), o *Sierra Nevada Ecosystems Project* (SNEP) foi formado para avaliar a situação ambiental e social da região e encontrou que as estradas florestais são a maior ameaça à qualidade da água devido à sedimentação em redes de rios causada pela erosão.

Segundo Egan (1999), especialistas florestais concordam que o maior desafio na construção de estradas florestais é o manejo da água e outros estudos apresentam as mesmas conclusões.

De acordo com Grace III (2000), para entender como a erosão pode causar impactos negativos, é necessário, primeiro, analisar a influência das estradas florestais no desencadeamento do processo de erosão.

Para esse autor, estradas, geralmente, expõem solo descoberto para a erosiva influência das chuvas, resultando num movimento morro abaixo de sedimentos depois das chuvas. A intensidade e a quantidade da chuva são fortes fatores na produção de sedimentos em quaisquer rampas e, em geral, estradas aceleram a erosão pelo aumento dos declives e interrupção dos normais padrões de drenagem, o que concentra sobre a superfície do solo o fluxo de água em regos e canais.

De fato, segundo Dadalto et al. (1990), a construção de estradas promove a retirada da cobertura vegetal, a movimentação do solo e a compactação de seu leito, tornando tais vias muito vulneráveis à erosão causada pela chuva. Essa erosão será maior com o aumento da declividade e do comprimento de rampa, fatores que aceleram a velocidade da enxurrada.

Segundo Grace III et al. (1997), a sedimentação causada pela erosão é produzida sob todos os aspectos do ponto de vista de uma estrada: cortes e aterros de rampas, superfície da estrada, regos e cruzamentos com rios e, para Luce (1993), além do comprimento e inclinação da rampa, a produção de sedimentos das estradas florestais está relacionada com o tipo de solo e a inclinação e altura dos taludes de corte e aterro.

Quanto aos cortes e aterros das estradas, segundo Christopher (2002), pode-se dizer que são construídos quando a topografia da paisagem não permite um acesso direto para pontos mais baixos. Dessa forma, na construção da estrada, a porção elevação, denominada corte da rampa, é removida e lançada para baixo para servir como aterro.

Baseados num estudo de 6 anos em Idaho, EUA, Megahan e Kidd (1972), citados por Christopher (2002), concluíram que cerca de 30% da erosão de estradas foi causada pela erosão de superfície e o resto, resultado da massa de erosão onde aterros desmoronaram. Além disso, segundo Grace III (2000), em terrenos declivosos, as laterais das estradas florestais têm o maior potencial para erosão do solo sendo que vários estudos mostram que as laterais das estradas florestais são responsáveis por cerca de 70 a 90% do total de perda de solo de uma área com estradas alteradas pela erosão.

Ainda de acordo com Grace III (2000), maiores impactos da sedimentação ocorrem durante a construção e continuam vários anos depois que estas atividades tenham se encerrado, até os cortes e aterros se estabilizarem. Em terrenos declivosos, os lados das rampas das estradas de uso florestal têm o maior potencial para a erosão do solo.

Tuchy (1982), citado por Garcia et al. (2003), por exemplo, menciona que o índice de erosão antes da abertura de uma estrada florestal é de 30 quilogramas/hectare.ano. Entretanto, durante a abertura da estrada, ele aumenta para 3.000 quilogramas/hectare.ano. O autor ainda comenta que o tempo teórico da erosão de um solo de floresta de 18 centímetros de profundidade é de 575.000 anos, mas o mesmo solo, sem a floresta, seria erodido em 18 anos.

Conforme Grace III (2000), em topografia que tem pouca mudança de declividade e que não precisa de cortes e aterros nas rampas, a maioria da erosão ocorre sobre a superfície da estrada e, segundo Luce e Black (1993), nas estradas com taludes de corte sem vegetação e sarjetas vegetadas, submetidas a três meses de inverno com alta intensidade de

chuvas, constatou-se que a produção de sedimentos foi diretamente proporcional ao comprimento do segmento multiplicado pela inclinação elevada ao quadrado.

Segundo Fransen et al. (2001), durante a participação da Nova Zelândia na Década Internacional de Hidrologia da UNESCO, pequenas bacias foram estabelecidas para estudar o efeito erosivo de estradas florestais e de áreas de transporte de madeira sobre a qualidade das águas dos rios.

Os citados autores reviram 12 desses estudos sobre erosão de estradas florestais, comparando os resultados para analisar as taxas de erosão nos experimentos, redes de estradas e bacias e a relativa extensão da produção de sedimentos. Todos os resultados mostraram que cortes e aterros contribuíram para as maiores taxas iniciais de erosão comparadas à erosão de superfícies de estradas e uso intenso de estradas florestais por caminhões pode acrescentar consideráveis quantidades de sedimentos. Um teste com caminhão de transporte de madeira mostrou que 20 passadas de um caminhão podem produzir tanto sedimento quanto o produzido num ano pela erosão natural de superfície de estrada levemente utilizadas. Além disso, o volume de sedimentos originado de estradas e gerado de deslizamentos de terras, geralmente, declina com a idade da estrada, mas pode aumentar precocemente quando estradas são melhoradas para as atividades de colheita.

Foltz (2003) discute um estudo conduzido pelo Serviço Florestal dos Estados Unidos da América para determinar a influência da qualidade dos agregados sobre a produção de sedimentos com e sem o tráfego de caminhões do transporte de madeira. A comparação foi realizada entre a produção de sedimentos de seção de superfície de estrada com boa qualidade de agregados e uma superfície de estrada com qualidade marginal de agregados. A quantidade de chuva e de enxurrada foi medida por três estações de invernos com tráfego de caminhões e uma estação de inverno sem o tráfego de caminhões.

O estudo mostrou que a seção de estrada com qualidade marginal dos agregados produziu de 4 a 17 vezes mais sedimentos em relação a um seção similar com boa qualidade de agregados. O ano mais úmido resultou em uma taxa de sedimento 17 vezes e o ano mais seco apresentou uma taxa de 4. Além disso, seções com tráfego de caminhões de transporte de madeira produziram de 2 a 25 vezes mais sedimentos que seções sem o tráfego de madeira. Assim, o autor conclui que o uso de agregados de alta qualidade reduz a quantidade de produção de sedimentos de estradas florestais não pavimentadas.

No que se refere à compactação, pode-se dizer que a erosão sobre a superfície da estrada é maior quando o solo passa por um processo de compactação como resultado da intensa movimentação de máquinas e veículos e “um solo é considerado compactado quando a porosidade total (em particular, a porosidade preenchida com ar) é tão baixa que restringe a aeração, assim como quando o solo está tão comprimido, e os seus poros são tão pequenos, que impedem a penetração das raízes, bem como a infiltração e drenagem” (HILLEL, 1998, p. 365).

Christopher (2002), encontrou que a perda de solo é maior durante e imediatamente após a construção de estradas devido à sua instabilidade e aos distúrbios causados pela passagem de caminhões pesados e equipamentos.

Para Megahan e Kidd (1972), em Grace III (2000), a construção de estradas e o tráfego de equipamentos pesados desarranjam e compactam a superfície do solo e suas camadas superiores, as quais favorecem a formação de enxurradas e dificultam a infiltração no solo. Se não conduzida adequadamente, esta enxurrada pode persistir depois que a colheita é terminada, removendo ainda mais solo que no início da construção.

De fato, segundo Hillel (1998), máquinas pesadas podem provocar a formação de trilhos (depressões feitas pelos pneus dos veículos tais como *skidders*, caminhões, etc, geralmente ocorridas sob condições de umidade), que ocorrem quando a resistência do solo não é suficiente para suportar a força aplicada pelo tráfego de veículos o que contribui para o aumento da erosão.

Hildebrand (2001) diz que a infiltração em trilhos é mais baixa que em solos vizinhos devido às deformações e compactação do solo. Eles são pontos freqüentes de ataque da erosão do solo, a partir do momento que promovem a formação de enxurradas de água, em adição à formação de correntezas devido à sua morfologia.

O tráfego de veículos pesados também pode causar poças, atoleiros, que são o resultado da perda da estrutura do solo resultante da compressão e movimentação do solo úmido com os pneus ou trilhas de equipamentos pesados. Poças freqüentemente acontecem em estradas com água parada. As partículas do solo tornam-se dispersas em água e, depois, que elas se secam e se fixam, as menores partículas formam uma crosta, as quais tendem a vedar a superfície do solo (WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, 2003).

Para Arnold et al. (1987), sobre alguns pontos, a crosta do solo pode diminuir a quantidade de solo perdida pela erosão laminar ou pelo impacto da chuva, todavia, um correspondente aumento na quantidade de enxurrada de água pode contribuir para maiores problemas de erosão dos córregos.

Quanto à relação com córregos e rios, segundo Fulton et al. (2002), pode-se dizer que regos das beiras de estradas mal definidos e construídos podem ser uma fonte grande e direta de sedimentos para córregos e rios.

Regos de água muito profundos ou largos promovem erosão por maximizar o volume e a velocidade do fluxo de água. Contudo, quando os regos são apropriadamente construídos e mantidos, eles podem oferecer uma importante função na manutenção das estradas florestais pelo favorecimento de uma adequada drenagem da água (ILLINOIS DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, 2000).

Segundo Christopher (2002), há um potencial adicional para erosão em estradas de acesso para cruzamentos de rios e estudos mostram que cruzamentos de rios são a mais freqüente fonte de erosão e sedimentos porque estas áreas são tipicamente onde solos entram para os rios (KELIHER et al., 1995).

Para Christopher (2002), a vegetação das margens dos rios protege a qualidade da água filtrando a água da enxurrada, diminuindo a sua velocidade e aumentando a infiltração e deposição de sedimentos. Com a remoção da vegetação das margens dos rios mais sedimentos podem ingressar em suas águas.

Ainda segundo este autor, 75% da perda de solo de estradas florestais recentemente construídas em cruzamentos com rios acontece já nos primeiros 3 meses após a construção. O período remanescente do estudo de 2 anos e meio mostrou um significativo declínio na erosão devido aos efeitos da cobertura de grama sobre o leito da estrada e corte da rampa.

Conforme Fulton et al. (2002), desvios de rios também podem provocar erosão acelerada e sedimentação dos rios e eles ocorrem quando um rio excede a capacidade de uma estrutura de cruzamento, tal qual numa galeria de escoamento, e é desviado por um canal para a estrada, erodindo dessa forma o solo.

Para Megahan e Kidd (1972), em Grace III (2000), a colheita de madeira isoladamente, sem a construção de estradas, tem pouco impacto sobre os níveis de

sedimentação, mas ela é, em estradas desfavoravelmente locadas e construídas, ao longo de atividades em volta de canais de rios, responsável por até 90 % do total de sedimentos produzidos.

Em relação às pesquisas relacionando estradas florestais e erosão do solo é importante comentar o trabalho de Spinelli e Marchi (2003), que utilizaram o banco de dados criado entre 1995 e 1996 pelo Instituto per la Ricerca Sul Legno (CNR/IRL), no qual foram compiladas referências do mundo inteiro de trabalhos sobre os impactos ambientais causados por operações florestais, para encontrar todos os títulos que tratavam dos impactos causados pela construção de estradas florestais.

Para a criação do banco de dados pelo Instituto per la Ricerca Sul Legno (CNR/IRL), um total de 14 países participaram, fornecendo informações em tópicos num total de 2.560 referências. O volume de informações veio direto da consulta de *abstracts* florestais, os quais representavam mais de 400 periódicos. As publicações incluíam títulos publicados desde 1980 e cobriram um período de 15 anos, além de conter algumas publicações antes de 1980 devido à sua importância para a área.

Em sua pesquisa, Spinelli e Marchi (2003) encontraram somente 175 referências sobre estradas florestais e impactos ambientais, as quais foram extraídas para um banco de dados menor para análises adicionais. Isto forneceu importantes informações sobre os tipos de estudos prevalecentes, a distribuição geográfica e temporal dos estudos e o tipo de dano mais freqüentemente envolvido.

Segundo os autores, impactos causados pelas estradas florestais na água dos rios e no solo foram os mais tratados (88%) e a erosão do solo é a mais freqüente conseqüência (68%) da construção de estradas. Somente 5% dos estudos trataram dos impactos sobre a paisagem e a mesma porcentagem focou o impacto da construção de estradas sobre a biodiversidade. Florestas temperadas foram as mais estudadas (77%) e poucos estudos trataram dos impactos sobre florestas tropicais (10%), estando os mesmos concentrados em ecossistemas montanhosos, os quais são mais propensos à erosão do solo.

De acordo com Spinelli e Marchi (2003), a carência de estudos em florestas tropicais pode ser somente um outro exemplo do desbalanceado desenvolvimento mundial. Esta observação é reforçada pela distribuição geográfica dos estudos: América do

Norte é responsável por 60% dos títulos. Europa, Ásia e Oceania são responsáveis por outros 12% cada e África e América Latina juntas por menos de 3%.

Ainda conforme os autores, vários estudos de caso da América do Norte analisaram e discutiram em profundidade problemas específicos relatados para erosão do solo de estradas florestais e, apesar de poucos estudos de caso serem encontrados fora dos EUA, vários autores de outros países mencionam que estradas florestais podem afetar o meio ambiente através da erosão do solo. Entretanto, nos estudos fora da América do Norte, houve poucas informações detalhadas disponíveis como, por exemplo, a quantidade total de produção de sedimentos de uma certa estrada num local específico.

Este cenário tem se repetido e um exemplo disso é um estudo realizado na Albânia, por Kotro et al. (2003), que focou uma determinada extensão de estrada florestal e seus aspectos ecológicos, técnicos e sociais, concluindo que o uso intenso das estradas sempre tem efeitos negativos sobre o ecossistema florestal. Apesar dos autores mencionarem várias vezes que estradas florestais causam grande impacto sobre o meio ambiente, não apresentaram informações específicas sobre o assunto.

De qualquer forma, para Clark e Catton (2002), no trabalho “Identificação SIG de Altos Riscos de Erosão em Estradas”, uma análise para identificar as estradas ecologicamente perigosas, isto é, estradas com altos riscos erosão, já seria uma ferramenta útil para assessorar o manejo de um sistema de estradas, ajudando os profissionais a economizarem tempo e dinheiro e a resolverem problemas de qualidade da água em áreas reflorestadas através do suporte para suas decisões de reconstrução ou remoção das estradas.

2.6 Predição da produção de sedimentos

A erosão pela água é dependente de muitos fatores tais como características do solo, topografia, clima e cobertura do solo. Se os efeitos de cada um desses fatores forem quantificados, a erosão de solo pode ser predita. Além disso, considerando a influência das estradas de uso florestal na erosão e os danos resultantes dela, também, torna-se essencial ter meios para predizer, com precisão aceitável, a produção de sedimentos de redes de estradas de uso florestal.

Segundo Arnold et al. (1987), estudos sobre erosão tendem a ser em escala local e centrados em práticas de manejo. Para estes autores, modelos dos efeitos da erosão em maior escala são raros por causa da influência de fatores localizados sobre sua amplitude e severidade, tais como intensidade da chuva, topografia e tipo de solo.

Por essa razão, para McNuity e Sun (1999), muitas das pesquisas feitas sobre erosão em florestas têm focado estimativas da quantidade de sedimentos entregues de determinadas regiões e o impacto que estes sedimentos têm sobre a qualidade das águas nos rios abaixo destas regiões.

Muitos modelos para quantificação dos processos de erosão do solo têm sido desenvolvidos durante as últimas décadas e aplicados com variados graus de sucesso. Contudo, somente alguns deles foram designados para serem aplicados em paisagens florestais e, de acordo com Egan (1999), a evolução dos modelos de predição da erosão começou com a Equação Universal de Perda de Solo (*Universal Soil Loss Equation* - USLE) desenvolvido por Meyer e Mannering em 1967.

Assim, de acordo com Meyer e Mannering (1967), a USLE é um modelo empírico designado para predizer a perda média de solo por enxurrada a longo prazo de áreas sob específicos cultivos e sistemas de manejo. Estes autores resumiram os fatores que levam à erosão do solo em uma equação de perda de solo e, através dela, avaliaram a perda média anual de solo, expressa em toneladas por hectare. Abaixo, os diferentes fatores que compõem a Equação Universal de Perda de Solo são explicados individualmente, segundo Schwertmann (1982):

$$\boldsymbol{A = R \times K \times LS \times C \times P} \qquad \textbf{(1)}$$

Onde o “A” representa a perda média anual de solo, expressa em toneladas por hectare. O “R” representa o fator de erosividade da chuva (*Erosivity*) que, além da quantidade precipitada, considera, também, a energia cinética das gotas de chuva que se chocam com o solo. Esta energia por sua vez é influenciada, principalmente, pelo tamanho das gotas e pela intensidade da chuva.

O “K” representa o fator de erodibilidade do solo (*Erodibility*) no qual são refletidas as propriedades específicas do solo. Quanto mais facilmente divisíveis os

agregados do solo, separáveis as partículas e menor a permeabilidade, tanto maior o fator de erodibilidade. Solos ricos em silte, assim como solos arenosos, pobres em matéria orgânica e compactados são especialmente susceptíveis à erosão.

O “LS” representa o fator topográfico (*Length Slope factor*), isto é, a inclinação e o comprimento da encosta determinam o fator declividade. Quanto mais íngreme e mais longa a encosta, tanto maior a quantidade e a velocidade da água que escorre. O potencial de transporte cresce desproporcionalmente com a velocidade de escoamento.

O “C” é o fator de preparo e cobertura do solo (*Crop management factor*). Quanto pior a proteção da superfície do solo por plantas verdes ou restos vegetais contra a chuva, tanto maior o fator C. A vegetação sobre a superfície amortece a energia de impacto das gotas de chuva e evita assim a destruição dos agregados, o entupimento dos poros e o selamento superficial do solo. O fator considera também o grau de preparo do solo. Preparo intensivo e forte destruição dos agregados do solo levam a uma elevação de C e, portanto, ao aumento de A (perda de solo).

O “P” representa as práticas conservacionistas (*Conservation practices*) e este fator se refere às práticas de controle de erosão, tais como o terraceamento, o preparo do solo em nível, o cultivo em faixas, etc.

Segundo Derpsch et al. (1990), a equação de perda de solo foi desenvolvida especialmente para as condições existentes no EUA sendo que, neste país, possibilita uma previsão bastante confiável sobre perdas por erosão, pois há um grande número de medições individuais já realizadas, que abrangem um longo período de tempo e que estão disponíveis para esta previsão e para correspondente tratamento estatístico. Entretanto, dificilmente se verificam estas premissas em países em desenvolvimento. Mesmo assim, muitos pesquisadores tentam, através da instalação de testes de campo, levantar, o mais rapidamente possível, os dados necessários para a montagem da equação da perda de solo em seus países.

Leprun (1981) resumiu as dúvidas existentes sobre a aplicabilidade desta equação para as condições no Brasil da seguinte maneira:

- ainda não foi comprovada, até a presente data, a possibilidade de transferir o fator R obtido nos EUA para todas as regiões com maiores intensidades das chuvas;

- os mesmos argumentos são válidos para o método usado para a determinação do fator K e desenvolvido para as condições existentes nos EUA;
- LS é o fator mais problemático da equação. Quando se extrapolam perdas de solo aferidas em parcelas-padrão para as condições topográficas diferentes, um valor incorreto do fator LS pode levar a estimativas errôneas de perda de solo.

Para Phillips e Phillipis (1984), mesmo que a equação da perda de solo possa ser útil para a previsão de danos causados por erosão, a mesma é, freqüentemente, mal empregada e mal interpretada. Assim, nem todos os sedimentos da erosão desprendidos de encostas, por exemplo, são retirados do campo. Também não existem dados suficientes pesquisados e confiáveis (nem no Brasil, nem nos EUA) sobre o fator C em relação às diferentes formas de plantio direto e preparo mínimo do solo.

Segundo estes autores, a equação de perda de solo não é instrumento adequado para desenvolver métodos de controle da erosão. Medidas de controle individualizadas requerem pesquisas independentes que devem ser adequadas às respectivas condições regionais.

De qualquer forma, o modelo USLE foi seguido por dois outros modelos empíricos desenvolvidos a partir dele, chamados de Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) e Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE).

De acordo com Wischmeir e Smith (1978), o modelo USLE foi originalmente aplicado em situações de áreas com declives suaves, sendo que pesquisas subsequentes direcionaram-se para o modelo RUSLE estendendo a aplicabilidade desses modelos por incluir a estimativa de perda de solo para áreas de grande extensão e declives íngremes (VAN REMORTEL et al., 2001). Contudo, é importante salientar que nem o modelo USLE nem o RUSLE foram inicialmente designados para uso em áreas florestais.

Para Neteler e Mitasova (2002), a maior diferença entre os modelos USLE e RUSLE está nos valores dos fatores e na metodologia como eles foram obtidos.

Segundo Van Remortel et al. (2001), sendo o modelo USLE um modelo empírico desenvolvido para uso em terras de produção agrícola e não sobre florestas, ele requer um número de suposições que limitam sua utilidade no fornecimento seguro de estimativas da erosão do solo em terras florestais, isto é, como os fatores de uso da terra no

modelo USLE são definidos para representarem práticas de manejo da agricultura torna-se difícil a parametrização do modelo para práticas comuns de manejo florestal.

Além disso, conforme os mesmos autores, o modelo USLE somente calcula uma taxa média de perda de solo baseado em condições climáticas de longo prazo. Dessa forma, a taxa de erosão do solo seria necessariamente alterada como uma função de ocasionais eventos climáticos de diferentes intensidades

Finalmente, segundo Elliot et al. (1999b), o modelo USLE foi desenvolvido para predizer erosão de partes erodidas de declives, mas não modelou a entrega de sedimentos no final da rampa. Por esta razão, o modelo MUSLE foi desenvolvido, o qual considera a enxurrada superficial.

Elliot et al. (1999b) também dizem que apesar do modelo MUSLE representar uma significativa melhoria, a ampla variação sobre as condições da superfície limita sua precisão

Devido às características empíricas dos modelos USLE, RUSLE e MUSLE, há um obstáculo adicional quando são usados para predizer a erosão do solo em áreas específicas: eles necessitam medir, para cada situação específica, um único parâmetro que, entretanto, tem outros parâmetros implícitos incluídos que, pela dificuldade de serem levantados, impossibilitam separar os efeitos de cada parâmetro. Então, o processo que provoca a erosão não pode ser apropriadamente explicado (*INTERNATIONAL CENTRE FOR RESEARCH IN AGROFORESTRY*, 2003).

Apesar de suas fragilidades, estes três modelos de erosão são aplicados em muitos países, devido a sua relativa simplicidade e pouca quantidade de entradas necessárias na comparação com outros modelos mais complexos (*INTERNATIONAL CENTRE FOR RESEARCH IN AGROFORESTRY*, 2003).

De acordo com Elliot et al. (1999a), um método usado para estimar sedimentos liberados de estradas florestais foi desenvolvido nos Estados Unidos com uma série de modelos de efeitos cumulativos de bacias hidrográficas.

Em geral, pode ser dito que os efeitos cumulativos dos modelos ajudam o usuário a estimar a taxa de erosão para partes ou totalidade de uma rede de estradas de uma bacia hidrográfica, baseados em geologia, idade da estrada e fatores relatados para o uso da estrada. “A taxa de erosão é, então, ajustada para a entrega e o produto do sedimento

resultante é calculado" (ELLIOT et al., 1999, p. 25). Os resultados obtidos desses modelos, prosseguem os autores, são, geralmente, satisfatórios e têm sido validados para o clima e geologia para os quais foram desenvolvidos, mas perdem precisão rapidamente quando aplicados em outras localidades.

De acordo com Chaves (1996), os modelos de simulação, como os modelos matemáticos de predição de erosão, são ferramentas poderosas na pesquisa e nas práticas agrícolas, pois quando aplicados a situações de campo auxiliam na determinação das práticas conservacionistas e de manejos mais indicados para os diferentes cenários de aplicação. Entretanto, para Ferreira e Smith (1988), citados por Fernandes (1997), se estas determinações usarem apenas resultados experimentais, serão limitadas tanto em termos de custos e de tempo, como também pela imprevisibilidade da natureza.

