

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Paulo Tarso Sanches de Oliveira

**ZONEAMENTO AMBIENTAL NO PLANEJAMENTO E
GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS**

CAMPO GRANDE
2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Paulo Tarso Sanches de Oliveira

**ZONEAMENTO AMBIENTAL NO PLANEJAMENTO E
GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Teodorico Alves Sobrinho

Aprovada em: 02/03/2011

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Teodorico Alves Sobrinho
Orientador – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Elói Panachuki
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Daniel Fonseca de Carvalho
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Campo Grande, MS
2011

Ficha catalográfica preparada pela
COORDENADORIA DA BIBLIOTECA CENTRAL/UFMS

Oliveira, Paulo Tarso Sanches de

Zoneamento ambiental no planejamento e gestão de bacias hidrográficas / Paulo Tarso Sanches de Oliveira. Campo Grande, 2011.
79p.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2010.

Orientador: Prof. Dr. Teodorico Alves Sobrinho

1. USLE. 2. Risco a erosão. 3. Recursos hídricos

DEDICATÓRIA

Dedico a Deus, por cada instante de vida e por mais essa etapa em que estive dirigindo-me. A Dulce que sempre esteve comigo me auxiliando e a minha família por todo o apoio e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Teodorico Alves Sobrinho, pela orientação, disposição e amizade compartilhada no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Professor Dr. Elói Panachuki e família, pela cooperação nos trabalhos e sua amizade.

Aos Professores Drs. Daniel Fonseca de Carvalho e Elemar Antonino Cassol, pelo auxílio no processo de obtenção do fator erosividade.

Ao Professor Dr. Alexandre Marco da Silva, pela colaboração no processamento do fator topográfico a partir do programa USLE-2D.

A todos os pesquisadores, estudantes e técnicos do grupo de pesquisa HEroS: Hidrologia, Erosão e Sedimentos.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, pelos ensinamentos e experiências transmitidos.

Aos alunos de iniciação científica do curso de Engenharia Ambiental da UFMS, Caroline Alvarenga Pertussati, Laís Cristina Rebucci, Jamil Alexandre Ayach Anache e do curso de Agronomia da UEMS, Wander Cardoso Valim, Dorly Scariot Pavei, e Guilherme Fernando Capristo Silva, pela dedicação e esforços prestados ao grupo de pesquisa, em suas diversas etapas de trabalho.

Aos colegas, professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Transportes da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, pelo apoio e auxílio nos trabalhos.

À Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT) pela bolsa de mestrado concedida.

SUMÁRIO

SUMÁRIO.....	5
RESUMO GERAL	7
INTRODUÇÃO GERAL	8
CAPÍTULO 1.....	10
CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS ATRAVÉS DE DADOS SRTM	10
1. INTRODUÇÃO	11
2. MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1 ÁREA DE ESTUDO	12
2.2 PROCESSAMENTO DOS DADOS SRTM.....	13
2.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS OBTIDOS DE CARTAS TOPOGRÁFICAS.....	14
2.4 MORFOMETRIA DA BACIA HIDROGRÁFICA	15
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	16
4. CONCLUSÕES	20
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20
CAPÍTULO 2.....	23
VARIABILIDADE ESPACIAL DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS NO ESTADO DE MATO GROSSO DO SUL.....	23
1 INTRODUÇÃO	24
2 MATERIAL E MÉTODOS	25
2.1 BASE DE DADOS.....	25
2.2 ÍNDICE DE EROSIVIDADE.....	27
2.3 DADOS PLUVIOMÉTRICOS	27
2.4 ANÁLISE GEOESTÁTISTICA	28
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
4 CONCLUSÕES	34
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34
CAPÍTULO 3.....	37
ESTIMATIVA DO FATOR TOPOGRÁFICO DA USLE A PARTIR DE TRÊS ALGORITMOS.....	37
1 INTRODUÇÃO	38
2 MATERIAL E MÉTODOS	39
2.1 DELINEAMENTO GERAL DO ESTUDO	39
2.2 OBTENÇÃO DO MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (MDE).....	40
2.3 OBTENÇÃO DO FATOR L	40
2.4 OBTENÇÃO DO FATOR S	41
2.5 ANÁLISE DOS DADOS	42
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
4 CONCLUSÕES	45
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	46
CAPÍTULO 4.....	48
USO DE DADOS SRTM NO CÁLCULO DO FATOR TOPOGRÁFICO DA USLE/RUSLE.....	48

