

**MODELAGEM DO ESCOAMENTO
SUPERFICIAL E DA EROSÃO HÍDRICA NA
SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO
MARCELA, ALTO RIO GRANDE, MG**

POLYANNA MARA DE OLIVEIRA SILVA

2006

POLYANNA MARA DE OLIVEIRA SILVA

**MODELAGEM DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DA EROSÃO
HÍDRICA NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO
MARCELA, ALTO RIO GRANDE, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Irrigação e Drenagem, para obtenção do título de “Doutor”

Orientadores

Prof. Dr. Antônio Marciano da Silva
Prof. Dr. Carlos Rogério de Mello

LAVRAS
MINAS GERAIS –BRASIL
2006

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Silva, Polyanna Mara de Oliveira

Modelagem do escoamento superficial e da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, Alto Rio Grande, MG. / Polyanna Mara de Oliveira Silva. – Lavras : UFLA, 2006.

155 p. : il.

Orientador: Antônio Marciano da Silva.

Tese (Doutorado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Bacia hidrográfica. 2. Modelagem. 3. Erosão. 4. Hidrologia. 5. Modelo de Nash. 6. Geoestatística. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-551.48

POLYANNA MARA DE OLIVEIRA SILVA

**MODELAGEM DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DA EROSÃO
HÍDRICA NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO
MARCELA, ALTO RIO GRANDE, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Irrigação e Drenagem, para obtenção do título de “Doutor”

Aprovada em 20 de setembro de 2006

Prof. Dr. Alberto Colombo

Prof^a. Dr^a. Helena Maria Ramos Alves

Prof. Dr. Daniel Fonseca de Carvalho

DEG/UFLA

EMBRAPA

UFRRJ

Orientadores

Prof. Dr. Antônio Marciano da Silva

Prof. Dr. Carlos Rogério de Mello

LAVRAS
MINAS GERAIS –BRASIL

Meu Deus,

OFEREÇO-VOS agora os frutos do meu trabalho.

“Senhor, não entendo o que acontece em minha vida, mas creio em Vosso amor e Vos ofereço meus louvores.”

DEDICO

À minha filha Giovanna.
Aos meus pais João Augusto e Vani Carvalho.
Ao irmão Vinícius Augusto.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo maravilhoso Dom da Vida.

À minha filha, razão da minha alegria.

Aos meus pais, fonte de amor e ensinamento para vida.

Ao meu irmão, pelo apoio e amor a mim dedicados.

À minha querida tia Vera, minha segunda mãe, pelo apoio nas horas mais difíceis.

Ao orientador, Prof. Carlos Rogério, pela dedicação, atenção, compreensão e orientação, imprescindíveis para a realização deste.

Ao orientador, Prof. Marciano, pela amizade, pela transmissão de tão preciosos conhecimentos e especialmente pelo crescimento profissional e pessoal que esta convivência tem me proporcionado.

Aos funcionários do Laboratório de Hidráulica, Zé Luiz, Neném e Sr. Berg, pela atenção e presteza.

A toda equipe de trabalho, especialmente Natalino, Marcelo Viola, Célio, Jeferson, Gilberto Coelho, Renato, sem os quais a realização deste não seria possível. Aos bolsistas Donizete (Doni), Lidiane, Márcio e Gil pela ajuda na fase final deste.

Aos colegas de curso, Luiz Alexandre (Ribeirão), Márcio Koetz, Joelma, Mirian, Patrícia, Gilberto, Claudionor e Edson, pela convivência e troca de experiências.

Ao Sr. Marcos do Nascimento Figueiredo, proprietário do sítio em que nos hospedamos durante as fases de instalação e coleta de dados em campo, pela confiança e amizade depositados na equipe e pelo imenso apoio sem o qual a realização deste seria muito difícil.

Ao Departamento de Engenharia e à Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade de realização do trabalho.

Ao CNPq (CTHidro) pela concessão da bolsa de estudos.

À CEMIG, FAPEMIG e CNPq, pelos recursos disponibilizados para a realização deste.

Enfim, a todos aqueles que, de alguma forma, colaboraram para que este trabalho alcançasse seus objetivos com êxito.

MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	i
GENERAL ABSTRACT	ii
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO	5
2.1 O processo erosivo.....	5
2.1.1 Fatores determinantes do processo erosivo.....	6
2.1.1.1 Constituintes químicos.....	6
2.1.1.2 Propriedades físicas	8
2.1.1.3 Constituintes mineralógicos.....	9
2.1.1.4 Classes de solos	10
2.2 Perdas de solo, água e nutrientes decorrentes do processo erosivo	12
2.3 Modelos preditivos de perda de solo	19
2.4 Modelo preditivo do deflúvio	22
2.5 Aplicação da geoestatística em estudos de variabilidade espacial.....	23
2.6 Semivariograma	25
2.6.1 Modelos de semivariogramas	27
2.6.2 Métodos de ajuste de semivariogramas	28
2.7 Krigagem	30
3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	32
CAPÍTULO 2 –Perdas de solo e água sob diferentes usos do solo numa bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande.....	37
RESUMO.....	37
ABSTRACT	39
1 INTRODUÇÃO	40
2 MATERIAL E MÉTODOS	41
2.1 Descrição da bacia hidrográfica.....	41
2.1.1 Localização	41
2.1.2 Solos e uso atual	42
2.1.3 Clima e Vegetação	42
2.1.4 Caracterização hidrológica	45
2.2 Obtenção dos dados de perdas de solo, água e nutrientes.....	45
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
3.1 Comportamento da erosão nas parcelas sob monitoramento	52
3.2 Comportamento da erosividade das chuvas no período de monitoramento e correlação com as perdas de solo.....	55
3.3 Caracterização química e física dos sedimentos transportados.....	63
4 CONCLUSÕES	71
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72
CAPÍTULO 3 – Simulação da erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande.....	75

RESUMO.....	75
ABSTRACT	77
1 INTRODUÇÃO	78
2 MATERIAL E MÉTODOS	81
2.1 Simulação da erosão na sub-bacia hidrográfica com base na EUPS	81
2.1.1 Levantamento dos parâmetros da EUPS para simulação.....	81
2.1.2 Mapeamento da erosão na sub-bacia hidrográfica.....	85
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	88
3.1 Continuidade espacial do comportamento da erosão na sub-bacia hidrográfica.....	88
3.2 Distribuição espacial da erosão na sub-bacia hidrográfica mediante diferentes cenários de uso do solo	93
4 CONCLUSÕES	103
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	104
CAPÍTULO 4 – Modelagem do escoamento superficial direto numa sub-bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande.....	108
RESUMO.....	108
ABSTRACT	109
1 INTRODUÇÃO	110
2 MATERIAL E MÉTODOS	113
2.1 Monitoramento hidroclimático da sub-bacia hidrográfica.....	113
2.2 Aplicação do Número da Curva (CN-SCS)	114
2.2.1 Descrição da metodologia.....	114
2.3 Modelagem Conceitual do hidrograma de escoamento superficial direto..	121
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	127
3.1 Análise de hidrogramas de escoamento superficial na sub-bacia hidrográfica	127
3.2 Aplicação do número da curva à sub-bacia hidrográfica.....	132
3.2.1 Análise da abstração inicial (A_i) e do número da curva (NC).....	134
3.3 Ajuste do modelo conceitual de Nash.....	137
4 CONCLUSÕES	152
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	153

RESUMO GERAL

SILVA, Polyanna Mara de Oliveira. **Modelagem do escoamento superficial e da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, Alto Rio Grande, MG.** 2006. 155 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

O manejo inadequado dos recursos solo e água tem produzido sérias consequências de dimensões ecológicas, econômicas e sociais. Sub-bacias hidrográficas são importantes unidades ambientais as quais são responsáveis pelo abastecimento de reservatórios, centros urbanos e unidades rurais. O ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas vem sendo seriamente afetado pela erosão dos solos e pelo transporte de sedimentos. Com o presente trabalho, objetivou-se estudar o comportamento da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, fornecendo parâmetros necessários à calibração de modelos empíricos de predição da erosão, simulando-se os impactos produzidos pelas alterações do uso do solo no processo erosivo. Além disso, para analisar o comportamento do escoamento superficial na sub-bacia hidrográfica, aplicou-se o método CN-SCS e o Modelo Conceitual de Nash para estimativa do hidrograma unitário instantâneo (HUI). A sub-bacia apresentou baixa taxa de perda de solo, sendo que as classes de solo foram determinantes na explicação do processo erosivo. Taxas mais elevadas de erosão foram encontradas no Cambissolo ocupado por pastagem e em plantações degradadas de eucalipto. As situações mais críticas foram encontradas para a simulação da ocupação da sub-bacia com eucalipto degradado, com elevada exposição do solo, especialmente no Cambissolo. Detectou-se um importante comportamento hidrológico na sub-bacia, verificando-se elevada restituição do escoamento subterrâneo, podendo ser considerada de elevado potencial de “produção de água”. O método CN-SCS não se mostrou adequado para a estimativa do deflúvio, sendo necessário ajustes físicos prévios. Por outro lado, o HUI estimado pelo modelo conceitual de Nash apresentou boa precisão para modelagem do hidrograma de escoamento superficial sub-bacia.

¹ Comitê orientador: Antônio Marciano da Silva –DEG/UFLA e Carlos Rogério de Mello –DEG/UFLA (Orientadores).

GENERAL ABSTRACT

SILVA, Polyanna Mara de Oliveira. **Surface runoff and erosion modeling in Marcela watershed, Alto Rio Grande region, MG.** 2006. 155 p. Thesis (Doctor Science in Irrigation and Drainage) - Federal University of Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil.²

The inadequate management of the soil and water resources has produced serious ecological, economical and social impacts. Watersheds are important environmental units which supply water for reservoirs, urban regions and farms. Water cycle dynamic in watershed is being seriously affected by soil erosion and sediment transport. This investigation goals to study water erosion behavior in Ribeirão Marcela watershed in order to estimate parameters for empirical soil erosion models calibration, simulating impacts produced by different land use at the erosion process. In addition, to analyze surface runoff behavior in watershed, applying CN-SCS method and Nash Conceptual Model for Instantaneous Unit Hydrograph (IUH) estimation. The watershed has presented low soil erosion rate, being pedologic characteristics very important to explain the erosion process. The highest soil erosion rates were found for Cambissol occupied by grasses and degraded eucalyptus plantation. The most critical situations were simulated for land use by degraded eucalyptus with high soil exposition, especially, in Cambissol units. Important hydrological behavior was detected in watershed, verifying high rate base flow, being the watershed classified as high potential for “water production”. CN-SCS method has not presented good surface runoff prediction, being necessary previous physical adjusts. Although, IUH estimated by Nash Conceptual Model has presented good accuracy for modeling of surface runoff hydrograph in watershed.

² Guindace Committee: Antônio Marciano da Silva –DEG/UFLA and Carlos Rogério de Mello –DEG/UFLA.

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

Rico em recursos naturais, o Brasil é, também, exemplo de contrastes. A corrida pelo desenvolvimento, alimentada pelas necessidades de uma população que cresce em número e pobreza, tem justificado a exploração indiscriminada dos recursos naturais, gerando sérias conseqüências ao meio ambiente.

Ações de desenvolvimento têm mostrado que é comum o uso abusivo de recursos naturais, gerando conseqüências deletérias para uma complexa interação das dimensões ecológicas, sociais e econômicas presentes na dinâmica das relações produtivas. Contudo, o próprio conceito de sustentabilidade é ainda controverso; em decorrência, encontram-se dificuldades em se integrar as diferentes facetas da sustentabilidade, seja no âmbito científico, seja na prática da formulação de políticas públicas em geral.

Considerando que o modo como se dá o uso dos recursos naturais é determinante no processo de construção de um desenvolvimento sustentável, em quaisquer de suas dimensões, faz-se necessário que a sociedade, de modo geral, internalize a idéia segundo a qual os recursos naturais apenas estarão disponíveis para esta geração ou para as vindouras, se utilizados de modo racional.

Juntamente com a água, o solo é um dos recursos naturais mais importantes para a sobrevivência da grande maioria das espécies. Todavia, é um dos mais degradados pelo homem. Milhões de toneladas de solo são perdidas anualmente pela ação da erosão hídrica, especialmente, em regiões de clima tropical e úmido.

O manejo inadequado dos solos é um problema muito grave e traz conseqüências imediatas, pois, sendo o suporte das plantas, seu efeito é logo constatado por meio da redução, tanto da biomassa nativa quanto da

produtividade das culturas, refletindo-se na rentabilidade das lavouras e do pastoreio, com reflexos na estabilidade do produtor.

A variabilidade do regime pluvial, particularmente nestes últimos anos, com precipitações em nível abaixo das médias históricas, associada com a antropização do meio ambiente, alterando negativamente o uso do solo, provocando a conseqüente diminuição da infiltração das águas, comprometendo o processo de recarga dos aquíferos subterrâneos, acarretou situações críticas quanto à capacidade de produção de água das sub-bacias e de geração de energia.

Concomitantemente a este problema, o manejo destas sub-bacias vem sendo conduzido de maneira imprópria, o que tem proporcionado sérios problemas de cunho ambiental, notadamente na perda de solo agricultável e conseqüente assoreamento de cursos d'água, o que afeta, invariavelmente, a dinâmica da água no contexto de sub-bacias, as quais abastecem reservatórios de usinas hidrelétricas e fornecem água para centros urbanos e para produtores rurais, que vêm sentido sensível declínio no nível dos rios.

Em termos de meio ambiente, a situação é extremamente sensível. A principal conseqüência da erosão é, além da geração, o transporte de sedimentos. O escoamento superficial produzido é capaz de transportar uma grande quantidade de material para rios e reservatórios existentes, reduzindo a sua capacidade de armazenamento e causando uma série de problemas de cunho econômico, social e ambiental.

Poucas pesquisas têm sido realizadas no sentido de gerar informações consistentes a respeito dos parâmetros de pequenas bacias hidrográficas, especialmente no que tange à perda de sedimentos e alteração do ciclo hidrológico, provocado por redução dos níveis dos aquíferos, maiores taxas de evapotranspiração, proporcionado pelos aumentos de temperatura, e a sensível alteração do regime de chuvas. Dentro deste cenário, a pesquisa científica,

especialmente o desenvolvimento e validação de modelos matemáticos, destacam-se como ferramenta indispensável para tomadas de decisões com respeito ao manejo de bacias. Os modelos são geralmente práticos, porém, para a validação e calibração dos mesmos, são necessários estudos mais consistentes, tendo como base os dados obtidos *in loco*.

Dentro desta ótica, objetivou-se, com este trabalho, estudar o comportamento da erosão hídrica, sob chuva natural, numa bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande, à montante da UHE de Camargos/CEMIG, fornecendo parâmetros necessários à calibração de modelos empíricos de predição de erosão e dados relevantes para validação dos mesmos; simulação da sua distribuição no espaço geográfico da sub-bacia sob diferentes cenários de uso agrícola do solo e modelagem de hidrogramas de escoamento superficial direto.

Este trabalho foi desenvolvido com base no monitoramento climático da erosão em parcelas de solo numa sub-bacia hidrográfica experimental e representativa do domínio dos Latossolos na região Alto Rio Grande, drenando diretamente para o reservatório da UHE de Camargos/CEMIG. Para tanto, o mesmo conta com a seguinte estrutura básica: no Capítulo 1, foi feito um levantamento do referencial teórico geral sobre os dois temas básicos do trabalho, erosão e escoamento superficial. O Capítulo 2, intitulado “Perdas de solo e água sob diferentes usos do solo numa sub-bacia hidrográfica da região alto Rio Grande” apresenta os resultados do monitoramento das parcelas de perda de solo. O Capítulo 3 apresenta os resultados da simulação da perda de solo e sua espacialização para diferentes cenários de uso do solo na sub-bacia hidrográfica, foi intitulado de “Simulação da erosão hídrica em uma sub-bacia-hidrográfica da região Alto Rio Grande”. No Capítulo 4, intitulado “Modelagem do escoamento superficial direto numa sub-bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande” apresentam-se os resultados da aplicação do método do Número da Curva –Soil Conservation Service (CN-SCS) na predição do deflúvio na sub-

bacia e do Modelo de Nash para o modelamento do hidrograma de escoamento superficial na sub-bacia hidrográfica.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O processo erosivo

Em condições naturais, as paisagens resultam de um longo e lento processo que envolve o intemperismo das rochas, a formação e erosão geológica do solo. Entretanto, por ocasião da erosão acelerada, principalmente pela ação antrópica, as perdas de solo processam-se em uma velocidade acima das perdas toleráveis de solo, que se refere às taxas aceitáveis de erosão frente ao intemperismo e à pedogênese, resultando na degradação do meio físico. Entre as atividades que mais afetam o ciclo hidrossedimentológico, destacam-se o desmatamento, a agropecuária, a urbanização, a mineração, a construção de estradas, a retificação e o barramento dos cursos de água (Bordas & Semmelmann, 1997; Coelho Neto, 1998).

O movimento do solo por ação da chuva é um processo complexo, influenciado pela quantidade, intensidade e duração da chuva, natureza do solo, cobertura vegetal, e declividade da superfície do terreno, sendo a interação desses fatores determinantes da erosão.

O processo erosivo começa quando as gotas da chuva atingem a superfície do solo e destroem os agregados, assim, as partículas se soltam, o material desprendido é transportado e depositado em outro local. O solo perde a capacidade de infiltração pela ação de compactação da gota e a taxa de infiltração diminui proporcionalmente ao tamanho da gota (Lima, 1987).

O processo de salpicamento das partículas do solo por ação das gotas é afetado pelo tamanho da gota, velocidade da queda e pela intensidade da chuva, sendo este processo mais pronunciado em terrenos de maior declividade. A presença de cobertura vegetal diminui o salpicamento e o solo será desprendido

em sua maioria pela concentração da enxurrada (Bertoni & Lombardi Neto, 1990).

O comportamento diferenciado dos solos ao processo de erosão recebe o nome de erodibilidade. A erodibilidade expressa a susceptibilidade do solo à erosão hídrica e é reflexo dos atributos mineralógicos, químicos, morfológicos e físicos dos solos (Silva et al., 1999). Usualmente, devido às suas características intrínsecas, é expressa em termos de índice de erodibilidade, sendo o mais estudado, o fator K da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) (Wischmeier & Smith, 1978).

Basicamente, existem três métodos para determinação da erodibilidade do solo. O primeiro envolve sua determinação em condições de campo sob chuva natural; o segundo, semelhante ao primeiro, determina o fator k em campo, em função das perdas de solo e do fator erosividade sob chuva simulada; e o terceiro baseia-se em equações de regressão que contenham, como variáveis independentes, propriedades químicas, físicas e morfológicas altamente correlacionadas com o fator k (Silva, 1994).

Segundo Silva (1994) a erodibilidade é o fator mais importante para a determinação das práticas conservacionistas, pois reflete as perdas para os diferentes solos, expostos sob as mesmas condições de topografia, manejo e precipitação.

2.1.1 Fatores determinantes do processo erosivo

2.1.1.1 Constituintes químicos

a) Matéria orgânica

A matéria orgânica desempenha importante papel na capacidade de armazenamento de água e na estabilidade dos agregados, influenciando a erodibilidade dos solos (Lima, 1987). Esta afirmação corrobora com Silva

(1990) que considera que elevados teores de matéria orgânica no solo contribuem para aumentar o tamanho dos agregados, tornando-os mais resistentes à dispersão e arraste pela enxurrada. Vários autores desenvolveram modelos para predição da erodibilidade e encontraram altas correlações com os teores de matéria orgânica (Silva, 1994).

Por outro lado, Rocha (2003) pondera que a presença da matéria orgânica no solo, dependendo da umidade, pode influenciar a resistência ao cisalhamento do solo, o qual age na resistência do solo aos agentes erosivos. Assim, para determinados valores de umidade, a matéria orgânica tende a reduzir a resistência ao cisalhamento em função da menor densidade do solo, devido ao menor contato entre as partículas. Por outro lado, dependendo da umidade, a matéria orgânica exerce funções físico-químicas, como melhor desenvolvimento radicular e melhor estruturação do solo, o que também confere resistência ao cisalhamento.

b) Óxidos de Ferro e Alumínio

A participação efetiva dos óxidos de Fe e Al na agregação do solo foi reportada por alguns autores, dentre eles, Lima & Andrade (2001). Uma série de trabalhos tem encontrado alta correlação dos óxidos de ferro e alumínio com a erodibilidade. Denardini (1990) desenvolveu um modelo para estimar a erodibilidade de solos brasileiros e observou que a inclusão dos teores de óxidos de ferro e alumínio melhorou o coeficiente de determinação do modelo.

A agregação do solo influencia a resistência do mesmo ao salpico provocado pelo impacto das gotas de chuva, assim, a superfície do solo com agregados mais pulverizados é mais susceptível ao deslocamento por salpico (Silva et al, 1995).

2.1.1.2 Propriedades físicas

a) Textura

Lima & Andrade (2001) relatam que elevados teores de silte, aliados à baixa agregação, foram atributos que favoreceram a erosão entressulcos, enquanto que altos teores de argila levaram os solos a um comportamento inverso. Essas observações concordam com Silva (1990) e Silva (1994) que consideram que a erodibilidade do solo tende a aumentar quando os teores de areia fina e silte são elevados, e a diminuir com a elevação dos teores de argila.

Lemos & Lutz (1957) atribuem a elevados teores de silte e areia fina a formação de uma crosta na superfície do solo pelo impacto direto das gotas de chuva, as quais desagregam os torrões, transformando-os em partículas menores, que são arrastadas para dentro dos poros, reduzindo a permeabilidade. Solos mais arenosos têm maior quantidade de partículas deslocadas pelo impacto da gota de chuva devido à menor coerência entre as partículas (Silva et al, 1995).

b) Estrutura

A estrutura desempenha um papel fundamental na erodibilidade dos solos influenciando a taxa de infiltração, resistência à dispersão, deslocamento por salpico, abrasão e forças de transporte da enxurrada (Silva, 1994).

O tipo e tamanho da estrutura do solo são importantes na predição da erodibilidade. O trabalho de Wischmeier et al. (1971) mostrou que a estrutura granular é menos susceptível à erosão que a estrutura em blocos, maciça e laminar. Por outro lado, Lima (1987) relata que a estrutura granular condiciona uma baixa coerência entre os grânulos do solo, devido à pequena área de contato, favorecendo o desprendimento e arraste das partículas pela água.

Aliado à estrutura do solo, deve-se considerar a importância do relevo neste processo, pois, áreas de relevo plano e suave ondulado, minimizam o

efeito cisalhante da água, o que juntamente com a permeabilidade, proporcionada pela estrutura granular, diminui a ação erosiva da água.

c) Coerência e permeabilidade

Para Silva (1990) o solo que apresentar a melhor relação entre coerência e permeabilidade torna-se mais resistente à erosão. Assim, solos que apresentam boa coerência entre os agregados serão mais resistentes ao salpicamento e ao arraste. Por outro lado, uma boa permeabilidade reduz o volume da enxurrada por ensejar maior infiltração, tornando também o solo mais resistente à erosão. A dominância de um ou de outro fator condiciona o solo a diferentes formas de erosão.

d) Estabilidade dos agregados

A agregação do solo é uma das mais importantes propriedades dinâmicas a ser considerada no estudo de erosão hídrica.

Silva (1994) estudando a relação entre a erodibilidade e algumas propriedades do solo, concluiu que a agregação do solo e a resistência ao impacto da gota foram as propriedades que melhor correlacionaram com a erodibilidade do solo, determinada pelo método direto.

2.1.1.3 Constituintes mineralógicos

A mineralogia dos solos afeta sobremaneira sua agregação e, por conseqüência, sua erodibilidade. Solos tropicais são geralmente ricos em óxidos de ferro e alumínio e argila 1:1 o que lhes proporcionam, geralmente, uma melhor agregação do que os solos com elevados teores de argila 2:1 e pobres em óxidos de ferro e alumínio (Lima & Andrade, 2001). A caulinita e a gibsitita constituem uma importante fração mineral do solo quanto à agregação. De

acordo com Lima (1987) a caulinita tem sua formação favorecida por alto regime de carbono orgânico e baixo teor de ferro e titânio na rocha de origem, a formação de gibsitita é inibida por condições que favorecem a caulinita.

A gibsitita, principalmente, e óxidos de ferro e matéria orgânica, favorecem a formação de pequenos grânulos, diminuindo muito a coerência, favorecendo neste caso a erosão em sulcos. A presença de caulinita diminui a permeabilidade dos solos, promovendo maior volume de enxurrada e desgaste uniforme à superfície do solo, ou seja, favorece a erosão laminar (Lima, 1987).

2.1.1.4 Classes de solos

Os diferentes grupos e classes de solos apresentam várias combinações de fatores intrínsecos que promovem comportamentos diferenciados ao processo erosivo.

a) Solos com horizonte B Latossólico (Bw)

Os lançantes de grande comprimento geralmente presentes nesta classe de solo são o principal agravante do processo erosivo, pois, proporcionam maiores volumes de enxurrada que atingem as partes mais baixas do terreno com energia acentuada.

A maior permeabilidade desses solos proporcionada pela grande macroporosidade, devido à presença de óxidos de Fe e Al, conferem-lhes resistência à erosão. No entanto, em Latossolos com maiores teores de óxidos, mesmo os mais argilosos, as partículas podem apresentar coerência muito pequena, devido a pouca superfície de contato dos grânulos e, neste caso, apresentarão erodibilidade mais elevada (Silva, 1990).

Segundo Silva (1990) os Latossolos do Triângulo Mineiro, devido à alta permeabilidade e solum mais profundo, e por situarem-se em áreas de relevo plano e suave ondulado, são os menos propensos à erosão na sua forma mais

drástica, tendo como principal forma de erosão, a laminar. Os Latossolos argilosos da Zona da Mata de Minas Gerais são considerados os solos de menor erodibilidade, devido à alta permeabilidade aliada à boa coerência entre os agregados. Já o Latossolo Roxo tem a aparência de pó de café, onde os grânulos muito arredondados têm pouca coerência, sendo mais susceptível ao voçorocamento devido à facilidade de deslocamento dos grânulos pela água. Os Latossolos de cor amarela com baixos teores de óxidos de Fe e Al possuem geralmente a estrutura em blocos, com maior coerência entre os agregados sendo, portanto, menos permeáveis que os Latossolos de cor vermelha com maiores teores de óxidos, e, portanto, mais susceptíveis à erosão.

b) Solos com horizonte B incipiente (Bi)

Os solos que apresentam horizonte Bi são conhecidos como Cambissolos. As características intrínsecas dos Cambissolos, tais como, baixa permeabilidade, teores de silte elevados, pouca espessura do solum, pobreza química acentuada e associação a relevos movimentados, tornam esse sistema muito instável e altamente favoráveis à erosão, tanto a laminar, quanto em sulcos.

c) Solos com horizonte B Textural (Bt)

O processo erosivo nos Bt's é favorecido pelo gradiente textural existente entre os horizontes A e B, o que dificulta o movimento de água no perfil do solo.

Para locais com características pluviais e de pedoforma semelhantes, estes solos são mais susceptíveis à erosão que os Latossolos, devido à menor espessura do solum e à menor permeabilidade, podendo os Argissolos e a Terra Roxa Estruturada apresentarem, além da erosão laminar, erosão em sulcos (Silva et al, 1999).

2.2 Perdas de solo, água e nutrientes decorrentes do processo erosivo

Apesar das conseqüências da erosão, existem poucos estudos que tratam da quantificação dos sedimentos produzidos em bacias hidrográficas. Segundo Pruski (1997) não existe estimativa da quantidade de material (solo e insumos) que é gerado por processos erosivos no estado de Minas Gerais, que possui extensas áreas de cultivo e vários reservatórios de usinas hidrelétricas. A quantificação dos sedimentos produzidos é de suma importância para o desenvolvimento de técnicas eficazes de combate à erosão e de assoreamento, tornando possível determinar o grau de deterioração do solo e os efeitos da implantação de técnicas de controle da erosão (Flanagan & Nearing, 2000).

A erodibilidade, determinada pelo nomograma, de seis solos localizados no município de Lavras –MG foi estudada por Oliveira (1983). Dentre os solos estudados, os Latossolos foram os mais resistentes à erosão e os Cambissolos os mais susceptíveis. Na fase intermediária, encontraram-se a Terra Roxa Estruturada e os Argissolos Vermelho Amarelo. Os elevados teores de argila, baixos teores de silte e areia muito fina, estrutura granular, permeabilidade moderada e médios teores de matéria orgânica conferiram aos Latossolos resistência à erosão.

A relação entre erosão e parâmetros físicos e mineralógicos dos solos foi estudada por Lima (1987). Os solos analisados em Lavras, MG e Itumirim, MG foram o Latossolo Vermelho Escuro (LE) e Latossolo Vermelho Amarelo (LVA), respectivamente. Os maiores teores de matéria orgânica, gibsitita e óxidos de ferro e alumínio conferiram ao LE uma estrutura granular e de menor tamanho, propiciando menor coerência entre os agregados e maior permeabilidade, o que foi confirmado pela maior taxa de infiltração. Sob chuva simulada, a perda de solo por salpicamento foi maior no LVA, sendo que o LE apresentou maior acamamento dos agregados e partículas nos espaços porosos.

Os índices de erodibilidade avaliados indiretamente, calculados por diversos autores, apontaram o Latossolo Vermelho Amarelo como aquele de menor resistência ao processo erosivo.

Silva (1990) relacionou a incidência de voçorocas com as diferentes classes de solos e buscou avaliar as causas do comportamento diferenciado das classes de solos à ação erosiva das águas para os municípios de Lavras, Ijaci e parte de Itumirim. Os solos estudados na região foram os Latossolos (50% da área), Cambissolos (20%), Solos com horizonte B textural (20%), Litossolos e Regossolos (5%) e Hidromórficos e Aluviais (5%). Os Cambissolos foram os solos de maior susceptibilidade e os Argissolos os de maior resistência ao voçorocamento. Dentre os Latossolos, o Vermelho Amarelo foi mais predisposto ao voçorocamento, corroborando com as observações de Lima (1987).

Silva (1994) avaliou a erodibilidade do Latossolo Vermelho Escuro (LE) e do Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) da região de Lavras. Foram utilizados 6 índices de erodibilidade e comparados ao método direto sob chuva simulada. Os índices obtidos enquadraram o LE na classe de erodibilidade muito baixa e o LVA na classe baixa. O LE apresentou uma maior perda de solo por salpicamento, entretanto, devido a sua maior permeabilidade, o deflúvio é menor, fazendo com que o transporte de sedimentos seja menor no LE em relação ao LVA.

Lima & Andrade (2001) estudaram a erodibilidade entressulcos para três solos de textura argilosa, Argissolos Vermelho Escuro (PE) e Vermelho Amarelo (PV) e um Latossolo Roxo (LR), na região de Lavras. A ordem crescente da erodibilidade dos solos foi LR < PE < PV. Dentre os atributos analisados, os que tiveram maior influência foram os óxidos de ferro, teor de caulinita, argila dispersa em água, volume total de poros, densidade do solo e de partículas e agregados estáveis em água < 0,105mm. Para os Argissolos, as taxas

de erosão entressulcos e a enxurrada foram mais dependentes da intensidade da precipitação aplicada do que da declividade do solo, ao contrário do Latossolo Roxo em que a declividade foi o fator determinante.

Estimativas de perdas de solo por erosão na região indicam índices na ordem de 31 a 593 Mg ha⁻¹ano⁻¹, dependendo da classe de solo e considerando ausência de cobertura vegetal e manejo inadequado do solo (Giarola et al., 1997).

Medições em condições de campo indicam que as perdas de solo em pastagens nativas em Cambissolos são da ordem de 20 Mg ha⁻¹ano⁻¹ (Santos et al., 1998). Esse valor é maior do que o considerado como o máximo tolerado para essa classe de solo, que é de 3,0 Mg ha⁻¹ano⁻¹ (Giarola et al., 1997). Isso é devido, principalmente, ao relevo acentuado e à baixa permeabilidade do solo à água (30 mm h⁻¹) da maioria dos solos da região (Motta et al., 2001).

Alguns municípios do Sul de Minas apresentam significativa parcela de sua pecuária leiteira calcada em áreas de pastagens nativas, como a região dos Campos das Vertentes. Assim, os estudos de Bono et al (1996) e Santos et al. (1998) apresentaram um enfoque voltado para erosão em pastagens, a qual foi avaliada pelo método dos pinos, sob chuva natural. Segundo os autores, o manejo inadequado dessas pastagens, quase sempre com o uso do fogo para favorecer a rebrota do pasto, associado às propriedades intrínsecas dos solos e ao relevo mais acidentado, reúnem condições extremamente favoráveis a um agravamento do processo erosivo. As perdas de solo variaram de 18,0 a 6,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no Latossolo Variação Una e de 39,7 a 24,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no Cambissolo. Os dados mostraram que a manutenção da vegetação de campo nativo reduziu as perdas de solo em 85%, em relação ao solo descoberto, o que demonstra o potencial de perda de solo no período entre a queimada (prática comum nestas áreas) e a rebrota do pasto.

Motta et al. (2001) estimaram indiretamente a erodibilidade dos solos predominantes na bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, município de Nazareno –MG, e encontraram valores da ordem de $0,023 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para Latossolo Vermelho distrófico; $0,034 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para o Latossolo Vermelho Amarelo distrófico e de $0,048 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para o Cambissolo distrófico.

Sob chuva natural, Silva et. al. (2001) avaliaram a perda de solo e a erodibilidade de um Cambissolo e um Latossolo Roxo em Lavras (MG), encontrando perdas de solo de $325 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e de $5,21 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. A erodibilidade encontrada foi de $0,036 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para o Cambissolo e $0,001 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para o Latossolo Roxo.

Silva (2003) encontrou perdas de solo de $205,65 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $14,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ respectivamente para o Cambissolo Háplico distrófico típico (CXbd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf). As perdas médias anuais de água foram de 369 mm e 113 mm e a erodibilidade foi de $0,024 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ e $0,004 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, respectivamente para o CXbd e para o LVdf.

A avaliação das perdas de solo e água assume importância fundamental na adoção de práticas conservacionistas que visam minimizar os efeitos deletérios da degradação do solo.

Avaliando as perdas de solo e água, Brito et al. (2004) encontraram para o Latossolo Vermelho, no município de Guanhões, MG, perdas de solo da ordem de $0,011$; $0,412$; $1,770$; $0,063$; $0,098$ e $0,116 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e de água iguais a $2,24$; $9,23$; $23,66$; $11,46$; $17,75$ e $8,62 \text{ mm ano}^{-1}$, correspondendo a $0,14\%$, $0,58\%$; $1,48\%$; $0,72\%$; $1,11\%$; e $0,54\%$ da precipitação total, para floresta nativa, pastagem nativa, solo descoberto, eucalipto plantado no sentido do declive do terreno com queima de restos culturais, eucalipto plantado no sentido do declive do terreno sem queima de restos culturais, e eucalipto plantado em

nível sem queima de restos culturais, respectivamente. De acordo com os autores, as perdas de solo encontradas estão abaixo da tolerância admissível estabelecidas para os solos da região.

A FAO (1967) admite perdas da ordem de $12,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para solos profundos, permeáveis e bem drenados; 2 a $4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para solos rasos ou impermeáveis e valores intermediários a estes para os demais solos.

As perdas médias de água para as diferentes situações de cobertura vegetal, avaliadas por Martins (2005), apresentaram a variação de 5,63 a 597,53 mm para a mata e solo descoberto, correspondendo a 0,48% e 52,82% da precipitação total anual, respectivamente. Para o eucalipto, as perdas variaram de 7,50 a 98,40 mm o que representou 0,95 e 8,70% em relação ao total precipitado, respectivamente para o Argissolo Amarelo textura média/argilosa e Argissolo Amarelo moderadamente rochoso.

Além da quantificação dos sedimentos produzidos, o conhecimento das perdas de nutrientes e matéria orgânica é de fundamental importância para o manejo de forma sustentada na bacia hidrográfica.

A exposição do subsolo, em decorrência da erosão, condiciona o solo a problemas nutricionais específicos, como a toxidez por alumínio (Al^{3+}) ou manganês (Mn^{2+}), e alta fixação de potássio (K^+), além de problemas nas propriedades do solo, como compactação e os problemas advindos dela (Mayer, 1985; Haebellin, 1993). Além disso, ocorre a desestruturação física e biológica do solo, devido à redução nos níveis de matéria orgânica, o que afeta os processos de infiltração e retenção de água e disponibilidade de nutrientes para as plantas (Cannel & Hawes, 1994).