Assim sendo, conforme Chaves (1996), o modelo WEPP (*Water Erosion Prediction Project* ou Projeto de Predição da Erosão pela Água), representa a última geração de modelos com base em processos e foi o resultado de um esforço multidisciplinar, envolvendo pesquisadores de várias agências e universidades americanas.

De fato, de acordo Flanagan et al. (2002), o WEPP é um programa de computador de simulação contínua desenvolvido entre 1985 e 1995 pelos Departamentos de Agricultura e Interior dos Estados Unidos e liberado para o público em 1995 para aplicação em áreas agrícolas ou florestais (incluindo estradas florestais), podendo ser de grandes extensões. Assim, segundo estes autores, diferentemente de modelos prévios, como o USLE, por exemplo, que foram estatisticamente restritos para observações num limitado número de locais, sendo imprecisos quando aplicados em locais com diferentes climas e topografia, o WEPP pode ser aplicado em várias situações.

Segundo Chaves (1992), as previsões do modelo WEPP oferecem um detalhamento bem maior do que a simples perda de solo média anual, como é o caso da maioria dos modelos de erosão. Esse detalhamento, por sua vez, permite ao planejador ou extensionista a escolha e o dimensionamento mais seguro e preciso de práticas conservacionistas, além de dar indicações sobre os possíveis impactos ambientais devido ao aporte de sedimentos em áreas a jusante da vertente.

Chaves (1992), também, diz que o modelo WEPP se baseia nos fundamentos das teorias de infiltração, física do solo, fitotecnia, hidráulica e mecânica da

erosão e proporciona várias vantagens sobre outras tecnologias de previsão de erosão, como a capacidade de estimar as distribuições espacial e temporal da perda de solo e deposição e da perda de solo líquida na vertente ou em cada ponto dela, tanto em nível diário, quanto mensal ou anual. Além da opção de simulação contínua, o modelo pode também ser usado na opção evento a evento.

Para Elliot et al. (1997), a modelagem da erosão está, na maior parte dos processos, orientada e baseada no modelo WEPP. Esse modelo não somente prediz taxas de erosão do solo, mas também a liberação de sedimentos. O *U.S.D.A. Forest Service* (2000) dos Estados Unidos tem validado com sucesso o modelo WEPP para um grande número de condições de estradas de uso florestal.

De acordo com Chaves (1992), o modelo WEPP pode ser dividido conceitualmente em seis componentes: geração de clima, hidrologia, crescimento de plantas, solos, erosão/deposição e irrigação (opcional).

A geração de clima pode ser feita por um submodelo paralelo chamado CLIGEN, no qual informações sobre volume, duração, intensidade e freqüência de precipitação, temperaturas máxima e mínima, radiação solar e ponto de orvalho para a localidade de interesse são geradas com base em séries históricas da estação meteorológica mais próxima. As informações geradas pelo submodelo CLIGEN são gravadas em um arquivo de clima, para posterior utilização pelo modelo WEPP. Dados reais de clima, ou mesmo dados sintéticos, podem também ser diretamente utilizados pelo modelo, sem a necessidade de utilização do CLIGEN.

O componente hidrológico do modelo calcula a infiltração, o escoamento superficial e o balanço hídrico diário, incluindo a evapotranspiração e a percolação profunda e o componente de crescimento de plantas estima o crescimento, a senescência das plantas e a decomposição dos restos culturais.

Muitos parâmetros de solo usados nos componentes hidrológicos e de erosão são dinâmicos em função das operações de cultivo, intemperismo e histórico da precipitação, e são reajustados, automaticamente, em função do tempo, das operações de cultivo e dos processos hidrológicos.

O componente de erosão do modelo WEPP utiliza a equação permanente de continuidade de sedimento como base dos cálculos de erosão. A erosão do solo

é dividida em erosão entre sulcos e erosão em sulcos. A primeira é causada pelo impacto das gotas de chuva sobre o solo, e a segunda é devido ao excesso da energia cisalhante do escoamento sobre a superfície. Além da desagregação, o modelo estima o seu transporte, e quando houver mais sedimento do que a capacidade do escoamento em transportá-lo o modelo passa a estimar a deposição.

Dessa forma, conforme Chaves (1992), o modelo estimará os processos hidrossedimentológicos ocorrentes na vertente, prevendo, entre outros, o volume de escoamento superficial, a vazão de pico, a perda de solo e a deposição média na vertente, a perda e deposição máximas e suas posições, o aporte de sedimentos (que deixa a vertente) e a relação de enriquecimento de finos do sedimento. Essas previsões podem ser tanto em nível de evento, de média mensal ou de média anual.

Segundo Angulo Filho et al. (1992), o projeto WEPP é constituído de três versões básicas: uma versão para vertentes (*hillslope version*), uma versão para bacias hidrográficas (*watershed version*) e uma de quadrícula (*grid version*). Por se tratar de um modelo semideterminístico, o modelo WEPP também pode ser aplicado às condições brasileiras, desde que os arquivos de entrada de dados sofram adaptações e modificações para que reflitam as nossas condições

De acordo com Elliot et al. (1999a), o modelo WEPP pode estimar a erosão do solo e o aumento de sua sedimentação considerando tipo de solo, clima, cobertura do terreno e condições topográficas da localidade, podendo ser aplicado tanto em pequenas bacias hidrográficas quanto em perfis declivosos dentro dessas bacias. O modelo de perfil do WEPP substitui diretamente o USLE. Em adição, sendo aplicado para declives não uniformes, solos, culturas e manejos, pode predizer a perda de solo e a deposição sobre uma rampa, algo que não é possível de fazer com o USLE. O modelo de declive também pode computar distribuição de perda de solo e deposição.

Segundo *U.S.D.A FOREST SERVICE* (2000), a aplicação do modelo de bacias hidrográficas do WEPP pode ser usado para bacias hidrográficas que cobrem áreas superiores a 2,59 Km^2.

Conforme Flanagan et al. (2000), o que é muito característico do Modelo WEPP é que ele pode simular os processos naturais físicos que são importantes na erosão do solo como, por exemplo, a infiltração e a enxurrada, desprendimento de solo pelo

impacto da chuva, transporte e deposição de sedimentos e crescimento de plantas e decomposição de resíduos.

Segundo Elliot et al. (1999b), uma outra importante característica do WEPP é que ele simula as condições diariamente que afetam a erosão, tais como a quantidade de vegetação de cobertura, os resíduos superficiais e o conteúdo de água no solo diariamente.

Ainda de acordo com estes autores, para cada dia de precipitação ou nevasca, o WEPP determina se é chuva ou neve e usa as características do relevo e do solo para determinar se vai ocorrer enxurrada superficial. No caso de haver enxurrada, o programa vai calcular uma estimativa da tempestade, desprendimento e sedimentação do fluxo e o desprendimento e sedimentação do canal. Para ser capaz de determinar essas estimativas, WEPP determina a rota da enxurrada sobre a superfície, calculando as taxas de erosão ou deposição. A partir daí, calcula o incremento da média da sedimentação anual do declive.

De acordo com Flanagan et al. (2000), também são incluídos como parte do sistema de predição da erosão WEPP programas de interface com usuário, entradas para construção de programas, um banco de dados de solos e um banco de dados para parâmetros da cultura. Estes programas e bancos de dados adicionais fazem do modelo WEPP uma ferramenta muito poderosa para usuários envolvidos em pesquisas de recursos naturais e avaliação ambiental.

Para completar, Flanagan et al. (2000) dizem que o modelo WEPP calcula distribuições espaciais e temporais da perda de solo (perda de solo líquida para uma completa ladeira ou para cada ponto sobre o declive de um perfil pode ser estimado para uma base diária, mensal ou média anual), assim como a entrega de sedimento, e faz avaliação de estimativas precisas de quando e onde na bacia hidrográfica ou sobre uma rampa a erosão está tomando lugar, de forma que adequadas medidas de conservação podem ser definidas na tentativa para controlar perda de solo e deposição de sedimentos no modo mais eficiente.

Segundo Luce e Black (1993), em contraste com o USLE, cujo modelo de perdas por erosão é baseado em condições médias de longo prazo, WEPP permite o cálculo de taxas de predição da erosão seguinte a eventos de precipitação e distúrbios de diferentes intensidades. Além disso, é importante salientar que o modelo WEPP foi validado para aplicações em áreas florestais, incluindo estradas florestais, pois pesquisadores do USFS (*Forestry Science Laboratory*, Idaho) desenvolveram interfaces para o modelo WEPP que

especificamente tratam da predição da erosão sobre áreas florestais e estradas florestais, chamadas Distúrbios WEPP e WEPP: Estradas.

De acordo com Elliot et al. (1999a), basicamente, o WEPP: Estradas permite aos usuários facilmente descrever várias condições de erosão de estradas e ele requer entradas de clima, tipo de solo, material de superfície, modelo de relevo, inclinação e comprimento das estradas, comprimento e declividade acumulados. Em contraste, o Distúrbios WEPP permite usuários facilmente descrever vários distúrbios das florestas e condições gerais de erosão. Ele requer entradas de clima, tipo de solo, cobertura do terreno, inclinação e comprimento da rampa e conteúdo de pedras da camada de superfície.

Segundo Elliot et al. (1999b), os resultados do WEPP: Estradas mostram os sedimentos deixando as estradas e os sedimentos deixando as áreas de contorno das estradas enquanto a saída do Distúrbios WEPP dá uma média anual para a erosão e a probabilidade de uma dada taxa de erosão anual resultar em distúrbios.

Ainda segundo estes autores, apesar do modelo WEPP mostrar ter superado algumas das limitações de modelos prévios e proporcionar uma simulação mais realista dos processos de erosão, há uma limitação da sua aplicação para a escala de campo, ou seja, ele tem dificuldade na determinação da estrutura da bacia hidrográfica devido ao grande número de características específicas, tais como canais e formatos de rampas, requeridos. Por essa razão, há a necessidade de aproximações que poderiam ser feitas através da utilização de dados de elevações digitais para determinar divisas das bacias hidrográficas, locação de canais, locação de rampas e perfil topográfico, entradas requeridas pelo WEPP.

Por isso, Flanagan et al. (2000) salientam a importância de mais esforços para ligar o modelo WEPP com Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e usar dados de Modelos Digitais de Elevação (MDE ou DEM, *Digital Elevation Model*) para criar as entradas topográficas necessárias para modelos de simulação de erosão.

Segundo Chaves (1992) a calibração dos parâmetros de erodibilidade do modelo WEPP foi iniciada no Brasil por pesquisadores do Instituto Agronômico de Campinas, por meio de experimentos em parcelas de erosão em sulcos. Entretanto, salientam os autores, cuidados devem ser tomados com relação à calibração dos parâmetros e à determinação dos valores das variáveis do modelo, inclusive em relação à sua distribuição espacial, em função dos erros a eles associados.

Em uma análise de incerteza do modelo WEPP, Chaves e Nearing (1991) concluíram que as incertezas inerentes aos parâmetros e às variáveis do modelo se propagam de forma significativa até as predições, com uma propagação média de erro de 400%, afetando principalmente os valores mais baixos de perda de solo. Tal fato se deve, em parte, à alta não-linearidade das equações do modelo, principalmente.

Machado et al. (2003) realizaram um trabalho objetivando testar o modelo WEPP (*Water Erosion Prediction Project*), através de comparações entre volume de enxurrada e perda de solo observados experimentalmente, provenientes dos segmentos de estradas florestais submetidas à chuva natural com inclinações de 1 e 7% e comprimentos de rampa de 20 e 40 m, e aqueles preditos pelo aplicativo, visando o desenvolvimento de um modelo brasileiro de predição de erosão em estradas florestais.

Segundo Machado et al. (2003), os dados de perda de solo preditos pelo modelo foram, em sua maioria, discrepantes dos observados, aproximando-se significativamente apenas no comprimento do segmento de 20 metros e declividade de 7%. No entanto, o modelo comportou-se de forma aceitável na predição de volume de enxurrada, apesar da diferença média de 166,6% em relação aos dados observados.

Segundo Machado et al. (2003), os resultados das análises permitiram fazer as seguintes conclusões:

- na validação do modelo WEPP, os valores preditos de volume de enxurrada foram, em média, 166,58% superiores aos dados observados.
- os valores observados de peso do solo na declividade de 1% apresentaram variação superior de 1.125,09% no segmento de estrada com 20 metros de comprimento e 724,41% no segmento com 40 metros de comprimento, em relação aos valores preditos pelo modelo WEPP, ressaltando-se que em menores declividades o modelo comportou-se de forma não-satisfatória, subestimando as perdas.
- os valores de peso do solo preditos pelo modelo WEPP na declividade de 7% apresentaram variação superior de 6,73% no segmento de estrada com 20 m de comprimento e 120,25% no segmento com 40 metros de comprimento, em relação aos valores observados.

Diante dessas observações, Machado et al. (2003) dizem que o modelo brasileiro de predição de erosão pela água denominado WEPP – Brasil não se encontra devidamente calibrado para as nossas condições.

2.7 Utilização do fator topográfico LS

No caso específico das estradas de uso florestal brasileiras, na escolha do fator a ser utilizado como base do critério para o estudo dos riscos de erosão, Larl (1998), por exemplo, descarta a erodibilidade do solo ao afirmar que os valores estimados para este fator a partir de equações empíricas desenvolvidas em localidades diversas, freqüentemente, diferem dos valores medidos na prática e problemas similares são encontrados na estimação da erosividade da queda de chuva sem conhecimento prévio da distribuição do tamanho das gotas, da intensidade e da energia cinética e das relações entre estas variáveis. Além disso, segundo Schack-Kirchner (2003), como uma primeira aproximação, o fator erosividade teria um efeito maior somente em regiões montanhosas e o fator cobertura do solo teria sentido ser incluído na análise somente no caso de estradas não transitadas, onde poderia haver algum tipo de vegetação.

Por outro lado, conforme Nill et al. (1996), o fator que representa as práticas conservacionistas, apesar da sua grande influência sobre o controle de erosão em estradas de uso florestal, tem sua utilização restringida diante das dificuldades para a obtenção dos dados para uma pronta análise, uma vez que estes não aparecem em mapas cartográficos, situação similar ao que acontece com os fatores erosividade, erodibilidade e cobertura do solo. Assim, a inclusão do fator práticas conservacionistas numa análise dos riscos de erosão em estradas de uso florestal ficaria para uma etapa posterior, quando rampas com possibilidades de apresentarem riscos de erosão já estivessem identificadas, necessitando, nesse momento, de uma análise específica para avaliação das reais circunstâncias do trecho em questão.

Dessa forma, e diante das dificuldades e da falta de padronização apresentadas pelos métodos disponíveis para a análise do potencial das estradas apresentarem erosão, principalmente, no que se refere à obtenção dos dados (variações de equipamentos e períodos de coleta, por exemplo), calibração dos parâmetros (que, por sua vez, têm outros parâmetros implícitos difíceis de serem levantados e analisados) e confiabilidade dos resultados, há a possibilidade de utilização somente de um único fator da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) para analisar tal processo.

Conforme Luce (1993), as declividades e os comprimentos de rampas, representados pelo fator topográfico LS, têm forte influência sobre a produção de sedimentos

pelas estradas de uso florestal e podem ser obtidos a partir de mapas cartográficos e através de SIGs, fazendo com que critérios baseados nestes dados sejam mais simples e confiáveis, oferecendo maiores possibilidades de aplicação pelos administradores florestais.

Segundo Nill et al. (1996), o fator LS fornece a perda de solo sobre um dado cumprimento de rampa e uma dada declividade em relação à perda de solo sobre uma parcela padrão da USLE, isto é, o resultado do fator LS para um segmento específico representa quantas vezes o solo foi perdido em relação a um mesmo solo numa rampa de 22,1 metros de cumprimento e declividade de 9%.

Inclusive, Nill et al. (1996) reforçam a escolha do fator topográfico LS, dizendo que a erosão do solo é incrementada, principalmente, pelo aumento do cumprimento da rampa e de sua declividade e Grace III (2000) menciona que, em geral, estradas aceleram a erosão pelo aumento dos declives e interrupção dos normais padrões de drenagem e que o volume e a velocidade da enxurrada aumentam ao longo da rampa causando um aumento da perda de solo por unidade de área com aumento da distância para baixo da rampa.

De fato, segundo Dadalto et al. (1990), a erosão será maior com o aumento da declividade e do comprimento de rampa, fatores que aceleram a velocidade da enxurrada. De acordo com Wischmeier e Smith (1978), o fator topográfico LS permite ajustar a perda de solo para um dado cumprimento e declividade a partir da parcela padrão e é calculado pela fórmula:

$$LS = \left(\frac{l}{22,1} \right)^{m} \times \frac{s}{9} \times \sqrt{\frac{s}{9}} \qquad (2)$$

com

l = comprimento da rampa (em metros)
m = expoente do comprimento da rampa
s = declividade (%)

O expoente do comprimento da rampa (m) depende da declividade e é menor para rampas planas que para rampas íngremes.

Tabela 1 - Expoente do comprimento da rampa (*m*) para diferentes declividades

Declividade (%)	Expoente (*m*)
< = 0,5	0,15
0,6 – 1,0	0,20
1,1 – 3,4	0,30
3,5 – 4,9	0,40
> = 5	0,50

Fonte: Nill et al. (1996)

Em baixas declividades, *m* torna-se menor por causa da baixa ação da força da lenta enxurrada formada. Desse modo, mais água permanece sobre o campo por mais tempo e a profundidade de infiltração da água no solo aumenta, ou seja, o tempo para infiltração no solo é maior e, no mínimo, parte da superfície do solo é protegida contra o impacto das gotas pela camada de água. Um expoente *m* menor que 1 mostra que a perda de solo aumenta de forma decrescente com o aumento do comprimento da rampa.

De acordo com Nill et al. (1996), na USLE, o comprimento da rampa ou estrada é definido como a distância de um ponto onde a enxurrada começa até o ponto onde a deposição ocorre ou onde a enxurrada entra num canal bem definido. O final da parte mais baixa da rampa pode ser representado por um pequeno rego ao longo da beirada do campo, um rego na estrada ou um canal de drenagem.

Além disso, para esses autores, no caso de pequenos rios, o final da rampa geralmente não corresponde a margem do rio porque a deposição geralmente começa antes. O final da parte mais alta da rampa pode ser formado pela linha divisória das águas ou pelos cumes, canais ou zonas de deposição as quais limitam a parte de cima da rampa e este limite é encontrado se nenhuma enxurrada de segmentos mais altos entra na rampa.

2.8 Sistema de informações geográficas

Segundo Bohrer et al. (2001), sistema de informações geográficas (SIG) é um sistema digital para capturar, armazenar, recuperar, analisar e visualizar dados espaciais. Para estes autores, basicamente, SIG é um banco de dados no qual podem estar acoplados diversos módulos de entrada ou importação, manipulação e análises de dados espaciais e saídas em diversos formatos das informações geradas. Dessa forma, a tecnologia utilizada num SIG permite a integração entre informações georreferenciadas, isto é, a localização espacial de atributos dos diferentes temas com referência a um sistema de coordenadas.

Para Tomlin (1990), SIG é uma configuração computacional de *hardware* e *software* especialmente designada para a aquisição, manutenção e uso de dados cartográficos. SIG, prossegue a autora, é um sistema que facilita a preparação, apresentação e interpretação dos fatos que pertencem à superfície da Terra.

Para Neteler e Mitasova (2002), um SIG é uma integração de *hardware*, de *software* e de dados designados para administração, processamento, análise e visualização de dados georreferenciados. Segundo estes autores, seu componente de *software* proporciona condições para o uso efetivo de dados espaciais na resolução de uma enorme gama de problemas e, após ficarem restritos a um pequeno grupo especializado de pesquisadores, planejadores e agentes governamentais, os SIGs são, atualmente, amplamente difundidos.

De acordo com Burrough (1986), um SIG é composto de diversos módulos para armazenamento e recuperação de dados espaciais e atributos relacionados (banco de dados), análise desses dados (normalmente, incluindo diversos métodos estatísticos), visualização de dados e obtenção de resultados de análises estatísticas na forma de tabelas, gráficos e geração de relatórios, mapas e modelos digitais.

Segundo Bohrer et al. (2001), um SIG, por exemplo, pode ser utilizado no planejamento regional ou ambiental integrando coleta de dados, análise espacial e processo de tomada de decisão. Assim, para estes autores, um SIG pode ser utilizado como banco de dados ambiental, onde dados relevantes sobre os diferentes atributos sócio-econômicos e do ambiente natural podem ser armazenados, manipulados e analisados, podendo ser, ainda,

constantemente atualizados e combinados em novas análises. Em função disso, há a possibilidade não só de acompanhar a dinâmica do quadro de mudanças sobre o território, mas também de simular os efeitos dessas mudanças, criando cenários prospectivos.

Nesse sentido, Bohrer et al. (2001) dizem que temas como tipos de solo, vegetação, uso da terra e limites administrativos podem ser sobrepostos, exibidos, analisados, quantificados e classificados diretamente em ambiente digital através dos SIGs.

De fato, segundo Assad e Sano (1998) e McCloy (1995), o banco de dados espaciais de um SIG possibilita integração e o cruzamento entre diversos tipos de dados, obtidos em escalas espaciais (cartas planialtimétricas, mapas temáticos, fotografias aéreas e imagens de satélites orbitais, pontos GPS, entre outros) e não-espaciais (tabelas). Conforme esses autores, os tipos básicos de análise espacial incluídos na maioria dos SIGs incluem medições (área, perímetro), busca, classificação e modelagem (modelo cartográfico/*overlay*, redes, *buffers*, corredores), distâncias (custo, proximidade), declividade, drenagem, interpolação/extrapolação, forma, etc.

De acordo com Assad e Sano (1998), nos SIGs, existem dois modos básicos para a representação de dados que caracterizam a superfície terrestre com todos os seus acidentes e detalhes, modo vetorial ou modo *raster*. Conforme estes autores, na representação vetorial, pontos, linhas e polígonos são delineados por um conjunto de coordenadas de um sistema ligadas a certos atributos.

Segundo Neteler e Mitasova (2002), o modo vetorial é usado para representar áreas, linhas e pontos e este modo é baseado numa representação de nódulos e arcos. Um arco é armazenado como uma série de pontos dados por pares de coordenadas (x,y) chamados vértices e dois pontos consecutivos de coordenadas (x,y) definem um segmento de arco. Os dois pontos extremos de um arco é que são chamados de nódulos. Os arcos formam as características principais dos mapas que são as linhas (por exemplo, estradas ou rios) e as áreas (por exemplo, fazendas ou florestas). Arcos que contornam áreas são chamados de margens e para cada característica do mapa é definida uma categoria numérica a qual é usada para relacionar dados geométricos com um atributo descritivo desse dado. Por exemplo, num mapa de estradas modo vetor, uma linha que representa uma estrada pode ser definida com o código 2 que a associa com o atributo “estrada cascalhada”. Ainda conforme estes autores, em

adição às informações de coordenadas, o modo vetor de dados, freqüentemente, inclui informações sobre a posição relativa dos objetos em relação aos outros.

Já o modo de representação *raster*, segundo Assad e Sano (1998), utiliza um conjunto de células contidas em uma grade com a sua localização sendo definida pelas coordenadas *x* e *y* do sistema de grade. Cada célula é independentemente endereçada com o valor de um atributo.

Neteler e Mitasova (2002) dizem que o modo *raster* é uma matriz de valores. Se os valores são definidos para uma grade de pontos, o modo *raster* está representando um campo contínuo (por exemplo, elevações ou temperaturas) e se os valores são definidos para uma grade de células (unidades de áreas), está representando uma imagem (imagem de satélite ou de *scanner*, por exemplo).