1	INTRODUÇÃO	49
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	50
2.1	ÁREA DE ESTUDO	50
2.2	DADOS UTILIZADOS.....	51
2.3	OBTENÇÃO DO FATOR L.....	51
2.4	OBTENÇÃO DO FATOR S.....	52
	<i>ALGORITMO DE WISCHMEIER & SMITH (1978).....</i>	<i>52</i>
	<i>ALGORITMO DE MCCOOL ET AL. (1987, 1989).....</i>	<i>52</i>
2.5	ANÁLISE DOS DADOS	53
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
4	CONCLUSÕES	57
5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57
	CAPÍTULO 5.....	60
	ZONEAMENTO AMBIENTAL APLICADO À CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA	60
1	INTRODUÇÃO	61
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	62
2.1	ÁREA DE ESTUDO	62
2.2	UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION (USLE)	63
2.3	EROSIVIDADE MÉDIA ANUAL	63
2.4	ERODIBILIDADE E TOLERÂNCIA A PERDA DE SOLO.....	64
2.5	FATOR TOPOGRÁFICO	64
2.6	FATORES USO E MANEJO DO SOLO E PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS	65
2.7	ZONEAMENTO AMBIENTAL	65
2.8	PROPOSTA DE MONITORAMENTO DAS CARACTERÍSTICAS QUALI-QUANTITATIVAS DA ÁGUA	66
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
3.1	USO DO SOLO PERMISSÍVEL E RISCO A EROSÃO	70
3.2	ZONEAMENTO AMBIENTAL	72
3.3	MONITORAMENTO DAS CARACTERÍSTICAS QUALI-QUANTITATIVAS DA ÁGUA.....	73
4	CONCLUSÕES	75
5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75
	CONCLUSÕES GERAIS	79

RESUMO GERAL

No desenvolvimento de estudos ambientais em bacias hidrográficas é fundamental a análise das características morfométricas de bacias hidrográficas, pois, essas características exercem importante papel nos processos do ciclo hidrológico e hidrossedimentológico. A erosão hídrica é caracterizada como uma das principais formas de degradação ambiental em bacias hidrográficas, ocasionando diversos efeitos prejudiciais ao solo e a água, que envolvem desde aspectos de perda de produtividade agrícola até impactos sobre os recursos hídricos. Assim, a predição de perda de solo é importante para avaliar os riscos de erosão do solo e determinar adequados usos e manejos do solo. Dentre os modelos de predição da erosão do solo, destaca-se a *Universal Soil Loss Equation* (USLE), que apesar de algumas limitações, continua sendo o modelo de erosão mais utilizado mundialmente, fornecendo informações úteis no planejamento conservacionista do solo e água. Os valores de perda de solo média anual, estimados pela USLE, podem ser comparados com valores de tolerância a perda de solo (T), com intuito de verificar áreas de risco a erosão e subsidiar o adequado uso e manejo do solo a partir da implantação do zoneamento ambiental. No Estado de Mato Grosso do Sul, existem poucos estudos específicos sobre os parâmetros de entrada do modelo USLE e sobre a implantação do zoneamento ambiental, baseado neste modelo. Assim, este trabalho consiste de 5 capítulos que abordam a caracterização de bacias hidrográficas a partir de dados de sensoriamento remoto, processamento e obtenção dos parâmetros da USLE, além de apresentar uma metodologia de zoneamento ambiental e sugerir uma forma de monitoramento das características quali-quantitativas dos cursos d'água. Verificou-se que a utilização de dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) em Sistema de Informações Geográficas (SIG) permite a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas e a obtenção de dados topográficos acurados, que podem ser aplicados nos modelos de predição a erosão hídrica em escala de bacias hidrográficas. No Estado de Mato Grosso do Sul, os maiores valores de erosividade concentram-se nas regiões central e nordeste, especificamente nas micro-regiões de Cassilândia, Alto Taquari, Campo Grande, Três Lagoas e Paranaíba. Por outro lado, os menores valores foram obtidos para as micro-regiões de Iguatemi, Dourados, Nova Andradina e Baixo Pantanal. Além disso, constatou-se que valores elevados de precipitação anual não necessariamente proporcionaram maiores valores de erosividade no Estado. A escolha da equação a ser aplicada para obtenção do fator topográfico deve obedecer às peculiaridades de cada equação em relação ao relevo local. Assim, torna-se fundamental a realização da caracterização morfométrica da bacia hidrográfica antes de iniciar os estudos de predição de erosão do solo. O zoneamento ambiental aplicado permite a determinação de zonas de uso do solo e, conseqüentemente, a identificação de irregularidades e de prioridades de conservação. Esse pode ser usado para uma melhor distribuição dos recursos financeiros nas unidades de gestão ambiental e melhorar as condições de conservação, preservação e melhoria da produção agrícola. As curvas *Total Maximum Daily Loads* (TMDLs) são uteis no monitoramento e fiscalização da qualidade da água, pois, possibilitam a análise da carga total máxima diária permitida de poluentes em condições críticas do corpo d'água. Além disso, a metodologia utilizada é simples e os resultados são facilmente aplicados, o que possibilita o uso prático no âmbito da gestão das águas.