Outro problema a ser considerado é a contaminação de aquíferos pelo transporte de produtos químicos e eutrofização dos corpos d'água por excesso de nutrientes. O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são os nutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização dos aquíferos, sendo o fósforo o nutriente limitante,

uma vez que muitas algas verde-azuis são capazes de utilizar o N_2 atmosférico (Hernani et al., 1999). De acordo com Yoo et al. (1988) concentrações de fósforo na solução da enxurrada superiores a $0,02 \text{ mg dm}^{-3}$ são consideradas críticas, as quais contribuem para aceleração do processo de eutrofização. Áreas submetidas à intensa adubação fosfatada podem resultar em enxurradas que facilmente extrapolem o limite crítico (Hernani et al., 1999), reforçando a necessidade de manejo do solo de maneira que sejam minimizadas as perdas de nutrientes e os prejuízos ao meio ambiente.

Por outro lado, Zuliani (2003) estudou o ciclo geoquímico de nutrientes em uma microbacia e concluiu que aumentos na entrada de P, via adubação, não foram seguidos diretamente por um maior teor de P na água do vertedouro. Segundo o autor, esta ocorrência deve-se ao fato de que, em alguns períodos, após precipitações elevadas, observa-se aumento na concentração de P na água do vertedouro sem que tivesse sido realizada a adubação fosfatada, provavelmente devido ao arraste superficial de partículas ricas em P.

Resk et al. (1980) observaram, para um Argissolo, que as perdas de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Al^{3+} por erosão foram superiores à composição química original do solo e que as de matéria orgânica representaram cerca de 0,9% da quantidade presente no solo. Segundo Seganfredo et al. (1997), o material erodido é mais rico em nutrientes e matéria orgânica que o solo original, porque o material transportado é mais rico em silte e argila do que o solo que originou o sedimento e é nessas partículas que se encontra a maioria dos nutrientes adsorvidos.

Faganello (1991) verificou num Latossolo Vermelho, que as perdas de K^+ e P atingiram 76 e $54 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, no plantio convencional, com a queima da palha do milho e soja, e 5 e $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o plantio direto, respectivamente. Esta pesquisa deixa claro que os sistemas de plantio conservacionistas diminuem consideravelmente as perdas de solo e nutrientes.

Izidoro (2004) encontrou taxa de enriquecimento de nutrientes da ordem de 3,09 a 4,30 para P; 0,96 a 1,33 para Ca; 0,98 a 1,24 para Mg e 0,59 a 1,17 para K. Entende-se por taxa de enriquecimento (ER) do sedimento a relação entre a concentração de matéria orgânica e nutriente no sedimento erodido e a no solo original. Quando a ER é maior que 1, significa que o sedimento foi enriquecido por nutriente do solo (Hernani et al., 1999)

No processo de erosão hídrica, alguns nutrientes podem apresentar maiores concentrações no sedimento e outros na solução. Hernani et al. (1999) avaliando diferentes sistemas de manejo observaram que as perdas de P e K⁺ foram maiores no sedimento, enquanto que Ca²⁺ e Mg²⁺ foram maiores na enxurrada. Os mesmos resultados foram observados por Bertol et al. (2004) e Martins (2005). Entretanto, McDowell & McGregor (1980) encontraram perdas maiores de P e K⁺ na enxurrada durante o ciclo da soja.

O Potencial de Arraste de Sedimento (PAS) que corresponde à perda de solo por mm de água da enxurrada foi determinado por Martins (2005) que encontrou os menores valores de PAS para a mata, valores intermediários para a eucalipto e maiores para o solo descoberto. Os baixos valores de PAS, determinados para a mata, foram atribuídos principalmente à interceptação das gotas pela copas das árvores e à barreira física formada pela serrapilheira. Os valores de PAS determinados foram 4, 19 e 34 kg ha⁻¹ mm⁻¹ para o Argissolo Amarelo textura média/argilosa; 3, 33 e 41 kg ha⁻¹ mm⁻¹ para o Plintossolo Háptico e 8, 33 e 101 kg ha⁻¹ mm⁻¹ para o Argissolo Amarelo moderadamente rochoso.

Silva (2003) encontrou valores de PAS em média cinco vezes maior para o Cambissolo Háptico em relação ao Latossolo Vermelho, concordando com os resultados de permeabilidade cinco vezes maior para o Latossolo Vermelho.

2.3 Modelos preditivos de perda de solo

No Brasil, a erosão carrega anualmente 500 milhões de toneladas de solo, o que corresponde a uma camada de solo de 15 centímetros numa área de 280.000 ha. O sedimento transportado pela erosão se deposita nas baixadas e nos rios, riachos e lagoas, causando uma elevação de seus leitos e favorecendo a ocorrência de grandes enchentes. A presença de uma boa cobertura florestal é de grande importância para o controle do processo erosivo, que pode resultar em grandes acúmulos de sedimentos nos cursos d'água, assoreando os mesmos e até mesmo causando eutrofização de reservatórios, contribuindo, sobretudo, para a redução da qualidade da água.

Como foi anteriormente descrito, a erosão hídrica depende de inúmeros fatores, tais como: precipitação incidente, resistência do solo à ação da chuva, capacidade de infiltração de água no solo, grau de proteção do solo à ação da chuva, rugosidade e declividade do terreno, comprimento da encosta e uso e manejo do solo. Portanto, a modelagem adequada do processo erosivo deve considerar a influência desses fatores.

A avaliação de dados provenientes diretamente de pequenas bacias hidrográficas permite que sejam feitas importantes inferências matemáticas sobre o comportamento da erosão ao longo do ano. Segundo Nearing et al. (1989) e Fernandez (1993), a modelagem matemática é uma ferramenta poderosa e indispensável em termos de predição da erosão. Com a utilização desta, é possível equacionar problemas que envolvem as variáveis que regem este fenômeno, principalmente o transporte de sedimentos, por meio da análise física do escoamento superficial, especialmente com dados que retratem o real comportamento em uma bacia hidrográfica.

A maioria dos trabalhos desenvolvidos para o cálculo da contribuição relativa das perdas de solo por unidade de tempo e área ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) utiliza

modelos matemáticos, na sua maioria empíricos, derivados de aproximações da Equação Universal de Perda de Solo – EUPS (Wischmeier & Smith, 1978).

A EUPS foi desenvolvida analisando-se dados de escoamento superficial em mais de 10000 parcelas experimentais, sob condições de chuva, natural e simulada, nos Estados Unidos. O modelo é muito utilizado para o planejamento conservacionista do solo e, embora seja denominada Universal, necessita da calibração dos parâmetros de acordo com as condições locais (Wischmeier, 1978). A EUPS expressa a perda de solo por unidade de área e tempo e considera fatores como a erosividade da chuva, a erodibilidade do solo, fator topográfico e os fatores de uso e manejo do solo, além de práticas conservacionistas.

A erosividade da chuva expressa a capacidade desta em causar erosão no solo. Este fator considera tanto a quantidade precipitada quanto a energia cinética das gotas que incidem sobre a superfície do solo.

O fator topográfico representa a relação entre perdas de solo em uma área com declive e comprimento de rampa quaisquer e as perdas que ocorrem em uma rampa unitária com 25m de comprimento e 9% de declividade.

O fator práticas conservacionistas é um fator antrópico que considera o uso e manejo do solo e as práticas conservacionistas adotadas, respectivamente. Ele tem influência na interceptação da chuva, na resistência ao escoamento superficial, infiltração de água no solo, armazenamento superficial, direcionamento e distância percorrida pelo escoamento superficial.

Apesar de amplamente difundida, a EUPS apresenta algumas limitações quanto a sua utilização, pois o processo erosivo que ocorre na escala de bacias hidrográficas é diferente das parcelas padrões de onde as equações foram derivadas. Dentre as limitações pode-se citar a não estimativa dos processos de deposição e transporte de sedimentos que, freqüentemente, ocorrem ao longo da vertente devido à complexidade do relevo das bacias hidrográficas. Além desta,

os parâmetros que envolvem os processos hidrológicos e seus efeitos estão implícitos na equação, como o efeito do escoamento superficial no processo erosivo. Apesar das dificuldades envolvidas nos experimentos de campo que visam estudar o escoamento superficial e a especificidade em termos de aplicação, deve-se procurar trabalhar com a modelagem que busque conciliar o empirismo com as definições físicas.

O modelo Water Erosion Prediction Project (WEPP) desenvolvido no National Soil Erosion Research Laboratory (NSERL) em West Lafayette, Indiana - EUA, tem chamado atenção pela sua consistência e riqueza de detalhes na simulação dos fenômenos de erosão em bacias hidrográficas. O maior problema é que seu uso e aplicação se restringem aos EUA, que já contam com grande volume de informações sobre parâmetros pedológicos e hidrológicos, indispensáveis na alimentação do modelo.

Modelos empíricos, baseados na EUPS, como MUSLE e RUSLE, respectivamente EUPS Modificada e Revisada, que necessitam de dados monitorados *in situ*, vêm sendo aplicados a bacias hidrográficas. Estes modelos têm sido usados na Europa e Austrália para descrever o fenômeno do transporte de sedimentos em microbacias hidrográficas, demonstrando razoável poder de predição.

Os devidos ajustes dos atuais modelos para aplicação às condições brasileiras, em que não há uma ferramenta consistente para estudos da erosão e dinâmica da água numa bacia hidrográfica constitui um grande avanço na área. Atualmente, estudos com a EUPS, para condições pontuais, geradas por simuladores de chuva de pouca precisão e representatividade são mais difundidos no Brasil. Para a utilização de todos os modelos citados, torna-se necessária a utilização de ferramentas como SIG (Sistemas de Informação

Geográficas) para divisão das bacias em pequenas áreas com o máximo possível de homogeneidade.

Assim, conclui-se que a solução de problemas associados à hidrossedimentologia, principalmente à erosão hídrica em bacias hidrográficas, envolve amplo conhecimento, e o entendimento das causas e conseqüências está na interface dos conhecimentos da engenharia, agronomia e ecologia. A compreensão e o controle dos processos erosivos, de forma completa e eficaz, devem ser exercidos pela integração destes diferentes conhecimentos, explorando as inter-relações que indicarão o caminho para o controle eficaz e sustentável da erosão hídrica em bacias hidrográficas (Merten & Minella, 2002).

2.4 Modelo preditivo do deflúvio

Dentre os modelos de predição do deflúvio, denominados chuva-vazão, destaca-se o modelo do Número da Curva (CN-SCS) do Soil Conservation Service como sendo um dos mais utilizados para estimar o deflúvio em sub-bacias hidrográficas. Este método foi utilizado por vários autores, tais como Mello (2003), Avanzi (2005), Ferraz (2002), Pozzebon (2000).

O método CN-SCS é baseado na obtenção de curvas que relacionam a precipitação com o escoamento em muitas bacias norte-americanas. No sentido de padronizar essas curvas, foram definidos números adimensionais, conhecidos como número curva (NC). O NC pode variar na faixa de 0 a 100, sendo que o valor 0 é encontrado em áreas totalmente permeáveis, onde o potencial de armazenamento é elevado e não ocorre escoamento, O valor 100 é aplicado a áreas totalmente impermeáveis, sem armazenamento, onde o escoamento da chuva é total (Pozzebon, 2000).

Na modelagem do escoamento superficial, o método CN, ao longo dos anos, tomou-se o mais conhecido. Segundo Machado (2002), essa popularidade

é devida à sua simplicidade, requerendo apenas algumas características hidrográficas. O método baseia-se em dados da relação entre intensidade da chuva, condições de superfície do solo e volume do escoamento, sendo, pois, o valor do número da curva uma função do uso, cobertura do solo, condições hidrológicas, grupo hidrológico do solo e condições de umidade antecedente. Cada um destes fatores pode apresentar altas variabilidades espaciais, dificultando a determinação precisa dos valores de CN para todas as áreas de uma bacia hidrográfica (Grove et al., 1998).

Para reduzir os efeitos da variabilidade espacial desses e de outros parâmetros em sub-bacias hidrográficas, torna-se indispensável o uso dos SIG's sendo um importante aliado nos estudos de erosão e escoamento em sub-bacias hidrográficas.

O estudo da variabilidade espacial dos atributos que regem o fenômeno da erosão é melhor compreendido quando feito pela geoestatística, pois permite definir o grau de correlação espacial destes e, associado a outras técnicas de manejo em sub-bacias hidrográficas, pode constituir uma ferramenta capaz de inferir a respeito da conservação e manutenção dos ecossistemas nelas inseridas (Gomes, 2005).

2.5 Aplicação da geoestatística em estudos de variabilidade espacial

Segundo Roque (2003) há duas metodologias que possibilitam o estudo da variabilidade espacial, a geoestatística e a estatística clássica. Diferem entre si na forma de análise da variação dos dados. A estatística clássica pode fornecer o tamanho da variabilidade espacial. As técnicas geoestatísticas levam em consideração a distribuição espacial das medidas, o que permite definir o alcance de correlação espacial entre amostras (Vieira, 2000).

Segundo Vieira (2000), para a posição fixa x_i , identificada por uma coordenada no espaço ou no tempo, cada valor medido da variável em estudo $z(x_i)$ pode ser considerado como uma realização de certa variável aleatória, $Z(x_i)$. O conjunto de variáveis aleatórias $\{Z(x_i), \forall x_i \in S\}$ é determinado pela função aleatória e é simbolizado por $Z(x_i)$ (Journel & Huijbrets, 1991). De acordo com Isaaks & Srivastava (1989), assume-se que a dependência espacial, nesta função aleatória, é especificada por algum mecanismo probabilístico. A geoestatística é constituída com base em conceitos básicos de estatística, em particular de processos estocásticos (ou função aleatória), especialmente, medidas de covariância, correlações e de semivariâncias, as quais assumem papel fundamental na análise (Ribeiro Junior, 1995).

A teoria das variáveis regionalizadas pressupõe que, cada dado $z(x_i)$ é modelado como uma variável aleatória que pode ser expressa pela soma de três componentes: uma componente estrutural, associado a um valor médio constante ou a uma tendência constante; uma componente aleatória, espacialmente correlacionada; e um erro aleatório (Mello, 2004).

Se x representa uma posição em uma, duas ou três dimensões, então o valor da variável Z , em x , é dado por:

$$Z(x_i) = M(x) + \varepsilon'_x + \varepsilon_i \quad (1)$$

Onde $M(x)$ é uma função determinística que descreve a componente estrutural de Z em x ; ε'_x é um termo estocástico, que varia localmente e depende espacialmente de $M(x)$; e ε_i é um ruído aleatório não correlacionado, com distribuição normal, média zero e variância σ^2 . A geoestatística atua no termo estocástico ε'_x .

Segundo Vieira (2000) a hipótese intrínseca requer apenas a estacionaridade do variograma. Esta é a principal hipótese sobre a qual a geoestatística está alicerçada. Uma variável regionalizada é intrínseca quando:

- existir a esperança matemática para a variável regionalizada e ela não depende da posição x ;

- para todo vetor h , a variância da diferença $[V(x) - V(x + h)]$ é finita e independe da posição x , dependendo apenas do vetor de h .

2.6 Semivariograma

O semivariograma é o método geoestatístico para diagnosticar a presença da correlação espacial entre as unidades amostradas (Duarte, 2000). Segundo Ribeiro Júnior (1995), os semivariogramas são preferidos para caracterizar a estrutura de continuidade espacial da característica avaliada por exigirem hipóteses de estacionaridade menos restritivas (hipótese intrínseca). O semivariograma representa uma função de semivariâncias em relação às respectivas distâncias. A semivariância representa a metade da variância entre observações de uma variável aleatória Z , separadas por uma distância h (Mello, 2004).

O semivariograma experimental, de acordo com Vieira (2000), é definido por:

$$\gamma(h) = 1/2 E\{[Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2\} \quad (2)$$

e pode ser estimado por:

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (3)$$

Em que $N(h)$ é o número de pares de valores medidos $Z(x_i)$, $Z(x_i+h)$, separados por um vetor h . O gráfico de $\gamma^*(h)$, em função dos valores correspondentes de h , chamado semivariograma, é uma função do vetor h e, portanto, depende tanto da magnitude quanto da direção de h . De acordo com Vieira (2000), as características ideais de um semivariograma (Figura 1) são:

a) que as diferenças $\{[Z(x_i)-Z(x_i+h)]\}$ decresçam assim que h , a distância que os separa, decresça;

b) que medições localizadas próximas sejam mais parecidas entre si do que aquelas separadas por grandes distâncias. Dessa maneira, é de se esperar que $\gamma(h)$ aumente com a distância h . Por definição, $\gamma(0) = 0$ quando $h = 0$. Entretanto, na prática, à medida que h tende para 0 (zero), $\gamma(h)$ se aproxima de um valor positivo chamado efeito pepita (“nugget effect”) e que recebe o símbolo de C_0 . O valor de C_0 revela descontinuidade do semivariograma para distâncias menores do que a menor distância amostrada;

c) à medida que h aumenta, $\gamma(h)$ também aumenta até um valor máximo no qual se estabiliza, sendo o mesmo chamado de patamar (“sill”) e aproximadamente igual à variância dos dados;

d) a distância na qual $\gamma(h)$ atinge o patamar é chamada alcance (“range”), sendo em geral, identificada por “ a ” e é a distância limite de dependência espacial. Medições localizadas a distâncias maiores que “ a ” têm distribuição espacial aleatória e, por isso são, independentes entre si. Para estas amostras, a estatística clássica pode ser empregada sem restrições. Por outro lado, amostras coletadas em distâncias menores que “ a ” são correlacionadas umas às outras, o que permite que se façam interpolações para espaçamentos menores do que os amostrados, desde que se identifique a estrutura de dependência espacial.

Dessa maneira, o alcance “ a ” é a linha divisória para aplicação da geoestatística ou estatística clássica e, por isso, o cálculo do semivariograma deveria ser feito rotineiramente para dados de campo, para garantir as hipóteses estatísticas sob as quais serão analisados .

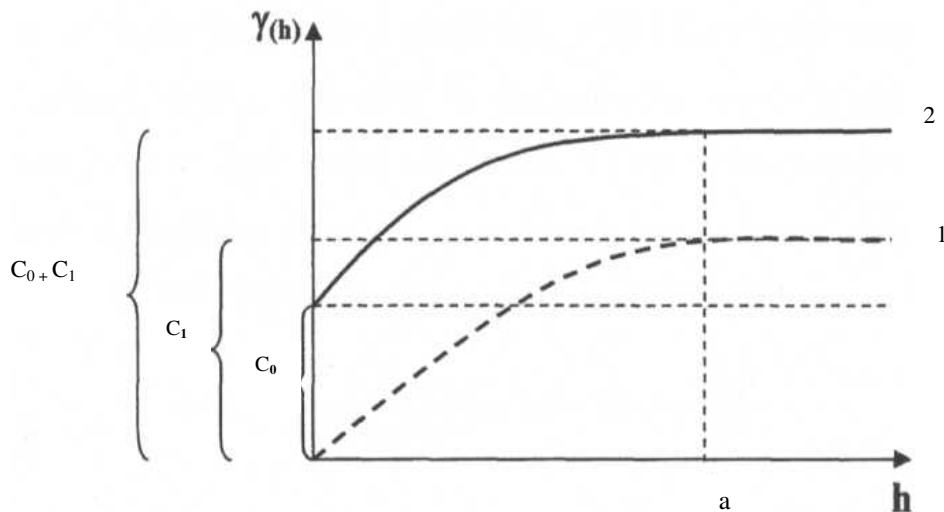


FIGURA 1- Representação de semivariograma ideal ausência do efeito pepita – (1) e de semivariograma típico para dados sem tendência e com ruído (2).

2.6.1 Modelos de semivariogramas

O modelo do semivariograma pode assumir muitas formas, dependendo do conjunto de dados e do espaçamento de amostragem (Machado, 1994). A escolha de um modelo teórico do semivariograma é um dos aspectos mais importantes das aplicações das variáveis regionalizadas e pode ser uma das maiores fontes de ambigüidade e polêmicas nessas aplicações (Vieira, 2000).

Existem condições que definem uma classe de modelos válidos. Tais condições surgem da necessidade dos termos do sistema de krigagem, que são medidas de covariância e semivariância de variáveis separadas por uma distância que não necessariamente pode ser estimada partindo-se dos pontos amostrais. Todos os cálculos de geoestatística dependem do valor do modelo do semivariograma para cada distância especificada (Vieira et al., 1983). Por isso,

se o modelo não possuir bom ajuste, todos os cálculos seguintes estarão equivocados. Os principais modelos de correlação são:

Modelo esférico

$$\gamma(h) = C_0 + C_1 \left[\frac{3}{2} \left(\frac{h}{a} \right) - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right]; 0 < h < a \quad (4)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C_1, h \geq a \quad (5)$$

Modelo exponencial

$$\gamma(h) = C_0 + C_1 \left[1 - \exp\left(-3 \frac{h}{a}\right) \right]; 0 < h < a \quad (6)$$

Modelo gaussiano

$$\gamma(h) = \exp\left[\left(-\frac{h}{a}\right)^2\right] \quad (7)$$

Onde:

h = distância

a= alcance

C_0+C_1 = patamar

2.6.2 Métodos de ajuste de semivariogramas

O semivariograma é o cerne dos estudos geoestatísticos, pois é por meio dele que se descreve quantitativa e qualitativamente a variação espacial, além de ser o ponto chave na determinação do preditor geoestatístico krigagem (Mello, 2004). Daí a importância do melhor ajuste possível e da seleção adequada de modelos da função de semivariância.

Até a década de 1980, em função da pouca disponibilidade de recursos computacionais, o ajuste do modelo espacial ao semivariograma experimental era usualmente feito de forma visual, não tendo o auxílio de métodos

matemáticos, ficando à mercê da subjetividade do pesquisador. Atualmente, com o aumento dos recursos computacionais, outros métodos de ajuste, livres da subjetividade, vêm sendo empregados, dentre eles, o método dos quadrados mínimos ponderados (MQP) e o método da máxima verossimilhança (MV).

O método da MV consiste em maximizar a função de densidade de probabilidades, em relação aos efeitos fixos e aos componentes de variâncias dos efeitos aleatórios do modelo. Esse método é iterativo e fornece sempre estimativas positivas de componentes de variância. Existem alguns problemas no uso deste estimador devido ao fato deste não considerar a perda de graus de liberdade resultante da estimação dos efeitos fixos do modelo (Oliveira, 2003). Verossimilhança significa semelhante à verdade e, então, denota a probabilidade de algo ser verdadeiro. Assim, máxima verossimilhança significa a máxima probabilidade de algo ser verdadeiro.

Um estimador de máxima verossimilhança possui propriedades tais como: ser assintoticamente não tendencioso, dar estimativa de variância mínima, ser consistente e invariante.

O MQP é uma tentativa de ponderar a semivariância, uma vez que a ponderação pela variância das estimativas das semivariâncias não é conhecida. Mello (2004) comenta que isso é possível dividindo-se o erro quadrático médio pelo número de pares de pontos em cada distância no semivariograma.

Para análise e escolha do melhor método e modelo, pode-se considerar a razão entre a variância estrutural e o patamar, expressa em porcentagem, que permite classificar o grau de dependência espacial. Segundo Robertson (1998), é considerada fraca se essa razão for $\leq 25\%$, moderada quando a razão estiver entre 25% e 75% , e forte se a razão for $> 75\%$. O grau de dependência é dado por:

$$GD = \left(\frac{C_1}{C_1 + C_0} \right) \times 100 \quad (8)$$

2.7 Krigagem

Na maioria das vezes, o interesse da análise geoestatística não se limita à obtenção de um modelo de dependência espacial, desejando-se também prever valores em pontos não amostrados. O interesse pode ser em um ou mais pontos específicos da área ou obter uma malha de pontos interpolados que permitam visualizar o comportamento da variável na região por meio de um mapa de isolinhas ou de superfície. Para se obter esse maior detalhamento da área em estudo, é necessária a aplicação de um método de interpolação que, no caso da geoestatística, é conhecido como krigagem (Silva Junior, 1984).

De acordo com Ribeiro Junior (1995) e Camargo (1997), o processo de krigagem se diferencia dos outros métodos de interpolação pela forma de atribuição dos pesos, já que, neste método, não se utiliza a distância euclidiana entre os pontos, mas uma "distância estatística" que expressa tanto a distância quanto a estrutura de variabilidade (semivariância ou covariância). Não apenas a distância dos vizinhos ao ponto a ser estimado é considerada, mas também as distâncias entre os mesmos influenciam a distribuição dos pesos. Assim, os vizinhos agrupados têm importância individual relativamente menor do que aqueles isolados.

No método da krigagem, os pesos são atribuídos de acordo com a variabilidade espacial expressa no semivariograma (Vieira, 1998). No entanto, o que torna a krigagem um interpolador ótimo é a maneira como os pesos são distribuídos, não sendo tendencioso, tendo variância mínima e possibilitar que se conheça a variância da estimativa (Webster & Oliver, 1990).

A condição de não tendência significa que, em média, a diferença entre valores estimados e medidos para o mesmo ponto deve ser nula. A condição de variância mínima significa que, embora possam existir diferenças ponto por

ponto entre o valor medido e o estimado, essas diferenças devem ser mínimas (Fietz, 1998).

Sendo assim, a krigagem é uma técnica usada na geoestatística com o objetivo de estimar valores de variáveis para locais onde as mesmas não foram medidas a partir de valores adjacentes interdependentes. Para que esta ferramenta seja usada, é necessário que exista a dependência espacial definida pelo semivariograma (Salviano, 1996), sendo o valor estimado da variável dado pela expressão:

$$Z(x_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i) \quad (9)$$

Em que N é o número de vizinhos medidos, $Z(x_i)$ utilizados na estimativa da variável e λ_i são os ponderadores aplicados a cada $Z(x_i)$, os quais são selecionados de forma que a estimativa obtida seja não tendenciosa.

Por intermédio da análise de mapas de contorno ou de superfície, gerados por meio da krigagem, pode-se tomar decisões importantes. O mapeamento da erosão hídrica em bacias hidrográficas, por exemplo, permite um melhor planejamento e manejo do solo na mesma.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AVANZI, J. C. **Modelagem do escoamento superficial e erosão hídrica em uma microbacia hidrográfica na região dos Tabuleiros Costeiros**. 2005. 68 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

BERTOL, I. Erodibilidade de um Cambissolo húmico distrófico determinada sob chuva natural, primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, n. 2, p 335-338, mar./abr. 2004.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 335 p.

BONO, J. A. M.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; EVANGELISTA, A. R.; CARVALHO, M. M.; SILVA, M. L. N. Cobertura vegetal e perdas de solo por erosão em diversos sistemas de melhoramento de pastagens nativas. **Pasturas Tropicais**, Cali, v. 18, n. 1, p. 2-8, ene./mar. 1996.

BRITO, L. F. **Erosão hídrica de Latossolo Vermelho Distrófico Típico em área de pós-plantio de eucalipto na Região de Guanhães (MG)**. 2004. 78 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

DENARDINI, J. R. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 106 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

FAGANELLO, A. Semeadoras para o uso em manejo conservacionista. In: FERNANDES, J. M.; FERNANDES, M. R.; KOCHHANN, R. A.; SELLES, F.; ZENTER, R. P. **Manual de manejo conservacionista do solo para os estados do Rio Grande do sul, Santa Catarina e Paraná**. Passo Fundo: EMBRAPA – CNPT/CIDA, 1991. p. 59-62. (EMBRAPA –CNPT/CIDA. Documento, 1)

FERNANDEZ, M. R. Controle de sedimentos em bacias hidrográficas de distribuição de reservatórios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 7., 1993, Poços de Caldas. **Anais...** São Paulo: ABGE, 1993.

FERRAZ, F. F. B. **Dinâmica dos sedimentos em suspensão na bacia do rio Piracicaba**. 2002. 112 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, SP.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. Sediment particle sorting on hillslope profiles in the WEPP model. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 43, n. 3, p. 573-583, May/June 2000.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **La erosión del suelo por el agua**: algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. Roma: FAO, 1967. 207 p.

GIAROLA, M. F. B.; CURTI, N.; SIQUEIRA, J. O.; CHAGAS, C. S.; FERREIRA, M. M. **Solos da região sob influência do reservatório da hidrelétrica de Itutinga/Camargos (MG)**: perspectiva ambiental. Convênio CEMIG/UFLA/FAEPE. Lavras: UFLA, 1997. 101 p.

GOMES, N. M. **Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos do solo da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela na região do Alto Rio Grande, MG**. 2005, 125 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Lavras, Lavras –MG.

GROVE, M.; HARBOR, J.; ENGEL, B. Composite vs. Distribute Curve Number: effects on estimates of storm runoff depths. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 34, n. 5, p. 1015-1023, Oct. 1998.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 1, p. 145-154, jan/mar. 1999.

IZIDORO, R. **Perdas de nutrientes por erosão e sua distribuição espacial num Latossolo Vermelho sob cultivo de cana-de-açúcar**. 2004. 44 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Jaboticabal, SP.

LEMOS, P. O. C.; LUTZ, J. F. Soil crusting and some factors affecting it. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 21, n. 6, p. 485-491, Nov./Dec. 1957.

LIMA, J. M de. **Relação entre erosão, teor de ferro, parâmetros físicos e mineralógicos de solos da região de Lavras (MG)**. 1987. 86 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

LIMA, P. M. P.; ANDRADE, H. Erodibilidade entressulcos e atributos de solos com B textural e B latossólico do município de Lavras –MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 463-474, abr./jun. 2001.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e produção de sedimento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 152 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para microbacia hidrográfica do Ribeirão Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 735-741, jul./ago. 2003.

MARTINS, S. G. **Erosão hídrica em povoamento de eucalipto sobre solos coesos nos Tabuleiros Costeiros, ES**. 2005. 106 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MELLO, C. R. de. **Estudo hidrológico em micro-bacia hidrográfica com regime de escoamento efêmero**. 2003. 133 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. Integração dos enfoques do processo de erosão hídrica. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., 2002, Cuiabá, MT. **Anais...** Cuiabá: UFMT, 2002. 1CD-ROM.

MOTTA, P. E. F. da; CURTI, N.; SILVA, M. L. N.; MARQUES, J. J. G. de S. M.; PRADO, N. J. S.; FONSECA, E. M. B. **Levantamento pedológico detalhado, erosão dos solos, uso atual e aptidão agrícola das terras de microbacia piloto na região sob influência do reservatório da Hidrelétrica de Itutinga/Camargos-MG**. Lavras: UFLA/CEMIG, 2001. 51 p.

NEARING, M. A.; FOSTER, G. R.; LANE, L. J.; FINKNER, S. C. A process-based soil erosion model for USDA – Water Erosion Prediction Project Technology. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 32, n. 5, p. 1587-1593, Sept./Oct. 1989.

OLIVEIRA, V. H. de. **Erodibilidade de seis solos do município de Lavras – MG, usando o nomograma**. 1983. 70 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

POZZEBON, E. J. **Simulação de escoamento superficial em microbacia**

hidrográfica utilizando sistemas de informação geográfica e de modelagem hidrológica. 2000. 243 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

PRUSKI, F. F. Aplicação de modelos físico-matemáticos para a conservação de água e solo. In: SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. (Ed.). **Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura.** Brasília: MMA, SRH, ABEAS, 1997. p. 129-171.

RESCK, D. V.; FIGUEIREDO, M. S.; FERNANDES, B.; RESENDE, M.; SILVA, T. C. A. Erodibilidade de um Podzólico Vermelho-Amarelo Câmbico Distrófico fase terraço localizado na Zona da Mata (MG), determinada com simulador de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 5, n. 1, p. 7-14, jan./abr. 1980.

ROCHA, W. W. **Resistência ao cisalhamento e estabilidade de taludes de voçorocas em solos da região de Lavras, MG.** 2003. 101 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SANTOS, D.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; EVANGELISTA, A. R.; CRUZ FILHO, A. D.; TEIXEIRA, W. G. Perdas de solo e produtividade de pastagens nativas melhoradas sob diferentes práticas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, n. 2. p. 183-189, fev. 1998.

SEGANFREDO, M. L.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. L. R. de. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em diferentes sistemas de culturas em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, n. 2, p. 287-291, abr./jun. 1997.

SILVA, A. C. **Relação entre voçorocas e solos na região de Lavras (MG).** 1990. 124 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVA, A. M. da. **Erosividade, erodibilidade e perdas por erosão em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural.** 2003. 72 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; BARRETO, V. C. M.; SILVA, T. F. Perdas por erosão e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo Roxo no sul de Minas Gerais –Resultados Preliminares. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 7, Goiânia, 2001. **Anais...**

Goiânia: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, 2001. p. 1-8.

SILVA, M. L. N. **Erodibilidade e impacto direto das gotas de chuva simulada sobre a superfície de latossolos sob cerrado**. 1994. 109 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

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

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; MARQUES, J. J. G. M.; LIMA, L. A.; FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M. Resistência ao salpico provocado por impacto de gotas de chuva simulada em latossolos e sua relação com características químicas e mineralógicas. **Ciência e Prática**, Lavras, v. 19, n. 2, p. 176-182, abr./Jun. 1995.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 26, n. 5, p. 183-189, 1971.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning**. Washington: United states department of Agricultura, 1978. 58 p.

YOO, K. H.; TOUCHTON, J. T.; WALKER, R. H. Runoff, sediment and nutrients losses from various tillage systems of cotton. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 12, n. 1, p. 13-24, July 1988.

ZULIANI, D. Q. **Balço geoquímico em plantações de eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósitos de lixo**: estudos de caso. 2003. 96 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

CAPÍTULO 2

PERDAS DE SOLO E ÁGUA SOB DIFERENTES USOS DO SOLO NUMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DA REGIÃO ALTO RIO GRANDE

RESUMO

SILVA, Polyanna Mara de Oliveira. Perdas de solo e água sob diferentes usos do solo numa sub-bacia hidrográfica da Região Alto Rio Grande. In: _____. **Modelagem do escoamento superficial e erosão na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, Alto Rio Grande, MG.** 2006. Cap. 2, p. 37-74. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.³

Apesar da importância dos solos para o manejo de bacias hidrográficas e das conseqüências do seu uso inadequado, poucas pesquisas científicas têm sido realizadas no sentido de gerar informações técnicas a respeito dos parâmetros de bacias hidrográficas, especialmente a perda de solo, gerada pela erosão hídrica. Dentro deste cenário, o desenvolvimento e validação de modelos matemáticos, destacam-se como importantes ferramentas para tomadas de decisões com respeito ao manejo de bacias. Assim, objetivou-se com esta pesquisa estudar o comportamento da erosão hídrica, sob chuva natural, numa bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande, à montante da UHE de Camargos/CEMIG, estimando os parâmetros necessários à calibração de modelos empíricos de predição de erosão e dados relevantes para validação dos mesmos. O experimento foi realizado baseado em cinco parcelas distribuídas na sub-bacia hidrográfica de acordo com o tipo de solo e a cobertura vegetal. A Parcela 1 (P1) foi instalada sobre Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) ocupada por plantio degradado de eucalipto, com elevada exposição do solo, Parcela 2 (P2) em LVAd ocupada por pastagem nativa; Parcela 3 (P3) em Cambissolo distrófico (Cd) ocupada por pastagem nativa; Parcela 4 (P4) em Latossolo Vermelho distrófico típico (LEd) sem cobertura vegetal e Parcela 5 (P5) em LEd ocupada por pastagem nativa. As perdas de solo, água e nutrientes foram monitoradas em todas as parcelas. As maiores perdas de solo foram registradas A parcela 3 (P3) produziu as maiores perdas de solo, explicado principalmente pelos atributos

³ Comitê orientador: Antônio Marciano da Silva –DEG/UFLA e Carlos Rogério de Mello –DEG/UFLA (Orientadores).

intrínsecos do Cambissolo. Baixas taxas de perdas de nutrientes foram verificadas nos sistemas naturais avaliados.

CHAPTER 2

ABSTRACT

SILVA, Polyanna Mara de Oliveira. Soil and water losses under different agricultural soil uses in watershed of Alto Rio Grande region, MG. In: _____. **Surface runoff and erosion modeling in Marcela watershed, Alto Rio Grande region, MG.** 2006. Chap. 2, p. 37-74p. Thesis (Doctor Science in Irrigation and Drainage) - Federal University of Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil.⁴

In despite of soils importance for watershed management and environmental impacts produced by inadequate land use, few scientific researches have been developed to produce technical information about watersheds, especially, soil losses generate by water erosion. The development and validation of mathematical models are very important tools to support management decisions in a watershed. This work purposes to study the water erosion behavior, under natural rainfall, in the watershed of the Alto Rio Grande region, at upstream of Camargos Hydropower Plant/CEMIG, estimating parameters for calibration soil loss empirical models prediction and scientific data for validation of them. The experiment was carried out based on five plots distributed in watershed for representing pedologic units and land use. Plot 1 was installed in Dystrophic Red Yellow Latossol (LVAd) occupied by degraded eucalyptus plantation, with high soil exposition, Plot 2 in LVAd occupied by native grasses, Plot 3 in Dystrophic Cambissol occupied by native grasses, Plot 4 in Typical Dystrophic Dark Red Latossol (LEd) and bare condition and Plot 5 in LEd occupied by native grasses. Soil, water and nutrients losses were monitored in all plots. Plot 3 has produced the highest soil losses, being explained, mainly, by intrinsic attributes of the Cambissol. Low rate nutrient losses were verified in natural systems evaluated.