A exemplo do modo *vetor*, os valores das células podem representar categorias de números e, com isso, um ou mais atributos podem estar associados às células através de um banco de dados. Por exemplo, um solo categoria 3 pode estar associado a atributos que caracterizem a sua textura, acidez, cor e outras propriedades.

Ainda segundo Neteler e Mitasova (2002), uma grade de células é organizada e acessada através de linhas e colunas sendo que a área representada por grade de células quadrangular é calculada pelo comprimento de seus lados e chamada de resolução, a qual controla o nível de detalhes espaciais captados pelos dados no modo *raster*. A maioria dos dados é representada por modo *raster* em duas dimensões com uma grade de células chamada pixel.

Segundo Assad e Sano (1998), na maioria dos SIGs, estes dois modos podem ser integrados e os modelos de dados espaciais mais utilizados para representar os diversos tipos de feições geográficas incluem pontos, linhas, polígonos e pixels.

Segundo Sample (1994), Ramalho-Filho et al. (1997) e Bitencourt e Pivello (1998), a entrada dos dados no SIG pode ser feita de modo manual, por digitalização ou por arquivos digitais sendo a base de dados originada de uma série de mapas ou *layers* (planos de informações, PIs) numa mesma escala, definidos pelo mesmo espaço, num sistema de coordenadas e pelo tipo de código armazenado.

O atributo é o valor de uma variável geográfica associada com uma dada posição topográfica e os valores dos atributos podem ser transformados, usando-se

procedimentos lógicos ou matemáticos. A saída de dados pode ser feita na forma de mapas, gráficos, tabelas, impressos ou arquivos digitais.

Para estes autores, com o aumento da capacidade de processamento, redução dos custos dos equipamentos e melhor integração entre os sistemas, é crescente o uso dos SIGs em estudos ambientais, planejamento e gestão de recursos ambientais.

Com base em Bohrer et al (2001), percebe-se que um SIG deve ser constantemente atualizado e ampliado com o armazenamento de novos dados (censo, desmatamentos, estradas, erosão, adubação, características da infra-estrutura, etc.), podendo também estimular novos tipos de enfoques e análises que possam contribuir para o planejamento do desenvolvimentos econômico da região, levando em conta a sua relação com a dinâmica sócio-ambiental local.

De acordo com Eastman (1992), McCloy (1995) e Assad e Sano (1998), num SIG, podem ser considerados e avaliados um maior número de alternativas e variações do que através de processos convencionais. No entanto, os resultados irão depender em grande parte da precisão dos dados originais. Atualmente, entre os SIGs mais utilizados, estão o ArcInfo/ArcView, Microstation, IDRISI, SPRING, SAGA, SPANS, MapInfo, AtlasGIS e o GRASS.

Segundo Neteler e Mitasova (2002), para a garantia da continuidade da evolução dos SIGs é essencial a existência de diversas melhorias e atualizações dos *softwares*.

Assim, para estes autores, além do uso de *softwares* que não expõem seus códigos internos para o usuário (chamados de proprietários), SIGs que permitem ao usuário um contato com seus códigos (*softwares* livres) como, por exemplo, o GRASS, têm um importante papel na evolução da tecnologia SIG pelo estímulo a novos experimentos e/ou pela facilidade de acesso para usuários que não podem ou não querem usar produtos proprietários.

2.9 *Software* livre

Segundo Neteler e Mitasova (2002), foi Richard Stallman, a partir de quatro liberdades essenciais, quem primeiro definiu o conceito de *software* livre mencionando que, independentemente dos termos que esteja legalmente licenciado, todo *software* sobre o qual sejam garantidas, sem quaisquer restrições, as liberdades de: executar o programa (liberdade 0), estudar como ele trabalha e adaptá-lo para necessidades específicas (liberdade 1), distribuir livremente cópias do original ou de versões modificadas (liberdade 2) e melhorar o programa e tornar as modificações públicas de modo que toda a comunidade se beneficie (liberdade 3), pode ser considerado livre.

De acordo com GNU *OFICIAL HOMEPAGE* (2004), para que estas liberdades sejam efetivadas, é necessário que os usuários tenham acesso ao código fonte, texto numa sintaxe próxima da linguagem humana, que contém as instruções sobre o que o programa deve executar. Assim, no *software* livre, o código fonte é distribuído livremente e, quando é permitido ao usuário somente usar o programa e, ainda assim, após o seu licenciamento, diz-se que o *software* é proprietário.

Segundo a ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA *SOFTWARE* LIVRE (2003), *software* proprietário e *software* comercial não têm a mesma definição pois, apesar da maior parte dos *softwares* proprietários serem comerciais, isto é, desenvolvidos por uma empresa que procura o lucro através da comercialização do seu uso, também existem *softwares* comerciais que são livres além de *softwares* proprietários que não são comerciais.

Saleh (2004) também diz que *software* livre não é sinônimo de *software* grátis pois, atualmente, muitos *softwares* proprietários são grátis, como alguns navegadores de *internet* e *anti-vírus*, mas não permitem a visualização ou alteração de seu código fonte, não sendo, por isso, livres. Além disso, conforme este autor, mais dúvidas conceituais apareceram a partir de 1997, quando grande parte dos usuários passou a não mais utilizar o termo *software* livre mas sim “código aberto” (*open source*) com os objetivos de retirar do *software* livre qualquer componente social ou ideológico, tornar o termo mais aceitável pelo mercado e evitar a confusão que sempre existiu entre *software* livre e *software* grátis, uma vez que, em inglês, os dois termos são designados pela mesma palavra: *free*.

Para a INFORMÁTICA DE MUNICÍPIOS ASSOCIADOS (2002), apesar de apresentarem algumas diferenças, os termos código aberto e *software* livre representam quase a mesma coisa, isto é, ambos vêm com o código fonte aberto, o que permite a quem tem o *software* entender o seu funcionamento. Entretanto, a diferença reside no fato de que nos *softwar*es em código aberto, há a possibilidade do autor do programa proibir eventuais modificações ou redistribuição ou as liberar somente com seu consentimento, situação que não acontece nos *softwar*es livres. Dessa forma, percebe-se que todo *software* livre é um código aberto mas o inverso nem sempre é verdadeiro.

A Revista do Linux (2004) também comenta esta diferença de conceitos, dizendo que na definição de código aberto, não é feita qualquer referência a aspectos políticos, sociais e de liberdade, ao contrário das licenças de *software* livre que, além disso, exigem que todo trabalho derivado dele também seja, necessariamente, livre. A definição de código aberto permite que um *software* aberto seja fechado e passe a ser distribuído como *software* proprietário.

De qualquer forma, segundo Stallman (1999), o conceito de *software* livre foi o primeiro a aparecer, existe desde o início do desenvolvimento da informática e, até a primeira metade da década de 70, praticamente todo *software* era assim, pois ainda não havia um mercado estruturado para a comercialização de licenças. O foco dos fornecedores de tecnologia era o *hardware*, sendo os sistemas operacionais[1], muitas vezes, fornecidos como parte integrante do equipamento.

Assim, segundo Saleh (2004), os *softwares* eram específicos para uma determinada arquitetura dos computadores e, quando havia uma evolução que envolvesse mudanças na arquitetura, os sistemas, geralmente, tinham que ser reescritos. O autor prossegue dizendo que como os *softwares* não tinham valor comercial, existiam trocas de códigos envolvendo universidades, instituições de pesquisa e empresas, sem a preocupação com direitos autorais ou questões de propriedade mas isto começou a mudar a partir do final da década de 70, quando a comercialização de licenças começou a ganhar espaço e gerou as primeiras motivações para um movimento organizado pelo *software* livre.

[1] De acordo com Saleh (2004), sistema operacional é o programa básico que controla o *hardware* e permite a execução dos demais aplicativos. Exemplos: Windows, GNU/Linux, DOS, MacOS.

Conforme a Infowester (2004), a história do *software* livre que é utilizado atualmente começou com o sistema operacional Unix, desenvolvido a partir de um sistema operacional projetado na década de 60 através de um consórcio realizado pelo *Massachusets Institute of Technology* (MIT), pela *General Eletric* (GE) e pelos Laboratórios *Bell* (*Bell Labs*) chamado *Multics.* Com o *Multics,* o objetivo era desenvolver uma estrutura para controle de centrais telefônicas, cada vez maiores e mais complexas, que tivesse características de tempo compartilhado, isto é, vários usuários compartilhando os recursos de um único computador.

De acordo com Infowester (2004) e Saleh (2004), o Unix foi criado em 1969 nos Laboratórios *Bell*, então pertencentes à *American Telephone and Telegraph* (AT&T) que, na época, dominava o mercado de telecomunicações nos Estados Unidos. Para Ken Thompsom, pesquisador do *Multics* e funcionário dos Laboratórios *Bell*, *a* idéia não era continuar o *Multics* original e sim criar algo menor, mais eficiente e fácil de usar que, entretanto, mantivesse as idéias básicas do sistema original. A partir daí, começa a história do sistema Unix, nome dado por Brian Kernighan, também pesquisador dos Laboratórios *Bell*.

De acordo com a Infowester (2004), a primeira versão do Unix, chamada Unics4, foi escrita numa linguagem chamada “B”. Em 1973, outro pesquisador dos Laboratórios *Bell*, Dennis Ritchie, rescreveu todo o sistema Unix numa linguagem de alto nível, chamada C, desenvolvida por ele mesmo e fazendo com que fosse possível o início de sua adaptação para outras arquiteturas de computadores. Por causa disso e da facilidade de uso e controle, o sistema passou a ter grande aceitação entre usuários externos dos Laboratórios *Bell*, que obtiveram cópias do sistema para seu uso próprio.

Ainda conforme a fonte anterior, como a AT&T, na época, podia atuar somente no mercado de telecomunicações, cedeu o sistema às universidades, estimulando a distribuição de seu código fonte, de modo a fomentar as inovações, o que realmente aconteceu, fazendo com que o Unix, em pouco tempo, fosse um padrão de uso dentro das universidades. Uma das instituições que mais contribuiu para o desenvolvimento do Unix foi a Universidade de *Berkeley*, que começou a utilizar o sistema em 1973 e sempre foi muito ativa no desenvolvimento do sistema.

Segundo Stallman (1999), com a evolução da indústria da informática e a dissociação entre *software* e *hardware*, durante os anos 70, houve um movimento

progressivo de fechamento dos códigos, sendo que no início dos anos 80, com algumas exceções, praticamente todo *software* era proprietário.

Conforme Saleh (2004), a última versão do Unix feita pelos Laboratórios *Bell* foi liberada em 1975. Após esse ano, o Unix foi controlado pelo *Unix System Laboratories* (USL), uma subsidiária dos Laboratórios *Bell* com objetivos comerciais. Com isso, o desenvolvimento que vinha sendo feito em conjunto com as universidades foi prejudicado, devido a questões de licenciamento de *software*. No entanto, as pesquisas que utilizavam o sistema Unix continuaram em outros centros e a Universidade de *Berkeley*, devido a sua vasta experiência no desenvolvimento do Unix, assumiu o papel antes desempenhado pelos Laboratórios *Bell*. Em 1977, foi criada *a Berkeley Software Distribution* (BSD), que distribuía o Unix com editores de texto e compiladores. Em 1979, a BSD fechou um contrato com o departamento de pesquisas das forças armadas dos EUA, que queria unificar e padronizar os sistemas operacionais utilizados em seus centros de pesquisa. Com esse projeto, o BSD teve grande projeção e aumentou seu número de adeptos.

Para McKusic (1999), a maior força do BSD era o seu caráter aberto, o que criava a possibilidade dos colaboradores melhorarem o *software*. O Unix, por sua vez, que acabou ficando com o código fechado, dependia exclusivamente da equipe interna e dos recursos próprios da USL para o seu desenvolvimento. O resultado foi que em 1983, o BSD 4.3 tinha uma popularidade muito maior que o Unix System V da USL.

No entanto, segundo o mesmo autor, nessa época, para utilizar o BSD era necessário obter, junto a AT&T/USL, a licença de uso para as partes de códigos por ele desenvolvidas. Como os custos dessas licenças eram altos, iniciou-se um movimento para separar o código desenvolvido pela AT&T, que era proprietário, do código desenvolvido pela Universidade de *Berkeley*, que era livre, o que resultou, em 1989, na distribuição do *software* chamado *Networking Release 1* que, apesar de não ser um sistema operacional completo, era livre. O objetivo era prover os desenvolvedores de *software* dos componentes de rede desenvolvidos pela BSD de forma independente, sem influência da AT&T. O lançamento do *Networking Release 1* teve boa aceitação e incentivou os desenvolvedores do BSD a promoverem a eliminação de todo código proprietário com a finalidade de lançarem um sistema operacional totalmente livre. Com o lançamento do *Networking Release* 2, foi criada uma empresa chamada BSD Inc. para desenvolver e distribuir uma versão do código

comercialmente. Isso desencadeou uma reação da USL contra a Universidade de *Berkeley*, alegando que os produtos da BSD Inc. ainda continham códigos de sua propriedade. Com isso, foi iniciado um processo judicial e, de 1992 a 1994, qualquer sistema operacional que tivesse como base o *Networking Release* 2 foi proibido de ser distribuído. Ao final, a *Berkeley* foi condenada a remover 3 arquivos de um total de 1.800 que compunham o sistema e que continham código que eram de propriedade da USL, no entendimento da justiça. Em pouco tempo, esses códigos foram reescritos e o trabalho com a BSD Inc., recomeçado para a distribuição do *software* sem finalidade diretamente comercial.

Paralelamente a esses fatos, houve o desenvolvimento da *Free Software Foundation* (FSF) que, segundo Stallman (2001), citado por Saleh (2004), atualmente, é a principal organização para a produção e divulgação de *software* livre. Segundo este autor, a FSF foi iniciada em 1983 pelo americano e antigo funcionário do *Massachusets Institute of Technology* (MIT) Richard Stallman, insatisfeito já desde de 1981 com as regras impostas pela indústria de *software* proprietário, prejudiciais ao desenvolvimento do conhecimento e, por conseqüência, à sociedade como um todo.

Para Saleh (2004), a FSF desenvolve *software* livre não porque este seja necessariamente mais eficiente, mas sim porque considera esta opção a única socialmente justa. De fato, para Stallman (1999), como os programas proprietários são fechados é negado às pessoas realizarem melhorarias de forma a atender a necessidades específicas e a idéia que permeia todos os seus argumentos é que fechar o *software* é negar o acesso à informação e ao conhecimento, elementos sem os quais é impossível construir uma sociedade justa e democrática.

Conforme Santos (2001), o esforço inicial de Stallman, mesmo antes de deixar o MIT, era o de criar um sistema operacional completo, clone do Unix, mas totalmente livre do código proprietário, cujo nome seria GNU. Assim, de acordo com o GNU *OFICIAL HOMEPAGE* (2004), o projeto GNU foi lançado em 1984 para desenvolver um sistema operacional completo e livre, similar ao Unix: o sistema GNU (acrônimo recursivo que se pronuncia *guh-NEW* ou *guniw*).

No início, diz Saleh (2004), Stallman procurou colaboradores entre os profissionais da área, pedindo que utilizassem as ferramentas que ela próprio já tinha desenvolvido e que se juntassem ao projeto doando equipamentos, dinheiro e reescrevendo os

programas do Unix sob a forma de *software* livre. Para os usuários finais, Stallman passou a divulgar a idéia de que como os códigos estariam disponíveis, estes seriam livres para resolver suas próprias necessidades, sem depender de fornecedores que detivessem os direitos exclusivos do programa. O primeiro sucesso de Stallman e da *Free Software Foundation* (FSF) foi o editor de textos Emacs, muito admirado pelas facilidades que colocava à disposição dos usuários, principalmente para as tarefas de desenvolvimento do *software*. Esse editor era distribuído de duas formas: através do *site* do *Massachusets Institute of Technology* (MIT) na *internet* (de uso ainda restrito na época) ou através de vendas de fitas que continham o programa gravado. A venda de fitas iniciou um dos primeiros negócios com *software* livre e o sucesso do Emacs deu visibilidade ao projeto GNU e estimulou mais pessoas a ajudarem a desenvolvê-lo.

Para Saleh (2004) e Santos (2001), uma das grandes contribuições do projeto GNU, além do programa em si, foi o desenvolvimento da *General Public License* (GPL), a licença mais utilizada em projetos de *software*, que dá amparo legal e formaliza a ideologia que permeia o movimento[2].

Segundo Saleh (2004), em 1991, o sistema GNU estava totalmente pronto, mas ainda faltava um componente essencial: o núcleo (*kernel*), que é a parte central do sistema operacional, responsável pela execução dos programas, escalonamento de tarefas e acesso aos recursos de *hardware*. O núcleo original do GNU chamava-se *Hurd que,* como utilizava uma abordagem ousada, o *microkernel*, revelou-se muito complexo.

[2] Conforme a GNU *OFICIAL* HOMEPAGE (2004) e a *FREE SOFTWARE FOUNDATION* (1991), um programa protegido com *copyleft* (trocadilho com o termo "copyright". Traduzindo literalmente, "copyleft" significa "deixamos cópiar") é aquele que apresenta termos de distribuição que não permitem redistribuidores incluírem restrições adicionais quando eles redistribuem ou modificam o *software*, ou seja, o *copyleft* diz que qualquer um que distribui o *software*, com ou sem modificações, tem que passar adiante a liberdade de copiar e modificar novamente o programa. Entretanto, *copyleft* é um termo geral e para que o *software* seja realmente protegido deve-se usar um conjunto específico de termos de distribuição, as licenças. Na prática, quase todo *software* protegido por *copyleft* usa a GNU GPL.

Segundo Infowester (2004), nessa época, 1991, Linus Torvalds, um estudante de Ciências da Computação da Universidade de Helsinki, na Filândia desenvolve uma versão inicial de um núcleo de sistema operacional compatível com o Unix, específico para computadores com o processador Intel 386. Para divulgar sua idéia, Linus Torvalds enviou uma mensagem a um grupo pela *Usenet* (uma espécie de antecessor da *internet*) e passou a receber contribuições de programadores independentes, institutos de pesquisa, universidades e entidades privadas que se interessavam pelo desenvolvimento de um sistema operacional de código aberto, expressão sempre usada por ele mesmo.

No mesmo ano, prossegue a mesma fonte, Torvalds divulgou a primeira versão completa do seu núcleo e continuou trabalhando até que disponibilizou, com ajuda da comunidade e com a adição de funcionalidades necessárias a um núcleo de uso real, a versão 1.0, a qual foi chamada de Linux e colocada na *internet* sob a própria licença GNU GPL da FSF a qual permitia a todos alterar qualquer parte do Linux, modificá-lo e até comercializá-lo, mas não fechá-lo.

De acordo com Infowester (2004), o nome Linux surgiu da mistura de Linus e Unix e isto significa que o Linux é parecido com Unix, mas não vem do mesmo lugar e foi escrito de outra forma. Linus Torvalds, quando desenvolveu o Linux, não tinha a intenção de ganhar dinheiro e sim fazer um sistema para seu uso pessoal, que atendesse suas necessidades. O estilo de desenvolvimento que foi adotado foi o de ajuda coletiva, ou seja, ele coordenava os esforços coletivos de um grupo para a melhoria do sistema que criou.

Entretanto, ainda conforme a Infowester (2004), o Linux era somente um núcleo que, apesar de ser a parte mais importante de um sistema por servir de comunicador entre o usuário e o computador, necessitava do desenvolvimento de muitas outras aplicações básicas (muitas das quais já desenvolvidas, mas, dependentes do Unix, um *software* proprietário) para que o conjunto pudesse desempenhar as atividades de sistema operacional.

Conforme Santos (2001), para resolver este problema, Torvalds fez uma parceria com o Projeto GNU que foi uma união de interesses pois o GNU, que tinha como objetivo desenvolver um sistema operacional de código livre, já havia desenvolvido inúmeros componentes do sistema operacional (todos compatíveis com o Unix), mas ainda precisava de um núcleo para o sistema. De fato, segundo Saleh (2004), com o projeto de núcleo de Torvalds já iniciado, em pouco tempo, foi promovida a integração entre o GNU e o

Linux, criando o primeiro sistema operacional completo totalmente livre, em código aberto, para a arquitetura Intel x86, uma vez que o BSD para esse processador surgiria apenas 1 ano depois e seria retirado do mercado até 1994 em função do processo judicial movido pelos detentores dos direitos autorais do Unix.

Ainda segundo o autor, como o GNU/Linux surgiu como um sistema completo e imediatamente disponível, as atenções de desenvolvedores do mundo todo voltaram-se para ele e houve uma explosão de interessados em seu uso e desenvolvimento. Assim, em poucos anos, o sistema atingiu um padrão comparável a sistemas operacionais proprietários já consolidados sendo que, quando o BSD voltou a estar disponível após o processo judicial, em 1994, o GNU/Linux já tinha ótima popularidade, a qual conserva até hoje.

Conforme a *FREE SOFTWARE FOUNDATION* (1991), o GNU/Linux passou a ganhar diversas contribuições não só pelo fato de ser um sistema operacional grátis, com várias possibilidades e compatível com a maioria das aplicações desenvolvidas para Unix, mas também porque os pesquisadores achavam ótimo poder interferir diretamente nos rumos do sistema e modificá-lo conforme suas necessidades.

Além disso, com o tempo, mais usuários passaram a utilizar o GNU/Linux, o que levou empresas de *software* a desenvolverem, para atender necessidades específicas de clientes, versões especiais do sistema, as distribuições (ou distros) e oferecerem suporte às mesmas.

Assim, conforme a Infowester (2004), as distribuições começaram a ser vendidas ou incluídas em pacotes de serviços oferecidos pelas empresas que as fabricavam, que passaram a ser chamadas de distribuidores.

Geralmente, as distribuições incluem o sistema operacional GNU/Linux, soluções de gerenciamento, ferramentas de desenvolvimento e gerenciamento de conteúdo, aplicações para *internet* e sistemas de segurança, sendo que algumas também incluem servidores como apache, mysql, samba, bind (DNS), entre outros.

Entretanto, de acordo com Saleh (2004), a união GNU/Linux trouxe um resultado negativo para a FSF: a popularização do sistema operacional GNU/Linux somente com o nome de seu núcleo, o Linux.

Isto resultou em confusões por parte dos usuários e da imprensa, que muitas vezes colocam Linus Torvalds como criador do sistema operacional completo e também do conceito de *software* livre, o que não reflete a realidade.

Na verdade, segundo o GNU *OFICIAL HOMEPAGE* (2004), atualmente, os sistemas operacionais que utilizam o núcleo Linux, contém muito mais que apenas este núcleo e o sistema GNU sendo que há *softwares* para as mais diversas finalidades não pertencentes a esses dois projetos, produzidos pelos mais diversos grupos e entidades, com a participação de pessoas de praticamente todos os países do mundo.

2.10 O sistema de informações geográficas GRASS

Segundo o INSTITUTO ECOS (2004), o Sistema de Suporte à Análise de Recursos Geográficos - GRASS (*Geographic Resources Analysis Support System*) é um sistema de informações geográficas (SIG) com funcionalidades vetorial e *raster*, processamento de imagens, visualização em terceira dimensão, modelagem espacial e produção gráfica.

Conforme o GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004), o GRASS foi originalmente desenvolvido entre 1982 e 1995 pela equipe de especialistas do Laboratório de Pesquisa de Engenharia de Construção do Corpo de Engenheiros do Exército Americano - USA/CERL (*U.S. Army Corps of Engineers' Construction Engineering Research Laboratory*), sediado em Champaign, Illinois, Estados Unidos, como ferramenta de planejamento e gestão de áreas com fins militares. Para isso, o CERL contou com o financiamento do Departamento de Defesa Americano.