⁴ Guindace Committee: Antônio Marciano da Silva –DEG/UFLA and Carlos Rogério de Mello –DEG/UFLA.

1 INTRODUÇÃO

Os impactos ambientais da exploração irracional dos recursos naturais podem ser visualizados pela destruição da biodiversidade (flora e fauna), da diminuição da disponibilidade de recursos hídricos, assoreamento de rios e reservatórios e da perda física e química dos solos. Todos estes fatores reduzem a capacidade produtiva da terra, diminuindo a produtividade agrícola e, portanto, impactando as populações.

Além da quantificação dos sedimentos produzidos, o conhecimento das perdas de nutrientes e matéria orgânica é de fundamental importância para o manejo de forma sustentada da bacia hidrográfica. Os estudos em sub-bacias hidrográficas são fundamentais para o entendimento da dinâmica da água, por proporcionarem uma visão completa da relação solo-água-planta e dos efeitos de uso e manejo dos solos na sustentabilidade do sistema e do ciclo hidrológico (Avanzi, 2005).

Dentre os modelos matemáticos utilizados para estimar a erosão hídrica por unidade de área e tempo, destaca-se a EUPS, a qual é amplamente utilizada especialmente para o planejamento conservacionista do solo. Nesse sentido, a avaliação das perdas de solo, água e nutrientes, dentro do processo de produção agrícola, assume importante papel, especialmente para dar suporte à escolha e adoção de práticas que visam minimizar esses impactos e contribuir para a sustentabilidade na atividade agrícola.

Assim, objetivou-se com esta pesquisa estudar o comportamento da erosão hídrica, sob chuva natural, numa bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande, à montante da UHE de Camargos/CEMIG, fornecendo parâmetros necessários à calibração de modelos empíricos de predição de erosão e dados relevantes para validação dos mesmos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da bacia hidrográfica

2.1.1 Localização

A área de estudo corresponde à bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela afluente pela margem direita do córrego Jaguará, que deságua diretamente no reservatório da UHE de Camargos/CEMIG. Situa-se entre as coordenadas UTM 550169 e 552810km W e 7650163 e 7650989km S e entre as altitudes 960m e 1060m. Está inserida na unidade geomorfológica Planalto Campo das Vertentes, na região Alto Rio Grande (Figura 2), município de São João Del Rei.

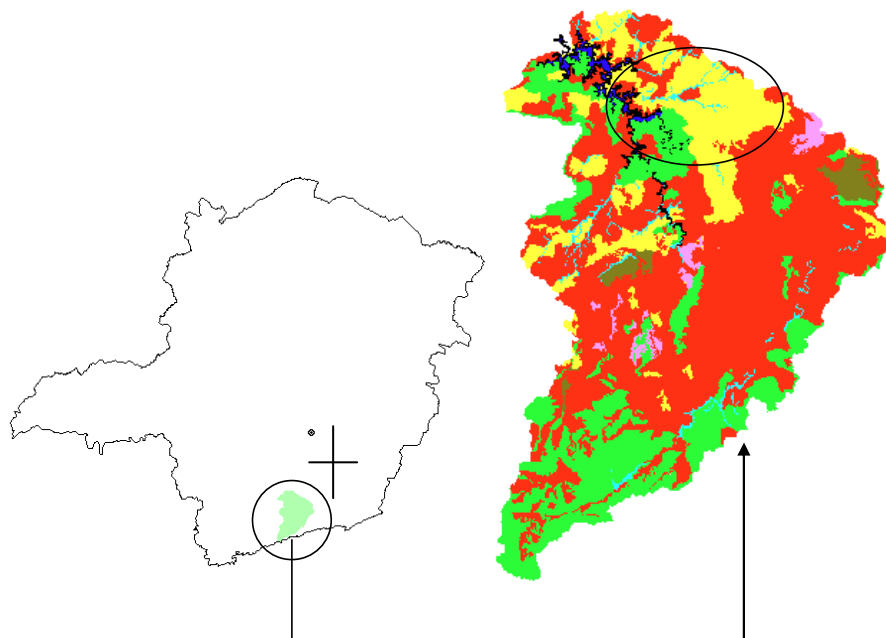


FIGURA 2 – Localização da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela

2.1.2 Solos e uso atual

Na sub-bacia hidrográfica há predominância do Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) ocupando cerca de 65% da área. O Latossolo Vermelho distrófico típico (LEd) ocupa cerca de 14%; os Cambissolos (Cd) estão presentes em menos de 5% da área e os solos Hidromórficos (Hi) em 17% da área da sub-bacia hidrográfica. A distribuição dos solos na sub-bacia hidrográfica pode ser visualizada na Figura 3. Com base em estudos pedológicos e hidrológicos esta sub-bacia foi escolhida por Silva et al (2004) como representativa do domínio Latossolos na região Alto Rio Grande à montante da UHE de Camargos/CEMIG.

No contexto de uso dos solos há predominância de propriedades rurais voltadas quase que exclusivamente para produção leiteira, razão pela qual se destaca a presença de pastagem em 75,87% das terras. Entretanto, observa-se, de forma menos expressiva, a presença de pequenas lavouras de subsistência de milho, arroz e cana de açúcar, além de fragmentos de matas, eucaliptal e cultivo de maracujá (Gomes, 2005), como pode ser observado na Figura 4.

2.1.3 Clima e Vegetação

O clima, segundo a classificação climática de Köppen, é do tipo Cwa (temperado com verões quentes e úmidos e invernos secos e frios), estando os solos, exceto os Hidromórficos, sujeitos aos regimes údico e isotérmico (Giarola et al, 1997).

O tipo de vegetação natural determinante é o cerrado tropical subcaducifólio, ocorrendo ocasionalmente floresta tropical subcaducifólia ou campo de surgente no terço superior das encostas, campo cerrado tropical nos locais de domínio de solos mais rasos e campo hidrófilo de várzea nas baixadas.

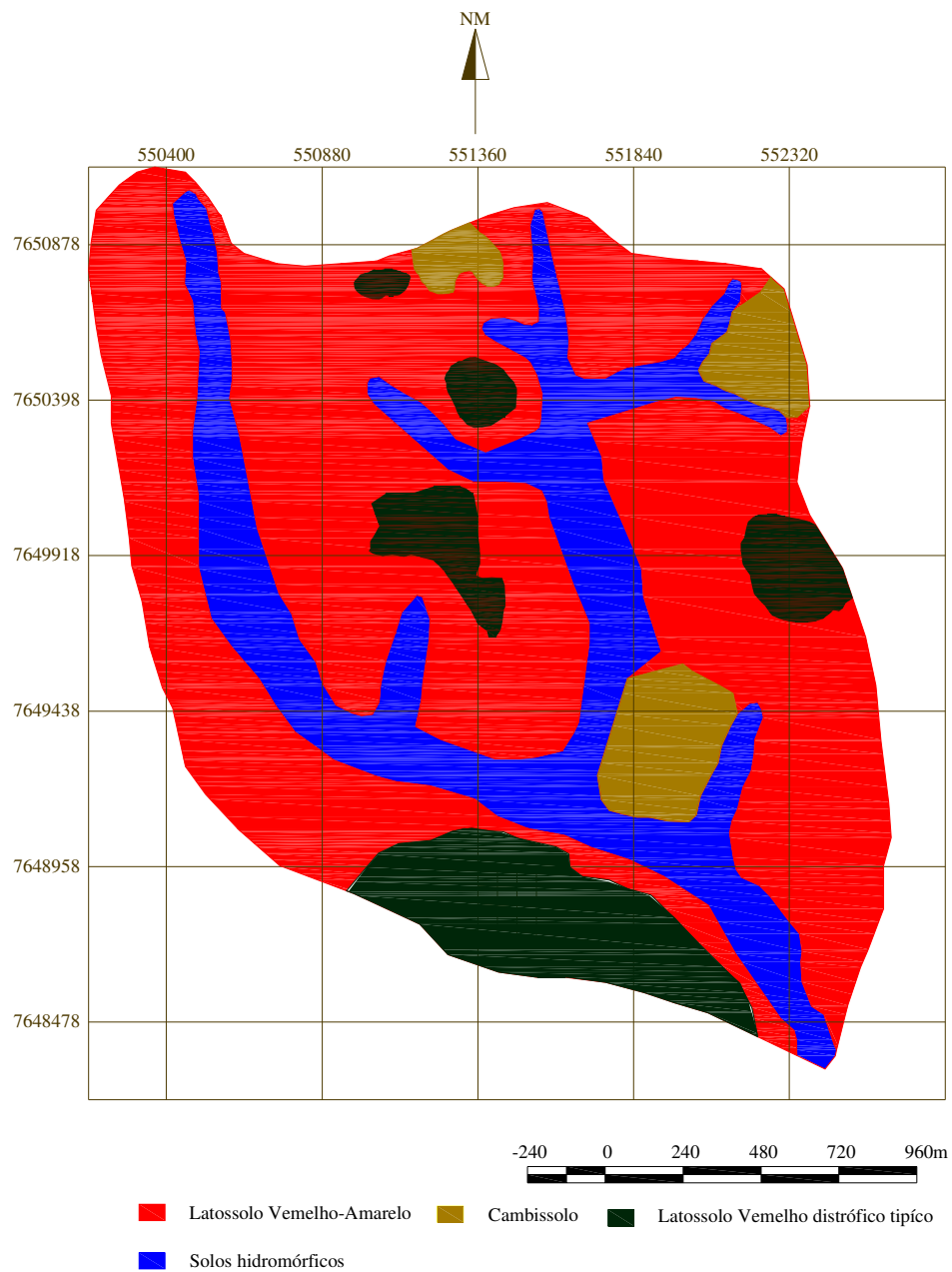


FIGURA 3 - Mapa de solos da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Marcela, adaptado de Giarola et al. (1997)

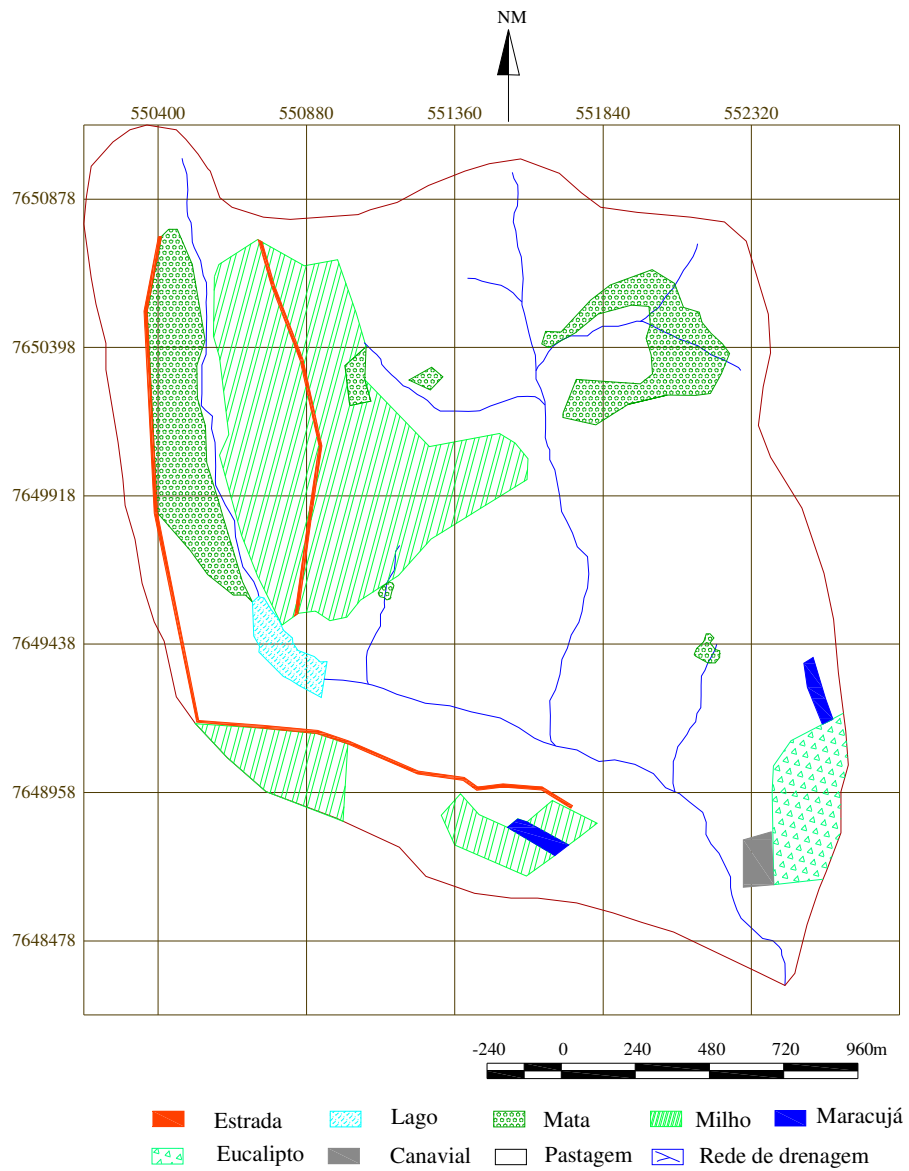


FIGURA 4 - Mapa de ocupação e uso atual do solo na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela, extraído de Gomes (2005).

2.1.4 Caracterização hidrológica

A sub-bacia hidrográfica possui uma área drenada de aproximadamente 478 ha, com declividade média de 13,65%, e elevação média de 1003m. O comprimento do curso d'água principal é de 3,83 km sendo a declividade do canal de 1,57% e a densidade de drenagem igual a 1,80 km km⁻². O perímetro da sub-bacia hidrográfica é de 8,94 km, o coeficiente de compactidade (kc) igual a 1,14, sendo considerada uma sub-bacia com alta propensão a vazões de pico elevadas. Com base no coeficiente de forma (kf =0,79) verifica-se que a sub-bacia tem tendência mediana á formação de enchentes.

2.2 Obtenção dos dados de perdas de solo, água e nutrientes

As parcelas experimentais para avaliação da perda de solo e água na sub-bacia hidrográfica foram distribuídas na área de modo a garantir uma representatividade do uso do solo da sub-bacia como um todo. O período de monitoramento das parcelas foi de dezembro de 2004 a junho de 2005. Desse modo, foram instaladas cinco parcelas, com dimensões de 3 x10m, (Figura 5) com as seguintes características:

- Parcela 1 (P1)

Tipo de solo: Latossolo Vermelho Amarelo distrófico –LVAd.

Declividade da parcela: 10%

Cobertura vegetal: Plantação degradada de eucalipto, com semi-exposição do solo. Figura 6(a)

- Parcela 2 (P2)

Tipo de solo: Latossolo Vermelo Amarelo distrófico –LVAd.

Declividade da parcela: 15%

Cobertura vegetal: Pastagem. Figura 6(b)

- Parcela 3 (P3)

Tipo de solo: Cambissolo distrófico –Cd.

Declividade da parcela: 15%

Cobertura vegetal: Pastagem degradada. Figura 6(c)

- Parcela 4 (P4)

Tipo de solo: Latossolo Vermelho Distrófico típico –LEd.

Declividade da parcela: 13%

Cobertura vegetal: solo descoberto. Figura 6(d)

- Parcela 5 (P5)

Tipo de solo: Latossolo Vermelho Distrófico típico –LEd.

Declividade da parcela: 10%

Cobertura vegetal: pastagem.

Figura 6(e)

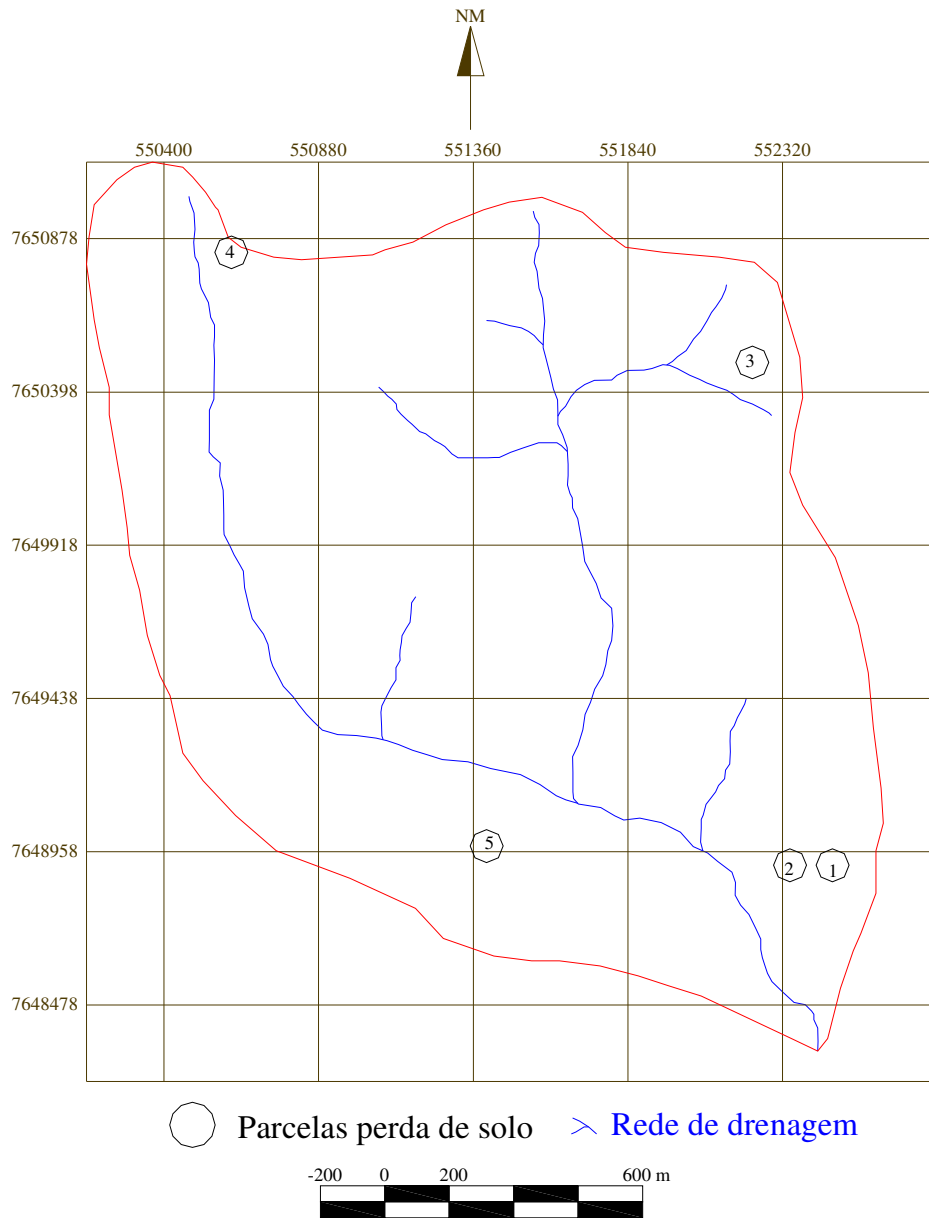


FIGURA 5 –Localização das parcelas de perda de solo na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela



FIGURA 6 – Fotos das parcelas de perda de solo e água instaladas na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela.

Na parte inferior das parcelas foram instaladas calhas coletoras que conduzem a enxurrada para dois tanques coletores de 250L cada, interligados por um divisor tipo Gueib com 11 janelas, sendo que a coleta no segundo tanque corresponde a 1/11 da enxurrada proveniente do primeiro tanque.

Para quantificar as perdas de solo, água e nutrientes foram coletadas amostras do sedimento e da enxurrada após cada evento de precipitação nos tanques coletores nas diversas unidades pedológicas da sub-bacia, permitindo análise temporal e espacial do acúmulo de sedimentos produzidos em cada unidade pedológica, para cada evento pluviométrico. Foram quantificados os elementos fósforo, cálcio, magnésio, além da matéria orgânica, nitrato, nitrogênio total, capacidade de troca de cátions, saturação por bases e textura.

Para o cálculo da erosividade foram utilizados dados pluviométricos obtidos em uma micro-estação climatológica instalada na sub-bacia hidrográfica. A partir das precipitações calculou-se a energia cinética da chuva para cada evento, sendo consideradas como chuvas individuais aquelas separadas por mais de seis horas. Precipitações menores que 10mm, com intensidade máxima em 15 minutos menor que 24 mm h^{-1} ou energia cinética menor que 3,6 MJ foram consideradas não erosivas (De Maria, 1994).

A erosividade da chuva (EI_{30}) foi obtida multiplicando-se a energia cinética pela intensidade de precipitação média máxima em 30 minutos (I_{30}). A energia cinética, por sua vez, foi obtida pela equação desenvolvida por Wagner & Massambani (1988) para o estado de São Paulo:

$$EC = 0,153 + (0,0645\log(I)) \quad (10)$$

Onde: I = intensidade de precipitação (mm h^{-1}).

Após a coleta de dados, foram estabelecidas correlações entre os parâmetros de erosividade e as respectivas perdas de solo, por meio de regressões lineares. O fator topográfico das parcelas foi corrigido para o comprimento de rampa e declividade referentes à parcela padrão, conforme

preconizado por Wischmeier & Smith (1978) e transformado para o Sistema Internacional de Unidades, segundo Bertoni et al. (1975):

$$LS = L^{0,5} 100^{-1} (1,36 + 0,975S + 0,1385S^2) \quad (11)$$

Onde: LS é o fator topográfico da EUPS, adimensional; L é o comprimento de rampa, m; S é a declividade do terreno, porcentagem.

A perda de solo por evento de chuva erosiva, foi associada aos fatores preconizados pela EUPS, diretamente associados ao seu comportamento, ou seja, erosividade da chuva, LS, fator práticas conservacionistas, o qual foi mantido igual a 1 em todas as parcelas, e fator de cobertura vegetal igual a 0,09; 0,012; 0,07; 1,0 e 0,1 para as parcelas de 1 a 5, respectivamente, de acordo com Paiva et al. (2001). Assim, tem-se:

$$Y = b \cdot X \quad (12)$$

Em que Y é a perda de solo e X representa os fatores associados à erosão. O coeficiente b da equação de regressão linear representa a suscetibilidade do solo à erosão.

Além da perda de solo e nutrientes avaliou-se também o deflúvio nas parcelas monitoradas, calculando-se o coeficiente de escoamento superficial (Ce) para cada evento conforme a seguinte relação:

$$Ce = \frac{D}{P} \quad (13)$$

em que: Ce é o coeficiente de escoamento superficial; D representa o deflúvio (mm) e P a precipitação (mm).

A precipitação utilizada para o cálculo do coeficiente Ce foi obtida por meio de pluviômetros instalados em cada uma das parcelas de monitoramento da perda de solo.

Determinou-se também o potencial de arraste de sedimento (PAS) pela expressão:

$$PAS = \frac{A}{D} \quad (14)$$

em que,

PAS = potencial de arraste de sedimento, $\text{Mg ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$

A = perda de solo, Mg ha^{-1} ;

D = perda de água ou deflúvio, mm

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Comportamento da erosão nas parcelas sob monitoramento

Os atributos físico-hídricos das parcelas, para uma camada de solo de 15cm, estão apresentados na Tabela 1, extraídos de Gomes (2005).

Na Figura 7 são apresentadas as perdas de solo totais nas parcelas de monitoramento. As maiores perdas de solo foram observadas na parcela P3 (Cd em pastagem com declive de 15%). Suas características intrínsecas tornam este sistema muito instável e altamente favorável à erosão, tanto laminar, quanto em sulcos. De acordo com a Tabela 1, dentre as parcelas monitoradas, a P3 foi a que apresentou o maior valor de densidade do solo, em consonância com as observações de Bertol et al. (2000) que atribuíram as modificações das propriedades físicas do solo a longo e médio prazo ao pisoteio dos animais. O aumento da compactação, decorrente do aumento da densidade do solo, pode ser ainda confirmado pelo menor volume total de poros e menor porosidade drenável, o que tem efeito direto sobre a permeabilidade e condutividade hidráulica saturada (Tabela 1). A porcentagem de argila dispersa em água encontrada nesta parcela foi a mais alta, indicando a presença de maior quantidade de material disponível para arraste pela enxurrada. O menor teor de matéria orgânica encontrado reafirma as observações de vários autores, os quais relatam que o baixo teor de matéria orgânica no solo torna o mesmo mais susceptível à erosão, pois há redução considerável da resistência dos agregados em água, conforme Vieira (2005), trabalhando com situação semelhante de solo e sua cobertura vegetal na região de Lavras, MG.

TABELA 1 – Atributos químicos e físico-hídricos das parcelas de monitoramento.

Parcelas	ρ_s	ρ_p	MO	Areia	Silte	Argila	ADA	k_0	VTP	μ	θ_{cc}	θ_{pmp}	CTA
P1	1,127	2,520	3,790	14,72	19,15	66,13	9,91	0,955	0,552	0,138	0,414	0,245	25,31
P2	1,127	2,520	3,790	14,72	19,15	66,13	9,91	0,955	0,552	0,138	0,414	0,245	25,31
P3	1,168	2,558	3,325	19,70	18,05	62,25	12,3	0,612	0,552	0,118	0,433	0,245	28,20
P4	1,153	2,556	3,529	26,29	19,88	53,82	9,41	1,016	0,548	0,156	0,393	0,237	23,37
P5	1,056	2,578	3,533	17,52	22,44	60,04	6,81	1,153	0,589	0,182	0,408	0,228	27,06

ρ_s = densidade do solo, $g\ cm^{-3}$

ρ_p = densidade de partícula, $g\ cm^{-3}$

MO = teor de matéria orgânica, $dag\ kg^{-1}$

Areia = porcentagem de areia, %

Silte = porcentagem de silte, %

Argila = porcentagem de argila, %

ADA = argila dispersa em água, %

k_0 = condutividade hidráulica saturada, $m\ dia^{-1}$

VTP = volume total de poros, $cm^3\ cm^{-3}$

μ = porosidade drenável, %

θ_{cc} = umidade volumétrica na capacidade de campo, $cm^3\ cm^{-3}$

θ_{pmp} = umidade volumétrica no ponto de murcha permanente, $cm^3\ cm^{-3}$

CTA = capacidade total de armazenamento de água, mm

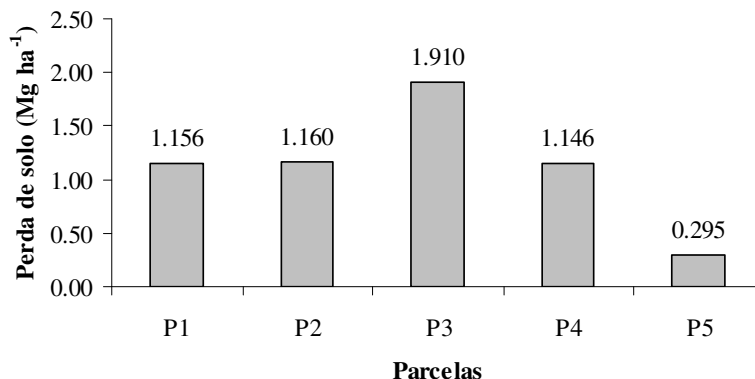


FIGURA 7 – Perdas de solo totais registradas no período de monitoramento nas parcelas instaladas na sub-bacia hidrográfica.

Percebe-se ainda pela Figura 7 que as parcelas instaladas em Latossolo Vermelho Amarelo, (LVAd, P1 e P2) registraram perdas de solo mais elevadas que aquelas instaladas sobre o Latossolo Vermelho, (LEd, P4 e P5), assim como observado por Motta et al (2001) e Silva et al (2001). O atributo físico do solo que condicionou este comportamento, segundo a Tabela 1, foi a porcentagem de argila dispersa em água (ADA) a qual foi superior para o LVAd em relação ao LEd. Observam-se também menores valores de k_0 , VTP, e μ no LVAd. Os Latossolos de cor amarela possuem geralmente estrutura em blocos, com maior coerência entre os agregados, sendo, portanto, menos permeáveis que os Latossolos de cor vermelha, com maiores teores de óxidos, o que torna esta última classe de solo mais resistente à erosão, como relatado por Lima (1987) e Silva (1994).

Comparando-se as perdas de solo das parcelas situadas em Latossolo Vermelho Amarelo observou-se que a parcela P2 (pastagem, com 15% declividade) obteve perdas ligeiramente superiores às da parcela P1 (eucalipto, 13% declividade). A presença de eucalipto favorece o acúmulo de serrapilheira,

que, além de propiciar maior interceptação da chuva pelo dossel (Mello, 2003), proporciona uma boa dissipação da energia das gotas de chuva, diminuindo a desagregação das partículas de solo e o selamento superficial, aumentando a absorção de água, o que, aliado à menor declividade, confere ao solo maior resistência à erosão, concordando com estudos de Cogo et al. (2003), Franco et al (2002) e Martins (2005).

Analisando-se o comportamento das parcelas situadas no Latossolo Vermelho Escuro, (P4, solo nu, declividade de 13% e P5, pastagem, declividade de 10%) observa-se, pela Tabela 1, que os atributos químicos e físico-hídricos da parcela P4 contribuem para que esta seja mais susceptível ao processo erosivo que a parcela P5, podendo-se citar os maiores valores de argila dispersa em água e da densidade do solo, com conseqüente diminuição na porosidade drenável, volume total de poros, condutividade hidráulica do solo saturado e capacidade total de armazenamento de água. A ausência de cobertura vegetal no solo, somada a sua susceptibilidade, devido aos atributos físico-hídricos e à declividade de 13%, favoreceu o escoamento superficial, potencializando a erosão hídrica e a perda de solo. A influência da cobertura vegetal e da declividade na erosão pode ser ainda destacada pela perda de solo registrada na parcela P5 a qual está localizada na mesma classe de solo, porém, com cobertura de pastagem e com menor declividade (10%), sendo a parcela que obteve a menor perda.

3.2 Comportamento da erosividade das chuvas no período de monitoramento e correlação com as perdas de solo

Constam na Figura 8 os valores da erosividade da chuva no período analisado. Observa-se que os maiores valores ocorreram nos meses de dezembro e janeiro, sendo, portanto, os que mais necessitam de atenção quanto à cobertura

vegetal que ajuda na dissipação da energia de impacto das gotas de chuva e na redução da velocidade do escoamento superficial.

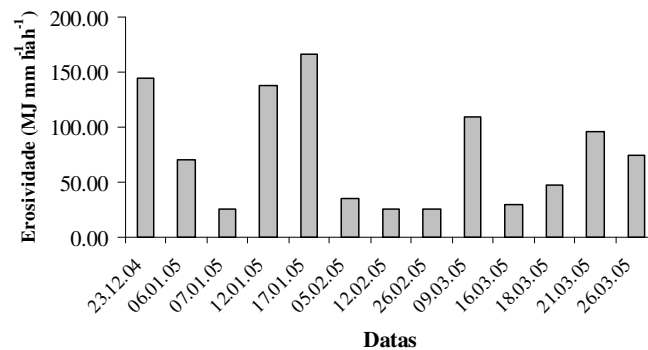


FIGURA 8 – Erosividade das chuvas registradas no período analisado.

Na Tabela 2 pode-se observar a existência de alguns eventos de precipitação considerados não erosivos apesar de se ter registrado perda de solo nas parcelas. Isto acontece pelo fato dos modelos de erosão baseados na EUPS não considerarem as condições de umidade antecedente do solo na determinação da erodibilidade. No início da temporada de chuva, ou após longos períodos de estiagem, o solo encontra-se com baixa umidade, permitindo maior infiltração da água, diminuindo assim, o deflúvio e a perda de solo. Sucessivas chuvas elevam a umidade do solo reduzindo a capacidade de infiltração e provocando escoamento e perda de solo, mesmo para precipitações de baixa intensidade (menor que 24 mm h⁻¹), consideradas pela metodologia como não erosivas. Avanzi (2005) também verificou a influência da umidade antecedente nas perdas de solo estimadas pelo modelo MUSLE (Equação Universal de Perda de Solo Modificada) para uma bacia hidrográfica na região de Aracruz (ES). Wischmier (1976) relatou a interferência da umidade antecedente no valor da erodibilidade em eventos ocorridos em períodos extremos de umidade do solo. Certamente haveria uma melhora significativa no modelo EUPS caso fosse considerada a

influência da umidade do solo na erodibilidade. Assim, é recomendável que se monitore o comportamento da umidade do solo na microbacia simultaneamente ao estudo de perdas de solo, uma vez que esta apresenta grande variabilidade devido a múltiplos fatores, empregando-a à modelagem hidrológica conforme recomenda Mello (2003).

TABELA 2 – Erosividade e perdas de solo registradas no período analisado.

Data	EI ₃₀ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹)	PERDA DE SOLO (Mg ha ⁻¹)				
		P1	P2	P3	P4	P5
29.11.04		0,068	0,014	0,061	0,105	0,008
04.12.05		0,003	0,001	0,020	0,032	0,001
06.12.05		0,151	0,000	0,094	0,000	0,021
12.12.05		0,099	0,042	0,130	0,085	0,102
20.12.05		0,006	0,007	0,029	0,020	0,006
23.12.04	144,44	0,004	0,000	0,265	0,000	0,013
06.01.05	70,73	0,320	0,177	0,000	0,000	0,005
07.01.05	25,07	0,069	0,085	0,070	0,120	0,033
10.01.05	NE	0,002	0,003	0,010	0,142	0,003
12.01.05	138,41	0,000	0,178	0,000	0,000	0,055
17.01.05	165,69	0,035	0,018	0,183	0,152	0,003
28.01.05	NE	0,016	0,007	0,158	0,044	0,002
30.01.05	NE	0,119	0,006	0,039	0,001	0,000
05.02.05	34,92	0,002	0,002	0,048	0,028	0,000
12.02.05	26,14	0,000	0,231	0,060	0,000	0,004
26.02.05	25,06	0,000	0,000	0,062	0,009	0,014
28.02.05	NE	0,000	0,000	0,082	0,009	0,000
01.03.05	NE	0,010	0,351	0,208	0,000	0,001
04.03.05	NE	0,002	0,002	0,019	0,002	0,001
09.03.05	110,10	0,023	0,014	0,000	0,000	0,003
16.03.05	29,53	0,005	0,002	0,000	0,000	0,000
18.03.05	47,38	0,006	0,003	0,054	0,091	0,000
21.03.05	96,57	0,161	0,001	0,141	0,122	0,004
26.03.05	74,84	0,043	0,002	0,079	0,086	0,001
01.05.05	NE	0,000	0,001	0,069	0,019	0,004
25.06.05	NE	0,012	0,013	0,100	0,080	0,011
Total		1,150	1,160	1,979	1,14	0,295

NE = evento não erosivo

Ainda reportando-se à Tabela 2, observa-se que, no período de 29/11/05 a 20/12/05, não há registro da erosividade devido a problemas ocorridos com a estação climatológica os quais impossibilitaram os registros de precipitação no referido período.

A Figura 9 apresenta para cada parcela estudada os gráficos e respectivas equações da perda de solo (Y) em função dos fatores erosividade, topográfico, práticas conservacionistas e de manejo, que em conjunto, determinam a erosão (X). Analisando-se o coeficiente angular das equações geradas, o qual expressa a susceptibilidade do solo à erosão, constata-se que o Cambissolo (P3) foi a classe de solo mais susceptível à erosão, sendo este o solo que mais necessita de atenção no tocante a perdas de solo. Dentre as classes de solos estudadas na sub-bacia hidrográfica, o LEd é a que apresenta maior resistência à erosão em função dos fatores associados ao processo erosivo.

FIGURA 9 – Relação entre as perdas de solo (Y) e os fatores associados ao processo erosivo.