Para Neteler e Mitasova (2002), a motivação da criação de um sistema como GRASS teve origem na avaliação realizada no final da década de 70 pela equipe do CERL dos SIGs existentes. No levantamento, foi verificado que não existia qualquer ferramenta capaz de realizar as tarefas requeridas pelo Departamento de Defesa Americano, incluída a avaliação ambiental. Para resolver tais problemas, prosseguem os autores, havia a possibilidade da compra de tecnologia proprietária, mas os custos elevados para aquisição do *software*, do *hardware* e do levantamento dos dados, bem como os custos e o tempo necessário para o aprendizado das práticas GIS e de manutenção de computadores e do

sistema fizeram com que um grupo de pesquisadores no CERL resolvesse romper com a tecnologia proprietária comercial e desenvolver o seu próprio conjunto de ferramentas de análise de paisagem.

Dessa forma, conforme o GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004), o CERL estipulou como objetivo desenvolver e introduzir uma nova tecnologia para administração das instalações do Departamento de Defesa dos Estados Unidos, que incluíam milhões de hectares de terras necessários para testes e treinamento militares. Outros usos incluíam a administração de terras do deserto, de caça, pesca, florestas, pastagens e produção agrícola. Além disso, outras prioridades foram acrescentadas através da legislação, tais como proteção de espécies e *habitats* em perigo, proteção de pontos culturais e limitação de pontos de impacto de barulho, artilharia, contaminação e sedimentação.

De fato, de acordo com Neteler e Mitasova (2002), também comentando o trabalho do CERL, o SIG GRASS foi desenvolvido em resposta às necessidades para melhorar análises de terras manejadas pelo governo e ao potencial emergente das ferramentas de análises de terras baseadas em computadores. GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004) menciona que, como durante este mesma época, as capacidades computacionais aumentaram extraordinariamente, tarefas que necessitavam até meses para serem executadas com papel e coberturas de acetato, podiam ser cumpridas com a nova tecnologia de informações geográficas apenas em alguns minutos.

Segundo o INSTITUTO ECOS (2004), o trabalho do CERL começou com a contratação de vários profissionais que trabalharam em ambiente UNIX para o desenvolvimento de um sistema alternativo e completo com todas as funcionalidades exigidas: o GRASS.

Conforme o GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004), uma vez os esforços começados, o desenvolvimento do *software* ganhou vida própria, sendo que o código fonte aberto e o seu acesso pela *internet* entusiasmaram indivíduos e organizações a usarem e melhorarem o GRASS, desenvolvendo novas ferramentas e construindo bancos de dados digitais, por exemplo. Dessa forma, desde 1982, quando foi iniciado o desenvolvimento deste sistema, a sua utilização foi sendo estendida a um amplo conjunto de aplicações para pesquisa científica sendo que as instalações militares dos EUA foram as primeiras a ter administradores usando esta nova tecnologia.

Segundo o Instituto Ecos (2004), no final da década de 80, o CERL publicou GRASS com o código fonte completo na *internet*, o que ajudou a difundir o GRASS pelo mundo. Entretanto, de acordo com o GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004), a partir de 1995, o CERL começa a diminuir o desenvolvimento do GRASS, abandonando totalmente o projeto a partir de 1996, quando o sistema passa a ser mantido por universidades e pesquisadores.

Assim, conforme Neteler e Mitasova (2002), em 1997, um grupo de pesquisa GRASS na *Baylor University*, o primeiro criado dessa forma, assume o controle do desenvolvimento do GRASS, divulga a versão GRASS 4.2 e o grupo de desenvolvedores passa a contar com pessoas do mundo inteiro, aumentando ainda mais a popularidade do GRASS, principalmente no meio acadêmico.

Em 1999, de acordo com o GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004), é formada a Equipe de Desenvolvimento Internacional do GRASS, coordenada por Markus Neteler e Bruce Byars, que realiza o lançamento da versão 5.0 sob licença GPL e cuja sede, atualmente, fica no Instituto Trentino de Cultura, Trento, Itália, onde é hospedado o *site* oficial do projeto GRASS e que conta com a participação de desenvolvedores de todo o mundo na melhoria constante das capacidades deste SIG.

De fato, segundo Neteler e Mitasova (2002), o GRASS é, desde 1999, um SIG sob a licença GNU GPL e, atualmente, inclui mais de 350 módulos para integração de dados geoespaciais de várias fontes (projeções e transformações de coordenadas, conversões de formatos, interpolação espacial, etc), processamento de imagens (fotos aéreas e de satélite, por exemplo), análises espaciais (estatísticas espaciais, combinação de dados espaciais para encontrar mapas com as características desejadas, etc), análise e otimização de redes de trabalho, computação gráfica (visualização de dados georreferenciados na forma digital ou em mapas de papel impressos) e simulação de processos espaciais (rede de transportes, crescimento urbano, migrações populacionais, evolução do ecossistema, erosão e poluição da água, etc).

Assim, conforme os autores, os usuários deste SIG têm, além do completo acesso ao código fonte, que possibilita o desenvolvimento de novas capacidades, baixos custos, características não comuns aos usuários de *softwares* proprietários.

Ainda segundo Neteler e Mitasova (2002), atualmente, o GRASS está disponível em *CD-ROM* e através da *internet* onde, também, pode-se obter suporte à

distribuição e ao usuário e contato com a administração centralizada do desenvolvimento do GRASS, entre outros. Atualmente, o GRASS também é bastante utilizado no ambiente privado, assim como em diversos centros de excelência técnica como a NASA, por exemplo.

Conforme o GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004), o usuário, como facilidade para operações com o GRASS, tem ao seu dispor tanto janelas interativas quanto barra onde os comandos podem ser digitados. Além disso, o GRASS tem interface com mesas digitalizadoras, impressoras comerciais, *plotters* e bancos de dados manipulação dos dados.

Neteler e Mitasova (2002) dizem que o GRASS é um *software* desenvolvido em linguagem C e opera sob vários sistemas baseados em Unix, tais como Linux, SUN-Solaris, MacOS X, BSD-Unix, FreeBSD, IRIX, suportando, ainda, MS-WindowsNT/2000/XP com Cygwin. Além disso, são suportadas arquiteturas de 32 e 62 bits.

Ainda segundo estes autores e também conforme GRASS *GIS Homepage* (2004), o GRASS é o maior projeto de *software* livre de sistema de informações geográficas (SIG) e a liberação do GRASS sob a licença GNU GPL protege os autores do *software* do mau uso, enquanto oferece acesso completo ao seu sistema, isto é, por estar sob licença GPL, o código-fonte (mais de um milhão de linhas de código em C) está disponível e pode ser modificado e melhorado seguindo as especificações da licença. Para os usuários do GRASS, a licença oferece várias outras vantagens além do acesso ao código fonte, especialmente, custos mais baixos.

De acordo com o GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004), diferentemente da maioria dos SIGs proprietários, o GRASS proporciona acesso completo a sua estrutura interna sendo que usuários avançados que queiram escrever seus próprios módulos de SIG podem, dessa forma, aprender com base nos módulos existentes bem como ler o “Manual do Programador GRASS”.

Ainda segundo esta fonte, o modelo de desenvolvimento do GRASS é semelhante a de outros projetos de código aberto sendo que o suporte principal é feito via *internet* através da qual é dada ajuda para distribuição do *software e* assistência ao usuário, entre outras.

Ainda de acordo com a GRASS *GIS HOMEPAGE* (2004), o GRASS suporta a implementação de grupos de trabalho através do conceito de location/mapset[3], que pode ser implementado em ambiente de rede utilizando o Sistema de Arquivos em Rede (*Network File System* - NFS) do Unix/Linux, ou seja, mantendo as *locations* e seus *mapsets* num servidor central, uma equipe de trabalho pode trabalhar, simultaneamente, no mesmo projeto em ambiente monousuário (um usuário de cada vez).

Segundo Neteler e Mitasova (2002), os formatos suportados para importação e exportação são: dados *raster* 2D e dados *raster* 3D (*voxels*): ASCII, ARC/GRID, E00, GIF, GMT, TIF, PNG, ERDAS LAN, Vis5D, SURFER, dentre outros.

Conforme o INSTITUTO ECOS (2004), atualmente, grande parte do desenvolvimento é realizado com trabalho voluntário de pessoas físicas, universidades, instituições de pesquisa e ONGs, que contam com bolsas e recursos a fundo perdido com os quais financiam a contratação de desenvolvedores, custos operacionais e insumos o que, lamentavelmente, em geral, não acontece no Brasil.

[3] Dados GRASS são armazenados num diretório referenciado como DATABASE (Base de Dados) e criado antes do início do trabalho com GRASS. Através da DATABASE, os projetos são organizados em suddiretórios chamados LOCATIONs (Locações). Cada Locação é definida por seu sistema de coordenadas, projeção do mapa e divisas geográficas e pode ter vários MAPSETs, isto é, liberações para diferentes usuários trabalharem sobre o projeto básico. Além do acesso ao seu próprio MAPSET, cada usuário também pode ter acesso a mapas de outros MAPSETs, sem poder modifica-los ou removê-los, entretanto.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Critério para identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal

Diante das dificuldades e da falta de padronização apresentadas pelos métodos disponíveis para a análise das estradas em relação ao seu potencial de apresentar erosão foi proposta a utilização somente do fator topográfico LS da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), que leva em consideração o comprimento (*Length*) e a declividade (*Slope*) da rampa, para analisar tal processo.

A escolha somente do fator topográfico LS para a identificação de estradas com riscos de erosão foi realizada levantando-se a hipótese que este fator tem uma maior influência sobre as perdas de solo em estradas de uso florestal que as outras variáveis da USLE, consideradas constantes neste caso. Assim, apesar de haver a influência, em diferentes escalas, dos outros fatores previstos na USLE, parte-se do princípio que o conhecimento das relações existentes entre declividade, comprimento da rampa e erosão do solo já serviria de referência para a identificação dos riscos de erosão em estradas florestais.

Além disso, diferentemente dos outros fatores da equação universal de perda de solo, que necessitam de relativamente complexos procedimentos para serem levantados, as declividades e comprimentos de rampas podem ser obtidos a partir de mapas cartográficos e através de SIGs, fazendo com que critérios baseados nestes dados sejam mais simples e confiáveis, oferecendo maiores possibilidades de aplicação pelos administradores

florestais, sendo uma ferramenta útil, direta e acessível para o combate da erosão em estradas de uso florestal através da identificação, em condições específicas, das rampas com maiores riscos sem, entretanto, comprometimento da qualidade dos resultados, principalmente quando há grandes áreas a serem administradas e pouca disponibilidade de tempo e de recursos financeiros.

Neste trabalho, para efeito de cálculo do fator LS e posterior identificação dos riscos de erosão nas estradas de uso florestal, uma rampa foi definida como um segmento de estrada cujos limites sejam trechos com inclinação zero ou trechos em que há mudança do sinal da inclinação. Além disso, os mencionados limites de uma rampa também foram definidos em função de encontros com rios ou áreas de proteção ambiental (áreas de preservação permanente, APP).

3.2 Utilização do sistema de informações geográficas GRASS

3.2.1 Localização e Componentes

Para testar o sistema de informações geográficas (SIG) GRASS na identificação de estradas que apresentem riscos de erosão através do critério proposto e comparar sistemas ortogonal e em curva de nível de estradas de uso florestal em relação aos riscos de erosão com este critério, foi escolhida uma área privada, em Lençóis Paulista, interior do Estado de São Paulo, da qual foram utilizados mapas planialtimétricos com informações sobre redes de estradas, divisas, rios e áreas de preservação permanente, produzidos em escala 1:30.000, além de informações históricas e de manejo das estradas desta área.

A escolha desta área deu-se pela possibilidade de acesso aos dados necessários e, principalmente, pela oportunidade de comparação de dois conceitos de sistemas de redes de estradas existentes nesta fazenda: um sistema regular de estradas denominado “ortogonal” (construído em 1971 e que apresenta estradas estabelecendo talhões ou quadras de plantio com largura de 500 metros e comprimento de 1.000 metros) e um sistema denominado “em curva de nível”, construído entre 1988 e 1994, mais adaptado aos contornos do terreno e, por isto, também conhecido como sistema irregular.

Todo o processo de utilização do GRASS foi desenvolvido de março a agosto de 2003, no *Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre* da *Albert-Ludwigs-Universität*, em Freiburg, na Alemanha, um dos principais países do mundo em termos de utilização de *software* livre e do SIG GRASS. No trabalho, foi utilizado um computador *pentium* 256 de memória RAM e 4 GB de HD com sistema operacional GNU/LINUX distribuição SUSE, SIG GRASS versão 5.0 e toda a infra-estrutura e apoio técnico da equipe de profissionais da referida universidade.

3.2.2 Metodologia

Inicialmente, para a importação dos dados pelo GRASS, os mapas referência foram transformados em arquivos formato “tiff” através de *scanner* e de um editor de imagens (no trabalho, o GIMP do GNU/LINUX foi utilizado).

Com o GRASS 5.0 iniciado, através de uma locação já existente, foi criada uma nova locação com uma região grande o suficiente para conter os mapas a serem importados. Para conhecer o número de linhas e colunas do mapa copiado, foram usados recursos do editor de imagem. Na importação dos mapas em formato “tiff”, o comando do GRASS utilizado foi o **r.in.gdal**. Por exemplo, no caso do trabalho, para importar a parte do mapa denominada RioC4 e colocá-la na locação RioCTeste com o nome de RC4 foi utilizada a linha de comando:

GRASS:~>r.in.gdal input=~/RC/RioC4.tiff output=RC4 location=RioCTeste).

Para editar grupos de imagens, isto é, acrescentar camadas de dados ou remover camadas de dados de um grupo imagem (lista de mapas no formato raster para serem processados), foi utilizado o comando **i.group**.

O passo seguinte foi a criação de uma locação objetivo definindo, neste momento, o sistema de projeção do mapa (no trabalho, em *Universal Transverse Mercator Grid System* - UTM), através do comando **i.target,** onde um grupo imagem é marcado para o banco de dados. Por exemplo, no trabalho, o grupo imagem GrupoImagemRC foi direcionado para a locação objetivo no GRASS RioCTeste.

Após a criação do grupo imagem e da locação objetivo, houve a definição dos pontos geográficos de referência e o comando utilizado para dar as coordenadas

geográficas para a locação projetada foi o **i.points**. Para isto, 4 pontos referenciados do mapa copiado foram considerados e registrados no GRASS.

Finalmente, é realizada a transformação do mapa copiado para uma mapa georreferenciado do GRASS usando o comando do GRASS **i.rectify**. Para isto, foi dado um nome para o mapa copiado para o mesmo ser armazenado sobre a locação projetada. Dentre as alternativas do GRASS, é possível ajustar as coordenadas limites e a resolução a partir das informações mostradas na tela.

Para a união de todas as partes do mapa em questão que tiveram que ser copiadas e georreferenciadas separadamente em função da capacidade do *scanner*, foi utilizado o comando **r.mapcalc**. Por exemplo, no trabalho, para agrupar 2 mapas (RC3 e RC4) num mesmo arquivo (RC34) foi utilizado o modelo:

GRASS:~>r.mapcalcRC34="(if(isnull(RC3)&isnull(RC4),null(),if(isnull(RC3),RC4,RC3)))"

Finalizadas as etapas de importação e georreferenciação dos mapas no GRASS, a partir do comando **v.digit,** teve início a etapa de digitalização dos mesmos, ou seja, com a utilização, em segundo plano, do mapa georreferenciado, através de sucessivos cliques com o *mouse* do computador sobre pontos das linhas ou áreas de interesse deste mapa, novos mapas específicos foram criados, isto é, o mapa de referência foi decomposto em várias “camadas” representando, cada uma delas, estradas (linhas), curvas de nível (linhas), rios (linhas), divisas (linhas) quadras de plantio (áreas), áreas de proteção ambiental (áreas) e construções (pontos), sendo todas estes novos mapas em formato vetor.

Após a digitalização, de acordo com critérios específicos, a rios, quadras de plantio, áreas de proteção ambiental, curvas de nível e trechos de estradas foram atribuídas categorias numéricas e níveis (números ou características) as quais, eventualmente, podem ser associadas a vários atributos através de bancos de dados, tornando-se uma ferramenta útil para o gerenciamento da área. No final da digitalização, o comando **v.support** foi acionado para a verificação de possíveis erros.

Com os mapas em formato *vetor* disponíveis, várias análises podem e foram feitas como, por exemplo, cálculo da área total e das áreas com rede de estradas regular e irregular. Na seqüência, o comando **r.surf** foi utilizado para a transformação da resolução do mapa raster através da interpolação de pontos e, após, aproximadamente, 6 horas de

processamento, um modelo DEM (*Digital Elevation Model*) foi gerado sendo observado através do comando **nviz**.

Após a separação dos mapas de acordo com os sistemas de estrada existente (ortogonal e em curva de nível) usando novamente o comado **r.mapcalc,** análises estatísticas foram feitas com o comando **r.univar** (altitude média e amplitude da altitude, por exemplo).

Para a obtenção do fator LS, foi realizado um trabalho conjunto através dos *softwares* GRASS e SAS (*Statistics Analyses System*). Para tanto, inicialmente, ainda no GRASS, dois comandos foram utilizados em seqüência, pois o primeiro cria um arquivo temporário utilizado pelo segundo, isto é, utilizou-se o comando **v.extract** para selecionar e criar um novo arquivo com somente a categoria de estrada selecionada (exemplo para a estrada 3: GRASS:~ > v.extract type=line input=RC_estradas output=estrada_tmp new=0 list=3) e o comando **v.out.ascii** para criar um arquivo no formato “asc” para ser exportado para o SAS (exemplo: GRASS:~ > v.out.ascii input=estrada_tmp output=estr3.asc).

No SAS, uma rotina em linguagem AWK foi utilizada com o objetivo de ordenar cada estrada exportada pelo GRASS no sentido correto localizando o seu primeiro e último pontos e corrigindo, assim, problemas de resolução que distorcem sua correta seqüência. Esta rotina executada no SAS já cria um arquivo no formato “asc” para ser usado no próximo passo iniciado pelo comando **r.profile**, novamente no GRASS, resolução de 5 metros, que associa a estrada ao modelo DEM para a obtenção das declividades .

Novamente em SAS, utilizou-se rotinas para colocar todas as estradas juntas num mesmo arquivo e para calcular o fator LS através da equação 2 apresentada anteriormente e, finalmente, para importar o fator LS pelo GRASS utilizou-se tcltk& (*site data* para *site*) ou o comando:

s.in.ascii sites=lsfactor1 input=/home/antonangelo/grassdata/lsfactor.asc d=3

Nos 2 casos, houve a necessidade de conversão para formato *raster*, pois o arquivo do fator LS foi gerado no formato *site*. Para a visualização do resultado, ou seja, das estradas e suas rampas de diferentes cores representando as diversas classes de valores do fator LS, criadas, após vários testes, com o objetivo de captar as características das estradas da área em questão, foi utilizado o comando: s.to.rast input=lstest output=lstest size=4 title=LS-Factor field=decimal findex=1.

As classes do fator topográfico LS estipuladas e suas respectivas cores foram: branco (fator LS < 0,1), azul claro (0,1 < fator LS < 0,5), azul escuro (0,5 < fator LS < 1,0), roxo (1,0 < fator LS < 2,0), rosa (2,0 < fator LS < 3,0) , laranja (3,0 < fator LS < 4,0), amarelo (4,0 < fator LS < 5,0) e vermelho (5,0 < fator LS < 7,0).

3.3 Verificação do critério do fator topográfico LS em condições de campo

O experimento foi realizado no período de janeiro de 2004 a outubro de 2004 numa área de reflorestamento com *Eucalyptus grandis*, rotação de 6 anos, submetida às condições de chuva natural, de uma empresa privada localizada em Lençóis Paulista, interior do Estado de São Paulo,

A área de estudo foi a mesma que forneceu a base de dados para a utilização pelo GRASS e apresenta relevo predominantemente plano e solo caracterizado como latossolo vermelho escuro, fase arenosa (classificação antiga) ou Oxissol, classificação atual. De acordo com a classificação de Köppen, o clima característico da região é do tipo CWA, mesotérmico de inverno seco e verão chuvoso, com temperatura média anual de 21,9 ºC e precipitação média anual de 1.476 mm.

Para a realização do estudo, uma região, dentre as que não apresentavam tráfego regular de veículos, foi escolhida aleatoriamente e, dentro dela, também aleatoriamente, quatro rampas de estradas secundárias (isto é, não pertencentes aos eixos principais da rede de estradas) representando classes dos fatores topográficos LS calculados pelo SIG GRASS de valores entre 0,1 e 0,5 (representação azul claro no mapa de fator topográfico LS), 1 e 2 (representação roxa), 3 e 4 (representação laranja) e 5 e 7 (representação vermelha), foram escolhidas.

Além disso, inicialmente, em janeiro de 2004, visando eliminar processos erosivos provenientes de períodos anteriores, uma máquina motoniveladora foi utilizada para nivelar as rampas escolhidas (Figura 1).



Figura 1 – Rampa selecionada para o experimento após o nivelamento com motoniveladora.

Após esta operação, para análise da ocorrência de erosão nas rampas selecionadas, as mesmas foram divididas em segmentos de 20 metros ao longo de sua extensão sendo estes segmentos demarcados com estacas de madeira em ambos os lados das estradas. Um levantamento topográfico também foi realizado visando apontar os comprimentos totais das rampas, as declividades de cada segmento de 20 metros bem como a existência e localização de saídas d'água, uma prática conservacionista utilizada com freqüência em estradas e que visa diminuir o efeito erosivo das enxurradas através da interrupção do fluxo de água (mediante a construção de saliências de terra ao longo das estradas, os camaleões) e de seu redirecionamento para caixas de contenção de água construídas nas laterais das estradas ou mesmo para áreas vegetadas adjacentes.

A verificação do critério de identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal, durante todo o tempo de estudo, foi dividida em duas partes, realizadas simultaneamente, e para que ambas transcorressem de forma satisfatória, dados de pluviosidade foram coletados diariamente (período da manhã e período da tarde) através de

pluviômetro instalado em local próximo das rampas selecionadas. Com estas medições, procurou-se caracterizar a quantidade e a intensidade das precipitações ocorridas durante o experimento.

A primeira parte do estudo, qualitativa, consistiu no acompanhamento visual da evolução do processo de erosão nas quatro rampas selecionadas e, com isto, tentou-se perceber, principalmente, a ocorrência da erosão em sulcos e/ou voçorocas e de possíveis outros fatores relacionados com tal processo como, por exemplo, locais de sedimentação e efeito de práticas conservacionistas. Além disso, esta análise forneceu subsídios sobre o contexto onde o experimento foi conduzido auxiliando na interpretação dos dados obtidos na segunda parte da verificação, quantitativa, que consistiu no levantamento, em condições de campo, da movimentação de solo ocorrida em cada um dos segmentos das quatro rampas escolhidas através da mensuração da movimentação de solo em linhas transversais das rampas, isto é, em linhas que cortam as estradas de 20 em 20 metros.

Assim, para a determinação das quantidades de solo movimentado, foram esticadas cordas de *nylon* entre pontos de alturas pré-fixadas nas estacas, de cada um dos lados da rampa, definidos quando da instalação do experimento e, obrigatoriamente, mantidos inalterados durante todo o período de coleta de dados. A medição da altura entre a linha transversal (definida pela corda de *nylon*) e a superfície do solo foi realizada a cada 10 centímetros, distância definida com o objetivo de captar todas as possíveis ocorrências de erosão, principalmente a do tipo em sulco.