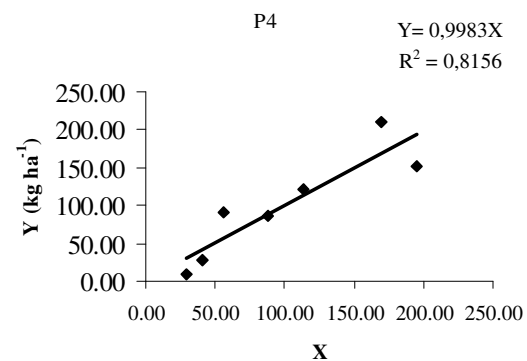
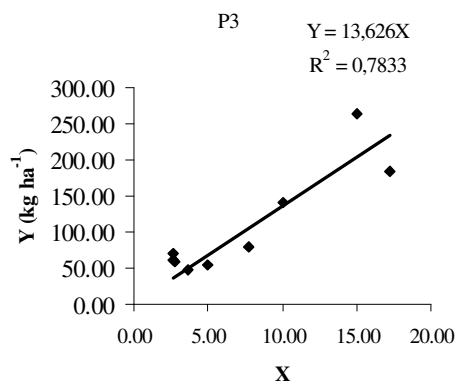
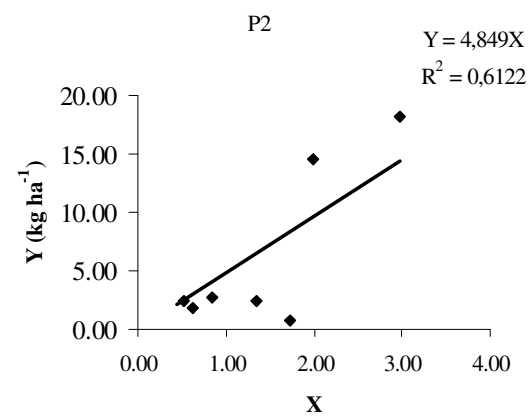
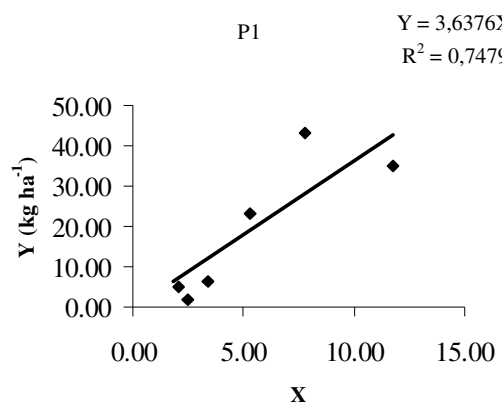
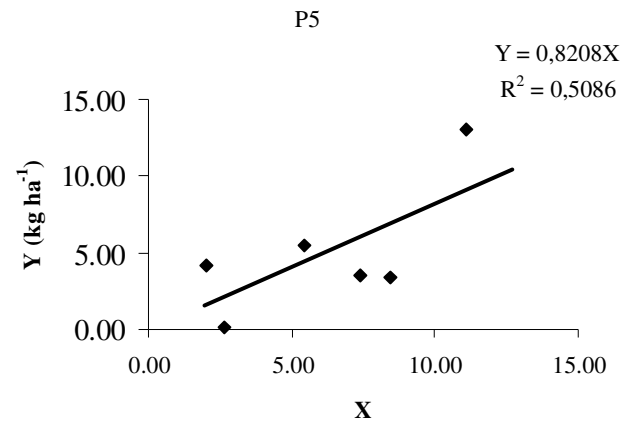


Figura 9, Cont.



4.3 Perda de água nas parcelas de monitoramento

Na Figura 10 apresentam-se os valores das lâminas precipitada e escoada, no período analisado, para as respectivas parcelas de perdas de solo.

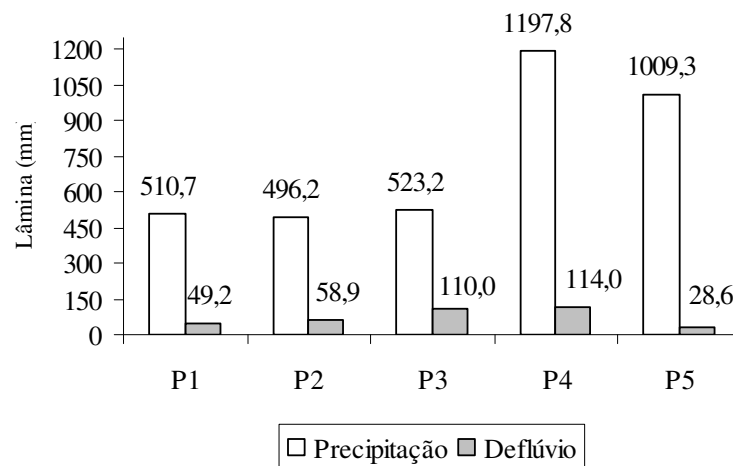


FIGURA 10 – Lâminas precipitada e escoada (deflúvio) registradas nas parcelas de monitoramento.

De posse das lâminas escoada e precipitada, calculou-se o coeficiente de escoamento superficial (C_e) para as parcelas de monitoramento, o qual está apresentado na Tabela 3.

TABELA 3 - Coeficiente de escoamento superficial médio determinado para as parcelas de monitoramento.

Parâmetro	Coeficiente de Escoamento (C_e)				
	P1	P2	P3	P4	P5
Média	0,13	0,18	0,31	0,09	0,03
desvio	0,20	0,27	0,28	0,07	0,03
CV (%)	155,89	147,52	89,96	79,77	109,38

As perdas de água corresponderam a 13, 18, 31, 9 e 3% da precipitação no período, nas parcelas de 1 a 5, respectivamente. Os elevados coeficientes de variação encontrados para as distintas situações estudadas reflete a variabilidade temporal e espacial do total precipitado, a influência das características intrínsecas do solo e também a umidade antecedente a cada chuva, uma vez que não houve mudanças expressivas na cobertura vegetal no período analisado.

Os baixos valores do coeficiente de escoamento encontrados para os Latossolos, que ocupam cerca de 90% da área, indicam que apenas uma pequena parte da precipitação incidente sobre a bacia será convertida em escoamento superficial direto, significando que esta bacia hidrográfica apresenta tendência a produzir uma baixa taxa de transporte de sedimentos, se adequadamente manejada. Além disso, pode-se inferir que a cobertura vegetal presente no solo está proporcionando ao mesmo uma proteção eficiente no tocante às perdas de água o que, conseqüentemente, diminui as perdas de solo e nutrientes na bacia hidrográfica.

O maior valor da perda de água determinado na parcela P3 deveu-se, sobretudo, aos atributos físico-hídricos do Cambissolo, como o selamento superficial devido à elevada quantidade de silte, permeabilidade reduzida e baixa capacidade de retenção de água, o que, associados ao relevo movimentado, conferiram ao solo perdas elevadas também de água.

Na Figura 11, observam-se os valores de arraste de sedimento (PAS) que correspondem às perdas de solo por milímetro de água da enxurrada. Os valores encontrados foram 21,9; 11,3; 23,5; 22,1 e 9,21 kg ha⁻¹ mm⁻¹ para as parcelas de 1 a 5, respectivamente. Estudos semelhantes foram desenvolvidos por Zhou et al (2002) e Martins (2005) que encontraram valores médios da ordem de 9,1 e 28,3 kg ha⁻¹ mm⁻¹ para eucalipto e 43,7 e 58,7 kg ha⁻¹ mm⁻¹ para solo descoberto, respectivamente. Na presente pesquisa, os valores determinados para as mesmas

coberturas foram $21,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para eucalipto (P1) e $22,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para solo descoberto (P4).

De todas as classes de solo, o Cambissolo foi a que apresentou maiores valores de PAS condicionado, dentre outros aspectos, pela maior declividade e elevada erodibilidade. No entanto, os valores não foram muito discrepantes em relação aos obtidos para os Latossolos pelo fato de que o Cambissolo apresenta condições para a geração de maiores deflúvios e, conseqüentemente, redução dos valores de PAS. O Latossolo Vermelho distrófico foi a classe de solo que obteve os menores valores de PAS, fato que pode ser atribuído às suas características físico-hídricas, menor declividade e boa cobertura vegetal proporcionada pela pastagem.

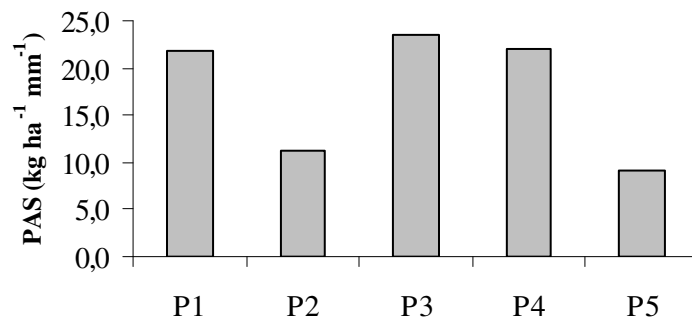


FIGURA 11 – Potencial de arraste de sedimento (PAS) para os diferentes solos estudados.

3.3 Caracterização química e física dos sedimentos transportados

Os atributos químicos do sedimento em cada parcela estudada estão apresentados na Figura 12. As maiores perdas médias de nutrientes observadas ocorreram na parcela P2, exceto para o Mg^{+2} , que foi mais pronunciado na parcela P3. Este fato sugere que a composição química do solo original na

parcela P2, é mais rica em nutrientes que nas demais parcelas. A baixa quantidade de nutrientes, perdida na parcela sob eucalipto, concorda com trabalhos realizados por Zuliani (2003) e Martins (2005), sugerindo que o ambiente propiciado pela plantação de eucalipto é bastante conservador, condicionando baixas perdas de solo e nutrientes.

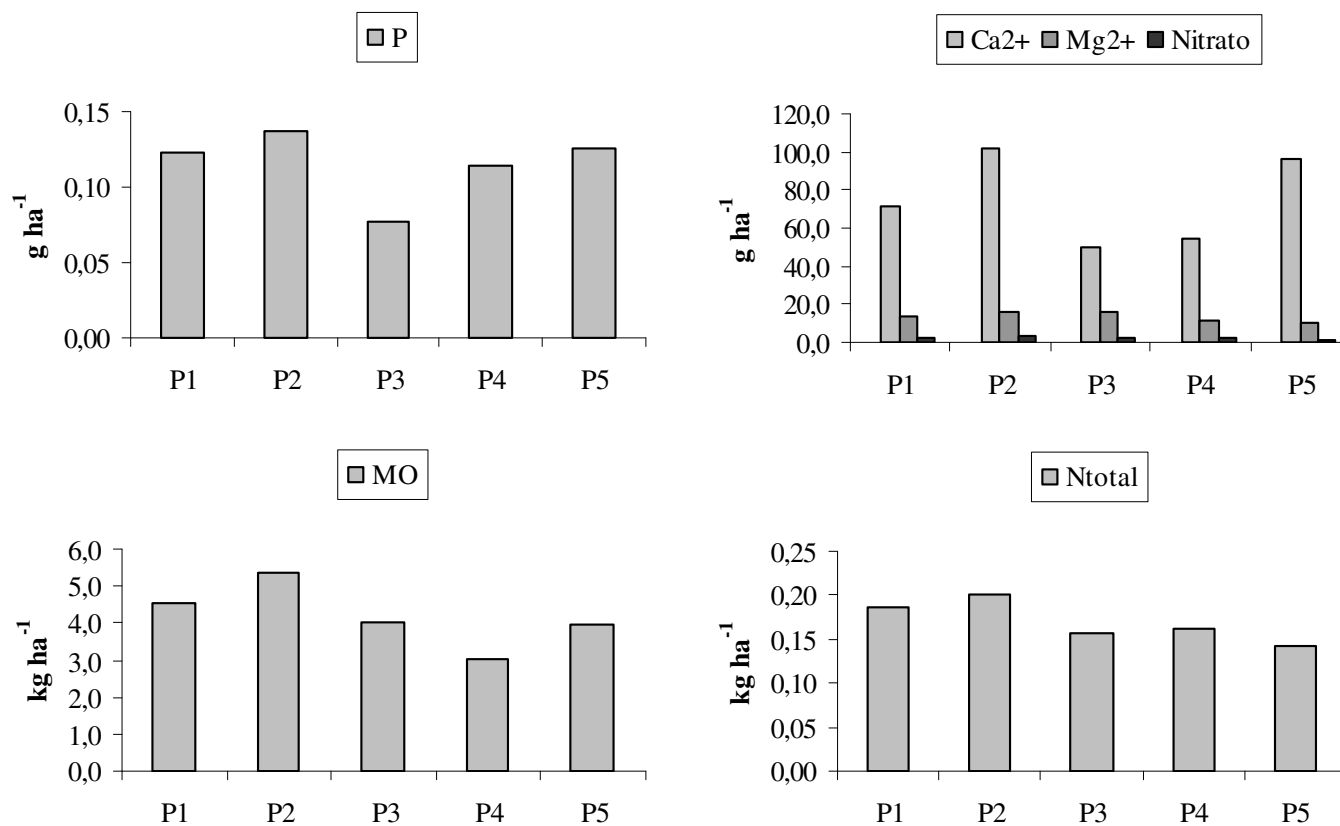


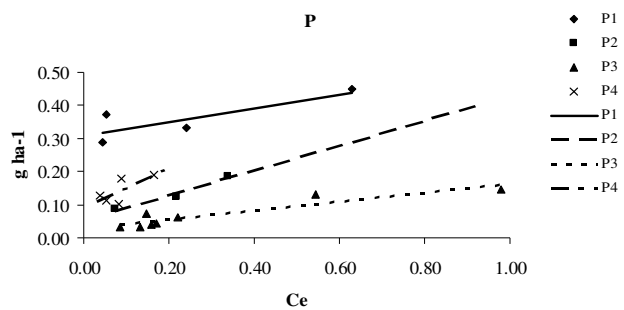
FIGURA 12 – Concentração média de nutrientes presente no sedimento erodido transportado no período de monitoramento.

As perdas de matéria orgânica (MO) registradas podem ser consideradas baixas uma vez que Hernani et al. (1999) determinaram perdas médias de matéria orgânica variando de 29 a 216 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em sistemas agrícolas com distintos sistemas de manejo. A matéria orgânica é um dos primeiros constituintes do solo a ser arrastado e pode ter associados a ela nutrientes como o potássio e o fósforo (Resk et al., 1980), fato que ajuda a explicar os baixos teores de P encontrados no sedimento. Baseado somente na análise química do sedimento não é possível afirmar a respeito da ocorrência de eutrofização nos mananciais na bacia, uma vez que seria necessário conhecer a concentração de P e Ntotal na água da enxurrada. Entretanto, baseado nas pequenas concentrações destes nutrientes no sedimento erodido, é possível concluir que o potencial de eutrofização dos corpos d'água é baixo. Situação semelhante foi constatada e concluída por Martins (2005), Schick et al. (2000) e Bertol et al. (2004), os quais encontraram perdas de P mais elevadas no nutriente que na água de enxurrada. Este fato pode ser explicado pela adsorção específica do P nas partículas de solo e pela sua baixa solubilidade (Bertol et al., 2004).

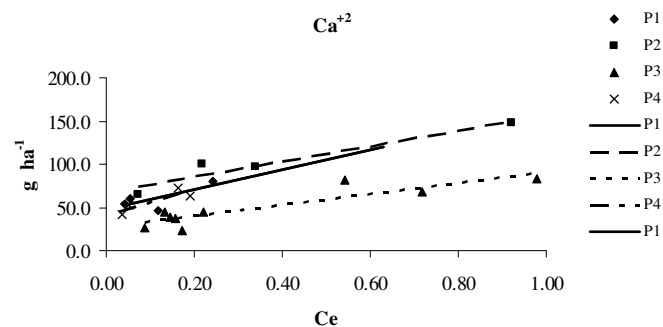
As perdas de Ca²⁺ e Mg²⁺ foram elevadas quando comparadas ao trabalho de Martins (2005) que encontrou perda média para o eucalipto de 0,23 e 0,14 g ha⁻¹ ano⁻¹ e para o solo descoberto de 0,57 e 0,25 g ha⁻¹ ano⁻¹ respectivamente, para Ca²⁺ e Mg²⁺. Entretanto, os solos deste trabalho são consideravelmente diferentes dos trabalhados pelo citado autor, os quais são Argissolo e Plintossolo Háptico e apresentaram também perdas de solo menores que as encontradas nesta pesquisa.

Na Figura 13 visualiza-se a relação existente entre perda de nutrientes e o coeficiente de escoamento superficial (C). Exceto para o Nitrogênio total, nos demais casos, a parcela P4 foi a que apresentou a maior taxa de perdas com o aumento do coeficiente C. Este fato reforça a necessidade de proteção do solo

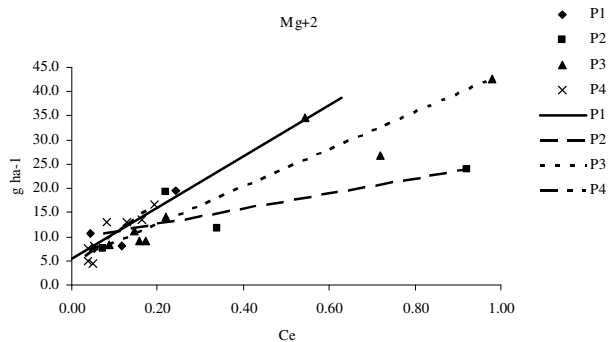
nesta área, uma vez que a mesma é utilizada para cultivos anuais, com maior exposição do solo aos eventos de precipitação, favorecendo o processo erosivo.



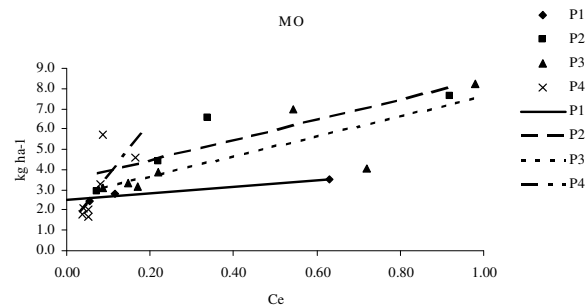
$P1 = 0.2043Ce + 0.3101$ $R^2 = 0.6825$
 $P2 = 0.376Ce + 0.053$ $R^2 = 0.9572$
 $P3 = 0.1334Ce + 0.0293$ $R^2 = 0.8445$
 $P4 = 0.5863Ce + 0.0922$ $R^2 = 0.5416$



$P1 = 117.07Ce + 46.637$ $R^2 = 0.5746$
 $P2 = 88.574Ce + 68.093$ $R^2 = 0.9225$
 $P3 = 62.44Ce + 27.659$ $R^2 = 0.7928$
 $P4 = 153Ce + 40.427$ $R^2 = 0.7636$



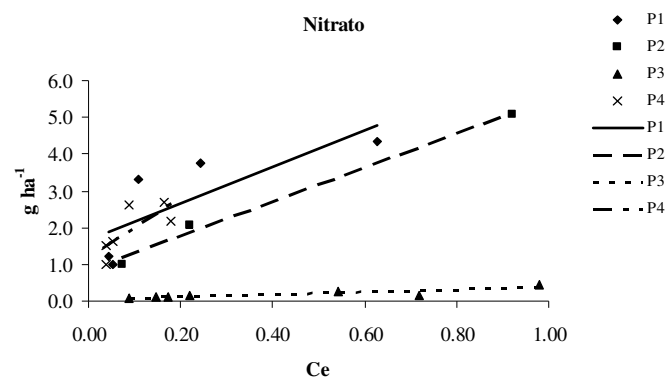
$P1 = 52.802Ce + 5.4405$ $R^2 = 0.7567$
 $P2 = 15.748Ce + 9.5165$ $R^2 = 0.6356$
 $P3 = 38.601Ce + 4.8843$ $R^2 = 0.9034$
 $P4 = 67.208Ce + 3.8412$ $R^2 = 0.8076$



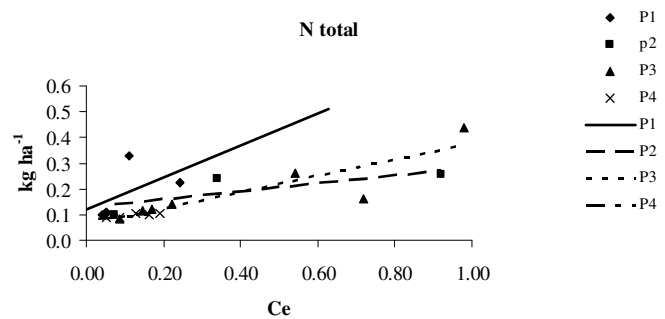
$P1 = 1.6747Ce + 2.4747$ $R^2 = 0.9506$
 $P2 = 5.0276Ce + 3.4315$ $R^2 = 0.7794$
 $P3 = 4.9919Ce + 2.6462$ $R^2 = 0.6892$
 $P4 = 26.204Ce + 1.0974$ $R^2 = 0.5393$

FIGURA 13—Relação entre a perda média de nutrientes e o coeficiente de escoamento superficial para as parcelas de monitoramento na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela (Continua...)

FIGURA 13, Cont.



$P1 = 4.9478Ce + 1.6617$ $P2 = 4.6618Ce + 0.8333$ $P3 = 0.316Ce + 0.059$ $P4 = 7.9895Ce + 1.1887$
 $R2 = 0.6245$ $R2 = 0.9927$ $R2 = 0.7701$ $R2 = 0.5517$



$P1 = 0.62Ce + 0.1219$ $P2 = 0.1555Ce + 0.1297$ $P3 = 0.316Ce + 0.059$ $P4 = 0.1268Ce + 0.0814$
 $R2 = 0.2716$ $R2 = 0.6295$ $R2 = 0.7701$ $R2 = 0.8226$

A análise textural do sedimento está apresentada na Tabela 4. Detecta-se que o material erodido tem textura argilosa, reafirmando o fato de que as partículas mais finas de silte e argila são as primeiras a serem desagregadas e carregadas pela erosão.

TABELA 4 - Análise textural do sedimento erodido nas parcelas de monitoramento

Parcela	Areia	Silte	Argila	Classe Textural
		%		
P1	27,6	18,6	53,8	Argilosa
P2	20,8	31,0	48,3	Argilosa
P3	26,9	19,1	53,9	Argilosa
P4	45,7	18,8	35,5	Argilosa
P5	22,8	34,3	43,0	Argilosa

As perdas de nutrientes no sedimento, bem como as perdas de solo encontradas no presente estudo, podem ser consideradas baixas para os sistemas analisados, sugerindo que a cobertura vegetal presente no solo está sendo eficiente na prevenção da erosão hídrica, apesar de não se adotar práticas conservacionistas na área da bacia hidrográfica.

Para futuras pesquisas, sugere-se realizar a análise das concentrações de nutrientes presentes no solo original e na água da enxurrada, com o intuito de se enriquecer a discussão sobre as perdas de nutrientes por erosão hídrica na bacia hidrográfica.

4 CONCLUSÕES

As características intrínsecas a cada classe de solo foram determinantes do comportamento das perdas de solo, sobressaindo-se ao tipo de cobertura vegetal.

Dentro de uma mesma classe de solo, a cobertura vegetal e a declividade do solo influenciaram as perdas de solo e água.

As perdas de nutrientes no sedimento foram consideradas baixas dentro dos sistemas avaliados.

Os resultados preliminares indicaram que a sub-bacia hidrográfica apresentou baixa susceptibilidade à erosão, apesar da ausência de práticas conservacionistas.

Observou-se a coerência dos resultados encontrados por meio da consistência dos mesmos, analisando-se sob diferentes óticas, tanto das perdas de solo, quanto de água e nutrientes, convergindo para o Cambissolo como a classe de solo mais instável dentre os sistemas avaliados.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AVANZI, J. C. **Modelagem do escoamento superficial e erosão hídrica em uma microbacia hidrográfica na região dos Tabuleiros Costeiros**. 2005. 68 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATI JÚNIOR, R. **Equação de perdas de solo**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975. 25 p. (Boletim técnico 21)
- BERTOL, I. Erodibilidade de um Cambissolo húmico distrófico determinada sob chuva natural, primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, n. 2, p 335-338, mar./abr. 2004.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. de; ALMEIDA, E. X.; KURTZ, C. Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem de capim-Elefante-Anão C. V. Mott. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 5, p. 1047-1054, maio 2000.
- COGO, N. P.; LEVIENS, R.; SCHWARZ, P. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 743-753, jul./ago. 2003.
- DE MARIA, I. C. Cálculo da erosividade da chuva. In: _____. **Manual de programas de processamento de dados de campo e de laboratório para fins de experimentação em conservação de solo**. Campinas: IAC-SCS, 1994. n. p.
- FRANCO, F. S.; COUTO, L.; CARVALHO, A. F.; JUCKSCH, I.; FILHO, E. I. F.; SILVA, E.; NETO, J. A. M. Quantificação de erosão em sistemas agrícolas agroflorestais e convencionais na Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 751-760, nov./dez. 2002.
- GIAROLA, M. F. B.; CURTI, N.; SIQUEIRA, J. O.; CHAGAS, C. S.; FERREIRA, M. M. **Solos da região sob influência do reservatório da hidrelétrica de Itutinga/ Camargos (MG): perspectiva ambiental**. Convênio CEMIG/UFLA/FAEPE. Lavras: UFLA, 1997. 101p.
- GOMES, N. M. **Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos do solo da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela na região do Alto Rio Grande**,

MG. 2005. 125 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem)
Universidade Federal de Lavras, Lavras –MG.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 1, p. 145-154, jan/mar. 1999.

LIMA, J. M. de. **Relação entre erosão, teor de ferro, parâmetros físicos e mineralógicos de solos da região de Lavras (MG)**. 1987. 86 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MARTINS, S. G. **Erosão hídrica em povoamento de eucalipto sobre solos coesos nos Tabuleiros Costeiros, ES**. 2005. 106 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MELLO, C. R. de. **Estudo hidrológico em micro-bacia hidrográfica com regime de escoamento efêmero**. 2003. 133 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MOTTA, P. E. F. da; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; MARQUES, J. J. G. de S. M.; PRADO, N. J. S.; FONSECA, E. M. B. **Levantamento pedológico detalhado, erosão dos solos, uso atual e aptidão agrícola das terras de microbacia piloto na região sob influência do reservatório da Hidrelétrica de Itutinga/Camargos-MG**. Lavras: UFLA/CEMIG, 2001. 51 p.

RESCK, D. V.; FIGUEIREDO, M. S.; FERNANDES, B.; RESENDE, M.; SILVA, T. C. A. Erodibilidade de um Podzólico Vermelho-Amarelo Câmbico Distrófico fase terraço localizado na Zona da Mata (MG), determinada com simulador de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 5, n. 1, p. 7-14, jan./abr. 1980.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JÚNIOR, A. A.; BATISTELA, O. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 437-447, abr./jun. 2000.

SILVA, A. M.; MELLO, C. R. de; CORREA, M. R. **Estudos hidrológicos sobre o regime de escoamento das bacias de drenagem do Alto Rio Grande à montante do reservatório da UHE-Camargos/CEMIG**. Lavras: UFLA ;

Belo Horizonte: CEMIG/ANEEL, 2004. 90 p. (Relatório Parcial do Projeto de P&D 076, CEMIG/ANEEL).

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; BARRETO, V. C. M.; SILVA, T. F. Perdas por erosão e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo Roxo no sul de Minas Gerais –Resultados Preliminares. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 7, Goiânia, 2001. **Anais...** Goiânia: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, 2001. p. 1-8.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; OLIVEIRA, M. S.; FERREIRA, M. M.; LOMBARDI NETO, F. Comparação entre métodos diretos e indiretos para determinação da erodibilidade em Latossolos sob cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília. v. 29, n. 11, p 1751-1761, nov. 1994.

VIEIRA, V. A. da S. **Variabilidade espacial da estabilidade de agregados do solo em uma microbacia hidrográfica**. 2005. 100 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

WAGNER, C. S.; MASSAMBANI, O. Análise da relação intensidade de chuva-energia cinética de Wischmeier & Smith e sua aplicabilidade à região de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 12, n. 3, p. 197-203, set./dez. 1988.

WISCHMEIER, W. H. Use and misuse of the universal soil loss equation's length-slope factor for watershed. In: **Soil erosion: prediction and control**. Ankeny: Soil Conservation Society of America, 1978. p. 217-225.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning**. Washigton: United states department of Agricultura, 1978. 58 p.

ZULIANI, D. Q. **Balanço geoquímica em plantações de eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósitos de lixo: estudos de caso**. 2003. 96 p. Dissertação (Mestrado) –Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

CAPÍTULO 3

SIMULAÇÃO DA EROSIÃO HÍDRICA EM UMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DA REGIÃO ALTO RIO GRANDE

RESUMO

SILVA, Polyanna Mara de Oliveira. Simulação da erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande. In: _____. **Modelagem do escoamento superficial e erosão na sub-bacia hidrográfica do ribeirão marcela, Alto Rio Grande, MG.** 2006. Cap. 3, p. 75-107. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG⁵

A simulação espacial da distribuição da erosão hídrica é uma ferramenta poderosa para o planejamento conservacionista em bacias hidrográficas, sendo uma aplicação promissora da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) usando os princípios da interpolação, principalmente as ferramentas geoestatísticas. Esta pesquisa objetivou simular a distribuição espacial da erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande, aplicando técnicas da geoestatística para espacialização e mapeamento. Foram considerados diferentes cenários de ocupação e uso do solo. Para isso, a erosão hídrica foi estimada pela EUPS em células de 240m x 240m, considerando-se os tipos de solos e cobertura vegetal em cada célula. O fator topográfico LS de cada célula foi obtido baseado no Modelo Digital de Elevação da sub-bacia, identificando-se o comprimento e a direção principal do escoamento. A erosividade média anual foi considerada igual a $8030 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e a erodibilidade dos solos foi extraída da literatura. A EUPS foi aplicada a cada célula, sendo o mapeamento da perda de solo gerado por krigagem, considerando-se a situação atual de uso do solo, ocupação total da sub-bacia por plantação de eucalipto degradado, ocupação por pastagem e por milho com plantio convencional em toda sub-bacia e divisão da sub-bacia com o plantio de eucalipto, pastagem e plantio convencional de milho. Na situação atual de uso do solo, a sub-bacia hidrográfica não apresenta importante perda de solo, exceto as áreas ocupadas por eucalipto e pastagem em Cambissolos. Em todas as situações simuladas foi possível constatar que o lado leste da sub-bacia apresenta as maiores taxas de erosão, sendo necessárias técnicas de manejo

⁵ Comitê orientador: Antônio Marciano da Silva –DEG/UFLA e Carlos Rogério de Mello –DEG/UFLA (Orientadores).

especiais, especialmente se utilizada por eucalipto e plantio convencional de milho em Cambissolo e Latossolo Vermelho Amarelo distrófico.

CHAPTER 3

ABSTRACT

SILVA, Polyanna Mara de Oliveira. Erosion simulation watershed of Alto Rio Grande region, MG. In **Surface runoff and erosion modeling in Marcela watershed, Alto Rio Grande region, MG.** 2006. 75-107p. Thesis (Doctor Science in Irrigation and Drainage) - Federal University of Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil.⁶

Spatial distribution simulation of water erosion is a power tool for soil conservation planning in watersheds, being important application of the Universal Soil Loss Equation (USLE) using interpolation principles, mainly geostatistical tools. This work purposes to simulate spatial distribution of water erosion in a watershed of the Alto Rio Grande region, applying geostatistical tools for spatial distribution and mapping. Different land use scenarios in watershed were considered. For that, the water erosion was estimated by USLE in cells of 240m x 240m, considering pedologic units and land uses of each cell. Topographical factor (LS) of cells was obtained based on Digital Elevation Model of watershed, identifying length and main flow direction. Mean annual rainfall erosivity was considered equal to 8030 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ and soils erodibility were extracted by scientific literature. USLE was applied in each cell, with soil losses mapping generated by kriging, considering current land use of watershed, degraded eucalyptus plantation in all watershed, grasses and conventional corn plantation in all watershed and sharing land use in watershed by eucalyptus, grasses and conventional corn plantation. In current land use situation, the watershed does not present important soil losses, except in areas occupied by degraded eucalyptus and grasses in Cambissol. In all simulations developed was possible to verify that the east of watershed has presented the highest soil losses, being necessary special management techniques, mainly if land use to be eucalyptus and conventional corn plantation in Cambissol and Dystrophic Red Yellow Latossol.

⁶ Guindace Committee: Antônio Marciano da Silva –DEG/UFLA and Carlos Rogério de Mello –DEG/UFLA.

1 INTRODUÇÃO

A erosão do solo e a degradação das terras cultiváveis representam um dos mais significativos problemas de um grande número de países, inclusive o Brasil.

A intervenção eficiente no controle à erosão em bacias rurais pode apresentar resultados mais efetivos mediante a aplicação de modelos capazes de estimar satisfatoriamente e de forma espacializada a produção de sedimentos em sub-bacia. Nesse sentido, existem diversos modelos de predição da erosão em variados graus de complexidade. O modelo mais simples, porém mais aplicável, consiste da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) a qual estima a perda de solo anual com boa precisão. A EUPS expressa a perda de solo por unidade de área e tempo e considera fatores como erosividade da chuva, erodibilidade do solo, fator topográfico e fatores de uso e manejo do solo, além de práticas conservacionistas (Wischmeier & Smith, 1978). Apesar de amplamente difundida, a EUPS apresenta algumas limitações quanto a sua utilização, pois o processo erosivo que ocorre na escala de bacias hidrográficas é diferente das parcelas padrão de onde as equações foram derivadas. Dentre as limitações pode-se citar a não estimativa dos processos de deposição e transporte de sedimentos, que freqüentemente ocorrem ao longo da vertente e nas baixadas do terreno. Cohen et al. (2005) sugerem que sejam feitas calibrações na EUPS para que a mesma possa prever satisfatoriamente o processo erosivo para solos de clima tropical.

O uso de SIG's (Sistemas de Informação Geográfica) integrado a modelos de predição, é uma poderosa ferramenta para análise da erosão dos solos, desde que o processo tenha características espacialmente distribuídas. Pesquisas têm mostrado que o SIG pode ser efetivamente usado para investigar as regiões críticas à erosão e estimar o carreamento do sedimento. Entretanto,

resultados realistas só serão alcançados se a calibração do modelo for adequada. (Fistikoglu & Harmancioglu, 2002).

Geralmente, os modelos de predição de erosão associados aos SIG's são complexos e requerem um grande número de variáveis de entrada. Entretanto, alguns autores como Fistikoglu & Harmancioglu (2002), Onyando et al. (2005) e Van Remortel et al. (2004) têm utilizado a EUPS juntamente com os SIG's e concluíram que seu uso propiciou maior eficiência e acurácia na aplicação da EUPS para pequenas bacias. O mapeamento de fenômenos físicos no espaço encontra fortes subsídios com aplicação de técnicas de espacialização, especialmente no contexto de bacias hidrográficas. A taxa de erosão representa uma variável com características de forte continuidade espacial, devido aos fatores que a determinam, como atributos físicos e químicos do solo (Gomes, 2005), chuvas intensas (Mello et al., 2003) e cobertura vegetal (Mello, 2004). Neste contexto, a geoestatística pode ser uma ferramenta capaz de produzir bons resultados na predição espacial da erosão em escala de bacia hidrográfica, reduzindo amostragens e propiciando condições para simulações de outros cenários.

Cotler & Larrocea (2006) avaliaram a estabilidade dos agregados do solo como indicativo de erosão para três diferentes usos: floresta tropical, pastagem nativa e plantada em uma bacia hidrográfica no México. O estudo concluiu que houve um decréscimo na estabilidade dos agregados e conseqüente aumento da erosão quando o uso do solo mudou de floresta para pastagem.

Erskine et al. (2002), utilizando a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE), encontraram perda média anual de solo para floresta, pastagem e culturas de 2,8; 3,3 e 7,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, sendo o acréscimo de 1,2 e 2,2 vezes, respectivamente, para pastagem e culturas em relação à mata nativa.

A bacia hidrográfica como um todo é atingida pelos impactos das mudanças do uso de solo, os quais têm seu reflexo final na produção de água da bacia hidrográfica (Klöcking et al., 2003; Croke, et al.,2004).

Dentro desse contexto, objetivou-se com esta pesquisa simular a distribuição espacial da erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica, considerando diferentes cenários de ocupação e uso do solo, utilizando-se técnicas geoestatísticas para seu mapeamento.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Simulação da erosão na sub-bacia hidrográfica com base na EUPS

2.1.1 Levantamento dos parâmetros da EUPS para simulação

A primeira etapa da simulação consiste da caracterização do fator de cobertura C para cada parcela de perda de solo monitorada, conforme apresentado no Capítulo 2. Para tanto, a EUPS foi aplicada da seguinte forma (Cruse, et al., 2006; Prochnow et al., 2005; Brooks et al., 1997;):

$$C = \frac{A}{R \cdot K \cdot LS \cdot P} \quad (15)$$

Em que C é o fator de uso e manejo médio no período de análise, A é a taxa de erosão, em $\text{Mg ha}^{-1}\text{evento}^{-1}$, R é a erosividade, em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}\text{evento}^{-1}$, K a erodibilidade do solo ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$), LS o fator topográfico (comprimento de rampa e declividade) e P , práticas culturais, igual a 1 em todas as parcelas. Para a erodibilidade, trabalhou-se com os valores de $0,01 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ para o Latossolo Vermelho Amarelo distrófico –LAVd (Silva, 1997); $0,004 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ para o Latossolo Vermelho distrófico –LEd (Silva, 1997) e $0,024 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ para o Cambissolo –Cd (Silva, 2003). Foram considerados eventos erosivos aqueles cuja precipitação excedeu 10mm, com intensidade máxima em 15 minutos maior que 24 mm h^{-1} ou energia cinética maior que 3,6 MJ (De Maria, 1994). A erosividade foi obtida multiplicando-se a energia cinética da chuva pela intensidade de precipitação média máxima em 30 minutos (Wishmeier & Smith, 1978).

Ao se analisar o uso atual do solo na sub-bacia hidrográfica, percebe-se que algumas situações não foram cobertas pelo monitoramento das parcelas. Tais situações foram estimadas com base nos valores de C levantados, tendo-se

como referência a erodibilidade dos solos, ou seja, espera-se que uma mesma cobertura vegetal proporcione maior taxa de erosão no Cambissolo, seguida pelo LVAd e por último, LEd. Com base neste critério, na Tabela 5 são apresentadas os valores médios de C para cada uso e tipo de solo. Os valores em negrito correspondem aos obtidos com base no monitoramento das parcelas de perda de solo apresentado no Capítulo 2.

TABELA 5 - Fatores C da EUPS, em função do uso do solo, utilizados na simulação da erosão na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela.

Uso do solo	Csolo-uso		
	LVAd	LEd	Cd
Mata	0,001	0,001	0,001
Eucalipto	0,162	0,147	0,180
Milho/soja	0,150	0,150	0,200
Cana	0,120	0,109	*
Pastagem	0,032	0,029	0,048
Maracujá	0,150	*	*

* Sem combinação na sub-bacia e situação não presente na simulação.

A sub-bacia hidrográfica foi dividida em 90 células de 240m x 240m, levantando os solos que compõem cada célula bem como os diferentes usos dos mesmos. O fator C médio para cada célula foi obtido, primeiramente, para cada solo, a partir da ponderação pelo respectivo uso e em seguida ponderando-se pelos percentuais de ocupação de cada solo. Matematicamente, tem-se:

$$\bar{C}_{solo} = \frac{\sum_{i=1}^n P_i \times C_{solo-uso}}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad (16)$$

Em que P_j representa o peso do respectivo uso do solo, C_{solo} fator de cobertura da situação solo x uso e n os diferentes usos do respectivo solo. O fator C final nas células foi obtido por:

$$\overline{C}_{célula} = \frac{\sum_{j=1}^m P_j \times \overline{C}_{solo}}{\sum_{j=1}^m P_j} \quad (17)$$

Em que P_j é o peso de cada solo dentro das células e m o número de unidades pedológicas dentro de cada célula.

O fator topográfico LS de cada célula foi estudado com base no modelo digital de elevação da sub-bacia, detectando-se o comprimento e a direção principal do escoamento na célula, subdividindo-se o comprimento em 5 partes com no máximo 50 m, calculando-se sua declividade trecho a trecho, e obtendo-se o fator LS médio final ponderando-o pelo respectivo comprimento de rampa, conforme Ranieri (2000) e Fistikoglu & Harmancioglu (2002).

$$\overline{LS}_{célula} = \frac{\sum_{i=1}^s LS_i \times l_i}{\sum_{i=1}^s l_i} \quad (18)$$

Em que l_i é o comprimento do trecho e LS_i é o fator LS do respectivo trecho, $\overline{LS}_{célula}$ é o fator topográfico de cada célula. O fator LS_i foi corrigido da seguinte forma:

$$LS_i = \left(\frac{l_i}{22,1} \right)^m \times (0,065 + 0,0454 \times S + 0,0065 \times S^2) \quad (19)$$

Sendo $m = 0,2$ e $S < 1\%$, $m = 0,3$ e $1\% \leq S \leq 3\%$; $m = 0,4$ e $3\% \leq S \leq 5\%$; $m = 0,5$ e $S > 5\%$.

Na Figura 14 é apresentado o mapa da sub-bacia hidrográfica com as direções de fluxo predominante dentro de cada célula e os respectivos usos do solo.

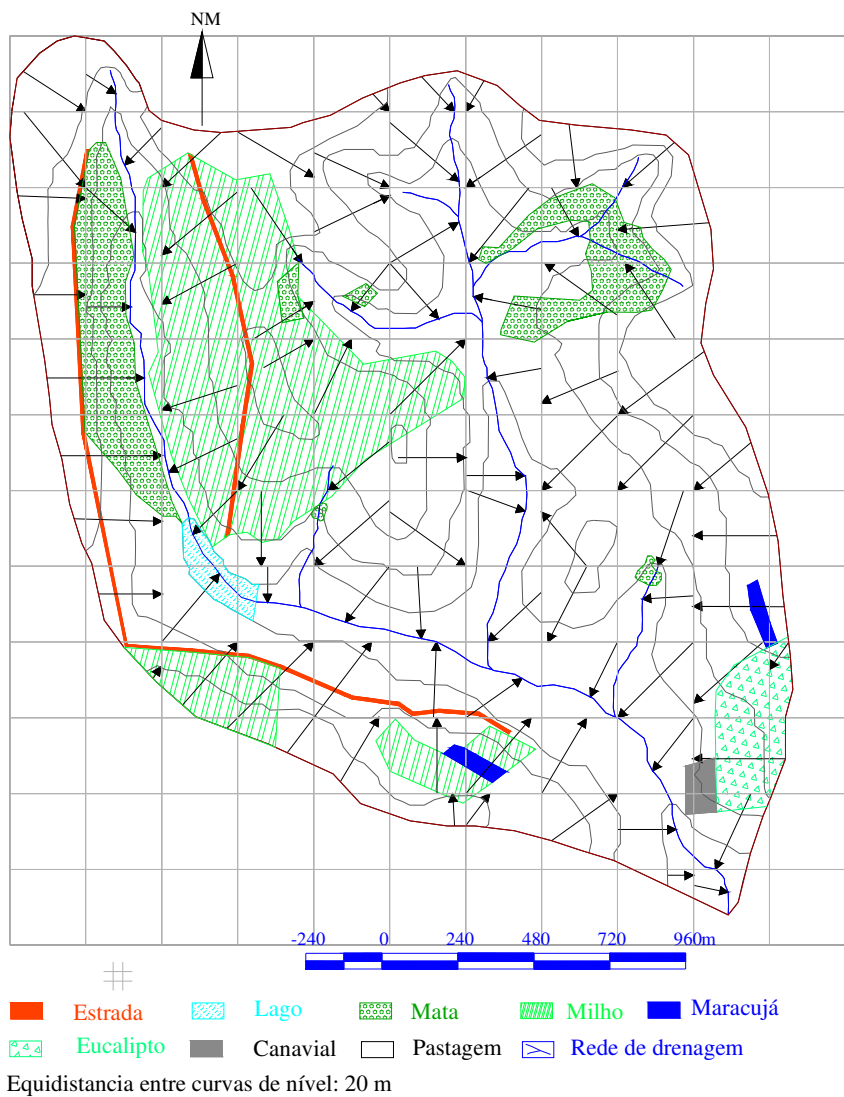


FIGURA 14 - Mapa de uso atual do solo e células de escoamento com direção principal do fluxo.

A erodibilidade em cada célula foi estimada pela ponderação do respectivo solo, considerando-se as partes da célula com solo hidromórfico com erodibilidade nula, haja vista que são áreas caracterizadas como sendo de deposição.

$$\bar{K}_{\text{célula}} = \frac{\sum_{i=1}^t P_i \times K_{\text{solo}i}}{\sum_{i=1}^t P_i} \quad (20)$$

Em que P_i refere-se à percentagem de ocupação da célula pelo respectivo solo, $K_{\text{solo}i}$ à erodibilidade do respectivo solo e t o número de unidades pedológicas.

As estimativas de erosão foram obtidas considerando uma erosividade anual média para a região, igual a $8030 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, de acordo com Aquino (2005). Assim, a EUPS foi aplicada a cada célula estimando-se a respectiva taxa de erosão em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, considerando a situação atual de uso do solo, ocupação total da sub-bacia por eucalipto da forma como o mesmo se apresenta, ou seja, basicamente para madeira e com grande espaçamento, (plantio degradado), ocupação total do solo por pastagem, ocupação por milho com plantio convencional (aração, gradagem e plantio em nível) e divisão da sub-bacia aproximadamente em áreas iguais com 3 diferentes usos, sendo milho, eucalipto e pastagem.

2.1.2 Mapeamento da erosão na sub-bacia hidrográfica

O mapeamento da erosão foi feito com base na geoestatística, uma vez que se trata de uma variável contínua no espaço. O georreferenciamento dos dados foi feito considerando o centro geométrico da respectiva célula. A primeira etapa deste estudo foi promover uma análise exploratória dos dados, especialmente avaliando-se o comportamento do histograma das diferenças entre

pares de pontos no espaço, o qual deve produzir normalidade. Esta análise é importante em função do método de ajuste dos semivariogramas adotado, que é o da Máxima Verossimilhança, pois seu algoritmo assume normalidade multivariada, conforme Ribeiro Junior & Diggle (2001) e Mello (2004). A adoção desta metodologia se deve ao fato de que é possível obter diretamente a média espacial, a qual é mais representativa do que a aritmética, quando os dados apresentam boa estrutura de continuidade espacial.

Os modelos de semivariograma ajustados foram exponencial e esférico, cuja estruturação matemática e comportamentos podem ser encontrados em Viera (2000), Mello (2004) e Isaaks & Srivastava (1989), dentre outros.

Para avaliação do melhor modelo a ser aplicado no mapeamento pela krigagem geoestatística, trabalhou-se com a validação cruzada (Vieira, 2000; Vieira et al., 2002), obtendo-se, por meio desta, o Quadrado Médio do Erro (QME), o grau de dependência espacial (GD) (Cambardella et al., 1994; Mello, 2004) e o Critério de Akaike (AIC), conforme Mello (2004) e Ribeiro Junior & Diggle (2001). Respectivamente, as formulações são as seguintes:

$$GD = \left(\frac{C_1}{C_1 + C_0} \right) \times 100 \quad (21)$$

Em que GD é o grau de dependência espacial; $C_1 + C_0$ corresponde ao patamar do semivariograma, refletindo o “tamanho estatístico” da continuidade espacial; C_0 é o efeito pepita, consistindo na descontinuidade espacial dos dados, ou seja, parcela do erro que não é possível controlar.

$$AIC = -2 \times M(\log MV) \quad (22)$$

Em que AIC é o critério de Akaike; $M(\log MV)$ diz respeito ao valor máximo do logaritmo da máxima verossimilhança. Quanto menor AIC, maior a precisão do ajuste e se a diferença entre o AIC dos modelos ajustados for menor que 2, não há diferença estatística entre os mesmos (Ribeiro Junior & Diggle,

2001). Todas as análises descritas anteriormente foram desenvolvidas com o Programa R, no pacote GeoR (Ribeiro Junior & Diggle, 2001; Mello, 2004).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Continuidade espacial do comportamento da erosão na sub-bacia hidrográfica

A modelagem do semivariograma, bem como parâmetros que expressam a variabilidade e, por consequência, a qualidade do ajuste, subsidiando a determinação do melhor modelo, estão apresentados na Tabela 6. Segundo Mello (2004) e Ribeiro Junior & Diggle (2001), estas análises são fundamentais para geração de mapas sem tendenciosidade e não enviesados, algo que a krigagem geostatística, partindo-se de uma boa modelagem do semivariograma produz, gerando informações espacializadas de forma mais consistente, aproximando-se da realidade física do processo.

TABELA 6 – Parâmetros de ajuste e de precisão dos modelos ajustados por Máxima Verossimilhança.

Simulação	Modelo*	C ₀	C ₁ - C ₀	A (m)	QME	GD (%)	AIC**
Uso atual	Exponencial	0,0	0,0682	721,92	0,042	100	9,06
	Esférico	0,0	0,0616	473,05	0,038	100	14,02
Eucalipto	Exponencial	0,0	0,4147	450,09	0,353	100	168,8
	Esférico	0,252	0,1801	818,56	0,357	63,17	169,4
Pastagem	Exponencial	0,0	0,0252	433,17	0,0218	100	82,54
	Esférico	0,0152	0,0111	786,91	0,0219	63,37	82,16
Milho	Exponencial	0,0	0,1125	412,38	0,0992	100	53,12
	Esférico	0,0725	0,0440	783,44	0,1005	61,64	53,76
E+P+M	Exponencial	0,1932	0,2239	2357,58	0,2737	68,34	148,42
	Esférico	0,2009	0,1812	1201,57	0,2742	65,54	148,42

A = Alcance do semivariograma; *Ajustado por Máxima Verossimilhança; ** Critério de Akaike

Para situação de uso atual do solo na sub-bacia hidrográfica, verifica-se que os modelos esférico e exponencial apresentam ajustes muito próximos, com o QME e o GD praticamente iguais, sendo o primeiro parâmetro ligeiramente menor para o modelo esférico. No entanto, os valores de AIC apontam para um melhor ajuste do modelo exponencial devido ao seu menor valor e a diferença supera o mínimo necessário para caracterizar uma diferença significativa. Para uso do solo, essencialmente por eucalipto, o melhor modelo foi o exponencial, definido pelo elevado grau de dependência, apesar do QME e AIC não diferirem em termos estatísticos. Situação idêntica foi obtida para os cenários de pastagem e milho, ou seja, pequenas diferenças nos parâmetros estatísticos do ajuste, mas grau de dependência consideravelmente superior. Para a simulação de uso do solo, combinando-se igualmente eucalipto, pastagem e milho, observou-se a situação com maior dificuldade de ajuste, havendo menor grau de dependência em relação às demais situações simuladas. O modelo exponencial possui grau de dependência ligeiramente superior e as demais situações de análise apontaram este ajuste para o mapeamento, sendo assim, este modelo foi escolhido, apesar dos valores iguais de AIC e QME.

Na Figura 15 apresentam-se histogramas das diferenças entre pares de pontos, gráficos fundamentais para uma boa análise exploratória, visando subsidiar os estudos de continuidade espacial, especialmente quando se trabalha com ajustes produzidos pela máxima verossimilhança, a qual trabalha com algoritmo baseado na normalidade bivariada (Ribeiro Junior & Diggle, 2001). Observa-se que, em todas as situações simuladas, há normalidade nas diferenças, sendo esta, um forte indicador de normalidade bivariada, validando os ajustes de semivariogramas obtidos por máxima verossimilhança.

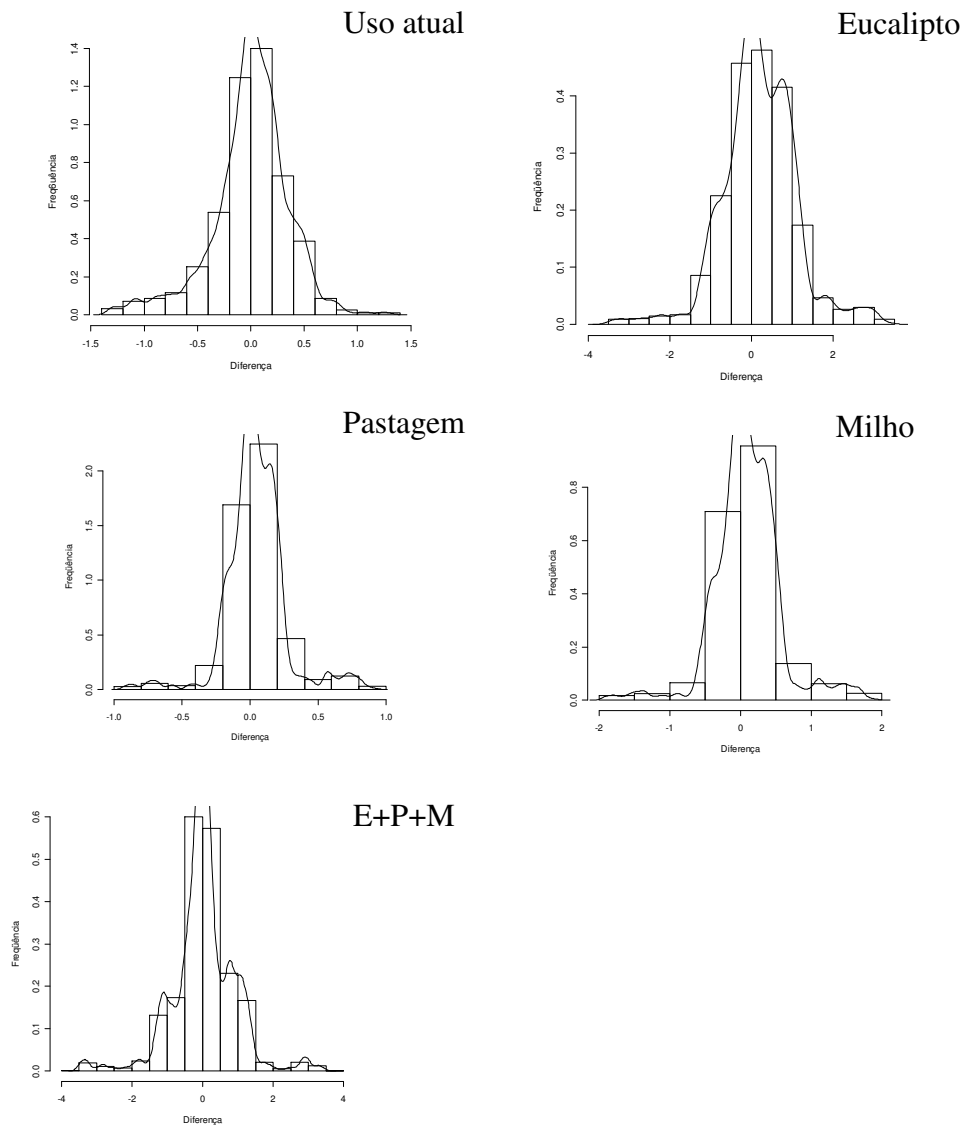


FIGURA 15 - Histogramas da diferença entre pares de pontos no espaço nas diversas simulações do comportamento da erosão na sub-bacia hidrográfica.

Os gráficos da Figura 16 ilustram os ajustes dos modelos de semivariograma aos semivariogramas experimentais. Especialmente para os cenários atual, eucalipto, pastagem e milho observam-se excelentes ajustes dos modelos, com boa distribuição dos pontos experimentais em torno dos ajustes, mais um reflexo do bom ajuste por máxima verossimilhança, uma vez que por esta metodologia, os semivariogramas são ajustados aos dados originais e não aos pontos do semivariograma e quando são de boa qualidade, ajustam-se adequadamente aos valores experimentais. Para o cenário que combina os 3 diferentes usos, foi verificado ajuste de qualidade inferior aos demais cenários, com menor grau de dependência e maior efeito pepita, sem no entanto, prejudicar o mapeamento consistente da erosão.

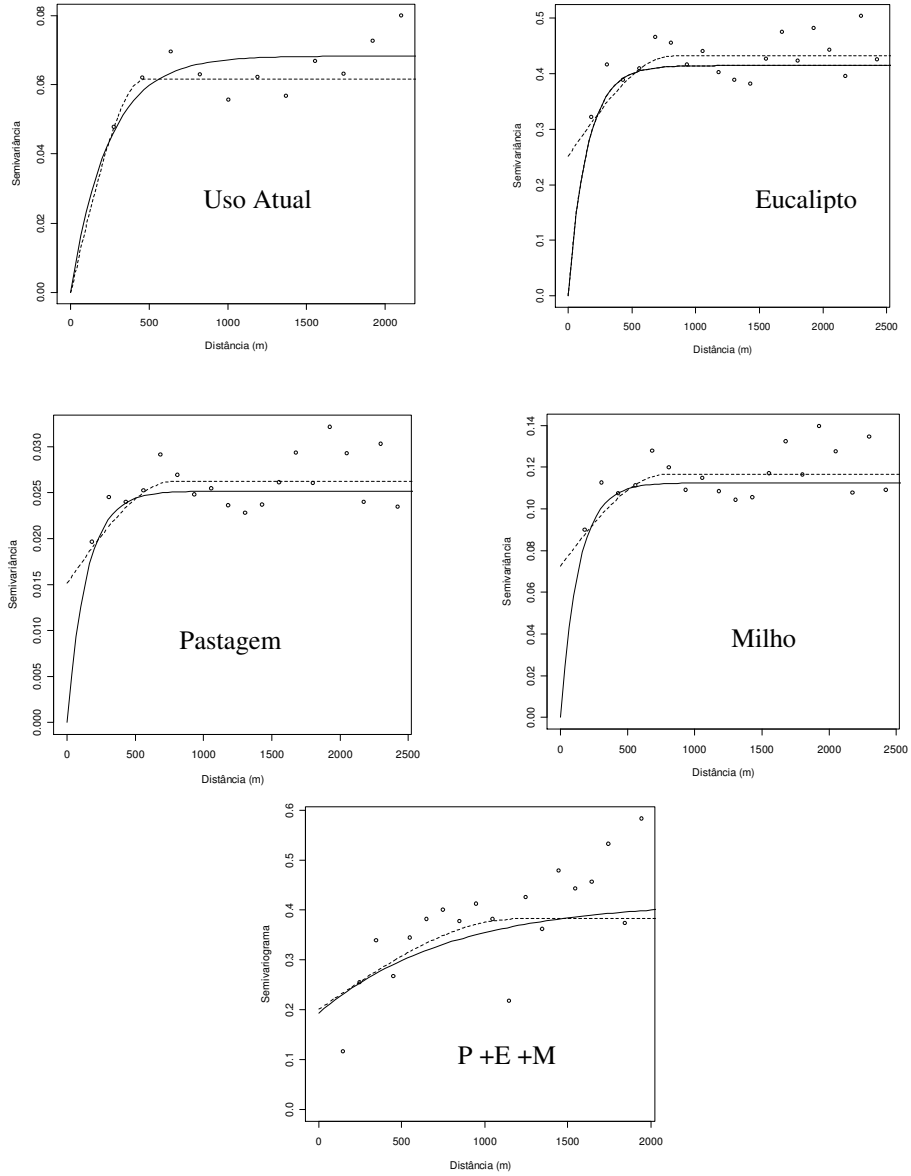


FIGURA 16 – Semivariogramas ajustados por máxima verossimilhança para mapeamento da erosão hídrica em diferentes condições de uso do solo na sub-bacia hidrográfica.

3.2 Distribuição espacial da erosão na sub-bacia hidrográfica mediante diferentes cenários de uso do solo

Na Tabela 7 apresentam-se as estatísticas gerais do comportamento da erosão simulando diferentes situações de uso e ocupação do solo, além da situação atual. Dentre as situações trabalhadas, a ocupação dos solos da sub-bacia hidrográfica por eucalipto sem manejo específico, com elevada exposição do solo, semelhante às condições atuais, é a que apresenta a situação mais crítica de erosão, atingindo valores acima de $3,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em contrapartida, se a sub-bacia fosse inteiramente ocupada por pastagem (braquiária), verificam-se os menores valores de perda de solo, tanto em termos médios, quanto de valor máximo. Tomando-se como referência os limites de tolerância para Latossolos da ordem de $10\text{-}12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Silva, 2003; Sparovek & Van Lier, 1997) e para os Cambissolos da região de $3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Silva, 2003), verifica-se que, na situação atual, a sub-bacia não apresenta elevado estágio de degradação, haja vista que as maiores taxas de erosão ocorreram para pequenas áreas com Cambissolo e LVAd ocupada por eucalipto pouco denso, com considerável exposição do solo, mas inferiores aos limites de tolerância. No entanto, quando se introduz cultura anual e ou eucalipto como uso predominante na sub-bacia, é possível verificar locais com altas taxas de erosão no Cambissolo e no LVAd, gerando trechos na sub-bacia que podem atingir elevados graus de degradação. Esta situação merece atenção especial devido à constatação de sérios problemas associados ao voçorocamento na região, havendo um modelo geral que está associado à erosão acelerada no Cambissolo e propagação para os Latossolos, especialmente os de cor mais amarelada, no terço superior da encosta (Silva, 1990).

TABELA 7 – Estatísticas gerais do comportamento da erosão na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela.

Cenário	Média	Erosão	Erosão	Desvio	CV
	Espacial	Mínima	Máxima	Padrão	
	(Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)				(%)
Atual	0,2911	0,0081	1,338	0,2532	86,98
Eucalipto	0,9470	0,0412	3,543	0,6467	68,29
Pastagem	0,2060	0,0080	0,945	0,1599	77,62
Milho	0,4651	0,0191	1,969	0,3382	72,72
E+P+M	0,6083	0,0144	3,543	0,6262	102,9

Ainda reportando-se à Tabela 3, analisando o desvio padrão e, por conseqüência, a variabilidade dos valores, verifica-se que, para o uso associado ao eucalipto, pastagem e milho em toda a sub-bacia, a taxa de erosão pode superar o limite de tolerância para o Cambissolo, mostrando que, sob estas condições de uso, são necessárias ações conservacionistas para minimização dos prováveis impactos.

A Figura 17 apresenta o resultado da simulação do comportamento da erosão na sub-bacia hidrográfica, tendo-se como cenário o uso atual do solo, com destaque para alguns pontos específicos. Observam-se 4 regiões com considerável processo erosivo, coincidindo com o Cambissolo e uso do solo por eucalipto e milho sem práticas conservacionistas. Especialmente na ocupação por eucalipto, observam-se maiores taxas de erosão. Ao longo da rede de drenagem principal, verifica-se que a erosão praticamente inexistente, dada às condições específicas dos solos hidromórficos, constituindo-se numa zona de deposição de sedimentos. A EUPS não é capaz de prever áreas de deposição, devido à sua estrutura de combinação linear dos fatores, o menor valor estimado é próximo de zero, entendendo-se que esta região é de recebimento de material e

difícilmente há algum processo erosivo. Este fato mostra que a simulação proposta apresenta boa consistência física com o processo erosivo, apesar de superestimar a erosão média na sub-bacia em comparação com outros modelos baseados no processo como o WEPP e LISEM, devido aos valores negativos estimados por estes últimos modelos, conforme comentado por outros trabalhos, com destaque para Cotler & Ortega-Larrocea, (2006), Warren et al., (2005), Amore et al., (2004), Cohen et al., (2005) e Ranieri (2000).

Na Figura 18 está apresentado o mapa de distribuição espacial da erosão para a simulação do uso do solo da sub-bacia por eucalipto degradado. Verifica-se aumento de áreas com taxas de erosão mais elevadas, próximo de $4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A combinação de Cambissolo com eucalipto consiste na situação mais crítica de erosão na sub-bacia, produzindo valores superiores à tolerância deste solo. É importante mencionar que há formação de uma faixa de erosão crítica no lado leste da sub-bacia, com picos marcados no respectivo mapa.

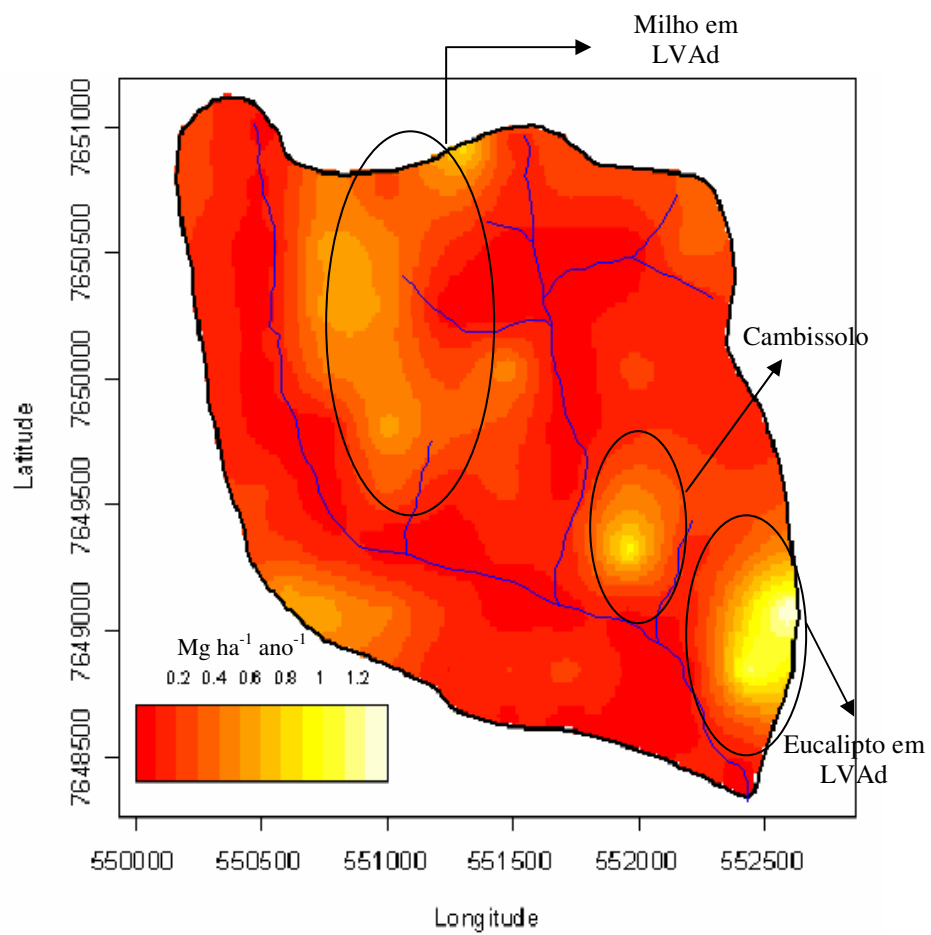


FIGURA 17 – Distribuição espacial da erosão mediante cenário atual na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela.

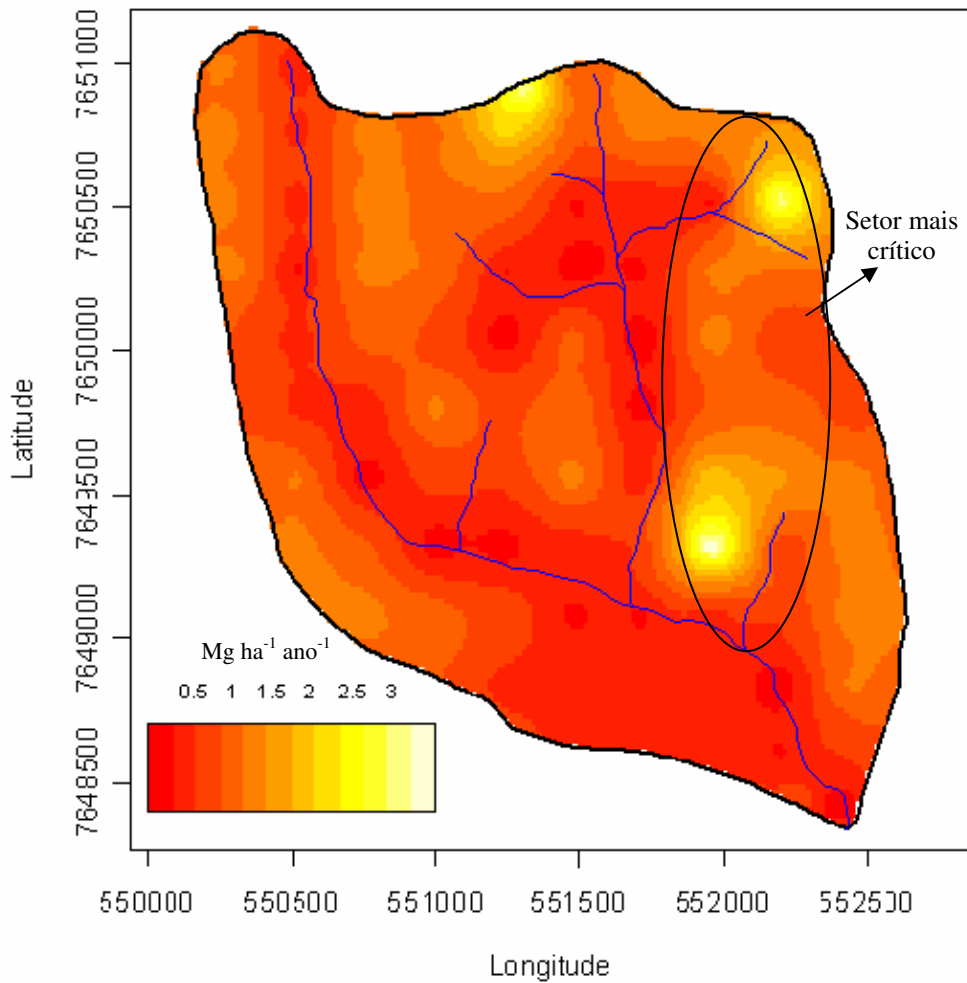


FIGURA 18 –Distribuição espacial da erosão mediante uso do solo por eucalipto na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela.

O mapa de erosão obtido para o uso do solo na sub-bacia hidrográfica por pastagem está representado na Figura 19. Verifica-se redução considerável das zonas com taxas de erosão mais altas (acima da tolerância), predominando os maiores valores nas áreas de Cambissolo, contudo muito inferiores ao limite de tolerância (< 2,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ contra 3,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹). O efeito de pastagem

na proteção do solo contra erosão é bastante conhecido e estudado, normalmente associado à maior estabilidade de agregados em água (Sá et al., 2004).

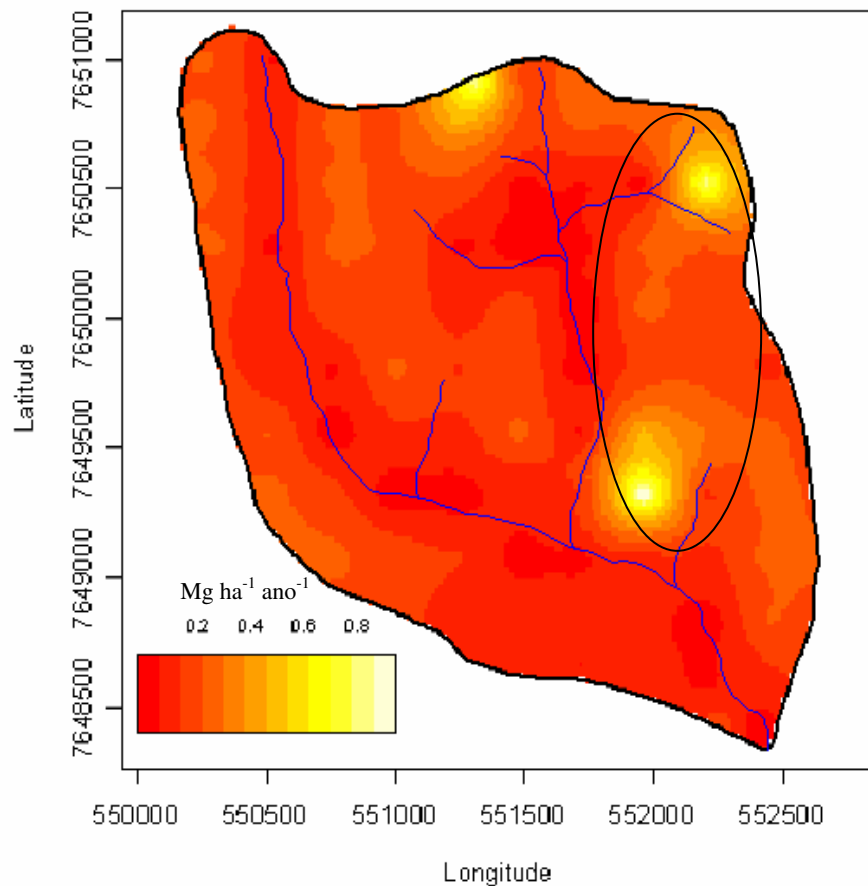


FIGURA 19– Distribuição espacial da erosão mediante uso do solo por pastagem (braquiária) na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela.

Segundo Curi et al. (2004), a sub-bacia hidrográfica em questão é representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, sendo, portanto, com aptidão agrícola voltada a culturas anuais, como grãos. O cenário de ocupação do solo na sub-bacia por milho, considerando a mais simples prática

conservacionista (plantio em nível), é uma situação factível. Na Figura 20 pode ser analisado o comportamento da erosão na sub-bacia, considerando este cenário. Verifica-se aumento da perda de solo em relação ao cenário atual, sem no entanto, superar a situação de uso do solo por eucalipto. De forma semelhante ao eucalipto, verificam-se regiões da sub-bacia com valores acima de $2,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para as faixas com Cambissolos, o que está próximo do seu limite de tolerância. Mesmo no LVAd, observam-se áreas com tendência de aumento da erosão. Entretanto, não foram encontradas regiões na sub-bacia com valores superiores ao limite tolerável do respectivo solo, considerando a erosividade média da região em torno de $8000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

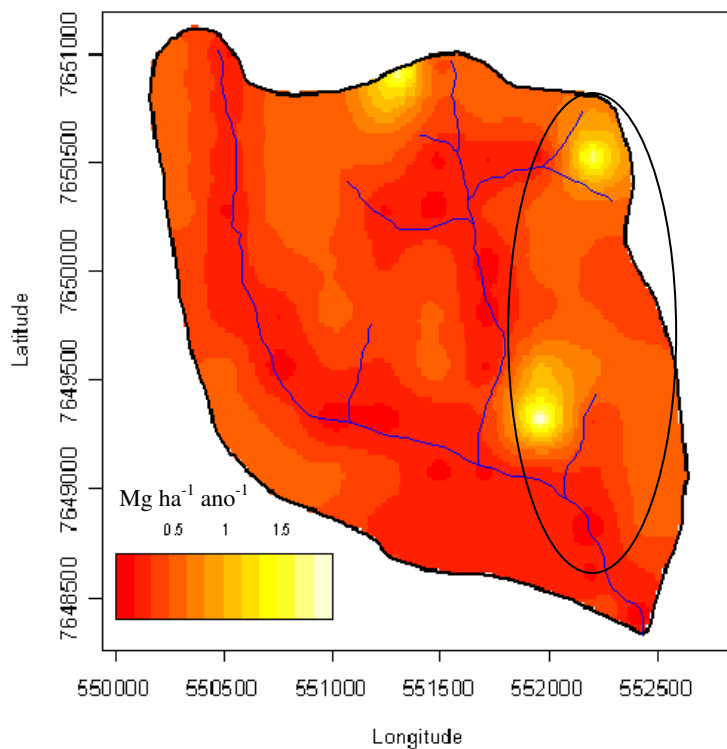


FIGURA 20 – Distribuição espacial da erosão mediante uso do solo essencialmente por milho plantado em nível na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela.