Importante mencionar que, para o estudo, não houve necessidade de análises individualizadas dos efeitos desencadeadores do processo erosivo das precipitações diretamente incidentes sobre as estradas e da água oriunda de áreas de contribuição adjacentes às mesmas. No caso, a movimentação de solo resultante da ação das águas foi o aspecto destacado. A coleta de dados ocorreu em datas aleatórias (17 de janeiro, 04 de fevereiro, 09 de março, 19 de junho, 02 de outubro e 26 de outubro) e a tabulação e análise dos mesmos foram realizadas posteriormente, através de gráficos, tabelas e análises de regressão (avaliadas com base nos sinais das variáveis, coeficiente de determinação e Teste F a 1% de probabilidade) e, com estes instrumentos, pretendeu-se avaliar a relação entre perda de solo, declividade, comprimento de rampa e o fator topográfico LS, bem como a influência da precipitação e de práticas conservacionistas sobre estes fatores.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Avaliação do SIG GRASS

A utilização do sistema de informações geográficas GRASS na aplicação do critério desenvolvido para a identificação de riscos de erosão em estradas florestais permitiu uma avaliação detalhada deste SIG e, em função disso, pode-se dizer que o mesmo apresentou um desempenho satisfatório, não havendo maiores dificuldades para seu aprendizado e operacionalização, mesmo quando da necessidade de integração com o SAS para o suprimento de uma deficiência operacional sua, como também de outros SIGs, no cálculo do fator topográfico LS.

Mesmo questões como suporte técnico e esclarecimento de dúvidas, ainda geradoras de opiniões diversas entre usuários devido ao GRASS não se tratar de um *software* proprietário (que apresenta, teoricamente, um mais adequado sistema de suporte e manutenção), não foram restritivas ao seu uso, principalmente, devido ao serviço através da *internet* onde foi possível contato com a administração centralizada do desenvolvimento GRASS obtendo-se, quando necessário, suporte rápido na resolução de eventuais problemas.

Por outro lado, houve como vantagens, ainda, o completo acesso ao código fonte (que pode facilitar o desenvolvimento de novas capacidades) e os baixos custos envolvidos, tornando o GRASS acessível inclusive para pequenos usuários, produtores e empresas, sendo um estímulo para a difusão e aplicação de tecnologia.

Percebeu-se, também, através de testes, que as ferramentas desse SIG permitem uma inclusão simples de outros parâmetros para a avaliação da erosão em estradas florestais, tais como material de cobertura dessas estradas, cortes e aterros, cruzamentos com rios, usos das estradas ou medidas de proteção, e cálculos mais detalhados poderiam ser realizados pela interface do GRASS com os parâmetros de redes de estradas do WEPP.

Diante do exposto, pode-se dizer que se obteve sucesso na utilização do GRASS para a aplicação do critério proposto para a identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal, confirmando a possibilidade de uso desse SIG como um instrumento de controle da erosão e apresentando o GRASS como uma ferramenta rápida e flexível no controle de problemas ambientais, principalmente para administradores de grandes áreas florestais, cuja extensão não permite um manejo mais adequado devido à impossibilidade, em condições de campo, de identificação de possíveis locais de ocorrência de erosão em função do tempo necessário para tal atividade e/ou dos recursos financeiros envolvidos.

4.2 Aplicação do critério do fator topográfico LS no SIG GRASS

Como resultado do trabalho realizado no SIG GRASS, obteve-se o mapa de relevo da área em estudo (Figura 2) e, principalmente, o mapa que apresenta as estradas de uso florestal classificadas de acordo com os valores do fator topográfico LS (Figura 3), possibilitando a identificação dos riscos de erosão em cada uma delas e a comparação das duas áreas (reformada e não reformada) quanto às suas redes de estradas e o risco de erosão.

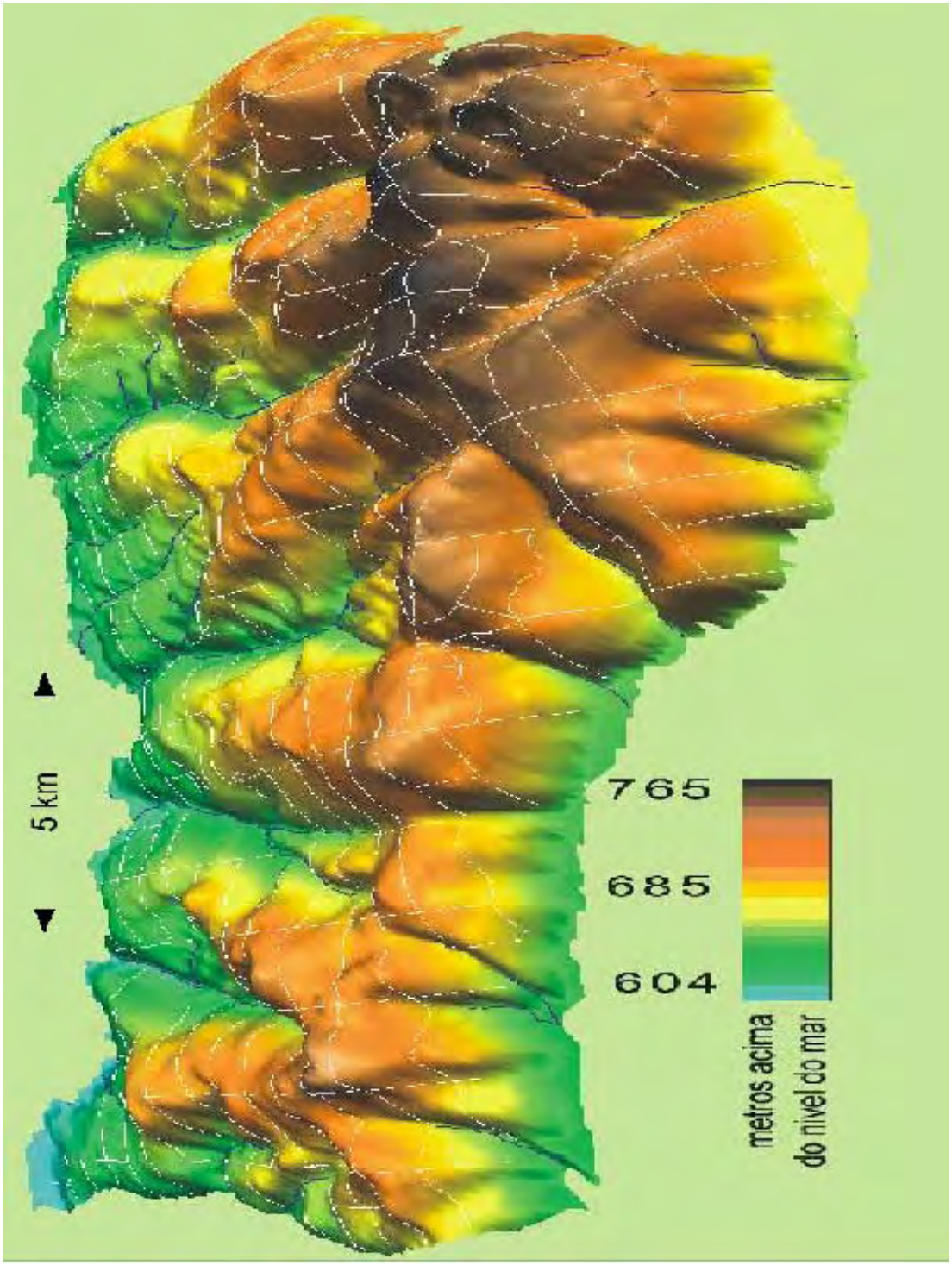


Figura 2 - Mapa de relevo da área estudada

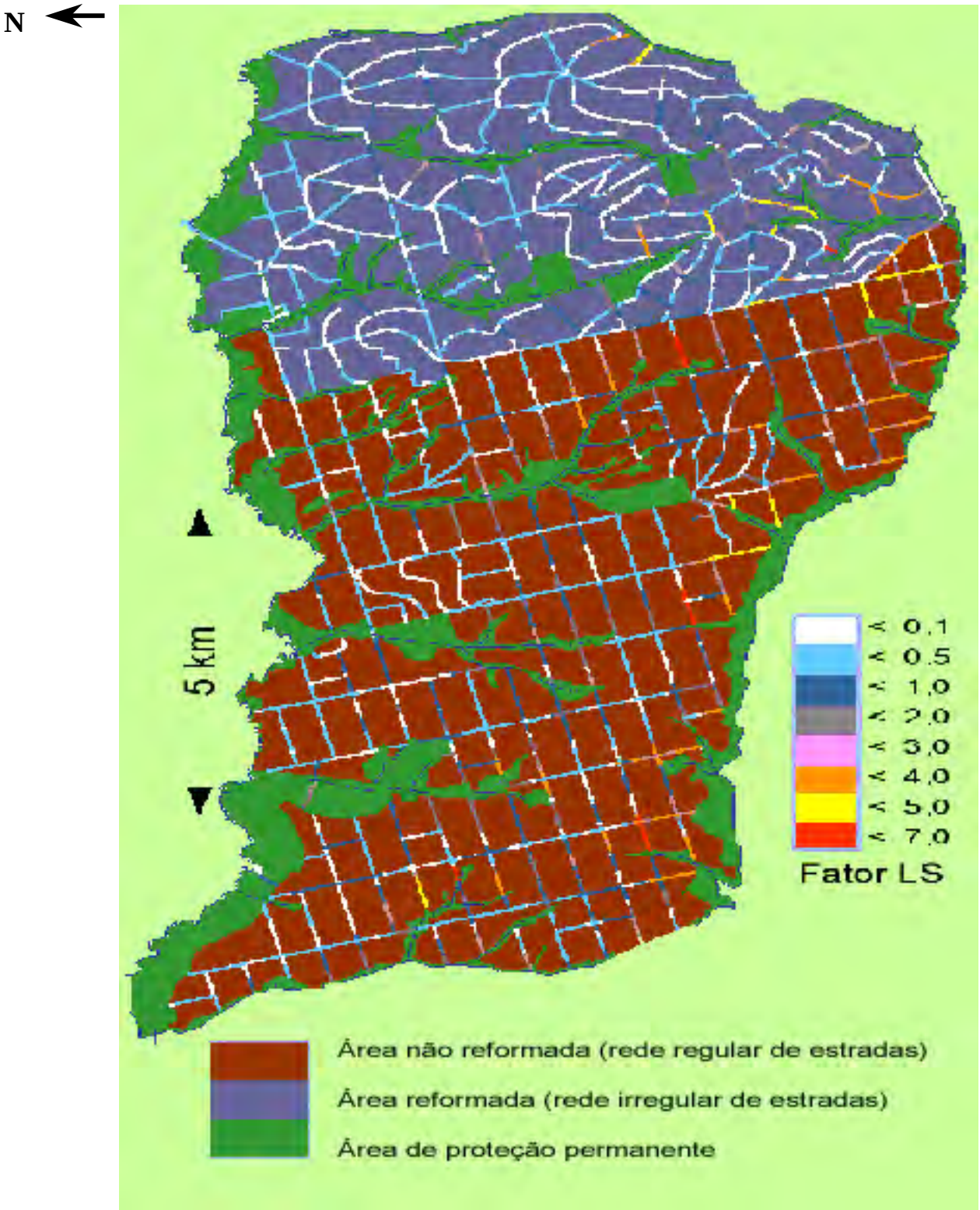


Figura 3 - Mapa de classificação das estradas segundo fator topográfico LS

A análise visual do mapa da Figura 3 permite a identificação de estradas com altos riscos de erosão além da proximidade de estradas problemáticas com rios e córregos, situação que potencializa os impactos negativos ao meio ambiente.

Esta identificação apresenta menores custos e tempo que um trabalho realizado diretamente em campo sendo os resultados tão bons ou até mesmo melhores que estes últimos em função de serem baseados em dados reais de levantamentos planialtimétricos.

Em concordância com as recomendações de Flanagan et al. (2000), que salientam a importância do uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e de dados de Modelos Digitais de Elevação (MDE ou DEM, *Digital Elevation Model*) para criar as entradas topográficas necessárias para modelos de simulação de erosão, pode-se dizer que o mapa gerado pelo SIG GRASS, resultado da aplicação do critério baseado no fator topográfico LS, torna-se a principal base para a tomada de decisão, criando possibilidades para a identificação de rampas potencialmente com problemas e posterior realização de um trabalho localizado e específico na prevenção e controle da erosão que inclui alternativas como o uso intensivo de práticas de manejo ambiental das estradas (construção ou diminuição das distâncias entre saídas d'água, por exemplo), reconstrução ou até mesmo remoção total das rampas de estradas identificadas com alto risco de erosão.

Através da observação do mapa da Figura 3, por exemplo, também, percebeu-se a maior ocorrência de rampas de estradas com a cor vermelha (de acordo com o critério proposto, potencialmente, as mais problemáticas do ponto de vista de ocorrência da erosão devido ao seu maior comprimento ou maior declividade ou aos dois fatores reunidos) na área não reformada que na reformada, a qual apresenta um aspecto geral com maior incidência de rampas brancas e azuis (que representam valores do fator LS mais baixos, isto é, que oferecerem menores riscos de ocorrência de erosão do solo).

A partir da análise estatística realizada pelo GRASS, também, obteve-se a Tabela 2, que faz uma comparação da área não reformada (rede ortogonal de estradas) com a área reformada (rede de estradas em curva de nível) no que se refere à área total, à variação da altitude e desvio padrão desta variação, à densidade de estradas e, principalmente, ao fator topográfico LS por metro de estrada (calculado a partir da divisão do somatório total do fator LS calculado para cada uma das rampas dividido pela quantidade total de metros lineares de estrada na área em questão) e o fator topográfico LS de estrada por hectare de área

(calculado a partir da divisão do somatório total do fator LS calculado para cada uma das rampas dividido pela quantidade total de hectares da área em questão).

Tabela 2 - Comparação da área não reformada com área reformada quanto à rede de estradas de uso florestal.

Item	Área não reformada (rede ortogonal de estradas)	Área reformada (rede de estradas em curva de nível)
Área	**7.675 hectares**	**4.258 hectares**
Variação de Altitude	**605 a 761 metros**	**624 a 765 metros**
Desvio Padrão da Altitude	**31,3 metros**	**33,9 metros**
Densidade de Estradas	**24,7 metros / hectare**	**29,6 metros / hectare**
Fator LS por metro de estrada	**0,82 / metro linear**	**0,48 / metro linear**
Fator LS de estrada por hectare de área	**4,1 / hectare**	**2,9 / hectare**

No que se refere aos riscos de ocorrência da erosão, de acordo com o critério baseado no fator topográfico LS, os resultados (Figura 3 e Tabela 2) mostram que na área reformada de estradas (rede de estradas em curva de nível), existe, potencialmente, menores chances de haver erosão que na área não reformada, o que pode ser explicado pela menor ocorrência de rampas declivosas e/ou compridas nesse conceito de construção de redes de estradas, que respeita e se adapta às características do relevo.

Assim, apesar da maior desigualdade, em termos de altitude, do terreno da área reformada (mostrada pelo desvio padrão da altitude) e também de sua maior densidade de estradas em relação à área não reformada (24,7 metros de estrada por hectare na área não reformada contra 29,6 metros de estrada por hectare na área reformada), que pode onerar a implantação deste sistema, as médias dos seus fatores LS por metro de estrada e por hectare são menores, isto é, a área reformada apresenta uma média do fator topográfico LS de

0,48 por metro de estrada e de 2,9 por hectare contra 0,82 por metro de estrada e 4,1 por hectare na área não reformada, o que, do ponto de vista ambiental, é mais favorável.

Além disso, através do mapa de classificação de estradas (Figura 3), observou-se, também, que os cruzamentos de estradas com rios e o contato direto das estradas críticas com áreas de preservação permanente (APP) são mais freqüentes na área não reformada (rede ortogonal de estradas).

A clara diferença dos dois sistemas de estradas em relação a um amplamente aceito índice de erosão como é o fator topográfico LS mostra a necessidade do cálculo de tais índices já durante o planejamento de construção das estradas, momento no qual devem ser estudadas todas as possibilidades e feitas avaliações econômicas e de custo benefício para concluir-se sobre qual sistema de rede de estradas deve ser implantado.

Para tanto, torna-se importante ponderar que, apesar do sistema de redes de estradas em curva de nível apresentar uma maior densidade de estradas por área, o que pode aumentar o custo total de implantação das mesmas (no caso, por exemplo, com a reforma da área, houve um aumento de 21 quilômetros na rede de estradas em relação à manutenção de um sistema regular na mesma área), o referido sistema exige menores gastos com manutenção das estradas, principalmente, pela diminuição ou até mesmo eliminação da necessidade de práticas de conservação como, por exemplo, a construção e manutenção de saídas d’água e caixas de contenção de enxurrada ao longo das estradas, reconhecidamente, um procedimento que envolve investimentos e desembolsos consideráveis e que pode não apresentar os resultados eficazes no que se refere ao controle da erosão e tudo o que sua ocorrência implica.

Diante do observado, uma alternativa possível seria a adoção de um sistema misto de rede de estradas que, de forma geral (por apresentar menores custos de implantação e menores distâncias a serem percorridas pelos caminhões de transporte de madeira), fosse um sistema ortogonal (como na área não reformada do mapa da Figura 3), com as estradas principais localizadas nos pontos mais altos do relevo para que a água fosse direcionada para as áreas de florestas e não escorresse pelas estradas através das enxurradas, mas que, em determinados trechos, identificados por algum critério (como o do fator topográfico LS, por exemplo) como de risco em relação à ocorrência da erosão, apresentasse um sistema de rede de estradas em curva de nível, minimizando os efeitos do declive

acentuado da área em questão através da implantação de estradas que se adaptassem ao relevo e apresentassem rampas, preferencialmente, não muito longas.

Fica a sugestão para outras pesquisas que analisem a relação custo benefício da implantação de um sistema irregular de redes de estradas ou de um sistema misto entre os sistemas ortogonal e em curva de nível no lugar do sistema tradicional de redes regulares, incorporando, por exemplo, outros parâmetros, principalmente, ambientais e que influenciam a ocorrência da erosão, tais como tipo de cobertura das estradas e existência de cortes e aterros, segundo a literatura, uma fator de importância na determinação da erosão mas que não foi abordado neste trabalho em função da área estudada, em geral, apresentar declives menores que 20%, o que diminui ou até mesmo elimina a ocorrência de tais situações.

4.3 Verificação do critério do fator topográfico LS em condições de campo

De janeiro a outubro de 2004, isto é, durante todo o período de condução do experimento de verificação, em condições de campo, da viabilidade do critério do fator topográfico LS calculado através do SIG GRASS, para auxílio na interpretação dos resultados de erosão nas estradas, dados de pluviosidade foram coletados duas vezes ao dia, às 6:00 horas da manhã (representando o período 1, de 12 horas, iniciado às 18:00 horas do dia anterior) e às 18:00 horas (representando o período 2, de 12 horas, iniciado às 6:00 horas da manhã do dia em questão).

A coleta de dados pluviométricos em dois períodos pode ser justificada pela necessidade de levantar-se a ocorrência de precipitações de maior intensidade em períodos menores, no caso do estudo e diante das possibilidades operacionais, períodos de 12 horas.

Assim, considerando dados históricos de precipitação obtidos desde o ano de 1972 até o ano de 2003 através de levantamentos feitos no próprio local pelos administradores da área estudada e os dados coletados para o ano de 2004 durante a execução do presente experimento, elaborou-se os gráficos representados pela Figura 4 e Figura 5.

A Figura 4 mostra as precipitações mensais de janeiro a outubro do ano de 2004 (calculadas em milímetros) comparadas com as médias mensais históricas de janeiro a outubro do período de 1972 a 2003.

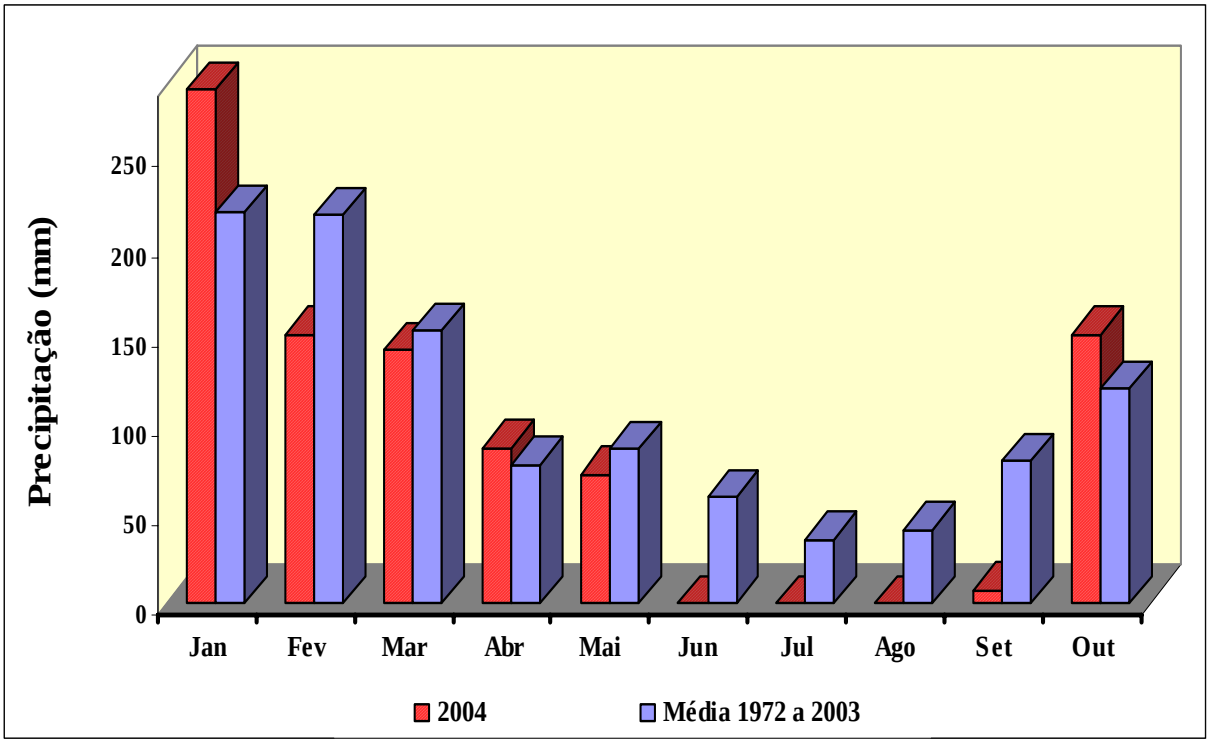


Figura 4 – Precipitações mensais do ano de 2004 e médias mensais históricas do período de 1972 a 2003 (em mm).

Com exceção dos meses de janeiro, abril e outubro de 2004, todos os outros meses apresentaram valores de precipitação menores que as médias históricas mensais de 1972 a 2003. Além disso, importante perceber que, em 2004, não houve ocorrência de precipitações nos meses de junho e julho bem como houve uma mínima precipitação nos meses de agosto (0,3 milímetros de precipitação) e de setembro (7,3 milímetros ou 0,5% da média histórica anual total), sendo que, historicamente, apesar da menor incidência de chuvas neste período, o mesmo tem contribuído, em média, com 15% do total da precipitação anual.

A Figura 5 mostra as precipitações mensais acumuladas de janeiro a outubro do ano de 2004 (em milímetros) comparadas com as médias mensais também acumuladas de janeiro a outubro do período de 1972 a 2003, cuja média histórica anual total é de 1.448,7 milímetros.

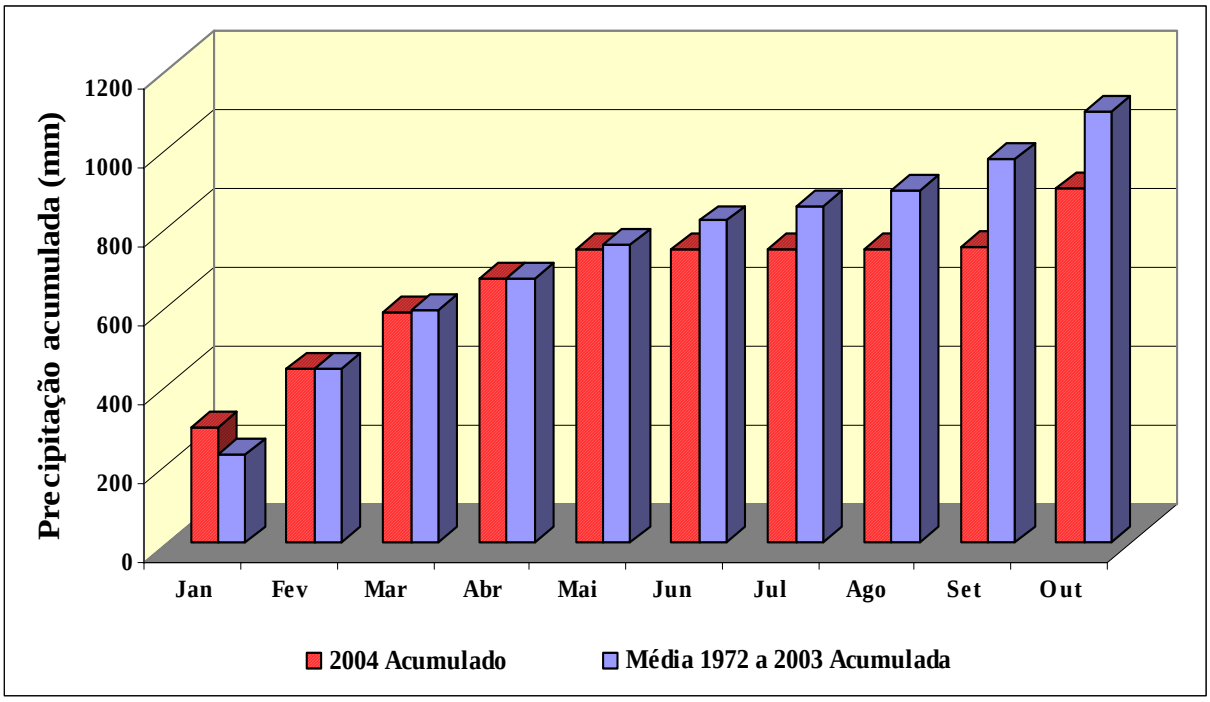


Figura 5 – Precipitações mensais do ano de 2004 e médias mensais históricas acumuladas do período de 1972 a 2003 (em mm).

Conforme observado na Figura 5, o total acumulado de precipitação até o mês de maio de 2004 (738,4 milímetros) esteve próximo dos valores históricos do período de 1972 a 2003 (751,8 milímetros), apresentando-se, portanto, dentro de uma normalidade esperada. Entretanto, em função da ausência de chuvas nos meses de junho e julho e da pouca incidência de chuvas nos meses de agosto e setembro (apenas 7,6 milímetros), o ano de 2004 chega ao mês de outubro com uma porcentagem acumulada de precipitação abaixo da média histórica, demonstrando ser um ano atípico, isto é, deficitário em relação aos valores históricos de precipitação. Por exemplo, de 1972 a 2003, no último dia do mês de outubro, aproximadamente, 75% (1.087 milímetros) do total da precipitação histórica anual já tinha ocorrido ao passo que, em 2004, na mesma data, este valor estava em torno de 62% (896 milímetros), ou seja, houve um déficit de precipitações em 2004 em torno de 13% do valor histórico. Esta situação, de certa forma, diminui os efeitos nocivos das precipitações sobre estradas que estejam mais susceptíveis à ocorrência de processos erosivos.

No que se refere às precipitações de maiores intensidades, ou seja, que apresentaram uma maior quantidade de milímetros de água chegando à superfície do solo por unidade de tempo (sendo, por isso, potencialmente, grandes influenciadoras dos fatores que provocam a erosão do solo), em função das coletas diárias em dois períodos, foi possível elaborar-se a Tabela 3, que apresenta todas as ocorrências de precipitações que ultrapassaram os 15 milímetros em 12 horas durante o período do experimento e suas respectivas datas. Este valor foi baseado em Hildebrand (2001), para quem precipitações abaixo de 10 a 12 milímetros podem ser consideradas como não erosivas.

Tabela 3 – Precipitações acima de 15 mm por data de ocorrência e período de coleta.

Dia	Das 6:00 às 18:00 hs	Das 18:00 às 6:00 hs	Total
01/01/04		39,1	39,1
10/01/04	18,8		18,8
14/01/04	27,8		27,8
25/01/04	28,6	19,8	48,4
26/01/04	29,2	24,0	53,2
30/01/04		30,0	30,0
02/02/04		16,5	16,5
03/02/04		28,4	28,4
14/02/04	18,2	21,0	39,2
15/02/04		16,5	16,5
27/02/04		22,1	22,1
03/03/04		41,8	41,8
04/03/04	16,7		16,7
14/03/04		37,6	37,6
14/04/04		22,2	22,2
20/04/04	16,0		16,0
21/05/04		22,7	22,7
13/10/04		24,5	24,5
16/10/04	17,5		17,5
23/10/04		16,0	16,0
25/10/04	14,2	15,4	29,6

Fonte: Dados de coleta de campo.

Através da Tabela 3 pode-se perceber, como já esperado, que as precipitações de maiores intensidades ocorreram com maior freqüência nos meses de janeiro

(8 ocorrências) e fevereiro (6 ocorrências), diminuindo, gradativamente, nos meses de março (3 ocorrências), abril (2 ocorrências) e maio (1 ocorrência) e voltando a ocorrer somente no mês de outubro (5 ocorrências), início da estação das chuvas. Entretanto, durante o período do experimento, merecem destaque as duas precipitações ocorridas no mês de março, dias 03 (41,8 milímetros) e 14 (37,6 milímetros), em função de seu potencial erosivo.

Além dos dados de precipitação, para análise da ocorrência de erosão em estradas de uso florestal, também foi realizado levantamento topográfico das rampas selecionadas para estudo visando obter dados de cumprimento total das rampas, declividade de cada segmento de 20 metros bem como a existência e localização de saídas d'água.

A partir do levantamento topográfico de pontos relativos em relação a uma referência (cota de referência igual a 100), foram elaboradas a Figura 6 e Figura 7, que mostram as características de formato de dois perfis de solo, os quais apresentam, cada um deles, corte longitudinal de duas rampas selecionadas para o estudo e dispostas em seqüência.

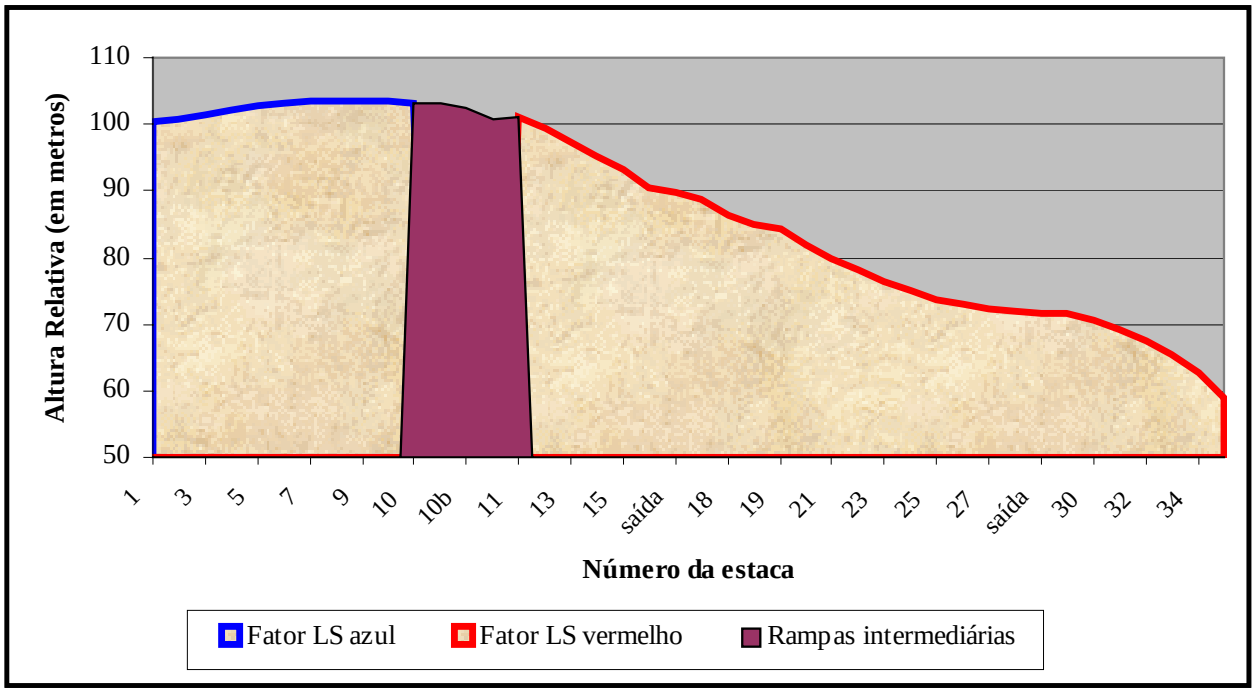


Figura 6 – Corte longitudinal das rampas seqüenciais que representam os fatores LS azul e vermelho.

Conforme ilustra a Figura 6, a rampa enquadrada na classe do fator topográfico LS com valores entre 0,1 e 0,5 (cor azul), isto é, a rampa da esquerda, com estacas numeradas de 1 a 10, é a segunda mais curta das quatro rampas selecionadas para o experimento (possui um comprimento de 200 metros) e a que apresenta menor declividade (1,49%), oferecendo, assim, potencialmente, menores riscos de ocorrência de erosão.

Já a rampa da direita, demarcada com estacas de 11 a 35, a mais longa das quatro selecionadas para o estudo (comprimento de 500 metros), que representa o fator topográfico LS com os maiores valores calculados, ou seja, valores entre 5 e 7 (cor vermelha), apresenta declividade de 8,42%, a segunda maior das quatro rampas selecionadas. Esta interação entre rampa longa e acentuada declividade cria maiores riscos para a ocorrência da erosão. As rampas intermediárias que aparecem na Figura 6 representam um pequeno trecho de 40 metros que não fez parte do estudo, mas que serve de ligação entre as duas rampas anteriormente comentadas.

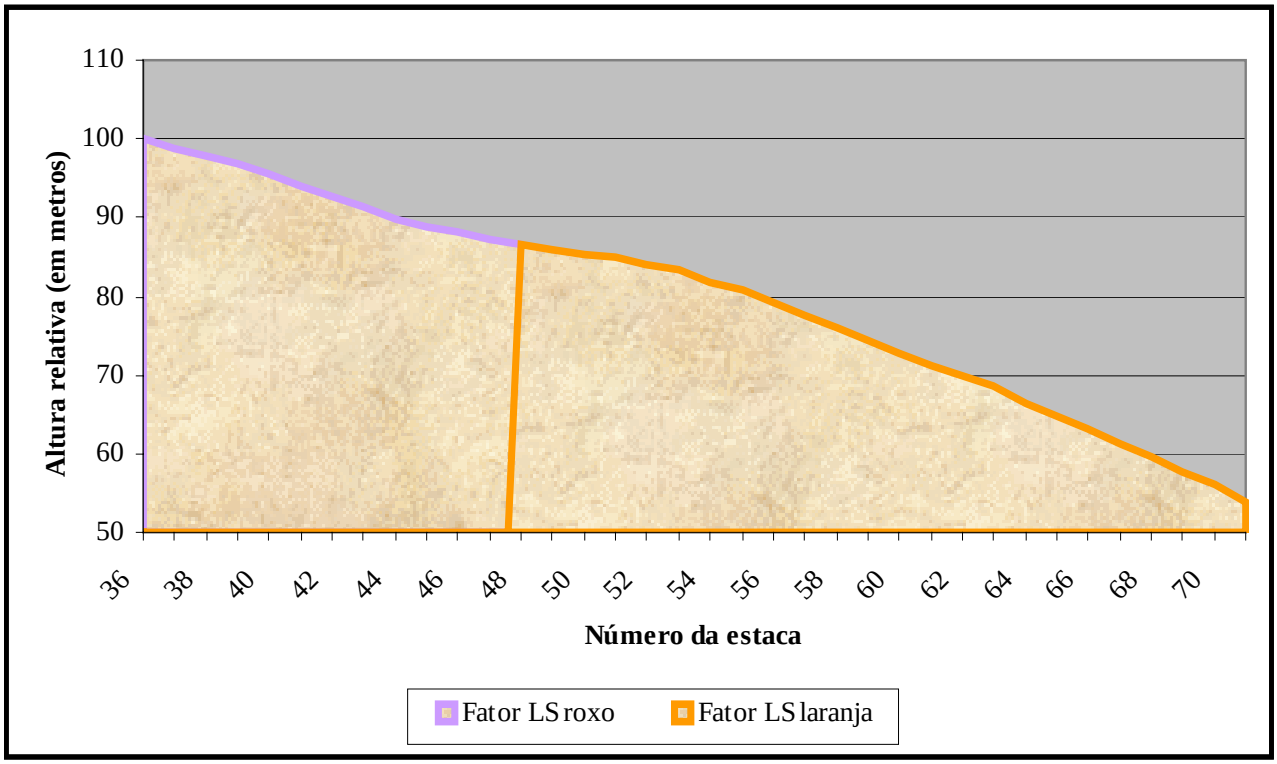


Figura 7 – Corte longitudinal das rampas seqüenciais que representam os fatores LS roxo e laranja.

De acordo com a Figura 7, a rampa representada pela cor roxa, da esquerda, estacas de 36 a 47, apesar de apresentar a maior declividade das quatro rampas estudadas (10,69%), possui o menor comprimento (120 metros), o que a coloca dentro da categoria de valores do fator topográfico entre 1 e 2, demonstrando e salientando, mais uma vez, que o fator topográfico LS é o resultado da interação entre declividade e comprimento de rampa.

A rampa de cor laranja, com estacas de 48 a 72, com um comprimento de 480 metros e declividade de 6,68%, pertence à classe de fator topográfico entre 3 e 4, a terceira com maior risco de erosão segundo classificação elaborada e a segunda, dentre as rampas selecionadas para o experimento.

Como mencionando anteriormente e com base nas informações obtidas a partir dos levantamentos das precipitações e topográfico, a análise foi dividida em duas partes, a qualitativa e quantitativa.

Dessa forma, iniciando-se a apresentação e discussão dos dados pela parte qualitativa, pode-se dizer que os resultados da análise visual da rampas do experimento mostraram, como já identificado pelo mapa gerado pelo GRASS, que as rampas com cores laranja (pertencente à classe de valores do fator topográfico entre 3 e 4) e vermelha (pertencente à classe de valores do fator topográfico entre 5 e 7) foram mais susceptíveis à erosão que as rampas de cores azul (pertencente à classe de valores do fator topográfico entre 0,1 e 0,5) e roxa (pertencente à classe de valores do fator topográfico entre 1 e 2), que, visualmente, se apresentaram relativamente estáveis durante o período em questão. Isto pôde ser comprovado através da observação da maior incidência de sulcos de erosão na rampa representada pela cor laranja e, principalmente, na rampa representada pela cor vermelha do que nas outras rampas estudadas.

Na rampa representada pela cor vermelha, inclusive, predominantemente entre 17/01/2004 e 09/03/2004 (período de, aproximadamente, dois meses, mas, durante o qual, houve a incidência de 51% da precipitação total do período de dez meses em que o experimento foi conduzido e da maior ocorrência de chuvas de grande intensidade como mostra a Tabela 3), houve o aparecimento, próximo da estaca 22, ou seja, a 440 metros de seu início (ratificando a influência conjunta do declive e do comprimento da rampa no aparecimento da erosão), de grandes sulcos de erosão. Em função de suas dimensões

(3 metros de comprimento, 1 metro de largura e 0,5 metros de profundidade), estes sulcos podem, até mesmo, ser caracterizados, segundo definição de Bley Jr. (2004), como erosão do tipo voçoroca, conforme mostrado pela Figura 8.



Figura 8 - Sulcos de erosão na rampa vermelha (5,0 < Fator LS < 7,0).

Visando uma melhor análise, após identificada a ocorrência deste tipo de erosão bem como o seu local, foram utilizados os dados coletados durante o experimento para este ponto específico da rampa para a elaboração do gráfico apresentado na Figura 9, que mostra a variação da altura entre as superfície do solo e a corda de *nylon* esticada transversalmente em relação à estrada entre as datas de 17 de janeiro, 9 de março e 16 de junho de 2004. Assim, com base na Figura 9, pode-se perceber que a superfície do solo apresenta um desnível acentuado em relação à linha transversal da rampa vermelha em questão, com o lado mais baixo sendo o do início da medição, a 10 centímetros da estaca de marcação inicial. Em função disso, provavelmente, o maior acúmulo da água de enxurrada nesse local da rampa, bem como a velocidade adquirida pela mesma, uma vez que esta rampa apresenta um longo comprimento e acentuado declive, fizeram com que houvesse o

aparecimento de um processo acelerado de erosão, processo este que progrediu durante o período estudado como mostra a Figura 9, onde, já a partir de 09 de março de 2004, situação representada pela linha verde, percebe-se o aumento da distância em relação à superfície do solo, que caracteriza o início de um processo erosivo acentuado, quando comparado com a linha preta, que representa a situação inicial, de 17 de janeiro de 2004.

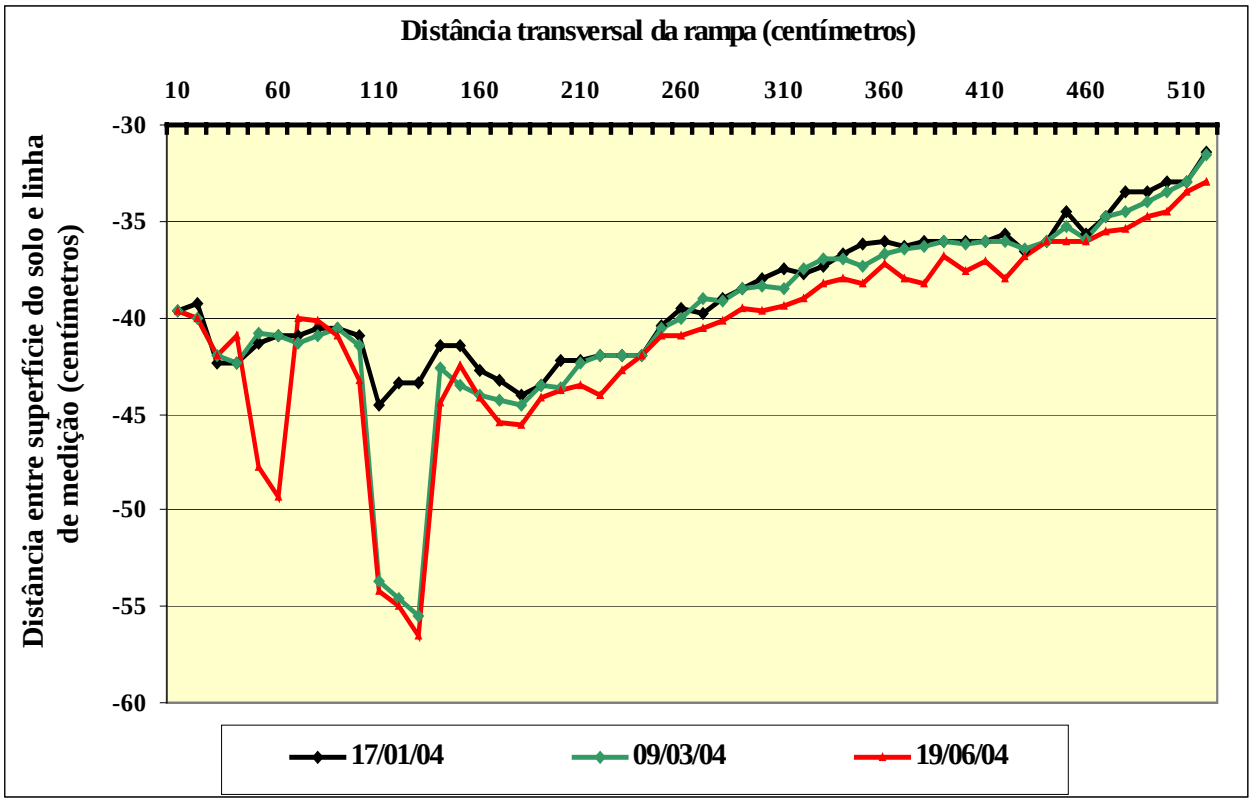


Figura 9 – Variação de solo na linha transversal da estaca 22 da rampa vermelha (5,0 < Fator LS < 7,0).

Através da análise qualitativa, comprovou-se a viabilidade do critério proposto, principalmente, para a identificação das situações de maiores possibilidades de ocorrência de erosão em estradas de uso florestal, como é o caso das rampas incluídas na classe do fator topográfico LS representado pela cor vermelha, quando o mapa gerado pela utilização do critério através do SIG GRASS apontou um alto risco e a análise visual comprovou tal ocorrência. Além disso, em função dessa constatação, confirmou-se a importância da interação da declividade e do comprimento da rampa na determinação da ocorrência da erosão, tal qual foi proposto no critério de análise para a identificação de riscos

de erosão em estradas de uso florestal. Quanto à segunda parte da verificação, a quantitativa, após a coleta de dados, obteve-se a tabela abaixo (Tabela 4).

Tabela 4 – Movimentação de solo na linha transversal e no segmento das rampas.