Tendo em vista os principais usos da sub-bacia, a mesma foi subdividida em 3 áreas com usos diferentes, compondo um cenário específico, com a região de cabeceira da sub-bacia ocupada por pastagem (do centro para NW) e eucalipto (do centro para NE) e do centro para o sul (seção de controle), milho com o mesmo nível de manejo destacado anteriormente. A combinação dos efeitos produziu elevadas taxas de perdas de solo na região ocupada por eucalipto em primeiro plano e em seguida pelo milho. Neste último caso, verifica-se forte redução da erosão na área de LEd, com pequenas taxas no LAVd sem, contudo, superar os limites de tolerância (Figura 21).

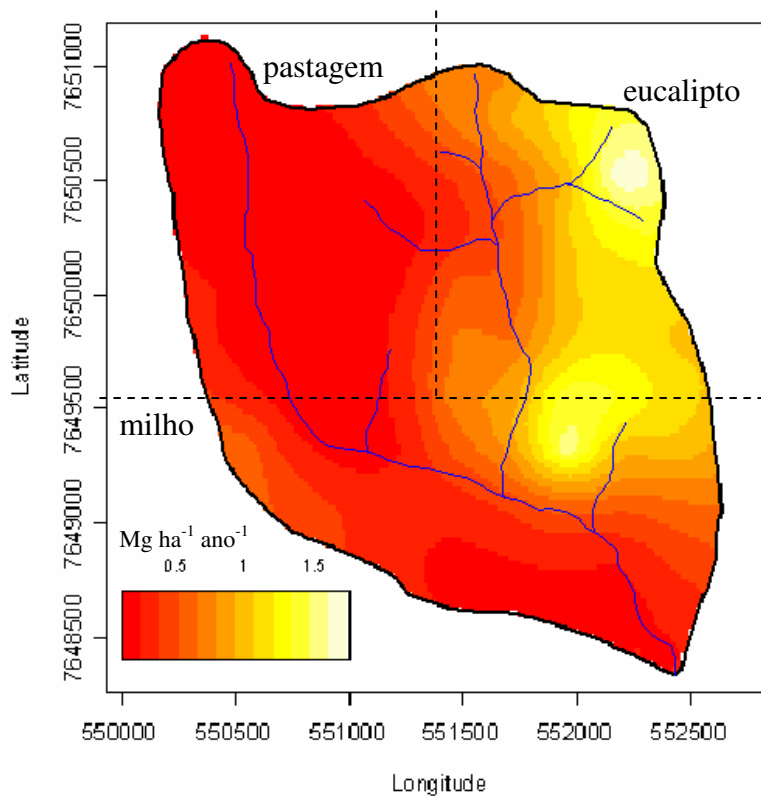


FIGURA 21 – Distribuição espacial da erosão mediante uso do solo por eucalipto, pastagem (braquiária) e milho na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela.

Em função das situações discutidas, é possível descrever uma região da sub-bacia com tendência de geração de impacto negativo do uso do solo, especialmente se o uso deste estiver concentrado em eucalipto para madeira, sem critérios conservacionistas de manejo e milho com plantio em nível. Esta região é fisiograficamente caracterizada por Cambissolo e Latossolo Vermelho Amarelo, com declividade variando de 10 a 15%. Com as simulações realizadas, foi possível perceber que estas áreas podem se tornar críticas, especialmente as de Cambissolos, e precisam ser adequadamente manejadas se houver implantação de culturas anuais e plantio de eucalipto. Com base no cenário atual, verifica-se que a sub-bacia não apresenta, de forma geral, áreas com sérios problemas de erosão, mesmo no Cambissolo, uma vez que estes se encontram ocupados por pastagem nativa e braquiária, havendo proteção do solo, notadamente, reduzindo os problemas ligados ao selamento superficial causado pelo impacto de gotas em silte.

É importante ressaltar que as simulações foram realizadas com base num valor médio anual de erosividade da ordem de $8000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, segundo Aquino (2005) estes valores aumentam de forma considerável com aumento do tempo de retorno, atingindo $10000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para recorrência de 20 anos, ou seja, com probabilidade de 5% de ser igualado ou superado. Este cenário também pode ser simulado e áreas com taxas de erosão consideravelmente mais altas podem ocorrer. Esta análise também é relevante na avaliação de técnicas de manejo a serem implementadas.

A ferramenta de simulação desenvolvida apresenta boa condição para análise do comportamento da erosão na sub-bacia hidrográfica e para a região Alto Rio Grande próxima ao reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos (UHE-Camargos), devido à sua característica de representatividade dos Latossolos na região e também das características de manejo do solo, especialmente para culturas anuais como o milho, bastante tradicional no sul de

Minas Gerais. Existem vários cenários que podem ser desenvolvidos, no entanto, sua consistência pode ser questionável devido aos fatores C, uma vez que estes foram levantados “in loco” especificamente para as condições atuais da sub-bacia, fruto de um ano hidrológico devidamente monitorado.

4 CONCLUSÕES

A utilização da Equação Universal de Perdas de Solo, aliada a técnicas de geoestatística, revelou-se uma ferramenta de boa qualidade para simulação e mapeamento da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica.

Tendo em vista os cenários simulados, avalia-se que, atualmente, a sub-bacia hidrográfica não se apresenta com elevadas taxas de erosão, com exceção das áreas ocupadas por eucalipto e pastagem em Cambissolos. Observou-se que existem áreas críticas no tocante à erosão, especialmente se a sub-bacia hidrográfica for submetida à ocupação por eucalipto, verificando-se taxas de erosão que podem superar os limites de tolerância, especialmente no Cambissolo.

Em todas as situações simuladas foi possível constatar que o lado leste da sub-bacia apresenta as maiores taxas de erosão, sendo este setor o que mais necessita de cuidados no tocante ao manejo do solo na mesma, especialmente se utilizada por eucalipto e plantio convencional de milho (aração, gradagem, plantio em nível) associados ao Cambissolo e o Latossolo Vermelho Amarelo distrófico.

Verificou-se coerência nos resultados de perda de solo estimados pela simulação e as perdas observadas nas parcelas de monitoramento, sendo as áreas de Cambissolo as que mais necessitam de cuidados no tocante à erosão.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M. A.; SANTORO, V. C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 293, n. 1/4, p. 100-114, July 2004.

AQUINO, R. F. **Padrões de chuva e variabilidade da erosividade para o Sul de Minas Gerais**. 2005. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Solos) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

BROOKS, K. N.; FFOLLIOTT, P. F.; GREGERSEN, H. M.; DeBANO, L. F. **Hydrology and the management of watersheds**. 2. ed. Ames: The Iowa State University Press, 1997. 502 p.

CAMBARDELA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KERLEN, D. L.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field scale variability of soil properties in Central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, n. 5, p. 1501-1511, Sept./Oct. 1994.

COHEN, B. F. W.; SHEPHERD, K. D.; WALSH, M. G. Empirical reformulation on the Universal Loss Equation for erosion risk assessment in a tropical watershed. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, n. 3, p. 235-252. Feb. 2005.

COTLER, H.; LARROCEA, M. P. O. Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watersheds, Mexico. **Catena**, Amsterdam, v. 65, n. 2, p. 107-117, Feb. 2006.

CROKE, B. F. W.; MERRITT, W. S.; JAKEMAN, A. J. A dynamic model for predicting hydrologic response to land cover changes in a gauged and ungauged catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 291, n. 2, p. 115-131, May 2004.

CRUSE, R.; FLANAGAN, D.; FRANKENBERGER, J.; GELDER, B.; HERZMANN, D.; JAMES, D.; KRAJEWSKI, W.; KRASZEWSKI, M.; LAFLEN, J.; OPSOMER, J.; TODEY, D. Daily estimates of rainfall, water runoff, and soil erosion in Iowa. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 61, n. 4, p. 191-199, July/Aug. 2006.

CURI, N.; ARAUJO, A. R.; MARQUES, J. J. G. S. M. Levantamento dos solos da bacia do Alto Rio Grande. In: SILVA, A. M.; MELLO, C. R. de; CORREA,

M. R. **Estudos hidrológicos sobre o regime de escoamento das bacias de drenagem do Alto Rio Grande à montante do reservatório da UHE-Camargos/CEMIG**. Lavras: UFLA ; Belo Horizonte: CEMIG/ANEEL, 2004. 90 p. (Relatório Parcial do Projeto de P&D 076, CEMIG/ANEEL).

DE MARIA, I. C. Cálculo da erosividade da chuva. In: _____. **Manual de programas de processamento de dados de campo e de laboratório para fins de experimentação em conservação de solo**. Campinas: IAC-SCS, 1994. n. p.

DE ROO, A. P. J. Soil erosion assessment using GIS. In: SINGH, V. P.; FIORENTINO, M. (Ed.). **Geographical Information systems in hydrology**. Kluwer Academic Publishers. **Water Science and Tecnology Libray**, Dordrecht, v. 26, n. 2, p. 339-356, 1996.

ERSKINE, W. D.; MAHMOUDZADEH, A.; MYERS, C. Land use effects on sediment yields and soil loss rates in small basins of Triassic sandstone near Sydney, NSW Australia. **Catena**, Amsterdam, v. 49, n. 4, p. 271-287, Nov. 2002.

FISTIKOGLU, O.; HARMANCIOGU, N. B. Integration of GIS with USLE in assessment of soil erosion. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 16, n. 6, p. 447-467, Dec. 2002.

GOMES, N. M. **Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos do solo da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela na região do Alto Rio Grande, MG**. 2005. 125 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de lavras, Lavras, MG.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **Applied geostatistic: an introduction to**. New York: Oxford University Press, 1989. 561 p.

KLOCKING, B.; STRÖBL, B.; KNOBLAUCH, S.; MAIER, V.; PFÜTZNER, B.; GERICKE, A. Development and allocation of land use scenarios in agriculture for hydrological impact studies. **Physics and Chemistry of Earth**, Oxford, v. 28, n. 33/36, p. 1311-1321, 2003.

MELLO, C. R. de.; LIMA, J. M. de; SILVA, A. M. da; LOPES, D. Abstração inicial da precipitação em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 3, p. 494-500, set./dez. 2003.

MELLO, J. M. de. **Geoestatística aplicada ao inventário florestal**. 2004. 110 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

ONYANDO, J. O.; KISOYAN, P.; CHEMELIL, M. C. Estimation of potential soil erosion for river Perkerra catchment in Kenya. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 19, n. 2, p. 133-146, Apr. 2005.

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

RANIERI, S. B. L. **Estimativa da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba (SP) utilizando os modelos USLE e WEPP**. 2000. 95 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

RIBEIRO JR, P. P.; DIGGLE, P. P. GeoR: a package for geoestatistical analysis. **R-News**, Rochester, v. 1, n. 2, p. 15-18, 2001.

SÁ, M. A. C. de.; LIMA, J. M. de.; CURI, N.; MASSAROTO, J. A.; SÁ, J. J. G. de.; MARQUES, M. Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultrassom e atributos de solos com horizonte B textural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 7, p. 691-699, jun. 2004.

SILVA, A. C. **Relação entre voçorocas e solos na região de Lavras (MG)**. 1990. 124 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVA, A. M. da. **Erosividade, erodibilidade e perdas por erosão em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural**. 2003. 72 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVA, M. L. N. **Erosividade da chuva e proposição de modelos para estimar a erodibilidade de Latossolos brasileiros**. 1997. 154 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SPAROVEK, G.; VAN LIER, Q. D. J. Definition of tolerable soil conservation values. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 467-471, jul./set. 1997.

VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R. J. Computing the LS factor for the Revised Universal Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences**, Oxford, v. 30, n. 10, p. 1043-1053, dez. 2004.

VIEIRA, S. R. **Geoestatística em estudo de variabilidade especial do solo: tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1, p. 1-55.

VIEIRA, S.; MILLETE, J.; TOPP, G. C.; REYNOLDS, W. D. Handbook for geostatistical analysis of variability in soil and climate data. In: **Tópicos em ciência do solo**. Piracicaba, 2002. v. 2, p. 1-46.

WARREN, S. D.; MITASOVA, H.; HOLMANN, M. G.; LANDSBERGER, S.; ISKANDER, F. Y.; RUZYCKI, T. S. SENSEMAN, G. M. Validation of a 3-D enhancement of the Universal Soli Loss equation for prediction of soil erosion and sediment deposition. **Catena**, Amsterdam, v. 64, n. 2/3, p. 281-296, Dec. 2005.

WEGEHENKEL, M. Long term evaluation of land use changes on catchment water balance –a case of study from North-East Germany. **Physics and Chemistry of Earth**, Oxford, v. 28, n. 33/36, p. 1281-1290, 2003.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning**. Washigton: United states department of Agricultura, 1978. 58 p.

CAPÍTULO 4

MODELAGEM DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DIRETO NUMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DA REGIÃO ALTO RIO GRANDE

RESUMO

SILVA, Polyanna Mara de Oliveira. Modelagem do escoamento superficial direto numa sub-bacia hidrográfica do Alto Rio Grande. In: _____. **Modelagem do escoamento superficial e erosão na sub-bacia hidrográfica do ribeirão marcela, Alto Rio Grande, MG.** 2006. Cap. 4, 108-155 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG ⁷

O escoamento superficial é o principal componente do ciclo hidrológico associado à erosão hídrica, pois é responsável pelo transporte dos sedimentos. Dada sua importância, diversos modelos hidrológicos foram desenvolvidos para melhor entender esse processo e representar o comportamento das bacias hidrográficas. Assim, objetivou-se analisar o comportamento do escoamento na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela, quantificando o deflúvio produzido e relacionando-o com as características hidrológicas gerais da sub-bacia hidrográfica. Além disso, avaliou-se a aplicação do método CN-SCS para estimativa do deflúvio, e o Modelo Conceitual de Nash para geração do Hidrograma Unitário Instantâneo (HUI). Detectou-se importante comportamento hidrológico na sub-bacia, verificando-se elevada taxa do escoamento subterrâneo podendo ser considerada de elevado potencial de “produção de água”. O método CN-SCS não apresentou boa predição do escoamento superficial, sendo necessários ajustes prévios. Por outro lado, o HUI gerado pelo Modelo Conceitual de Nash apresentou boa precisão para modelagem do escoamento superficial na sub-bacia hidrográfica.

⁷ Comitê orientador: Antônio Marciano da Silva –DEG/UFLA e Carlos Rogério de Mello –DEG/UFLA (Orientadores).

CHAPTER 4

ABSTRACT

SILVA, Polyanna Mara de Oliveira. Surface runoff modeling in watershed of Alto Rio Grande region, MG. In: _____. **Surface runoff and erosion modeling in Marcela watershed, Alto Rio Grande region, MG.** 2006. 108-155p. Thesis (Doctor Science in Irrigation and drainage) - Federal University of Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil.⁸

Surface runoff is one of the most important hydrological cycle component associated to water erosion, being responsible for sediment transport. Several hydrological models have been developed for better understand this process and for representing hydrological behavior of watershed. The objective of this work is to analyze the flow behavior of Ribeirão Marcela watershed, Alto Rio Grande region, quantifying surface runoff and associating it at to general hydrological characteristics of watershed. In addition, to evaluate the CN-SCS method for estimating surface runoff and Nash Conceptual Model for Instantaneous Unit Hydrograph (IUH) generation. Important hydrological behavior was detected in watershed, verifying high rate base flow, being the watershed classified as high potential for “water production”. CN-SCS method has not presented good surface runoff prediction, being necessary previous physical adjusts. Although, IUH generated by Nash Conceptual Model has presented good accuracy for modeling of surface runoff hydrograph in watershed.

⁸ Guindace Committee: Antônio Marciano da Silva –DEG/UFLA and Carlos Rogério de Mello –DEG/UFLA.

1 INTRODUÇÃO

O escoamento superficial é o seguimento do ciclo hidrológico que estuda o deslocamento das águas na superfície da Terra (Vilela & Mattos, 1975), sendo considerado um dos mais importantes para o manejo da bacia hidrográfica.

O escoamento superficial pode ser dividido em pelo menos dois componentes, o escoamento superficial direto e o escoamento de base ou subterrâneo. O primeiro componente resulta da parcela da precipitação que excede a capacidade de infiltração do solo e que escoam sobre a superfície do solo. É freqüente quando ocorrem precipitações muito intensas e/ou quando o solo já está muito umedecido e com capacidade de infiltração reduzida. Esta parcela do escoamento é conhecida como precipitação efetiva ou deflúvio superficial e sua importância está diretamente associada a dimensionamentos hidráulicos, como barragens, terraços, bacias de contenção e controle da erosão hídrica (Tucci, 2001; Pruski et al.2003). O escoamento de base ou subterrâneo é aquele produzido pela drenagem do aquífero superficial, sendo importante do ponto de vista ambiental, uma vez que refletirá a produção de água na bacia durante as estações secas.

Manejos inadequados da bacia hidrográfica, como desmatamento, preparo inadequado do solo, compactação, e queima dos restos culturais são responsáveis pelo aumento da parcela do escoamento superficial direto, a qual é geralmente danosa ao meio ambiente, uma vez que provoca enchentes, promove erosão e transporte dos sedimentos, reduz a recarga do aquífero e, por conseqüência, das nascentes, podendo, segundo Mello (2003), transformar uma bacia de escoamento perene em intermitente.

A hidrologia no contexto de bacias hidrográficas busca conceituar e modelar diferentes processos não-lineares, que interagem sob condições ambientais variáveis no espaço e no tempo (Schuler, 2003). Assim, a simulação

hidrológica é de substancial importância para a previsão de respostas hidrológicas destas unidades ambientais a um determinado evento de precipitação. Outra questão relevante na atualidade é o desenvolvimento de modelos que sejam capazes de prever o comportamento hidrológico da bacia, frente a alterações das condições de ocupação da mesma (Tucci & Collischonn, 2003; Collischonn, 2001).

De acordo com Tucci (1998) e Quintela & Portela (2002) os modelos podem ser classificados como determinísticos, baseados na explicação física do fenômeno, podendo ser empírico, conceitual ou semi-conceitual e não determinísticos, baseados em modelos probabilísticos ou estocásticos, cujos fenômenos não são explicados por meio de outras variáveis físicas.

Vários modelos de simulação hidrológica têm sido desenvolvidos tendo-se como referência o método CN-SCS (Curve Number –Soil Conservation Service) bastante utilizado na simulação do escoamento superficial em bacias hidrográficas (Tucci, 2001), por se tratar de um modelo simples, que envolve poucas variáveis, apesar de empírico (Mello, 2003).

O método CN-SCS foi desenvolvido a partir de dados de um grande número de bacias experimentais dos Estados Unidos e, conforme Tucci (1998) sua função é a de gerar hidrograma de projeto para microbacias hidrográficas. Autores como Mello (2003), Sheeder et al. (2002) e Silveira et al. (2000) constataram que sua aplicabilidade a eventos isolados, fato que ocorre em modelos de simulação, é questionável uma vez que a resposta de uma microbacia a um evento específico varia em função das condições hidrológicas antecedentes ao evento, especialmente da umidade do solo.

Dentre os modelos conceituais de base física que representam o escoamento superficial, pode-se destacar o modelo linear desenvolvido por Nash (1957), que representa o escoamento por n reservatórios em cascata (Tucci, 1998; Agirre et al., 2005).

Mediante estes aspectos, objetivou-se com este estudo analisar o comportamento do escoamento na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela, quantificando o deflúvio produzido e relacionando-o com as características hidrológicas gerais da sub-bacia hidrográfica. Além disso, avaliou-se a aplicação do método CN-SCS a eventos de precipitação, e o modelo de Nash para modelamento do hidrograma de escoamento superficial na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela, Alto Rio Grande, MG.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Monitoramento hidroclimático da sub-bacia hidrográfica

Os dados climatológicos foram monitorados por uma estação meteorológica completa programada para fornecer dados a cada 15 ou 30 minutos de acordo com a estação do ano. De posse das lâminas precipitadas no intervalo de tempo, construiu-se o respectivo hietograma para cada evento registrado.

O escoamento superficial foi monitorado por meio de uma estação fluviométrica contendo um linígrafo automático com sensor de pressão instalado em poço tranquilizador, programado para fornecer o nível d'água conforme intervalos de tempo especificados. Os linigramas foram convertidos em hidrogramas por meio da curva-chave gerada ao longo do tempo para a seção monitorada:

$$Q = 0,5002H^{1,866}, r^2 = 0,978 \quad (23)$$

sendo, Q a vazão em $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ e H o nível de água acima do sensor em m.

Depois de construídos os hidrogramas, promoveu-se a separação do escoamento superficial direto e do subterrâneo, determinando-se o deflúvio total, em mm, pela regra dos trapézios, conforme Tucci (2001). Em seguida, quantificou-se o percentual do escoamento total que é constituído pelo escoamento superficial direto e pelo escoamento base e o percentual da precipitação convertido em deflúvio e escoamento base. Foram analisadas um total de 53 hidrógrafas registradas entre janeiro de 2004 e março de 2005.

2.2 Aplicação do Número da Curva (CN-SCS)

2.2.1 Descrição da metodologia

Desenvolvido originalmente para gerar a hidrógrafa de projeto em microbacias hidrográficas rurais, o método CN-SCS estima o armazenamento potencial de água no solo a partir da adoção de um parâmetro conhecido como número da curva (NC), o qual considera as condições de cobertura vegetal, atributos físico-hídricos do solo e as condições de umidade antecedente, baseadas na precipitação antecedente dos últimos cinco dias (Machado, 2002). A equação geral do método é:

$$D = \frac{(P - Ai)^2}{(P - Ai + S)} \quad (24)$$

Em que, D é o deflúvio (mm), P a precipitação (mm), Ai a abstração inicial da precipitação (mm) e S o armazenamento potencial do solo (mm). De acordo com a metodologia, Ai e S são relacionados da seguinte forma:

$$Ai = kS \quad (25)$$

Em que, k é igual a 0,20 de acordo com estudos realizados em microbacias dos Estados Unidos. Segundo o SCS, verifica-se que, em 50% dos casos observados, os valores de Ai estão compreendidos entre 0,1S e 0,4S, constituindo a expressão (3) um valor médio, calculado apenas em função de NC, e que permite obter uma ordem de grandeza para Ai.

O Número da Curva (NC) associa-se ao armazenamento potencial de água no solo pela seguinte equação:

$$S = \frac{25400}{NC} - 254 \quad (26)$$

Em que, NC é o número da curva (adimensional), cujo valor pode variar de 1 a 100.

Como dito anteriormente, o NC é função, dentre outros fatores, da umidade antecedente do solo a qual pode assumir duas situações distintas (Machado, 2002). Quando a precipitação acumulada dos últimos cinco dias for menor que 36mm ou quando a umidade estiver abaixo da capacidade de campo, os NC devem ser corrigidos de acordo com a seguinte expressão:

$$NC_I = \frac{4,2NC_{II}}{10 - 0,058NC_{II}} \quad (27)$$

Em que, NC_I é o número da curva corrigido para as condições de umidade I

Quando a precipitação antecedente dos últimos cinco dias for superior a 53mm ou quando o solo estiver com umidade acima da capacidade de campo, o valor de NC deve ser corrigido por:

$$NC_{III} = \frac{23NC_{II}}{10 + 0,13NC_{II}} \quad (28)$$

Em que, NC_{III} é o número da curva corrigido para as condições de umidade III

O método ainda assume para cálculo do NC os seguintes tipos de solo (Pruski et al, 2003):

Solo A –baixo potencial de escoamento, alta taxa de infiltração quando completamente úmido e perfil profundo, geralmente arenoso, com pouco silte e argila;

Solo B –moderada taxa de infiltração quando completamente úmido e profundidade moderada;

Solo C –baixa taxa de infiltração quando completamente úmido, camada de impedimento e considerável porcentagem de argila; e

Solo D –elevado potencial de escoamento e baixa taxa de infiltração, raso e de camada impermeável.

Com base na condutividade hidráulica saturada, determinada por Gomes (2005), para a sub-bacia hidrográfica, os solos podem ser enquadrados no tipo B (Pruski et al, 2003). A sub-bacia hidrográfica foi dividida em um grid de 240 x 240m (Figura 22), onde foi identificada, em cada célula, a porcentagem de ocupação atual do solo. O NC foi, então, determinado por meio de tabela (Pruski et al, 2003), ponderado pela área de ocupação do solo em cada célula.

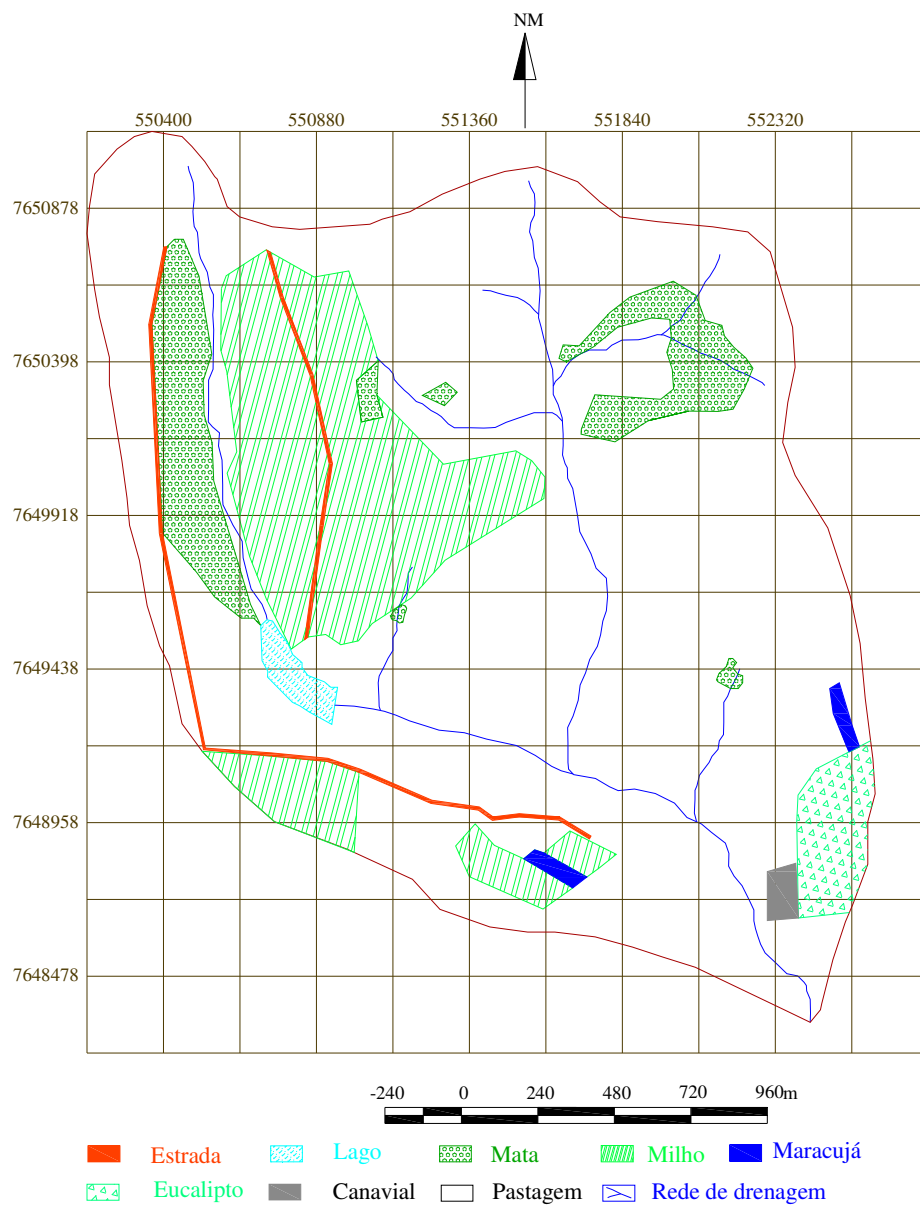
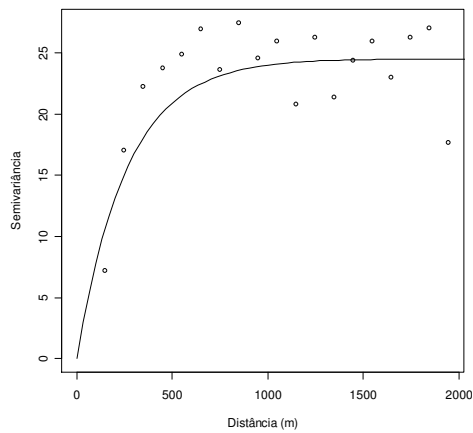


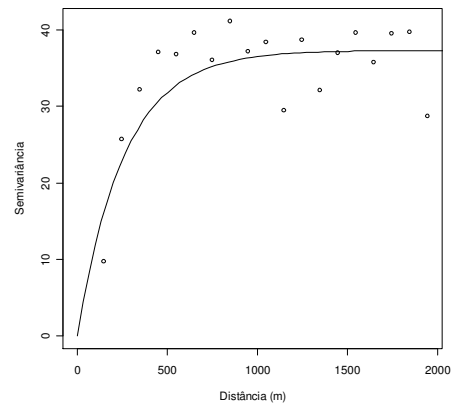
FIGURA 22 – Grid utilizado para caracterização espacial do NC na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela.

Visando reduzir problemas associados à variabilidade espacial do parâmetro NC e obter um valor médio representativo para a mesma, foi conduzido um estudo da continuidade espacial deste parâmetro, modelando o semivariograma com base na metodologia da Máxima Verossimilhança (Ribeiro Junior & Diggle, 2001). Dois modelos foram testados, exponencial e esférico, havendo superioridade do primeiro, sendo, portanto, adotado nas simulações. Na Figura 23 é possível observar os semivariogramas ajustados, observando forte estrutura de continuidade espacial, com grau de dependência igual a 100% (efeito pepita zero). Este ajuste representa apenas uma possibilidade (uma realização) do processo de modelagem do semivariograma pela máxima verossimilhança, tendo-se esta base de dados. Para que se obtenha uma estimativa mais precisa do número da curva (NC) médio espacial representativo para a sub-bacia hidrográfica, foi realizado um processo de krigagem com simulação, em que se trabalha com outras possibilidades de ajuste do referido semivariograma, uma vez que a metodologia é baseada num processo estocástico. Neste processo, válido somente para ajustes feitos pela máxima verossimilhança, devido ao seu algoritmo ser baseado num modelo multivariado normal (Ribeiro Junior & Diggle, 2001), corresponde a uma krigagem em bloco, e para cada simulação, um novo modelo de semivariograma é ajustado, mantendo-se a mesma base de dados, e estimada uma média espacial do parâmetro. Esta krigagem em bloco com solução numérica (Soares, 2000), permite realizar diversos cenários na área total a ser krigada, reproduzindo a função aleatória (estocástica), no caso o modelo geoestatístico inicial, o qual corresponde a uma realização particular do modelo multivariado normal. Segundo Mello (2004), a simulação pode ser entendida como diferentes amostras retiradas de uma população, gerando valores aleatórios em cada ponto amostrado, com base no método de simulação Monte Carlo (Diggle & Ribeiro Junior, 2000). Assim, foram realizadas 10.000 simulações, e o NC médio

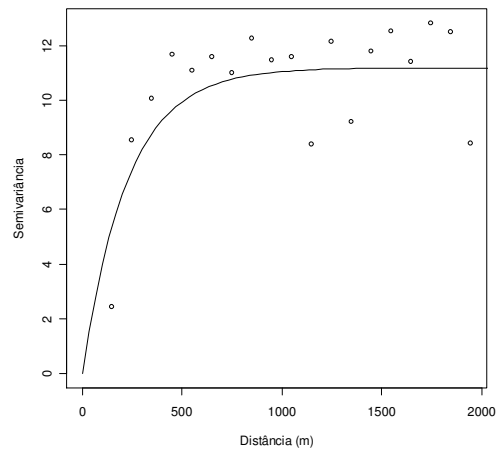
espacial obtido pela média das médias espaciais, propiciando, assim, uma melhor estimativa para o número da curva que possa ser representativo para a sub-bacia hidrográfica, além do seu intervalo de confiança. Todas as etapas do estudo de continuidade espacial foram realizadas com o Programa R, do pacote GeoR (Ribeiro Júnior & Diggle, 2001).



NC II



NC I



NC III

FIGURA 23 – Modelo de semivariograma aplicado às simulações da krigagem em bloco para cada condição de umidade antecedente do Número da Curva (NC).

Segundo Suarez (1995) e Genovez (2001) a abstração inicial pode ser obtida por meio da combinação do hidrograma com o respectivo hietograma que produziu o evento de escoamento superficial (Figura 3), baseando-se em alguns conceitos:

- o tempo de abstração (T_{abs} , Figura 24) é o tempo decorrido entre o início da precipitação e o início do escoamento superficial;
- a lâmina de abstração é a lâmina precipitada que ocorreu antes da precipitação efetiva, determinada com base no índice ϕ , que, por sua vez, representa a infiltração média na bacia.

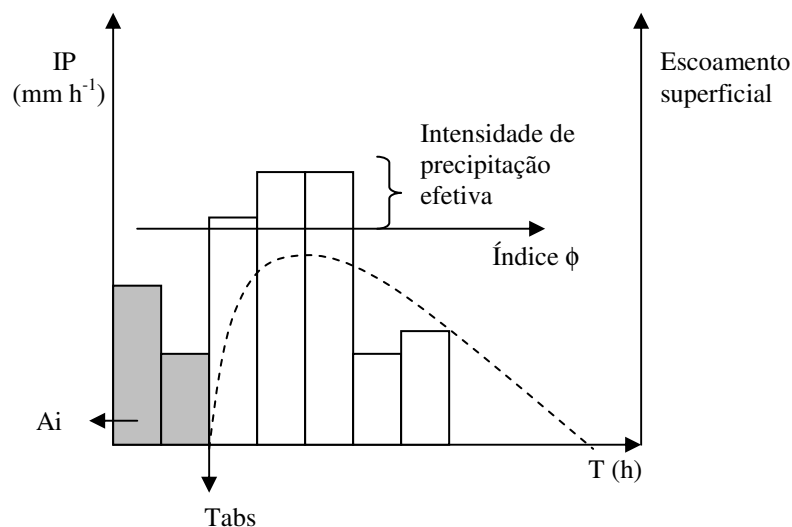


FIGURA 24 – Representação da lâmina (A_i) e do tempo de abstração inicial (T_{abs}), com os parâmetros necessários para sua obtenção.

Dispondo-se do deflúvio e da precipitação monitorados na bacia e da abstração inicial determinada pela metodologia descrita por Suares (1995) e Genovez (2001), foi possível obter o armazenamento S (Equação 2) e determinar

o NC (Equação 4) para cada evento de precipitação. Assim, foi possível avaliar a relação Ai/S e compará-la com o valor preconizado pelo método CN-SCS.

Os erros produzidos pela estimativa do deflúvio no método CN-SCS e os respectivos deflúvios reais foram calculados por:

$$e(\%) = \frac{|D_{observado} - D_{estimado}|}{D_{observado}} 100 \quad (29)$$

Em que $D_{observado}$ e $D_{estimado}$ são, respectivamente, os deflúvios observado e estimado.

2.3 Modelagem Conceitual do hidrograma de escoamento superficial direto

Nash (1957) representou o escoamento superficial direto numa bacia hidrográfica por n reservatórios lineares em cascata. Esta situação considera uma precipitação uniforme ao longo da bacia e sua propagação até a seção de controle da bacia. A consideração de reservatórios simula uma situação de amortização da vazão de pico, sendo esta a principal função, e outra de translação, ou seja, de um movimento de ondas do escoamento, cujo efeito é mais pronunciado em canais ao longo da bacia. A Figura 25 expressa estes efeitos.