Estaca	Erosão na linha (cm)		Segmento	Distância	Erosão no segmento(cm)		Declividade	
	Transversal	Rampa		(m)	Média	Rampa	Segmento	Rampa
1	-0,312	**Azul**	**1 a 2**	20,0	-0,184		1,56%	
2	-0,056	**Azul**	**2 a 3**	20,0	-0,524		3,31%	
3	-0,992	**Azul**	**3 a 4**	20,0	-0,879		3,36%	
4	-0,767	**Azul**	**4 a 5**	20,0	-0,716		3,62%	
5	-0,666	**Azul**	**5 a 6**	20,0	-0,355		1,34%	
6	-0,043	**Azul**	**6 a 7**	20,0	0,080		2,29%	
7	0,204	**Azul**	**7 a 8**	20,0	-0,145		-0,20%	
8	-0,494	**Azul**	**8 a 9**	20,0	-0,382		0,15%	
9	-0,271	**Azul**	**9 a 10**	20,0	-0,150		-0,55%	
10	-0,029	**-0,343**	**10 a 10a**	20,0	-0,029	**-0,328**	-0,40%	**1,49%**
11	-2,905	**Vermelha**	**11 a 12**	20,0	-2,175		8,04%	
12	-1,445	**Vermelha**	**12 a 13**	20,0	-2,372		9,55%	
13	-3,298	**Vermelha**	**13 a 14**	20,0	-2,412		10,20%	
14	-1,526	**Vermelha**	**14 a 15**	20,0	-0,946		10,43%	
15	-0,366	**Vermelha**	**15 a 16**	20,0	-1,699		14,02%	
16	-3,032	**Vermelha**	**16 a 17**	20,0	-1,564		9,54%	
16 - a		**Vermelha**	**16 - a**	7,3			12,03%	
17	-0,096	**Vermelha**	**17 a 18**	20,0	-0,618		12,16%	
18	-1,139	**Vermelha**	**18 a 19**	20,0	-1,602		8,66%	
18 - a		**Vermelha**	**18 - a**	10,9			11,42%	
19	-2,065	**Vermelha**	**19 a 20**	20,0	-1,943		12,51%	
20	-1,821	**Vermelha**	**20 a 21**	20,0	-1,332		10,80%	
21	-0,842	**Vermelha**	**21 a 22**	20,0	-1,174		8,90%	
22	-1,506	**Vermelha**	**22 a 23**	20,0	-1,167		8,33%	
23	-0,829	**Vermelha**	**23 a 24**	20,0	-0,473		7,43%	
24	-0,118	**Vermelha**	**24 a 25**	20,0	0,351		5,50%	
25	0,819	**Vermelha**	**25 a 26**	20,0	0,847		4,32%	
26	0,875	**Vermelha**	**26 a 27**	20,0	0,271		3,07%	
27	-0,333	**Vermelha**	**27 a 28**	20,0	0,283		2,33%	
28	0,900	**Vermelha**	**28 a 29**	20,0	0,655		1,44%	
28 - a		**Vermelha**	**28 - a**	6,6			3,93%	
29	0,410	**Vermelha**	**29 a 30**	20,0	0,166		4,23%	
30	-0,078	**Vermelha**	**30 a 31**	20,0	0,292		6,82%	
31	0,662	**Vermelha**	**31 a 32**	20,0	-0,417		9,38%	
32	-1,496	**Vermelha**	**32 a 33**	20,0	-0,747		10,23%	
33	0,002	**Vermelha**	**33 a 34**	20,0	-1,690		14,07%	
34	-3,382	**Vermelha**	**34 a 35**	20,0	-2,032		18,57%	
35	-0,681	**-0,932**	**35**	20,0	-0,681	**-0,887**		**8,4%**

36	-1,651	**Roxa**	**36 a 37**	20,0	-0,918		6,82%	
37	-0,185	**Roxa**	**37 a 38**	20,0	-0,118		3,97%	
38	-0,051	**Roxa**	**38 a 39**	20,0	-0,115		4,63%	
39	-0,180	**Roxa**	**39 a 40**	20,0	-0,914		6,51%	
40	-1,648	**Roxa**	**40 a 41**	20,0	-1,175		7,55%	
41	-0,702	**Roxa**	**41 a 42**	20,0	-0,808		7,82%	
42	-0,914	**Roxa**	**42 a 43**	20,0	-0,239		6,48%	
43	0,435	**Roxa**	**43 a 44**	20,0	-1,309		6,50%	
44	**-3,054**	**Roxa**	**44 a 45**	20,0	**-1,640**		6,25%	
45	-0,225	**Roxa**	**45 a 46**	20,0	0,738		3,26%	
46	1,700	**Roxa**	**46 a 47**	20,0	0,347		4,32%	
47	-1,005	**-0,623**	**47 a 48**	20,0	-1,129	**-0,607**	3,31%	**10,7%**
48	-1,252	**Laranja**	**48 a 49**	20,0	1,025		3,58%	
49	3,302	**Laranja**	**49 a 50**	20,0	2,035		1,96%	
50	0,769	**Laranja**	**50 a 51**	20,0	-0,118		1,82%	
51	**-1,006**	**Laranja**	**51 a 52**	20,0	**-0,721**		5,73%	
52	-0,437	**Laranja**	**52 a 53**	20,0	-0,807		2,24%	
53	-1,178	**Laranja**	**53 a 54**	20,0	-0,900		8,07%	
54	-0,622	**Laranja**	**54 a 55**	20,0	-1,326		4,53%	
55	-2,030	**Laranja**	**55 a 56**	20,0	-1,329		8,61%	
56	-0,627	**Laranja**	**56 a 57**	20,0	-0,757		8,79%	
57	-0,886	**Laranja**	**57 a 58**	20,0	-1,889		6,58%	
58	-2,893	**Laranja**	**58 a 59**	20,0	-2,222		9,38%	
59	-1,551	**Laranja**	**59 a 60**	20,0	-0,821		7,91%	
60	-0,090	**Laranja**	**60 a 61**	20,0	-0,907		7,13%	
61	-1,723	**Laranja**	**61 a 62**	20,0	-1,370		6,85%	
62	-1,016	**Laranja**	**62 a 63**	20,0	-1,068		6,80%	
63	-1,120	**Laranja**	**63 a 64**	20,0	-1,437		10,38%	
64	-1,755	**Laranja**	**64 a 65**	20,0	-1,074		9,02%	
65	**-0,393**	**Laranja**	**65 a 66**	20,0	-0,463		7,94%	
66	**-0,533**	**Laranja**	**66 a 67**	20,0	-1,071		9,26%	
67	-1,609	**Laranja**	**67 a 68**	20,0	-1,365		7,24%	
68	-1,120	**Laranja**	**68 a 69**	20,0	-0,958		10,35%	
69	-0,797	**Laranja**	**69 a 70**	20,0	-0,889		8,54%	
70	-0,981	**Laranja**	**70 a 71**	20,0	-1,811		11,18%	
71	-2,641	**-0,925**	**71 a 72**	20,0	-2,641	**-0,953**		**6,7%**

De acordo com a Tabela 4, construída a partir de levantamento de campo em 71 linhas transversais em relação ao sentido da rampa e distantes 20 metros umas das outras, e com dados de altura colhidos de 10 em 10 centímetros nestas linhas, obteve-se a perda média de solo no período de 17 de janeiro a 26 de outubro de 2004 e, a partir destes valores, foram calculadas as perdas médias para cada um dos segmentos entre as estacas, ou seja, a perda média para um segmento de 20 metros, através do calculo da média das perdas

médias das duas linhas transversais limites. Com base nas movimentações individuais de cada estaca e de cada segmento, chegou-se, finalmente, às perdas médias para cada uma das quatro rampas estudadas. As linhas destacadas na Tabela 4 referem-se aos locais de existência de saídas d'água.

Nas quatro rampas estudadas, independentemente de seu fator topográfico LS, houve perdas de solo durante o período estudado, ou seja, apesar de alguns pontos apresentarem acúmulo de solo, principalmente, em função de sua posição relativa e da data considerada, no total das rampas, no final do período de estudo, houve um saldo líquido negativo, isto é, perda de solo, fato que demonstra a relevância do processo erosivo em estradas florestais.

Com base na Tabela 4 construiu-se a Figura 10, que ilustra a evolução da perda de solo nas quatro rampas estudadas durante o período do estudo.

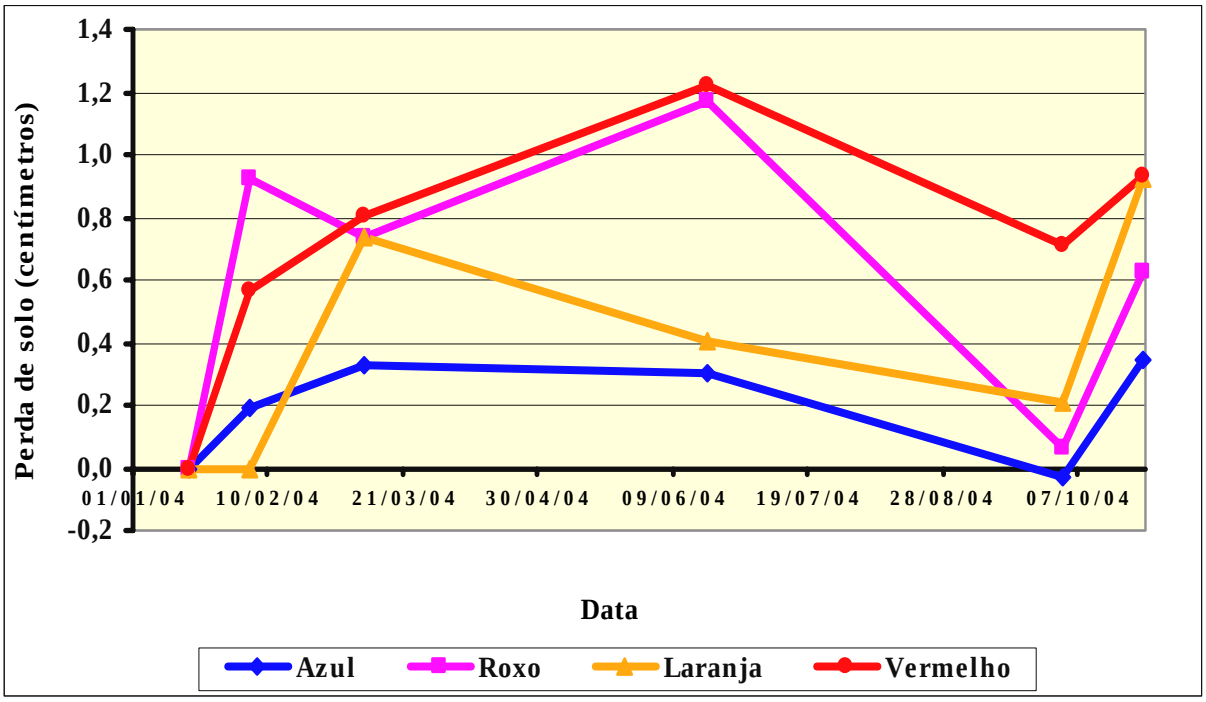


Figura 10 – Movimentação acumulada de solo entre 17/01/2004 e 26/10/2004.

Tendo como base as precipitações acumuladas nos períodos de coleta, isto é, 239 milímetros em 04 de fevereiro, 426 milímetros em 09 de março, 640 milímetros em 19 de junho, 653 milímetros em 02 de outubro e 896 milímetros em 26 de outubro de 2004,

quanto à evolução das perdas, percebe-se que as mesmas foram mais acentuadas entre 17 de janeiro e 9 de março de 2004 e durante o mês de outubro, períodos caracterizados por maiores quantidades de precipitação bem como pela incidência de chuvas de maiores intensidades.

Nota-se, também, através da Figura 10, uma certa relação existente entre as rampas com fatores topográficos LS representados pelas cores roxa e laranja no que se refere às perdas e ganhos de solo, isto é, em geral, durante o período em que a rampa representada pela cor roxa perdeu solo, na rampa representada pela cor laranja não houve alteração ou houve um acúmulo de material, mesmo sendo esta, de acordo com o critério do fator topográfico LS, de maiores riscos de erosão que a anterior. Isto pode ser explicado pelo fato destas rampas serem integrantes de uma mesma estrada, seqüenciais e apenas separadas pelo cruzamento de uma outra estrada, situação que pode justificar o fato de que quando a rampa roxa perdeu solo, este material, provavelmente, tenha se deslocado para a rampa em posição inferior (representada pela cor laranja), alterando o seu saldo líquido de solo no período no sentido de diminuí-lo.

Outra ocorrência verificada durante o período do estudo foi o recebimento de solo pelas quatro rampas no período de 19 de junho a 2 de outubro, fato que pode ser explicado pela pouca ocorrência de chuvas neste período o que, além de não provocar erosão, tornou o solo mais seco. Assim sendo, a maior ocorrência de ventos nesta época pode ter transportado material mais fino de distâncias mais longas, inclusive de áreas plantadas, provocando um acúmulo de solo nas rampas com uma conseqüente diminuição da distância entre a corda de *nylon* de referência para a medição e a superfície. Além disso, esta diminuição da distância também pode ter acontecido em função da grande quantidade de folhas de árvores transportadas pelo vento.

A partir da Tabela 4 e da Figura 10 constatou-se, também, que, ao final do experimento, as rampas comportaram-se conforme o indicado pelo mapa gerado pelo SIG GRASS com rampas de estradas classificadas de acordo com o fator topográfico LS.

Assim, a rampa com fator topográfico LS representado pela cor vermelha (estacas de 11 a 35), apresentou as maiores perdas acumuladas de solo (perda de 0,932 centímetros), seguida pela rampa representada pela cor laranja (perda de 0,925 centímetros).

As rampas representadas pelas cores roxa (perda de 0,623 centímetros) e azul (perda de 0,343 centímetros) apresentaram menores variações em termos de perda de solo durante o período em questão.

Selecionando a rampa onde houve a maior perda de solo, isto é, a rampa representada pela cor vermelha com uma perda de 0,932 centímetros de solo durante os dez meses do experimento (período no qual houve 896 milímetros de precipitação) e com base na densidade aparente de 1,4 g/cm^3 calculada para o local do experimento e fornecida pela empresa proprietária da área, foi estimada uma perda de, aproximadamente, 13 quilogramas de solo por metro quadrado de estrada, o equivalente a 130 toneladas por hectare de estrada ou 130 toneladas a cada 2 quilômetros de comprimento linear de estrada, caso seja considerada uma largura média de 5 metros para as estradas como ocorreu com as rampas estudadas.

Esse valor de perda de solo encontrado nas condições do experimento, de 130 toneladas de solo por hectare em 10 meses e 896 milímetros de precipitação, está dentro da faixa de 100 a 200 toneladas/hectare.ano encontrada por Bley Jr. (2004), que corresponde a perdas anuais de 1 a 2 centímetros de solo fértil por ano e que, com base em Lombardi e Bertoni (1975), está muito acima das perdas toleráveis de solo, de 12 a 13,4 toneladas/hectare.ano.

Segundo o critério proposto, a maior perda de solo ocorrida na rampa vermelha deve-se ao fato desta apresentar a segunda maior declividade das quatro rampas associada ao maior comprimento de rampa, o que resultou num valor do fator topográfico LS alto, incluído numa classe (no caso, a vermelha) identificada como de alto risco de ocorrência de erosão.

A rampa de cor roxa, apesar de maior declividade, tem os possíveis efeitos erosivos ocasionados por esta característica minimizados em decorrência de apresentar um menor comprimento de rampa, o que a coloca numa classe de risco de ocorrência de erosão menor, exatamente como foi encontrado em condições de campo. A rampa representada pela cor azul apresentou a menor perda de solo entre as quatro rampas estudadas uma vez que possui baixa declividade associada a um pequeno comprimento de rampa.

Isto, mais uma vez, e conforme a equação utilizada para o cálculo do fator topográfico LS, demonstra a correlação que há entre as variáveis independentes

declividade e comprimento de rampa na explicação da variável dependente perda de solo em estradas florestais.

Entretanto, conforme Downing e Clark (2000), este alto grau de correlacionamento entre as variáveis independentes faz com que surja o problema da multicolinearidade, situação na qual as estimativas dos coeficientes, em regressões lineares múltiplas, se tornam menos confiáveis, não sendo, por isto, possível separar, com precisão, seus efeitos independentes.

Em função disso, de acordo com estes autores, a solução seria eliminar uma das variáveis independentes do modelo e considerar que o coeficiente da variável restante represente o efeito combinado das duas variáveis.

Por outro lado, através da Tabela 4, também ficou evidenciada a importância das práticas conservacionistas no controle ambiental a partir do momento em que a construção e manutenção adequada de saídas d'água diminuíram o comprimento teórico da rampa calculada a partir de dados planialtimétricos minimizando, assim, os efeitos da erosão do solo, principalmente, em trechos das rampas próximos destas saídas.

Assim, devido à multicolinearidade e à alteração dos comprimentos das rampas provocada pela existência das saídas d'água localizadas no levantamento topográfico, no presente trabalho, optou-se pela escolha da variável independente declividade para a explicação da variável dependente perda de solo por erosão em estradas florestais através de regressão linear simples. É o que mostra a Figura 11.

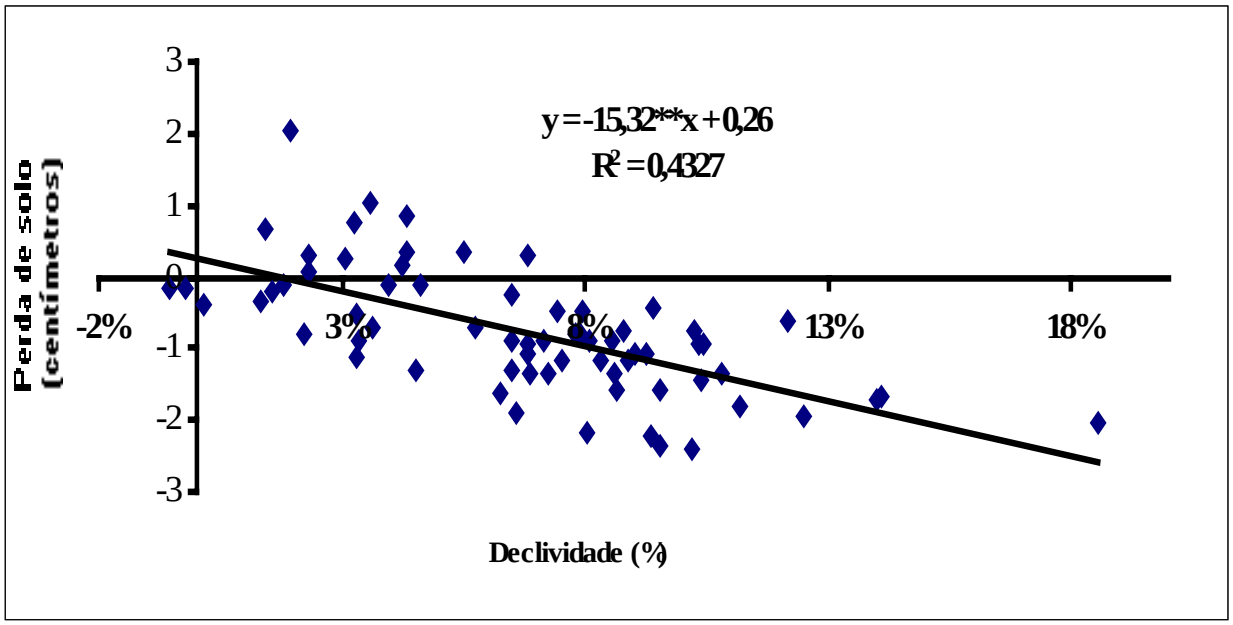


Figura 11 – Movimentação de solo em função de variações na declividade.

O gráfico de dispersão apresentado pela Figura 11 mostra a relação entre declividades e perdas de solo em todos os 71 pontos de coleta de dados. O coeficiente da variável independente apresentou-se com o sinal esperado e o coeficiente de determinação (r^2) calculado mostra que de 43,3 % das variações da perda de solo nas rampas podem ser explicados por variações na declividade. O valor do teste "F" apresentou alta significância estatística, o que permite rejeitar, a 1% de nível de significância, a hipótese de que o coeficiente seja igual a zero, mostrando que há correlação entre estas variáveis.

Estes resultados podem ser considerados aceitáveis, uma vez que apenas a inclusão de uma das variáveis no modelo (o fator topográfico LS representado pela variável declividade), das cinco consideradas na equação universal de perda de solo, teve o poder de explicação de 43,3 % das variações da perda de solo em estradas de uso florestal, demonstrando sua importância relativa em relação às demais, tal qual foi proposto no critério de identificação dos riscos de erosão em estradas florestais do presente trabalho.

Entretanto, como já discutido anteriormente, a constatação da existência de saídas d'água durante a extensão das rampas, modifica o comprimento real das mesmas em condições de campo, alterando os resultados das análises de regressão.

Assim, para analisar, novamente, a influência da declividade e do comprimento da rampa sobre a perda de solo nas estradas florestais, agora, considerando as rampas reais determinadas pela existência de saídas d'água, foi recalculado o fator topográfico LS, agora, chamado de fator topográfico LS efetivo, utilizando-se as distâncias e declividades de cada trecho entre as saídas d'água.

Com este procedimento procurou-se, também, realizar uma análise dos resultados do uso de tal prática conservacionista.

A Tabela 5 apresenta os novos valores para declividade, comprimento de rampa e perda de solo considerando a localização das saídas d'água.

Tabela 5 – Declividade, comprimento, fator LS efetivo e movimentação de solo de trechos entre saídas d'água.

Trecho da rampa	Declividade (%)	Comprimento (metros)	Fator LS efetivo	Perda de solo (centímetros)
1 a 6	2,64	100,0	0,25	-0,532
6 a 10a	0,19	110,7	0,00	-0,125
11 a 16a	10,55	107,3	2,80	-1,861
16a a 18a	10,80	43,6	1,85	-1,110
18a a 23	9,64	89,1	2,23	-1,218
23 a 28a	4,49	106,6	0,57	0,481
28a a 33	6,59	93,4	1,29	-0,176
33 a 35	16,32	40,0	3,28	-1,861
36 a 41	5,90	100,0	1,13	-0,540
41 a 47	5,77	120,0	1,20	-0,485
48 a 51	2,46	60,0	0,19	0,981
51 a 63	6,88	240,0	2,20	-1,176
63 a 71	9,24	160,0	2,80	-1,301

Com base na Tabela 5, novo gráfico de dispersão foi elaborado visando obter nova equação de regressão. É o que mostra a Figura 12.

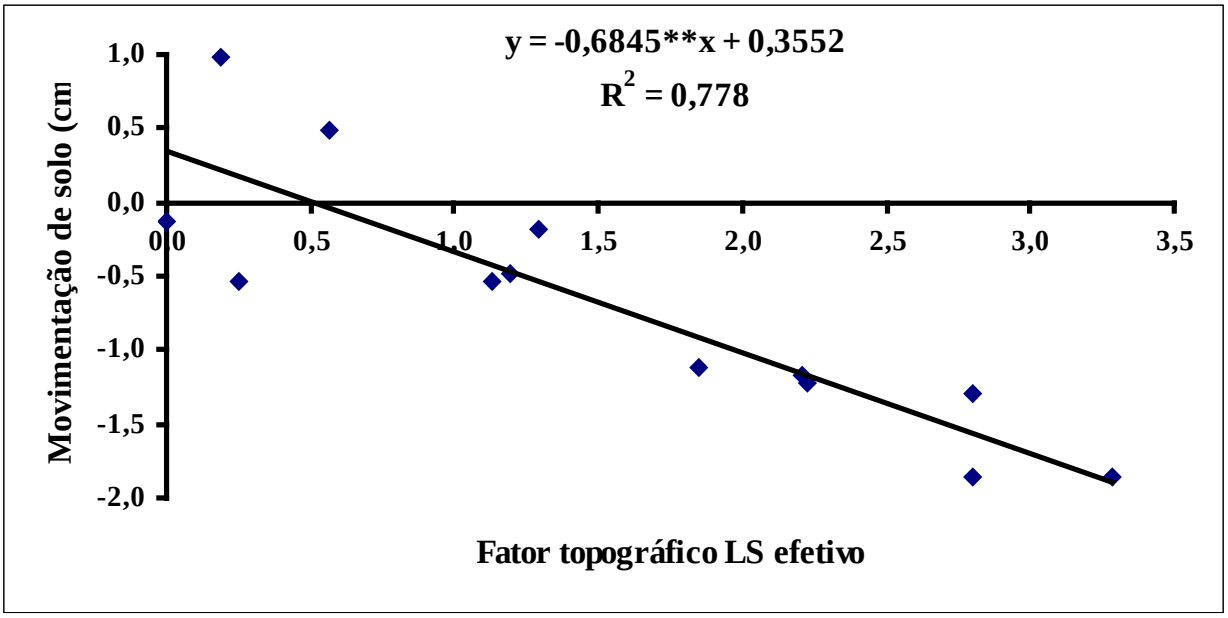


Figura 12 – Movimentação de solo em função de variações no fator topográfico LS efetivo.

O gráfico de dispersão apresentado pela Figura 12 mostra a relação entre fator topográfico LS efetivo e perdas de solo nos trechos entre saídas d'água.

O coeficiente da variável independente apresentou-se com o sinal esperado e o coeficiente de determinação (r^2) apresentou um valor satisfatório mostrando que, agora, 77,8% das variações da perda de solo nas rampas podem ser explicados por variações no fator topográfico LS.

O valor do teste "F" apresentou alta significância estatística, o que permite rejeitar, a 1% de nível de significância, a hipótese de que o coeficiente seja igual a zero, mostrando que há correlação entre estas variáveis.

Os melhores resultados desta regressão em relação à anterior demonstram a importância da utilização da prática conservacionista de construção de saídas d'água bem como sua adequada manutenção no controle da erosão, ou seja, através dos dados,

percebeu-se que, de fato, as saídas d’água cumpriram com sua finalidade no sentido de diminuir o comprimento da rampa, diminuindo o poder erosivo das enxurradas.

Através da equação estimada do gráfico, por exemplo, também calculou-se a perda média de solo para os dois sistemas de redes de estradas, ortogonal e em curva de nível. Dessa forma, conforme a equação, como para sistema de rede de estradas em curva de nível não houve perda e para o sistema ortogonal a perda encontrada foi de 28 toneladas por hectare de estrada, considerando-se a área total da fazenda estudada (11.933 hectares) e a densidade de estradas apresentadas pelos dois sistemas em questão (24,7 metros por hectare para o sistema ortogonal e 29,6 metros por hectare para o sistema em curva de nível), quantificou-se uma erosão da ordem de 4.126 toneladas de solo caso a largura média de estrada fosse de 5 metros e o sistema ortogonal fosse implantado em toda a área da fazenda, o que ratifica a superioridade do sistema em curva de nível em termos de controle da erosão e a severidade do problema da erosão em estradas de uso florestal.