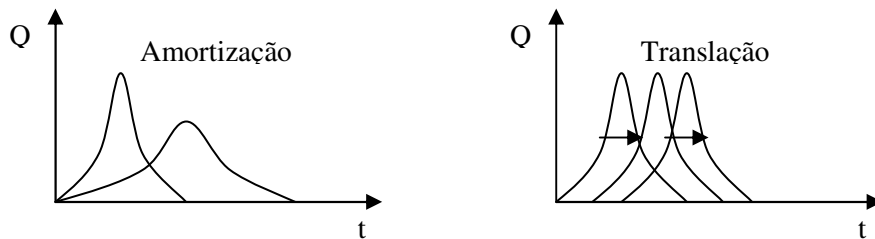


FIGURA 25 – Representação dos efeitos de amortização da vazão de pico e translação do escoamento por reservatórios em cascata.

Observa-se que o efeito de amortização do reservatório linear provoca, além de redução da vazão de pico, translação do hidrograma.

Tomando-se 2 reservatórios em série, com constantes k_1 e k_2 , a saída do primeiro é a entrada do segundo, com a integral defasada de um intervalo de tempo, proporcionando o Hidrograma Unitário Instantâneo (HUI):

$$u(0, t) = \int_{\tau=0}^{\tau=t} \frac{1}{k_1} e^{-\frac{\tau}{k_1}} \frac{1}{k_2} e^{-\frac{t-\tau}{k_2}} d\tau \quad (30)$$

Resolvendo a integral da equação 8, obtém-se:

$$u(0, t) = \frac{1}{k_1 k_2} e^{-\frac{t}{k_2}} \int_{\tau=0}^{\tau=t} e^{\frac{k_2-k_1}{k_1 k_2} \tau} d\tau \quad (31)$$

$$u(0, t) = \frac{1}{k_2 - k_1} e^{-\frac{t}{k_2}} \left[e^{\frac{k_2-k_1}{k_1 k_2} t} - 1 \right] \quad (32)$$

$$u(0, t) = \frac{1}{k_2 - k_1} \left[\left(e^{\frac{t}{k_1}} - e^{\frac{t}{k_2}} \right) \right] \quad (33)$$

Para 2 reservatórios iguais ($k_1 = k_2 = k$):

$$u(0, t) = \frac{t}{k^2} \times \left(e^{-\frac{t}{k}} \right) \quad (34)$$

Para 3 reservatórios:

$$u(0, t) = \frac{t^2}{2 \times k^3} \times \left(e^{-\frac{t}{k}} \right) \quad (35)$$

Generalizando:

$$u(0, t) = \frac{t^{n-1}}{k^n \times (n-1)!} \times e^{-\frac{t}{k}} \quad (36)$$

Como esta equação pode ser usada matematicamente, com n e k como parâmetros, independentemente de seu significado, a equação 36 pode, genericamente, ser representada da seguinte forma:

$$u(0, t) = \left(\frac{t}{k} \right)^{n-1} \times \frac{e^{-\frac{t}{k}}}{k \times \Gamma(n)} \quad (37)$$

A equação 37 é conhecida como modelo de Nash para HUI, considerando n reservatórios lineares, representando a situação esquematizada na Figura 26.

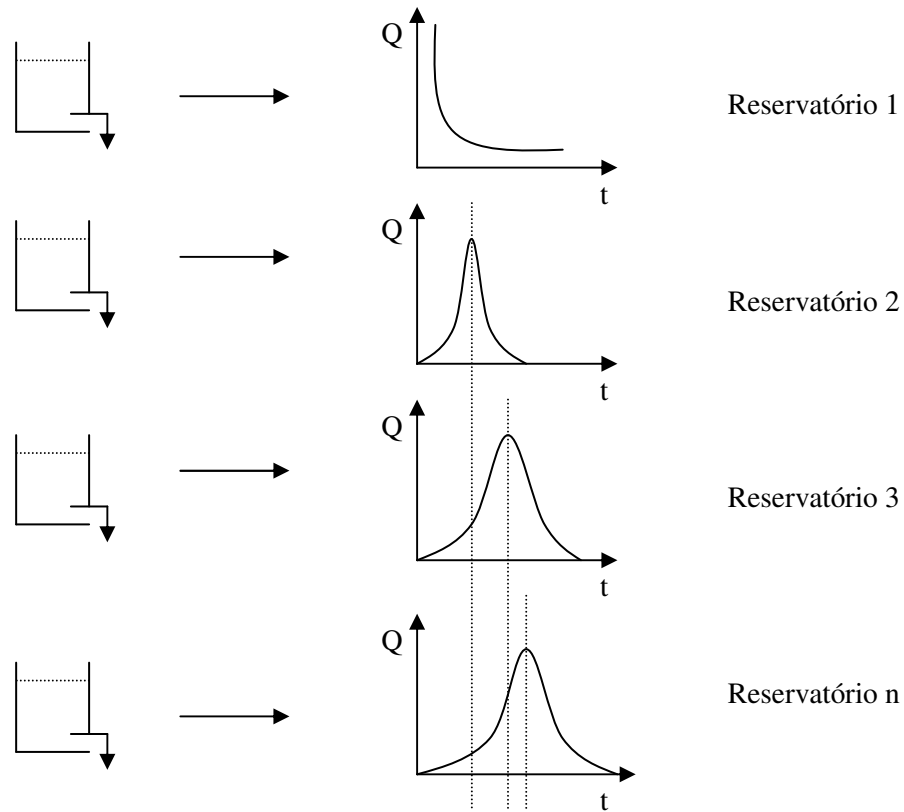


FIGURA 26 – Representação esquemática do modelo de Nash para n reservatórios lineares.

A determinação da vazão $Q(t)$ como função dos parâmetros n e k é realizada por meio da equação de convolução do HUI e as ordenadas são obtidas pela integração do HUI, o qual resulta:

$$h(t) = \int_0^t \frac{1}{k} \left(\frac{t - \tau}{k} \right)^{n-1} \frac{e^{-(t-\tau)/k}}{\Gamma(n)} d\tau \quad (38)$$

Esta integral pode ser resolvida numericamente utilizando-se a regra de Simpson. Subdividindo o intervalo (0,1) em m intervalos, cada ordenada é obtida por:

$$ht = \frac{D}{3}(y_1 + 4y_2 + 2y_3 + \dots + 2y_{m-1} + 4y_m + y_{m+1}) \quad (39)$$

Em que cada ordenada y, é obtida pela solução da função dentro da integral, para um valor de t- τ ; D é o passo de integração.

Para estimar os parâmetros k e n, Nash demonstrou que, para um sistema linear invariante no tempo, as seguintes relações são válidas:

$$m1(\text{HUI}) = m1S - m1E \quad (40)$$

$$m2(\text{HUI}) = m2S - m2E \quad (41)$$

onde:

m1(HUI) e m2(HUI) são o primeiro e segundo momentos (em relação à média) do HUI; m1S e m2S são o primeiro e segundo momentos (em relação à média) do hidrograma de saída; m1E e m2E são o primeiro e segundo momentos (em relação à média) do hidrograma de entrada.

$$m1S = \frac{\sum Q_i t_i}{\sum Q_i} \quad (42)$$

$$m2S = \frac{\sum Q_i t_i^2}{\sum Q_i} - m1S^2 \quad (43)$$

$$m1E = \frac{\sum P_i t_i}{\sum P_i} \quad (44)$$

$$m2E = \frac{\sum P_i t_i^2}{\sum P_i} - m1E^2 \quad (45)$$

Introduzindo estes termos nas equações 40 e 41 e resolvendo, tem-se:

$$k = \frac{m2S - m2E}{m1S - m1E} \quad (46)$$

$$n = \frac{(m1S - m1E)^2}{m2S - m2E} \quad (47)$$

O modelo anteriormente descrito foi aplicado a 20 eventos de escoamento superficial observados na bacia hidrográfica estudada. Para avaliar o desempenho do Modelo Nash, foi usado o Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe, dado pela equação 48, o qual, segundo Machado (2002) é um dos mais importantes critérios estatísticos para avaliar modelos hidrológicos.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{est})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{est} - \bar{Q})^2} \quad (48)$$

Sendo que:

Q_{obs} é a vazão observada; Q_{est} , a vazão estimada pelo modelo, \bar{Q} , a vazão média observada; n é o número de dados no evento considerado.

O coeficiente R^2 pode variar a partir de negativo infinito até 1, sendo 1 um ajuste perfeito. O valor de R^2 é fortemente influenciado por erros nas vazões máximas, por isto, quando R^2 é próximo de 1, o modelo está obtendo um bom ajuste para as cheias. O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de R^2 supera 0,75, e é considerado aceitável se o valor de R^2 fica entre 0,36 e 0,75 (Collischonn, 2001).

Após determinados os valores de k e n pelo método dos momentos, realizou-se uma análise de sensibilidade dos dados buscando uma melhor combinação entre estes parâmetros, indicado pelo maior coeficiente de Nash, para cada evento analisado. Para isto, um algoritmo para simulação das possíveis combinações entre k e n foi desenvolvido, ajustando-se 400 situações para cada um dos eventos trabalhados. Objetivando-se encontrar uma combinação entre k e n que fosse representativa para a sub-bacia, a fim de se

estimar futuros hidrogramas, os eventos foram divididos de acordo com a estação do ano, determinando-se, para cada estação, a média dos parâmetros gerados pela análise de sensibilidade.

Para a validação final da modelagem do HUI pelo modelo de Nash, os parâmetros k e n médios foram aplicados a 6 eventos extraídos do verão de 2006, os quais não fizeram parte da análise anterior.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise de hidrogramas de escoamento superficial na sub-bacia hidrográfica

Na Figura 27 apresentam-se os valores dos escoamentos total (ES_{Total}), superficial direto (ES_D) e base (EB) para diferentes eventos ao longo do período analisado. Observa-se que, no período de outubro/2004 a março/2005, ocorreu aumento significativo no escoamento determinado pelo aumento da concentração de chuva.

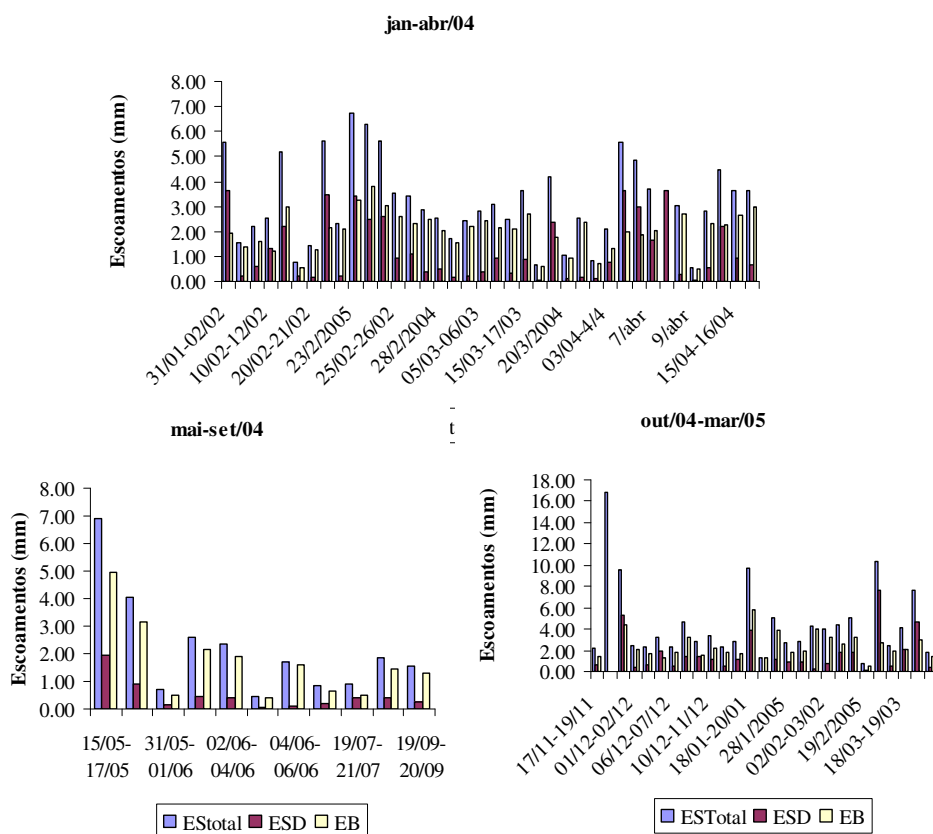


FIGURA 27 – Valores do escoamento superficial total e suas componentes (direto e de base) na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela - MG.

Os valores do Escoamento superficial total (ES_{Total}), de seus componentes e da precipitação, registrados no período de janeiro de 2004 a março de 2005, são apresentados na Tabela 8, que traz, ainda, os valores das relações entre o Escoamento Superficial Direto (ES_D) e o ES_{Total} , Escoamento Base (EB) e ES_{Total} e ES_D e precipitação total (P_{Total}) e o ES_{Total} e a P_{Total} .

TABELA 8 – Deflúvios e precipitações totais e suas relações no período de janeiro de 2004 a março de 2005 observados na sub-bacia Ribeirão Marcela - MG.

Escoamentos (mm)		Relações (%)	
ES_{Total}	250,19	ES_{Total} / P_{Total}	0,32
ES_D	93,91	ES_D / ES_{Total}	0,37
EB	156,28	EB / ES_{Total}	0,63
P_{Total}	776,71	-	-

Na Tabela 9 estão apresentados os valores das relações entre o escoamento e suas componentes com a precipitação, para os períodos seco e úmidos.

TABELA 9 – Valores médios, máximos e mínimos das relações do escoamento e suas componentes, com a precipitação, calculados para os períodos úmidos e seco para a sub-bacia do Ribeirão Marcela.

Parâmetro	Período	Média (%)	Máximo (%)	Mínimo (%)	CV (%)
ES_D / ES_{Total}	jan-abr/04	29,12	65,30	5,86	65,16
	mai-set/04	20,61	43,79	6,15	49,27
	out/04-mar/05	33,34	74,02	2,47	50,86
EB / ES_{Total}	jan-abr/04	70,88	94,14	34,70	26,77
	mai-set/04	79,39	93,85	56,21	12,79
	out/04-mar/05	66,66	97,53	25,98	25,44
ES_D / P_{total}	jan-abr/04	13,11	54,45	0,94	105,16
	mai-set/04	8,38	25,95	0,71	106,34
	out/04-mar/05	9,76	29,59	0,54	74,46

A relação ES_D/ES_{Total} que representa a parcela do escoamento superficial, que é constituída pelo ES_D , apresentou uma pequena variação ao longo do ano. No período de janeiro a abril de 2004, a média dessa relação foi 29,12%, reduzindo para 20,61% no período seco e aumentando no período úmido, atingindo 33,34%. As diferenças entre os dois períodos úmidos se devem à variabilidade temporal da precipitação, indicando que, no período de outubro a março/2005, houve maior concentração de chuvas, o que não foi observado no primeiro período chuvoso. Segundo Watson & Burnett (1995), ao longo do ano, o ES_D corresponde, em média, a 32% do escoamento total. Observa-se que, para a bacia hidrográfica do presente estudo, este valor médio anual será inferior a 32%, uma vez que, apenas para o período chuvoso, o mesmo apresentou-se próximo deste valor. Isto significa que esta sub-bacia hidrográfica apresentou restituição do escoamento subterrâneo em maior magnitude, sendo reflexo das características de solo, especialmente espessura, com os Latossolos ocupando 90% da sub-bacia e proporcionando melhores condições para armazenamento de águas subterrâneas.

Nota-se pela Figura 28 que no auge do período chuvoso essa relação aumenta significativamente, atingindo cerca de 80% do escoamento total sendo constituído pelo escoamento superficial direto. Este comportamento deve-se às características climáticas da região, onde no período de janeiro a março há concentração de aproximadamente 70% do total precipitado anual na região, havendo, especialmente, duas características hidrológicas que favorecem a formação do escoamento superficial direto: ocorrência de chuvas do tipo convectivas, de alta intensidade e pequena duração, importantes para caracterização de cheias em pequenas bacias, de pequeno tempo de concentração, como a do presente estudo, e elevada umidade do solo, quase sempre próxima à capacidade de campo, conforme constatado por Mello (2003) para solos da região.

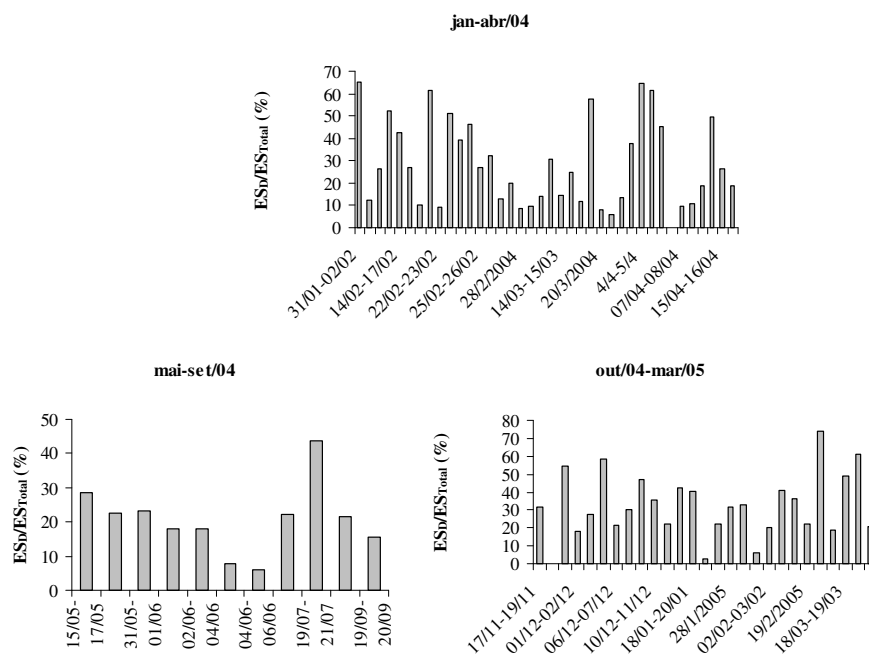


FIGURA 28 - Relação ES_D/ES_{Total} ao longo dos períodos de análise.

Analisando-se o comportamento da razão ES_D/P_{Total} , verifica-se que o valor médio deste parâmetro é de praticamente 12% no período chuvoso e de apenas 8% no período seco. O valor médio no período total analisado foi de 11%, assim como encontrado por Marson & Leopoldo (1999) que estudaram uma microbacia no estado de São Paulo na qual predomina o Latossolo Vermelho Amarelo com cobertura vegetal de pastagem, sendo bem semelhante à sub-bacia analisada.

Chama atenção o comportamento dos valores extremos do mesmo para o período seco, variando de apenas 0,54 a 54,45%, valores muito inferiores ao do período chuvoso anterior. As precipitações, neste período, normalmente são tipo ciclônicas, oriundas de frentes frias, com baixa intensidade e longa duração. Aliado a isso, neste período a umidade do solo já se encontra consideravelmente

baixa, situação esta que não propicia a geração de deflúvios significativos. Portanto, é no período seco do ano que a relação média entre EB/ES_{Total} atinge seu auge (Tabela 2) chegando a 79,39% .

Observa-se pela Figura 29 que a relação EB/ES_{Total} permanece elevada durante todo período analisado, reiterando a afirmação de que esta sub-bacia hidrográfica possui elevada capacidade de infiltração e recarga do aquífero, o qual restitui sob forma do escoamento subterrâneo.

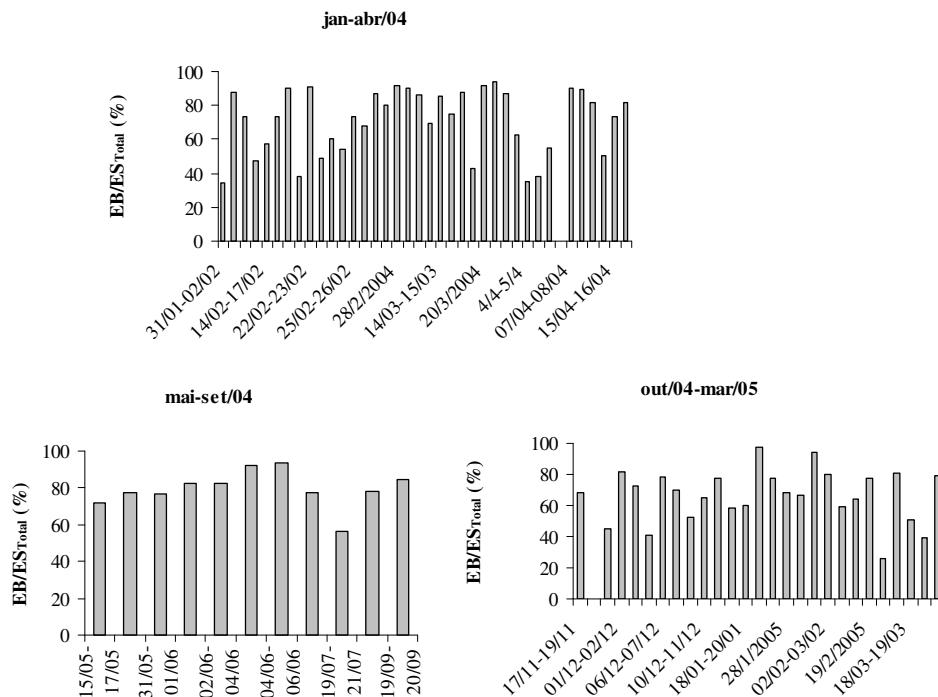


FIGURA 29 – Comportamento da relação EB/ES_{Total} durante o período de análise.

3.2 Aplicação do número da curva à sub-bacia hidrográfica

Na Figura 30 apresenta-se o comportamento dos deflúvios estimados pelo método CN-SCS e observados nos 53 eventos ao longo do tempo.

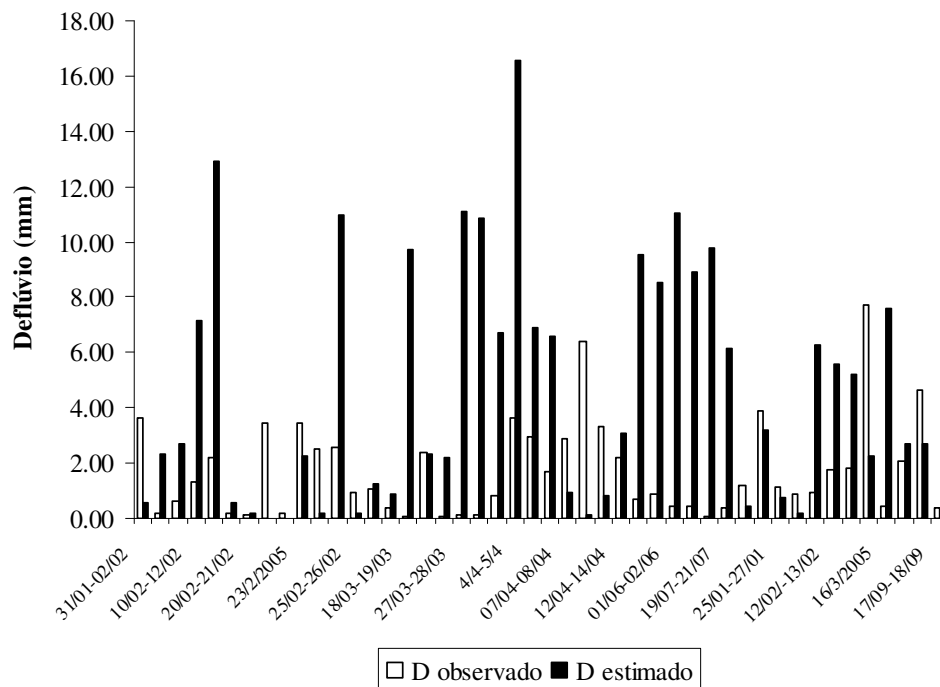


FIGURA 30 - Valores do deflúvio medido (observado) e estimado pelo método CN-SCS na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela.

Pela análise da Figura 30 observa-se uma diferença expressiva no deflúvio estimado, sendo que, de maneira geral, o método CN-SCS superestima o deflúvio observado. Resultados semelhantes foram encontrados por Mello (2003) o qual avaliou a aplicação deste método em uma microbacia de fluxo efêmero, encontrando erros de elevada magnitude na predição do deflúvio. O método CN-SCS foi aplicado por Amorim & Leopoldo (1999) a uma microbacia

no estado de São Paulo, sendo que, da forma original, o mesmo não se ajustou satisfatoriamente aos dados de deflúvio observados.

A adoção de um número da curva constante, baseado nas características físicas dos solos, cobertura vegetal e precipitação antecedente, produziu erros de elevada magnitude na estimativa do deflúvio quando se trata de eventos isolados. O erro médio determinado na estimativa do deflúvio pelo método CN-SCS foi de 1663%, atingindo um valor máximo de 29250% e mínimo de 2%. Estes valores elevados demonstram a baixa aplicabilidade do método para eventos isolados sem prévio ajuste ou modelagem dos processos hidrológicos envolvidos na estimativa. Mello (2003) alerta para a utilização desta metodologia para estimativa do hidrograma de escoamento, sendo que a maior dificuldade é o enquadramento dos solos tropicais nas classes de solo propostas pelo método.

Está apresentada na Figura 31 a dispersão dos valores estimados em torno da reta 1:1 cuja análise permite detectar grandes distâncias entre a reta e a nuvem de pontos, significando baixa precisão da estimativa pelo modelo CN-SCS.

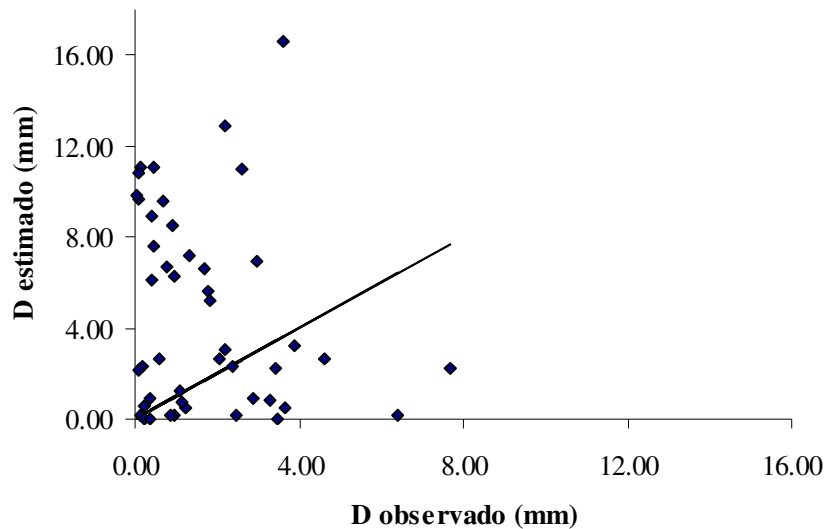


FIGURA 31 – Dispersão dos valores em torno da reta 1:1 produzidos pelo método CN-SCS.

Analisa-se que, da forma original, conforme proposto pelo SCS, a metodologia não deve ser aplicada à sub-bacia do Ribeirão Marcela sem prévio ajuste às condições locais. Mello (2003) e Amorim & Leopoldo (1999) constataram que a metodologia, após algumas adaptações, tornou-se adequada para aplicação a eventos isolados na predição do escoamento superficial e vazão de pico em sub-bacias agrícolas.

3.2.1 Análise da abstração inicial (A_i) e do número da curva (NC)

O comportamento da relação A_i/S está representada na Figura 32. Não é possível identificar uma tendência dessa relação, mostrando uma elevada sensibilidade da abstração inicial.

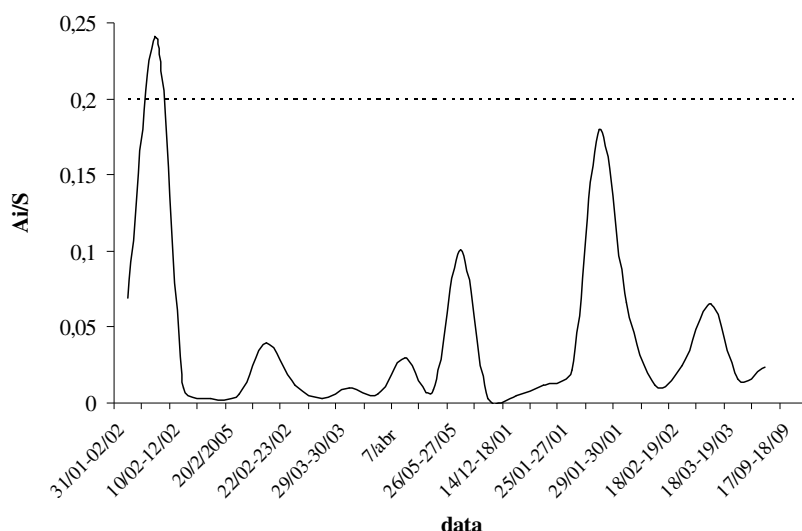


FIGURA 32 – Comportamento da relação entre a abstração inicial e o armazenamento potencial do solo na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela.

O valor médio da relação Ai/S foi de 0,039, ou seja, a abstração corresponde, em média a apenas 3,9% do armazenamento, sendo este muito inferior aos 20% sugeridos pelo método CN-SCS. Os valores mínimo e máximo da relação foram 0 (zero) e 0,24, e coeficiente de variação de 149,46%. Esta elevada variação sugere que a abstração inicial não deve ser calculada baseada simplesmente no armazenamento potencial, devendo considerar a influência de outros parâmetros hidrológicos. Estas observações corroboram com Mello et al. (2003), Sheeder et al. (2002) e Yuan et al. (2001) que determinaram valores muito inferiores a 20% para a relação Ai/S e concluíram que a abstração não deve ser função somente do armazenamento potencial, sugerindo que os valores da relação sejam variáveis conforme as diferentes situações.

Na Figura 33 apresentam-se os valores do número da curva (NC) determinados para cada evento (NC real) e os valores médios espaciais, obtidos com base na krigagem com simulação. Observa-se grande variação do NC real

ao longo do período de análise podendo-se inferir a respeito da influência da umidade antecedente do solo e das características da precipitação, concluindo-se que o número da curva não é função apenas das características físico-hídricas do solo e da cobertura vegetal, conforme sugere a metodologia.

Os valores reais máximo, mínimo e médio do NC foram 99, 12 e 65 respectivamente. É importante observar que erros na estimativa do NC serão transferidos para as estimativas do armazenamento potencial e da abstração inicial e, conseqüentemente, para o deflúvio produzido. Os resultados encontrados deixam claro que o método CN-SCS deve ser reavaliado antes da aplicação a eventos isolados, em regiões hidrologicamente diferentes da qual ele foi gerado.

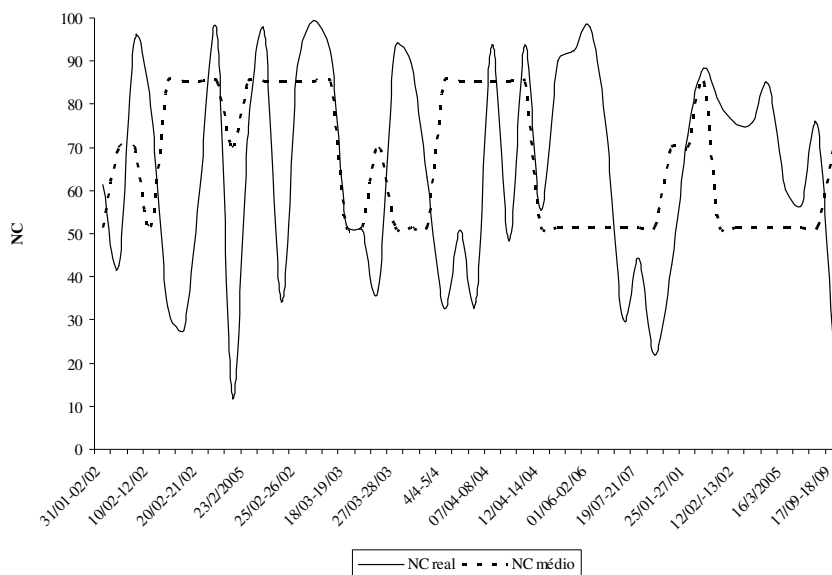


FIGURA 33 - Comportamento do número da curva real e estimado na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela, Alto Rio Grande.

3.3 Ajuste do modelo conceitual de Nash

Na Tabela 10 apresentam-se os valores de k e n resultantes da aplicação do método dos momentos, da análise de sensibilidade (melhor combinação de k e n), além da média e coeficiente de variação para os eventos de acordo com a estação do ano. Analisando-se o coeficiente de variação, pode-se considerar que houve baixa variabilidade nos valores gerados para k e n , haja vista a complexidade envolvida na modelagem do escoamento superficial direto, demonstrando ser possível a indicação de uma combinação específica para a sub-bacia hidrográfica.

Na Figura 34 apresentam-se os hidrogramas de escoamento superficial direto observados e estimados com base em três metodologias distintas. Na primeira, os valores de k e n foram obtidos pelo método dos momentos, na segunda, gerados com base na análise de sensibilidade, ou seja, a melhor combinação dos parâmetros dentro das possíveis combinações levantadas, e na terceira metodologia, os hidrogramas foram produzidos a partir de k e n médios na respectiva estação do ano, estes últimos gerados pela média dos valores resultantes da análise de sensibilidade.

TABELA 10 – Valores dos parâmetros k e n do modelo de Nash estimados com base nos eventos de cheia na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela.

Estação	Momentos		k e n ótimos	
	k	n	k	n
Verão (2004)	2,64	6,95	3,40	5,85
	6,23	5,58	7,44	4,85
	5,66	3,88	7,44	2,97
	1,64	9,23	3,4	5,58
	3,32	5,79	2,64	5,58
	2,72	8,15	2,64	8,69
	6,65	4,42	7,44	3,78
	2,65	8,69	3,4	7,4
	3,14	6,39	5,19	4,43
	3,4	3,71	4,23	2,97
	4,51	4,33	5,66	3,45
média	3,87	6,10	4,81	5,05
cv (%)	42,7	32,1	40,2	36,1
outono/inverno (2004)	4,23	5,2	4,86	4,49
	3,46	5,4	5,66	3,64
	10,52	3,64	10,52	3,64
	2,66	6,59	3,4	5,79
	9,43	4,49	10,52	3,64
	9,62	3,78	10,52	3,45
média	6,65	4,85	7,58	4,11
cv (%)	53,6	22,9	43,6	21,9
Verão (2005)	7,44	3,83	4,86	5,58
	3,65	7,4	3,32	8,15
	9,14	2,97	7,44	3,45
média	6,74	4,73	5,21	5,73
cv (%)	41,7	49,6	40,0	41,1

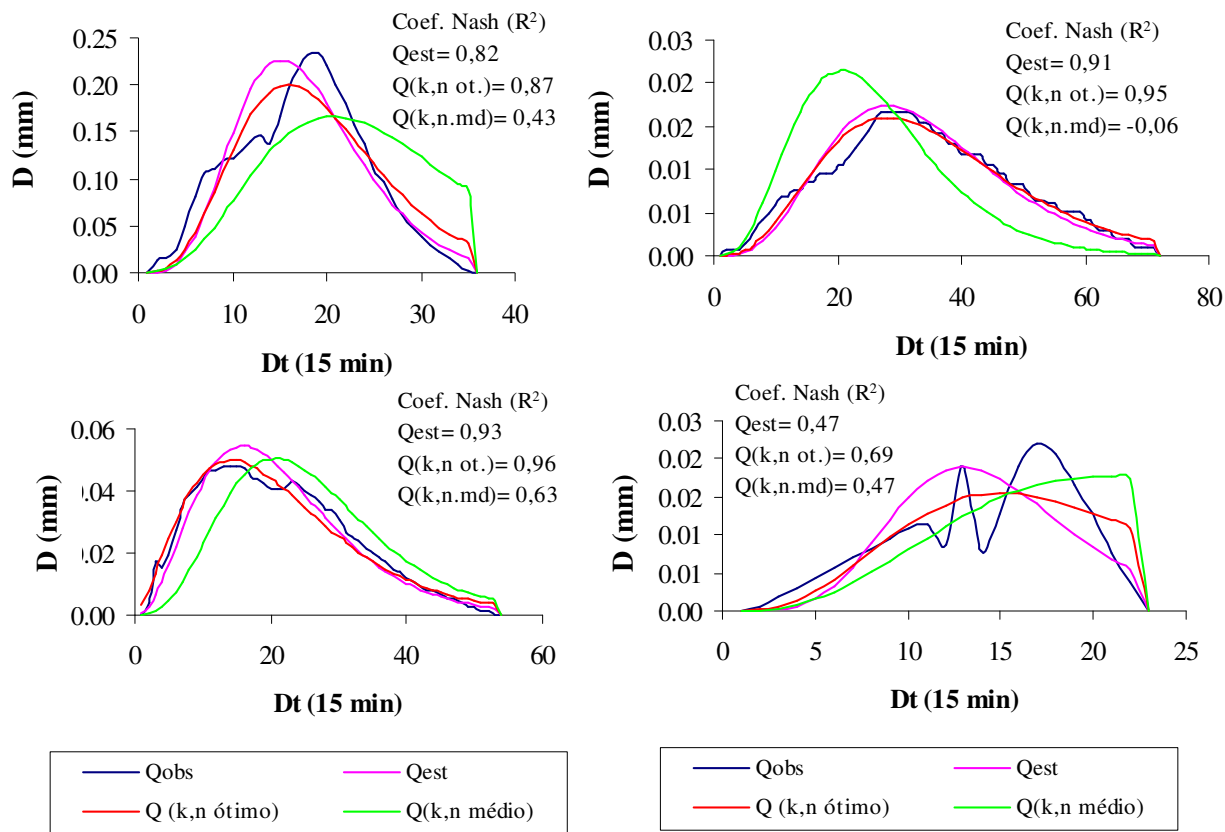


FIGURA 34 - Hidrogramas de cheia observados e modelados com base no modelo de Nash. (Continua...)