Os resultados confirmaram, também, o já observado na análise qualitativa realizada neste experimento, isto é, que a aplicação do critério de identificação de riscos de erosão através da utilização do fator topográfico LS apresenta-se viável, sendo um instrumento de suporte ágil para prevenção e controle da erosão em estradas de uso florestal, principalmente, quando se tem dados que reflitam, o mais fielmente possível, as condições reais dessas estradas no que se refere ao seus comprimentos de rampa e respectivas declividades, locais de sedimentação e proximidades com córregos e rios.

Além disso, a utilização do SIG GRASS com o critério do fator topográfico LS para a identificação dos riscos de erosão em estradas florestais permite, também, a realização de simulações durante a etapa de planejamento, isto é, antes da efetiva construção das estradas, momento em que se pode avaliar e definir o sistema de estradas a ser implantado (sistema ortogonal ou em curva de nível) ou a melhor combinação destes sistemas, bem como os melhores locais para a construção das estradas, inclusive com declives, comprimentos de rampa e práticas conservacionistas otimizados do ponto de vista econômico e ambiental.

5 CONCLUSÕES

Há uma série de dificuldades, carência de estudos e falta de padronização nos métodos disponíveis para a análise das estradas rurais de uso florestal em relação ao seu potencial de apresentar erosão. Por ter uma maior influência sobre as perdas de solo em estradas que as outras variáveis da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), foi utilizado e testado sendo, portanto, indicado somente o fator topográfico LS que leva em consideração o comprimento (*Length*) e a declividade (*Slope*) da rampa, como critério para analisar tal processo.

A utilização do sistema de informações geográficas GRASS para o estudo da erosão através da aplicação do critério do fator topográfico LS confirmou a possibilidade de uso deste SIG como uma ferramenta rápida e flexível na prevenção e controle de problemas ambientais. Além disso, foram percebidas as vantagens da utilização de *softwares* livres, principalmente, em função dos baixos investimentos necessários e da possibilidade de acesso ao código fonte.

Tanto a análise quantitativa quanto a qualitativa confirmaram a eficácia do critério baseado no fator topográfico LS para a identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal sendo que o mapa gerado com a aplicação desse critério no SIG GRASS, uma nova tecnologia simples e de baixo custo, pode ser usado como referência para a tomada de decisão e cria possibilidades para um planejamento de implantação de sistema de estradas com otimização econômica e ambiental e/ou para a identificação de rampas

potencialmente com problemas ambientais e posterior realização de um trabalho localizado e específico de prevenção.

Na rampa onde houve a maior perda de solo, 0,932 centímetros de solo durante os dez meses do experimento (com ocorrência de 896 milímetros de precipitação), foi estimada uma erosão de, aproximadamente, 130 toneladas por hectare de estrada, valor considerado acima dos níveis tolerados e que salienta a importância e gravidade dos processos erosivos em estradas de uso florestal.

Quanto ao caso específico da variável saídas d'água, a comprovação de sua importância no controle da erosão aponta para duas possibilidades: a primeira, ideal, é a sua inclusão no momento do cálculo do fator topográfico LS visando uma estimativa mais real deste fator em relação às verdadeiras condições encontradas nas estradas florestais. A segunda, operacionalmente mais viável, é sua inclusão na análise dos riscos de erosão em estradas de uso florestal numa etapa subsequente ao cálculo do fator topográfico LS, quando rampas com possibilidades de apresentarem riscos de erosão já estivessem identificadas, necessitando, nesse momento, de uma análise específica para avaliação das reais circunstâncias do trecho em questão.

No que se refere aos riscos de ocorrência da erosão, de acordo com o critério baseado no fator topográfico LS, na área reformada de estradas (rede de estradas em curva de nível), existe, potencialmente, menores chances de haver erosão que na área não reformada (sistema ortogonal), o que pode ser explicado pela menor ocorrência de rampas declivosas e/ou compridas neste conceito de construção de redes de estradas, que respeita e se adapta às características do relevo.

6 RECOMENDACÕES

Deve ser realizado o cálculo de índices com base no critério do fator topográfico LS para a classificação das estradas de uso florestal quanto aos riscos de erosão já durante a fase de planejamento de construção das mesmas, momento no qual devem ser estudadas todas as possibilidades e feitas avaliações econômicas e de custo benefício para concluir-se sobre qual sistema de rede de estradas deve ser implantado, o ortogonal ou em curva de nível.

Quanto a essa questão, uma alternativa possível seria a adoção de um sistema misto de rede de estradas que, de forma geral (por apresentar menores custos de implantação e menores distâncias a serem percorridas pelos caminhões de transporte de madeira), fosse um sistema ortogonal, com as estradas principais localizadas nos pontos mais altos do relevo para que a água fosse direcionada para as áreas de florestas e não escorresse pelas estradas através das enxurradas, mas que, em determinados trechos, identificados por algum critério (como o do fator topográfico LS, por exemplo) como de risco em relação à ocorrência da erosão, apresentasse um sistema de estradas em curva de nível, minimizando os efeitos do declive acentuado da área em questão através da implantação de estradas que se adaptassem ao relevo e apresentassem rampas, preferencialmente, não muito longas.

Fica a sugestão para outras pesquisas que analisem a relação custo benefício da substituição do sistema tradicional de redes regulares de estradas por um sistema em curva de nível ou por um sistema misto entre os sistemas ortogonal e em curva de nível no

lugar, incorporando, por exemplo, outros parâmetros, principalmente, ambientais e que influenciam a ocorrência da erosão, tais como tipo de cobertura das estradas e existência de cortes e aterros, segundo a literatura, uma fator de importância na determinação da erosão, mas que não foi abordado neste trabalho em função da área estudada, em geral, apresentar declives menores que 20%, o que diminui ou até mesmo elimina a ocorrência de tais situações.

Uma vez identificadas, em redes já implantadas, estradas de uso florestal com alto risco de erosão, deve-se realizar o controle da mesma imediatamente e, principalmente, antes de períodos com previsão de elevados índices pluviométricos. Para o controle, podem ser incluídas alternativas como o uso intensivo de práticas de manejo ambiental das estradas (construção ou diminuição das distâncias entre saídas d'água, por exemplo), reconstrução ou até mesmo remoção total das rampas de estradas identificadas com alto risco de erosão.

A aplicação do critério do fator topográfico LS pode ser feita em qualquer sistema de informações geográficas e qualquer sistema operacional. Entretanto, recomenda-se a utilização do SIG GRASS e o sistema operacional GNU/LINUX como uma alternativa viável e coerente com o método de identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal proposto.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREAE, B. **Die Bodenfruchtbarket in den Tropen.**, Hamburg/Berlin: P. Parey, 1965. 124 p.

ANGULO FILHO, R. et al. **Utilização do modelo "WEPP" para simulação de erosão no Brasil**: Estudo preliminar. Piracicaba: ESALQ, 1992. p. 65-79. (Relatório Técnico, 3)

ARNOLD, J. B. et al. ***Soil Erosion*: Causes and Effects**. 1987. Disponível em: <http://www.gov.on.ca/OMAFRA/english/engineerlfacts/87-040.htm>. Acesso em 25 nov. 2002.

ASSAD, E.D.; SANO, E.E. **Sistema de Informações Geográficas: a**plicações na Agricultura. Brasília, EMBRAPA-CPAC. 1998.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA SOFTWARE LIVRE. ***Software* Livre na Administração Pública**. 2003 Disponível em: <http:// www.ansol.org/politica/administraçãopublica.pt.html>. Acesso em 10 jan. 2003.

BAVER, L.D.; GARDNER, W.H.; GARDNER, W.R**. Soil Phvsics.** 4th ed. New York; John Wiley & Sons, 1972.

BITENCOURT, M.C.; PIVELLO. V.R. SIG e sensoriamento remoto orbital auxiliando o zoneamento ecológico**. Investigaciones Geográficas Boletin 36**, p. 35-43. 1998.

BLEY, C. J. **Erosão solar**: risco para a agricultura nos trópicos. 2004. Disponível em: <http://www.miniweb.com.br/Geografia/Artigos/erosao.html>. Acesso em 10 fev. 2004.

BOHRER, C. B. A. et al. Desenvolvimento de um Sistema de Informações Espaciais Ambientais e Sócio-Econômicas para a Amazônia Legal : SIG-AML. Dez. 2001. VIII **SEMINÁRIO DE ACOMPANHAMENTO NEMESIS / I SEMINÁRIO DE ESTUDOS REGIONAIS E URBANOS - FEA/FGV/NEMESIS**. São Paulo. Disponível em: <www.nemesis.org.br/docs/Bohrer.doc>. Acesso em 01 jan 2004.

BURROUGH, P. A. **Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment.**. Oxford: Clarendom Press. 1986.

CAROLINO DE SÁ, M.A. **Erosão do Solo**: mecanismos e Controles. 2004. Disponível em: <http://www.fazendasmt.com.br/artigos/ler_art.php?id=14>. Acesso em 23 mai. 2004.

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

CHAVES, H. M. L. **O modelo WEPP e sua aplicação no Brasil**: I. Descrição do modelo. Campinas: IAC, 1992. p. 41-43

CHAVES, H. M. L.; NEARING, M. A. Uncertain analysis of the WEPP soil erosion model. **Transictions of Americam Society of Agriculture Engineering**, St. Joseph, v. 34, n. 6, p. 2437-2444, 1991.

CHRISTOPHER, E. A. **Post Harvesting Evaluation of Best Management Practices for the Prevention of Soil Erosion in Virginia**. Blacksburg, Virginia. 2002. Disponível em: <http:llscholar.lib.vt.edu/theses/available/etd-04092002100746/unrestricted/thesis.pdf>. Acesso em 12 out. 2002.

CLARK, B.; CATTON, K. **GIS ldentification of High Erosion Risk Roads**. 2002. Disponível em: <http://scs.ucdavis.edu/Services/ClassSupport/PROJECTS/ABT1 801f99projlbci arklproject.>. Acesso em 01 set. 2002.

DADALTO, G. G.; CARMO FILHO, O. G.; CASTRO, L. L. F**. Captação de águas pluviais das estradas vicinais**. Vitória – ES: EMCAPA, 1990. 22 p. (EMCAPA – Documentos, 63).

DERPSCH, R. C. H. et al. **Controle da erosão no Paraná, Brasil:** Sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo. 1990. Fundação Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR) e a Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) Gmbh Rossdorf, Alemanha, 272 p.

DYKSTRA, D. P.; HEINRICH, R. **FAO Model Code of Forest Harvesting Practice**. 1996. Disponível em: <http://www.fao.org/docreplv6530elv6530e00.htm>. Acesso em 05 jan. 2003.

DOWNING, D.; CLARK, J. Estatística aplicada. São Paulo: Saraiva, 2000. 455 p.

EASTMAN, J.R. **Idrisi Version 4.0 - User's Guide**. Worcester**.** Graduate School of Geography, Clark University, 1992.

EGAN, A.F. Forest Roads: Mere Soil and Water Don't Mix**. Journal of Forest** , Vol.97, No.8, p.18-21. 1999.

ELLIOT, W. J.; FOLTZ, R. B.; LUCE, C. H. Predicting the impacts of forest roads on the environment. In**: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE COLHEITA E TRANSPORTE FLORESTAL**, 3. Vitória, p. 99-119. 1997.

ELLIOT, W.J.; HALI, D.E.; SCHEELE, D.L. (a). **WEPP Interface for Predicting Forest Road Runoff, Erosion and Sediment Delivery.** 1999. Disponível em <http://forest.moscowfsi.wsu.edu/fsweppldocs/wepproaddoc.htmi>. Acesso em 04 mar. 1999.

ELLIOT, W.J.; HALL, D.E.; GRAVES, S.R. (b). Predicting Sedimentation from Forest Roads**. Journal of Forest**, Vol.97, No.8, p.23-29. 1999.

FERNANDES, E. N. **Sistema inteligente de apoio ao processo de avaliação de impactos ambientais de atividades agropecuárias.** 1997. 122 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa,1997.

FLANAGAN, D.C.; RENSCHIER, C.S.; COCLÁRANE, T.A**. Application of the WEPP Model with Digital Geographic Information**. GIS/EM4 No. 149, Banff, Canada. 2000. Disponível em: <http://www.colorado.edu/research/cires/banff/pubpapers/1 491>. Acesso em 22 dez. 2002.

FOLTZ, R.B. **Traffic and No-Traffic on an Aggregate Surfaced Road**: Sediment Production Differences. 2003. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/x0622e/TopOfPage>. Acesso em 25 set. 2003.

FRANSEN, P.J.B.; PHILLIPS, W.; FAHEY. Torest Road Erosion in New Zealand: Overview, **Earth Surface Processes and Landforms**, Vol.26, No.2, p. 165-174. 2001.

FREE SOFTWARE FOUDATION. **GNU General Public Licence**. 1991 Disponível em: <http://lie-br.conectiva.com.br/licenca-gnu.html> . Acesso em 01 jan. 2003.

FULTON, S.; WEST. **Forestry Impacts on Water Quality**. 13 ed. 2002. Disponível em: <http://www.srs.fs.usda.gov/sustain/report/aqua3/index-1.htm>. Acesso em 14 dez. 2002.

GARCIA, R.A. et al. Volume de enxurrada e perda de solo em estradas florestais em condições de chuva natural. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n.4, p. 635-542, 2003.

GNU *OFICIAL HOMEPAGE*. 2004. Disponível em: <http://www.gnu.org/home.pt.html>. Acesso em : 06 jun. 2004.

GRACE, J.M**.** Torest Road Sideslopes and Soil Conservation Techniques. **Journal of Soil and Water Conservation**, Vol.55, No.11, p. 96-101. 2000

GRACE III, J.M. Sediment Movement from Forest Road Systems**. American Society of Agricultural Engineers**, p. 13-14. 2002

GRACE III, J.M.; RUMMER, B.; STOKES, B.J. **.Sediment Production and Runoff from Forest Road Sideslopes**. Minneapolis, Minnesota. 1997. Disponível em: <http:llwww.srs.fs.usda.gov/pubslrpc/1 998-091rpc~_98sep_23.pdf>. Acesso em 17 nov. 2003.

GRASS GIS HOMEPAGE. 2004. Disponível em: < http://grass.baylor.edu/>. Acesso em: 02 fev. 2004

HILDEBRAND, E.E. **Bodenerosion (Skript "Tropische Bõden"),** 2001.

HILLEL, D. **Environmental Soil Physics**. San Diego, CA: Academic Press. 1998

INSTITUTO ECOS. 2004. Disponível em: <http://grass.institutoecos.org.br/geral/escopo.htm>. Acesso em 01 mai. 2004.

INFOWESTER . 2004. Disponível em: <http://www.infowester.com/linux5.php>. Acesso em: 10 ago. 2004

INFORMÁTICA DE MUNICÍPIOS ASSOCIADOS S. A. A revolução do software livre. 2002. Disponível em: <http://www.ima.sp.gov.br>. Acesso em: 14 jan. 2004.

ILLINOIS DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES; ILLINOIS FORESTRY DEVELOPMENT COUNCIL; UNIVERSITY OF ILLINOIS. **Foresty Best Management Practices for Illinois**. 2000. Disponível em: <http://www.siu.edu/~ilbmp/roads.htmi>. Acesso em 18 out. 2000.

INTERNATIONAL CENTRE FOR RESEARCH IN AGROFORESTRY. **lntroductorv Water Erosion Prediction Protect**. Data. Dísponivel em: <http://www.woridagroforestrycentre.org/home.asp>. Acesso em 01 fev. 2003.

KELIHER, K.R. et al. Portable Glulam Timber Bridge Design for Low-Volume Forest Roads. **National Academv Press**, Vol.2, p.328-338. 1995

KOTRO, M.; KOCI, P.; HAXHI, A. **Extension of the Road Network in Our Mountain Forest Areas - Ecological. Technical and Social Aspects**. 2003. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/x0622e/xO622e08.htm>. Acesso em 19 ago. 2002.

KRONEN, M. **Der Einflu von Bearbeitungsmethoden und Fruchtfolgen auf die Aggregatstabilität eines Oxisols**. Z. F. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 25, p. 172-180. 1984.

LARL, R. **Soil Erosion Research Methods**. Ankeny, Iowa USA: Soil and Water Consevation Society Editor, 1988. 112 p.

LEPRUN, J. C. **A erosão, a conservação e o manejo do solo no Nordeste brasileiro. Balanço, diagnóstico e novas linhas de pesquisa**. Report, SUDENE/ORSTOM, Recife, 1981. 107 p.

LOMBARDI NETO, F. e BERTONI, J. Erodibilidade de solos paulistas. Campinas, SP, Instituto Agronômico (**Boletim Técnico 28**), 1975, 12 p.

LUCE, C. H.; BLACK, T. A. **Sediment production from forest roads in Western Oregon**. Moscow, USA, p. 1-15. 1993.

MACHADO, C. C., LOPES, E. S., SOUZA, A. P. Classificação e custos de estradas florestais plantadas na região sudoeste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 3, maio/jun. 2002.

MACHADO, C. C. , GARCIA, A. R., FONTES, A. M., SILVA, E. 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, maio/jun. 2003.

MARQUES, J. F. Efeitos da erosão do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental. EMBRAPA, Meio Ambiente, **Informativo Meio Ambiente e Agricultura**, ano IV, nº 13, jan/fev/mar. 1996. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/informativo/mostra_informativo.php3?id=46>. Acesso em 06 fev. 2000.

McCLOY, K.R. **Resource Management Information Systems**: process and practice. Taylor & Francis. London. 1995

McKUSIC, M. K. **Twenty years of Berkeley Unix**: From AT&T – Owned to freely redistributable in open sources. Boston: O"Reilly & Associates Inc., 1999.

McNUITY, S.G.; SUN, G**. Modeling Soil Erosion and Transport on Forest Landscape**. p. 189-198. 1999. Disponível em: <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/rpc/1 999-06/rpç__99jun_36.pdf>. Acesso em 02 mar. 2000.

MEGAHAN, W.F.; KIDD, W.F. **Effect of logging roads on sediment production rates in the Idaho Batholith**. (USDA. Forest Service Research. Pap. INT – 123). Ogden: Inermountain Forest and Range Experiment Station, 1972. 76 p.

MEYER, L. D.; MANNERING, J. V. **Tilage and land modification for water erosion control**. American Soc. Agric. Eng, Tillage for greater crop production, Conf. Proc. Dec. 11./12. 1967, p. 58-62. 1967

NETELER, M. E.; MITASOVA, H.; **Open Source GIS:** a GRASS GIS Approach**.** Massachussets: Kluwer Academic, 2002. 434 p.

NILL. D. et al. **Soil erosion by water in Africa.** Germany: Deutsche Bibliothek, 1996. 292 p.

OEMER, C. **Soil erosion due pemanent forest road networks**: an intenacional comparison. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre Albert-Ludwigs-Universität. Freiburg, Germany. Jul. 2003. 29 p.

PHILLIPS, R. E.; PHILLIPIS, S. H. **No-tillage agriculture, principles and practices.** Van Nostrand Reinhold Company, New York, 1984. 306 p.

RAMALHO FILHO, A.; OLIVEIRA, R.P.; PEREIRA L.C. Use of geographic information systems in (planning) sustainable land management in Brazil**:** potentialities and user needs. ***ITC Journal***, p. 295-301. 03 abr. 1997

REVISTA DO LINUX. 2004. **A História do Linux**. Disponível em: www.revistadolinux.com.br/ed/039/assinantes/capa02.php3. Acesso em 01 fev. 2004.

RICHTER, G**. Bodenerosion – Bodenschutz**. In: Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland: Parey, Hamburg/Berlin, p. 98-111. 1978

ROTH, C. H. **Physikalische Ursachen der Wassererosion, Handbuch der Bodenkunde.** Berlin: Ecomed-Verlag Landsberg/Lech. 1999

SALEH, A. M. **Adoção de tecnologia:** Um estudo de caso sobre o uso de software livre nas empresas. 2004. 149 f. Dissertação (mestrado) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade., Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

SAMPLE, V.A. **Remote Sensing and GIS in Ecosystem Management.** Island Press. Washington. 1994

SANTOS, C. A. M**. Remando contra a corrente**. 2001 Disponível em: <http://mail.dep.ufscar.br/encontro/palestras/casantos/freebsd-br-2001.html>. Acesso em 01 jan.2003.

SBS – SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA. **Estatísticas do setor florestal brasileiro**: empregos diretos e indiretos gerados pelo setor florestal brasileiro em 2001. Disponível em: <htpp://www.sbs.org.br/estatisticas.htm>. Acesso em: 20 set. 2003.

SCHACK-KIRCHNER, H. **GIS based calculation of erosion-potential indices of forest road networks.** Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre Albert-Ludwigs-Universität. Freiburg, Germany. Nov. 2003. Notas de aula.

SCHWERTMANN, U. **Grundlagen und Problematik der Bodenerosion**. In: Bodenerosion, Ursachen des Bodenabtrages und Gegenmanahmen. Arbeiten der DLG, Band 174. 1982

SMOOT, J. L.; SMITH, R. D. **Soil Erosion Prevention & Sediment Control**. 1999. Disponível em: <http://www.engr.utk.edu/research/water/erosion/index.htmi>. Acesso em 02 mai. 2000

SPINELLI, R.; MARCHI, E. A. **Literature Review of the Environmental Impacts of Forest Road Construction**. 2003. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/x0622e/xO622eOp.htm>. Acesso em 19 jan. 2004.

STALLMAN, R. M. **The GNU operating system and the free software moviment in open source**: voices from the open source revolution. Boston: O"Reilly & Associates Inc., 1999.

STALLMAN, R. M. **Por que o software deveria ser livre**. Disponível em: http://www.gnu.org/philosophy/shouldbefree.pt.html. Acesso em 4 de jan. 2001

THOMAZINE, G. R. **Impactos da erosão em nutrientes do solo.** 2004 . Tese (Dissertação de Mestrado) - Jornal da Unicamp, Instituto de Biologia (IB) da Unicamp. Disponível em: <http://www.unicamp.br/unicamp/unicamp_hoje/ju/julho2003/ju219pg04a.html>. Acesso em 10 jul. 2004.

TOMLIN, C. D. **Geographic Information Systems and Cartographic Modeling**. Prentice-Hall, New Jersey, EUA, 1990. 249 p.

TUCHY, E. Forestry ecology in mountains areas. In: **LOGGING IN MOUNTAINS FORESTS**. Rome, FAO, 1982. p. 9-14.

U.S.D.A FOREST SERVICE. **Soil Erosion and WEPP Technology**. 2000. Disponível em: <http://topsoil.nserl.purdue.edu/nserlweb/Weppmain/overview/intro.html>. Acesso em 02 dez. 2003.

VAN REMORTEL, R.; HAMILTON, M.; HICKEY, R. Estimating the LS Factor for RUSLE through lterative Slope Length Processing of Digital Elevation Data. **Cartograpby**, v. 30, No. 1, p.27-35. 2001

WARREN, S. **Gravei Roads and Water Qualit**. 2003. Disponível em: <http://www.anr.state.vt.us/reflect/june3.htm> . Acesso em 30 nov. 2003.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D. D. **Predicting Rainfall Losses:** A Guide to Conservation Planning**,**. UMA Agricultural Handbook, n. .537, 1978. 58 p.

WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES. **Forestçy Best Management Practices for Water Quality**. 2003. Disponível em: <http://www.dnr.state.wi.us/org/iand/forestry/usesof/bmp/BMP.htm>. Acesso em 01 fev. 2004.