FIGURA 34, Cont

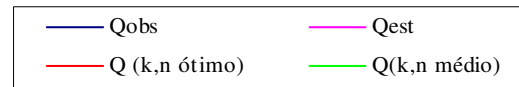
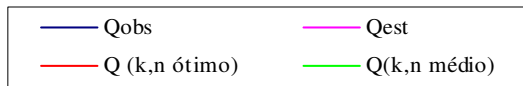
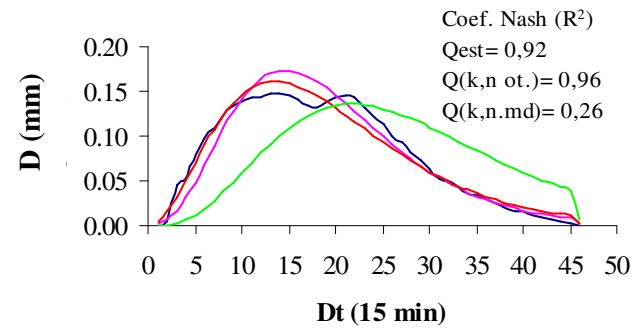
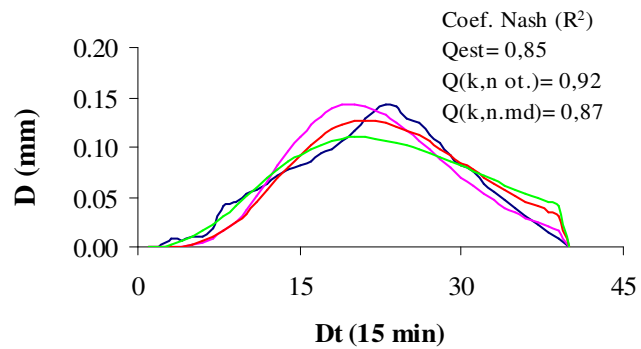
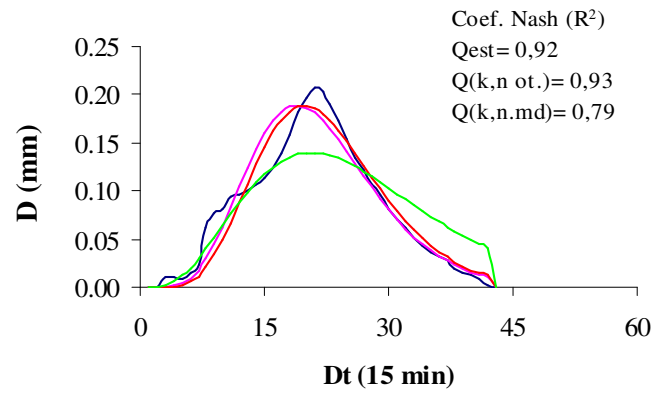
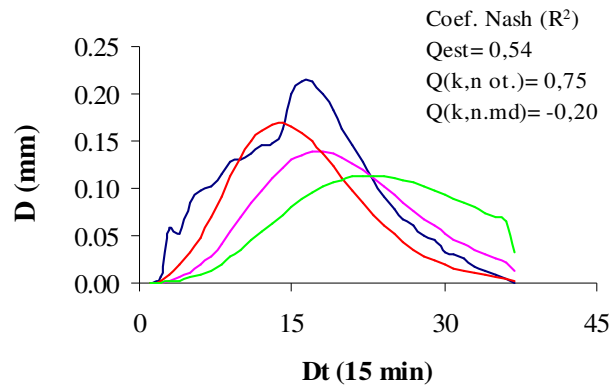


FIGURA 34, Cont

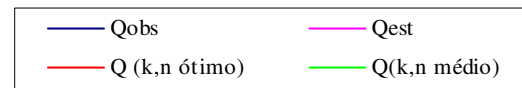
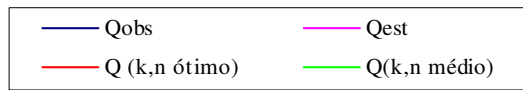
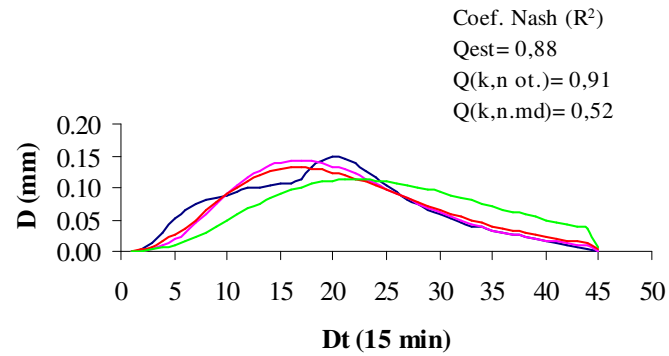
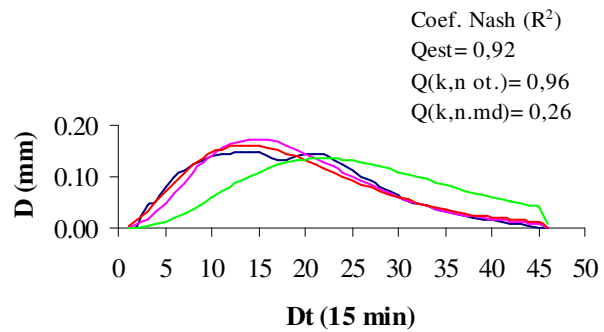
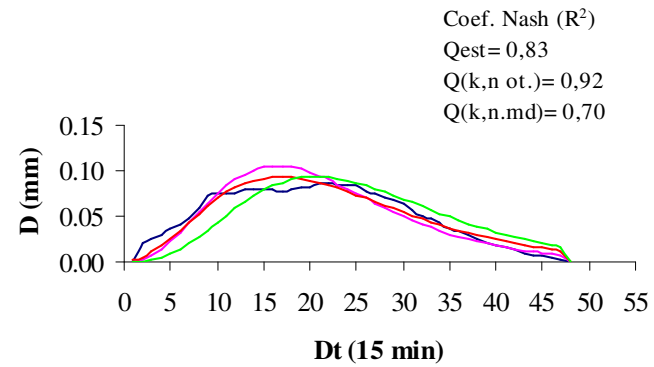
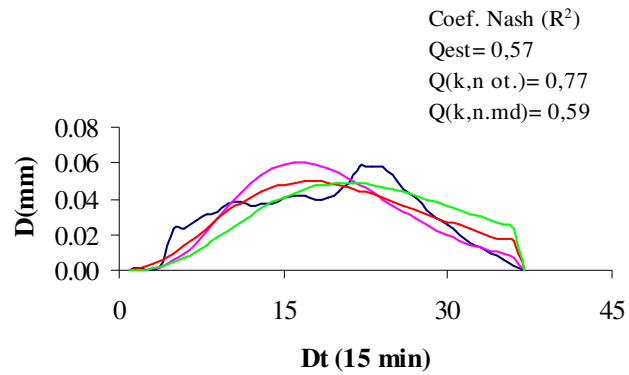


FIGURA 34, Cont

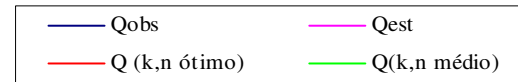
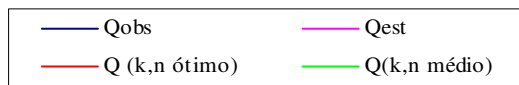
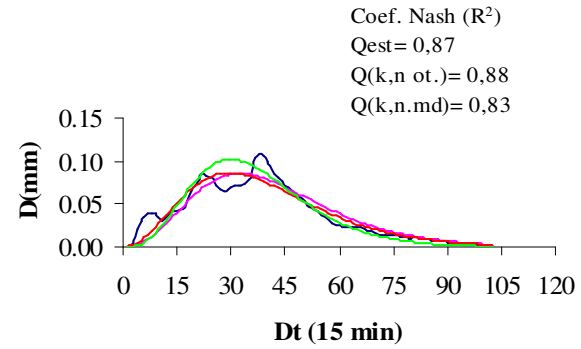
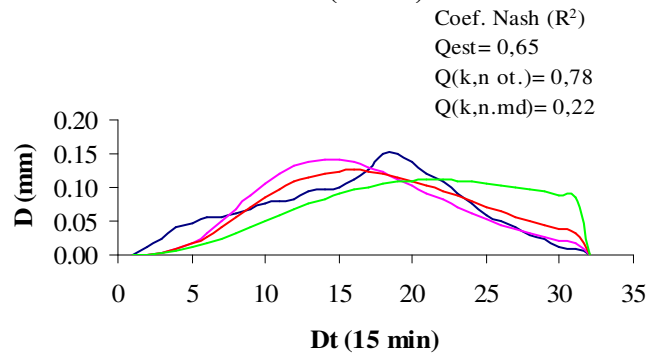
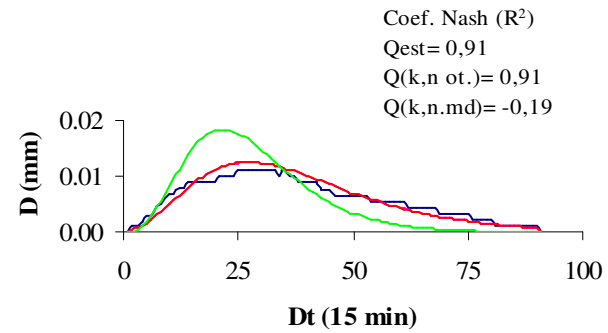
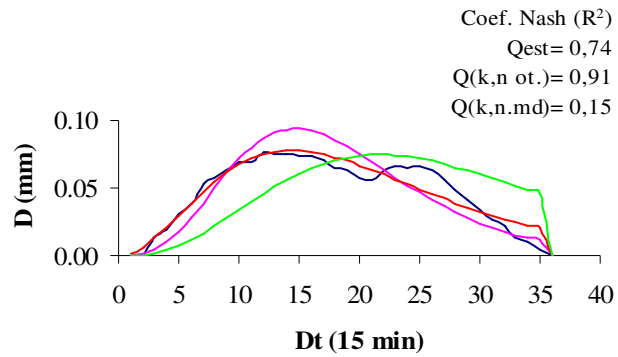
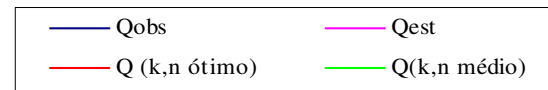
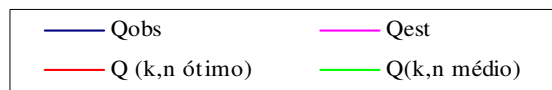
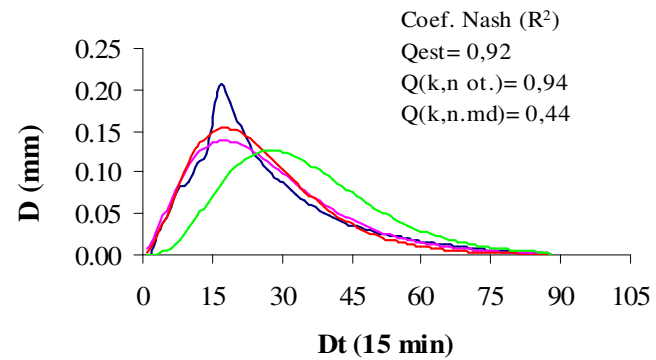
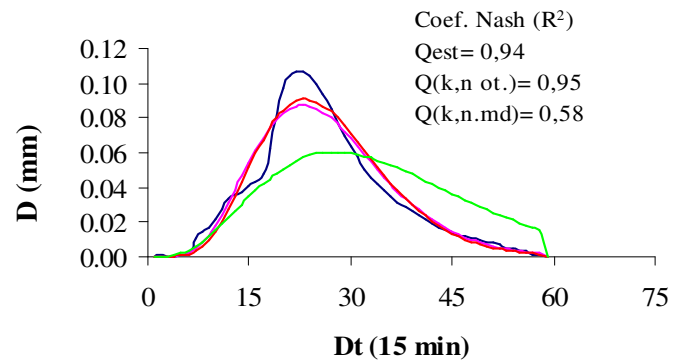
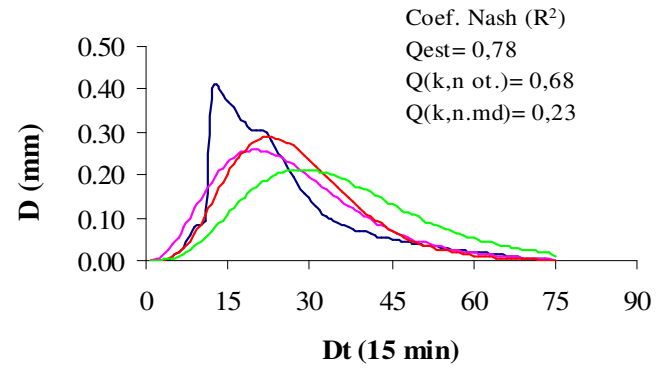
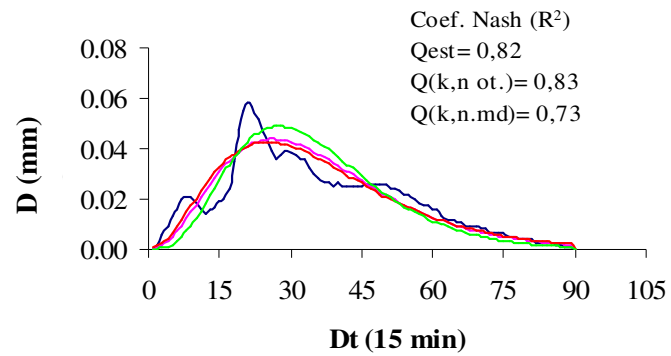


FIGURA 34, Cont



Analisando o ajuste dos hidrogramas com base nos valores de k e n , gerados pelo método dos momentos, constata-se que a maioria dos valores do coeficiente de Nash foi superior a 0,750 sendo, na média, igual a 0,853, podendo-se considerar o modelo como de boa precisão, conforme Collischonn (2001). Além do coeficiente de Nash, é importante destacar o comportamento do hidrograma estimado em relação ao observado, verificando-se que, para esta situação, os hidrogramas se aproximam dos observados, mostrando boa aderência do mesmo, conforme sugerido por Mello (2003).

De forma semelhante, os hidrogramas gerados pela melhor combinação dos parâmetros k e n , verifica-se considerável aumento de precisão das estimativas em relação aos observados, com coeficiente de Nash médio igual a 0,933. Além da melhoria expressa no valor do coeficiente de Nash, verifica-se melhor posicionamento do deflúvio máximo dos hidrogramas simulados e do respectivo valor, características fundamentais para o modelamento de hidrogramas de cheia. Agirre et. al. (2005), trabalhando com uma bacia hidrográfica do norte da Espanha e área muito semelhante à deste trabalho (470 ha), ajustou o modelo de Nash para o HUI, verificando excelente desempenho do mesmo, superando, inclusive, o modelo geomorfológico do HU, em termos do coeficiente de Nash. Fendrich (1984) trabalhou com esta modelagem para o hidrograma de cheia multimodal para uma bacia hidrográfica do estado de São Paulo com área de 610 km², obtendo-se resultados promissores mesmo para uma bacia com áreas muito superior à do presente trabalho. Ressalta, no entanto, que a distribuição das chuvas efetivas é de fundamental importância para o desempenho dos modelos, o que foi constatado pelo presente estudo, em que chuvas efetivas com padrão atrasado tenderam a produzir menores coeficientes de Nash. Estas análises demonstram que a aplicação do método dos momentos para estimativa dos parâmetros deste modelo não produz necessariamente o melhor ajuste, mas gera uma estimativa inicial e aproximada do mesmo,

recomendando-se uma análise de sensibilidade para pesquisar um melhor ajuste ou uma metodologia estatística mais precisa.

No entanto, para cada hidrograma, verificou-se uma combinação diferente dos parâmetros k e n do modelo de Nash (Tabela 10), constando-se variabilidade em torno de 40% para a série de valores estimados pelo método dos momentos. A fim de se obter uma combinação dos parâmetros k e n para a sub-bacia hidrográfica, visando à estimativa de futuros hidrogramas de cheia, os eventos foram separados de acordo com a estação do ano, e na Figura 35, os hidrogramas estão apresentados com base no valor médio de k e n obtidos para o verão e outono/inverno, conforme a época em que ocorreram. É possível perceber redução da precisão dos hidrogramas estimados, com coeficiente de Nash médio de 0,493, que ainda assim, segundo Collischonn (2001), pode ser considerado como de aceitável precisão, principalmente em se tratando de um fenômeno com as características do escoamento superficial de difícil modelagem. Com algumas exceções, de maneira geral, quando estes parâmetros são aplicados para modelagem do hidrograma, verifica-se subestimativa dos deflúvios, tanto em relação às estimativas obtidas com base nos melhores k e n (método dos momentos e análise de sensibilidade), quanto em relação aos valores observados. Em 65% das situações analisadas, além da redução do deflúvio máximo, constatou-se superestimativa do tempo de pico do hidrograma, significando atraso na ocorrência do deflúvio máximo. Agirre et al. (2005) constataram comportamento semelhante em seus estudos, e verificaram que o modelo geomorfológico se sobressaiu ligeiramente em relação ao modelo de HUI de Nash, pois o primeiro prevê a introdução de um parâmetro adicional no modelo, ligado à morfologia da bacia hidrográfica. No entanto, a introdução de mais um parâmetro somente se justifica se houver melhoria substancial da estimativa do hidrograma dado o esforço computacional adicional e dificuldades

de estimativa do mesmo, o que não ficou caracterizado pelo trabalho dos autores.

É importante analisar que alguns hidrogramas estimados, gerados pelo valor médio de k e n representativos da sub-bacia, produziram coeficiente de Nash negativo (3 situações). Esse comportamento ocorreu porque o modelo produziu uma maior translação do hidrograma estimado em relação ao observado, fazendo com que houvesse um valor elevado no numerador do coeficiente. No entanto, a magnitude dos deflúvios estimados não ficou comprometida, com erros aceitáveis em relação aos valores observados.

Na Figura 35 apresentam-se gráficos que associam os deflúvios máximos observados e estimados (a), bem como tempos de pico do hidrograma observados e estimados (b), ambos pelas diferentes formas de obtenção de k e n do modelo de Nash. Estes gráficos permitem visualizar a dispersão dos valores em torno da reta 1:1 e acompanhar o desempenho dos modelos no tocante a estes importantes parâmetros de caracterização do hidrograma (deflúvio máximo e tempo de ocorrência). Primeiramente, observa-se menor dispersão tanto dos deflúvios máximos quanto dos tempos de pico gerados pela modelagem do hidrograma, baseada nos valores de k e n produzidos pelo método dos momentos e pela análise de sensibilidade, em relação à dispersão gerada pelos parâmetros k e n médios do verão, demonstrando maior precisão, a qual já foi discutida com base no coeficiente de Nash. No entanto, verifica-se maior concentração dos pontos gerados pela média de k e n na parte inferior da reta 1:1, significando que estes valores de k e n propiciam maior subestimação do deflúvio máximo. De forma inversa, verifica-se maior dispersão dos valores do tempo de pico estimados pelos valores médios de k e n , acima da reta 1:1, reforçando os comentários feitos anteriormente.

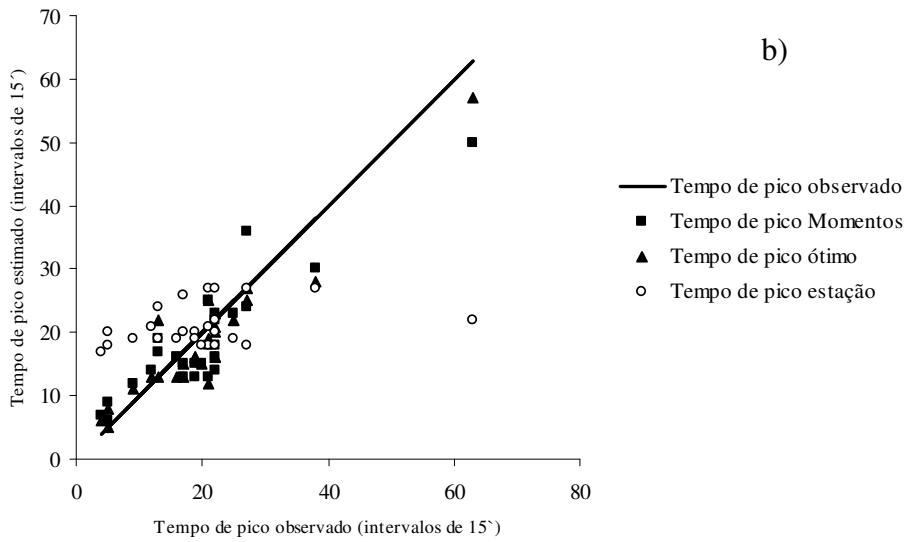
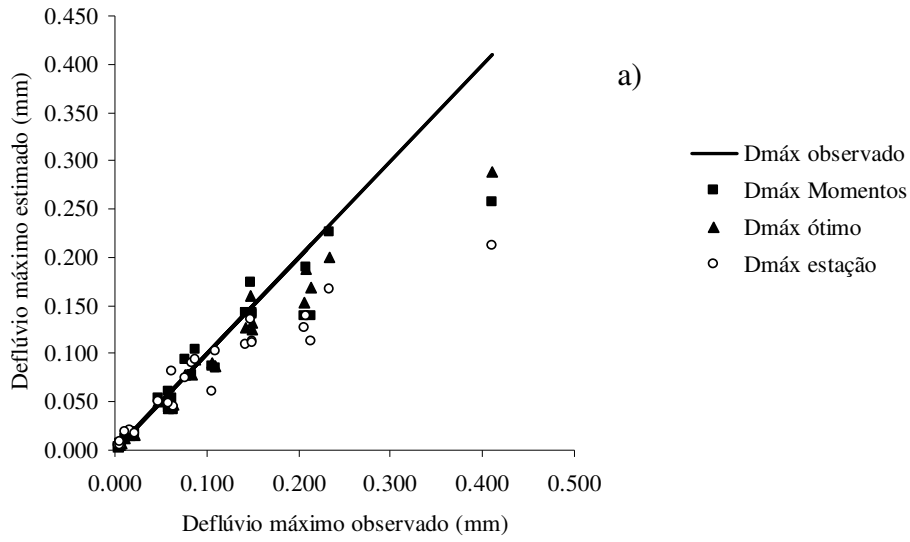


FIGURA 35 – Dispersão dos valores de deflúvio e tempo de pico gerados com base em diferentes valores de k e n .

Para melhor caracterização da precisão da modelagem do HUI pelo modelo de Nash, os parâmetros k e n médios foram aplicados a 6 eventos extraídos do verão de 2006, os quais não fizeram parte da análise anterior, e constam na Figura 36. Observa-se que em 4 situações, o coeficiente de Nash obtido permite qualificar a modelagem dos hidrogramas como de aceitável a boa, sendo um dos ajustes, classificado como excelente, com os coeficientes variando de 0,48 a 0,91. No entanto, em duas situações, verificou-se coeficiente de Nash negativo, devido ao efeito de translação. No entanto, os erros na estimativa do deflúvio máximo são aceitáveis e próximos dos obtidos pelos hidrogramas gerados com base em k e n estimados pelo método dos momentos (Tabela 11).

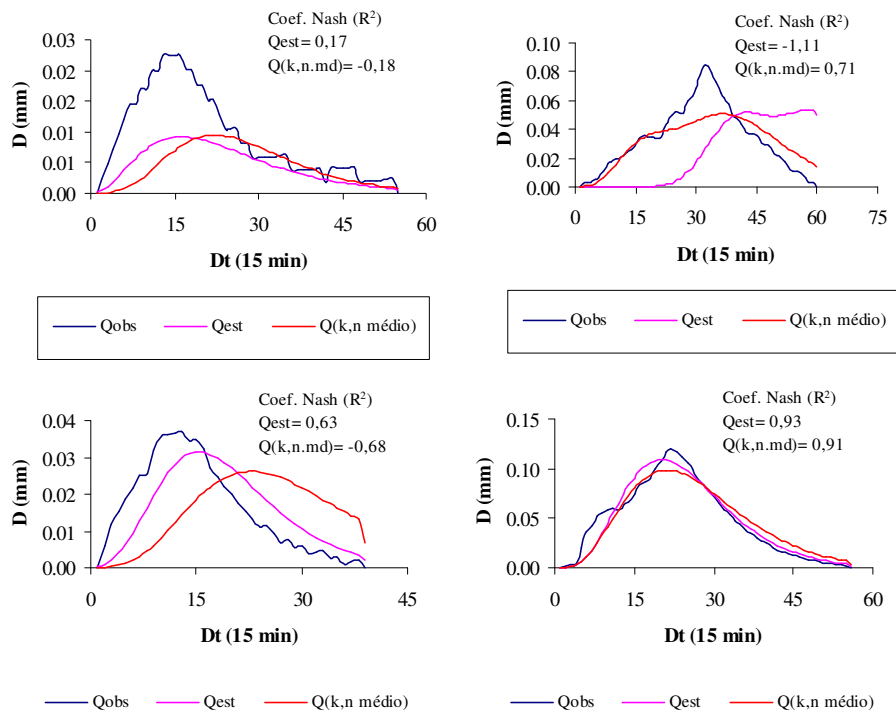


FIGURA 36 – Hidrogramas de cheia observados e modelados com base no modelo de Nash utilizados para validação dos parâmetros propostos para a sub-bacia hidrográfica. (Continua...)

FIGURA 36, Cont.

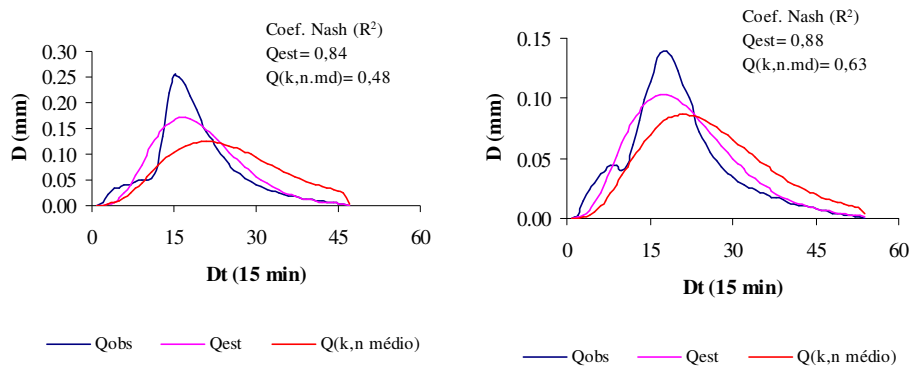


TABELA 11 – Erros produzidos pela modelagem do HUI aplicando-se k e n médio do período chuvoso e k e n gerados pela respectiva estimativa pelo método dos momentos.

Dmáx observado	Dmáx Momentos	Erro (%)	Dmáx médio	Erro (%)
0.023	0.009	147.45	0.009	140.31
0.084	0.054	56.93	0.051	65.83
0.037	0.031	17.74	0.026	41.40
0.120	0.109	9.73	0.099	21.40
0.253	0.171	47.79	0.125	102.59
0.140	0.103	35.67	0.087	61.63

Por meio da Figura 37 apresenta-se o comportamento do coeficiente de Nash obtido pelo método dos momentos, em função do padrão dos eventos de chuva efetivos. Primeiramente, observa-se que, quando a equação de convolução foi aplicada para 1 ou 2 eventos, a precisão dos hidrogramas estimados foi maior que para 3 eventos de precipitação efetivas, exceto para o padrão intermediário. Em termos do comportamento da precipitação, verifica-se que o padrão atrasado produziu ligeiro aumento do coeficiente de Nash, seguido pelo padrão adiantado,

apesar de não ter sido observada a ocorrência de 3 eventos nesta situação. Fendrich (1984) e Agirre et al. (2005), ambos trabalhando com o modelo de Nash para modelamento do hidrograma cheia, constataram que o padrão da chuva foi determinístico nas estimativas dos hidrogramas de cheia, relatando que a característica do padrão é importante pela influência do mesmo no comportamento da umidade do solo. Mello (2003), trabalhando com modelagem da vazão de pico e deflúvio numa pequena bacia hidrográfica, demonstrou que a umidade do solo é de fundamental importância para predição do comportamento do hidrograma de cheia, sugerindo que a mesma seja introduzida neste processo. Estes resultados, associados com os discutidos anteriormente, demonstram que, provavelmente o modelo de Nash produz melhores resultados numa situação de maior umidade do solo. Wang & Chan (1996) concluíram que a introdução de um fator associado à abstração da chuva pode proporcionar melhores resultados, sendo esta variável intimamente ligada à umidade do solo. Estas observações são importantes para, em trabalhos futuros, desenvolver-se e aplicar estes atributos no processo de modelagem do hidrograma de cheia.

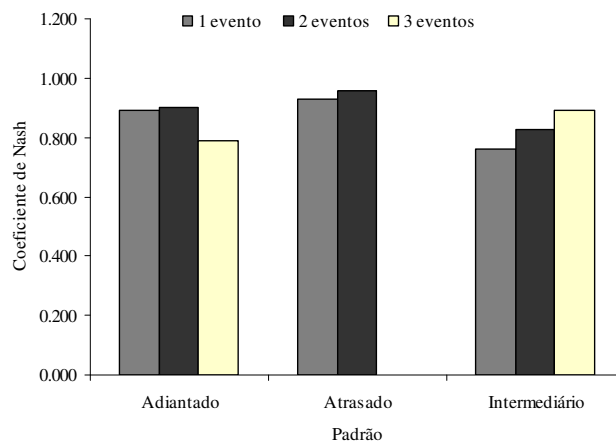


FIGURA 37– Distribuição do coeficiente de Nash em função do comportamento dos eventos de precipitação.

De forma geral, a modelagem do hidrograma de escoamento superficial direto produziu bons resultados, os quais são fundamentais para estimativas dos hidrogramas de cheia numa sub-bacia hidrográfica, importante no contexto ambiental, por ser representativa do domínio dos Latossolos, drenando diretamente para o reservatório de uma importante UHE do Sul de Minas Gerais, inclusive podendo-se recomendar os parâmetros k e n mais adequados para geração do HUI, uma vez que a precisão obtida permite esta identificação, haja vista as dificuldades inerentes ao fenômeno impostas pela natureza.

4 CONCLUSÕES

O escoamento superficial direto apresentou boa contribuição ao escoamento total no período chuvoso, mas ao longo do ano, o mesmo foi menor que os valores médios característicos de outras bacias hidrográficas.

A sub-bacia apresentou, ao longo do período de estudo, escoamento subterrâneo de elevada magnitude, mostrando ser a sub-bacia hidrográfica de alto potencial para recarga do aquífero.

O método CN-SCS superestimou o deflúvio produzido, não se mostrando adequado para aplicação a eventos isolados, mesmo com os ajustes dos parâmetros na sub-bacia hidrográfica com o auxílio do estudo de continuidade espacial desenvolvido.

O modelo de Nash mostrou-se adequado para a modelagem do escoamento de cheia na sub-bacia hidrográfica, embora subestimando a vazão de pico. A análise de sensibilidade dos parâmetros propiciou uma melhoria da sua performance.

O padrão da chuva mostrou-se uma importante variável no desempenho do modelo de Nash, sinalizando para a pertinência de ser agregado à modelagem, juntamente com alguma característica morfométrica da sub-bacia.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGIRRE, U.; GOÑI, M.; LÓPEZ, J. J.; GIMENA, F. N. Application of a unit hydrograph based on subwatershed division and comparison with Nash's instantaneous unit hydrograph. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 64, n. 2/3, p. 321-322, Dec. 2005.

AMORIM, R. F. C. de; LEOPLODO, P. R. Modelo SCS ajustado às condições locais da bacia do rio Paraíso. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 11, n. 1, p. 1-9, 1999.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 194 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre –RS.

DIGGLE, P. J.; RIBEIRO JUNIOR, P. J. Model-based geostatistics. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE PROBABILIDADE E ESTATÍSTICA, 14., 2000, Caxambu. **Resumos...** Caxambu: Associação Brasileira de Estatística, 2000. p. 192.

FENDRICH, R. **Modelação de hidrogramas multi-modais**. 1984. 174 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos.

GENOVEZ, A. B. Vazões máximas. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2001. p. 33-112.

GOMES, N. M. **Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos do solo da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela na região do Alto Rio Grande, MG**. 2005. 125 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e produção de sedimento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 152 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

MARSON, E. A.; LEOPOLDO, P. R. Caracterização quantitativa de escoamento em microbacia na região central do estado de São Paulo. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 14, n. 4, p. 1-8, 1999.

MELLO, C. R. de. **Estudo hidrológico em micro-bacia hidrográfica com regime de escoamento efêmero**. 2003. 133 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MELLO, C. R. de.; LIMA, J. M. de; SILVA, A. M. da; LOPES, D. Abstração inicial da precipitação em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 3, p. 494-500, set./dez. 2003.

MELLO, J. M. **Geoestatística aplicada ao inventário florestal**. 2004. 110 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

NASH, J. E. **The form of instantaneous units hydrograph**. Toronto: IAHS Assemblee Generale de Toronto, 1957. tome III, p. 114-121.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. dos S.; SILVA, D. D. da. **Escoamento superficial**. Viçosa: Editora UFV, 2003. 88 p.

QUINTELA, A. C.; PORTELA, M. M. A modelação hidrológica em Portugal nos últimos 25 anos do século XX, nas perspectivas determinística, probabilística e estocástica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 7, n. 4, p. 51-64, 2002.

RIBEIRO JR, P. P.; DIGGLE, P. P. GeoR: a package for geostatistical analysis. **R - News**, Rochester, v. 1, n. 2, p. 15-18, 2001.

SILVEIRA, L.; CHARBONNIER, F. GENTA, J. L. The antecedent soil moisture condition of curve number procedure. **Hydrological Science Journal**, Wallingford, v. 45, n. 1, p. 3-12, Feb. 2000.

SHEEDER, S. A.; ROSS, J. D.; CARLSON, T. N. Dual urban and rural hydrographs signal in three small watersheds. **Journal of the American Water resources Association**, Middleburg, v. 38, n. 4, p. 1027-104, Aug. 2002.

SCHULER, A. E. **Fluxos hidrológicos em microbacias com floresta e pastagem na Amazônia Oriental, Paragominas, Para**. 2003. 120 p. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, SP

SOARES, A. G. **Geoestatística para as ciências da terra e do ambiente.** Lisboa: IST Press, 2000. 186 p.

SUAREZ, G. A. S. **Abstração inicial de uma bacia hidrográfica de floresta natural na região de Viçosa, MG.** 1995. 54 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** Porto Alegre: ABRH/Editora UFRGS, 2001. 943 p.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos.** Porto Alegre: ABRH/Editora UFRGS, 1998. 669 p.

TUCCI, C. E. M.; COLLISHONN, W. Previsão de vazão. In: TUCCI, C. E. M.; BRAGA, B. (Org.). **Clima e recursos hídricos no Brasil.** Porto Alegre: ABRH, 2003. p. 281-348.

VILELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada.** São Paulo: McGraw-Hill, 1975. 245 p.

WANG, G.; CHEN, S. A linear spatially distributed model for a surface rainfall-runoff system. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 185, n. 1, p. 183-198, 1996.

WATSON, I.; BURNETT, A. D. **Hydrology: an environmental approach.** Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. 702 p.

YUAN, Y.; MITCHELL, J. K.; HIRSCHI, M. C.; COOKER, R. A. Modified SCS Curve Number Method for predicting subsurface drainage flow. **Transaction of the ASAE**, St. Joseph, v. 44, n. 6, p. 1673-1682, Nov./Dec. 2001.