Palavras-chave: USLE, risco a erosão, recursos hídricos, conservação do solo e da água

INTRODUÇÃO GERAL

No desenvolvimento de estudos ambientais é fundamental a análise das características morfométricas de bacias hidrográficas, pois, essas características exercem importante papel nos processos do ciclo hidrológico influenciando, dentre outros, a infiltração, a quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração e o escoamento superficial e subsuperficial. Assim, é fundamental o desenvolvimento de metodologias eficientes para a realização da caracterização morfométrica de bacias hidrográficas. Uma boa forma de realizar este processo é por meio do uso de informações de sensoriamento remoto integradas em Sistema de Informações Geográficas (SIG).

A erosão hídrica é caracterizada como uma das significativas formas de degradação ambiental, sendo influenciada por diversos fatores, tais como: atributos do solo, topografia, uso e ocupação do solo e clima. A erosão hídrica ocasiona diversos efeitos prejudiciais ao solo e a água, que envolvem desde aspectos de perda de produtividade agrícola até impactos sobre os recursos hídricos. Assim, a predição de perda de solo é importante para avaliar os riscos de erosão do solo e determinar adequados usos e manejos do solo. Neste sentido, muitos modelos matemáticos (empírico, conceitual e baseados em processo) têm sido desenvolvidos para estimativa da erosão do solo em diferentes escalas espaciais e temporais. Os modelos variam de procedimentos complexos, que requerem uma série de parâmetros de entrada, como *Water Erosion Prediction Project* (WEPP), *Kinematic Runoff and Erosion* (KINEROS) e *European soil erosion model* (EUROSEM), até métodos mais simplificados, como *Universal Soil Loss Equation* (USLE), *Revised Universal Soil Loss Equation* e *Morgan–Morgan and Finney* (MMF).

Modelos que requerem vários parâmetros de entrada podem ser inviáveis para aplicação em locais com ausência de dados ou quando esses são de difícil acesso, como em várias regiões do Brasil. Neste sentido, diversos autores consideram que a USLE representa um excelente modelo de predição a perda de solo, em virtude da sua aplicabilidade (dados de entrada exigidos) e a confiabilidade dos valores de perda de solo estimados. A USLE é composta por seis fatores que resultam na estimativa da perda de solo média anual, sendo: erosividade (R); erodibilidade (K); comprimento de rampa (L); declividade (S); uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P).

Os valores de perda de solo média anual, estimados pela USLE, podem ser comparados com valores de tolerância a perda de solo (T), com intuito de verificar áreas de risco a erosão e subsidiar o adequado uso e manejo do solo. Deste modo, diversos autores

utilizaram valores do risco de erosão no planejamento agrícola e ambiental. Uma das formas de planejamento agrícola e ambiental é a implantação do zoneamento ambiental e a partir dessa torna-se fundamental o conhecimento de ferramentas que auxiliem no monitoramento do uso e manejo do solo e das características quali-quantitativas dos cursos d'água.

No Estado de Mato Grosso do Sul, existem poucos estudos específicos sobre os parâmetros de entrada do modelo USLE e sobre a implantação do zoneamento ambiental, baseado neste modelo. Assim, este trabalho consiste de 5 capítulos que abordam a caracterização de bacias hidrográficas a partir de dados de sensoriamento remoto, processamento e obtenção dos parâmetros da USLE, além de apresentar uma metodologia de zoneamento ambiental e sugerir uma forma de monitoramento das características quali-quantitativas dos cursos d'água.

CAPÍTULO 1

Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM

Resumo: Visa-se, neste trabalho, avaliar os dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) na caracterização morfométrica de bacias hidrográficas, através da comparação das características obtidas a partir de dados SRTM e de cartas topográficas, processados em Sistema de Informação Geográfica (SIG). O estudo foi realizado tomando-se por base a bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra, com área aproximada de 540 km². A diferença percentual obtida nos dados morfométricos entre os métodos estudados foi inferior a 11%, exceto no índice de circularidade (22%) e declividade média (55%). A utilização de dados SRTM em ambiente SIG permite a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas, podendo auxiliar a gestão e o gerenciamento dos recursos hídricos, mostrando-se, uma alternativa prática e viável ao minimizar custos e tempo na execução dos trabalhos.

Palavras-chave: Modelo digital de elevação, gestão de recursos hídricos, hidrologia

Morphometric characterization of watershed through data SRTM

Abstract: This study aimed to evaluate the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) data in morphometric characterization of watersheds, through the comparison of the characteristics obtained from data SRTM and topographic letters, by using Geographic Information System (GIS). The study considered the Ribeirão Salobra basin, its area is about 540 km². The percentage difference in the morphometric data obtained between the two methods was less than 11%, except about the index of circularity (22%) and average slope (55%). The use of SRTM data allows the morphometric characterization of watershed and it can help management of water resources. In addition, this is easy and economic alternative to minimize costs and time for to perform works.

Keywords: Digital elevation models, water resource management, hydrology

1. INTRODUÇÃO

No desenvolvimento de estudos ambientais é fundamental a análise das características morfométricas de bacias hidrográficas. De acordo com Tonello *et al.* (2006), as características físicas e bióticas de uma bacia exercem importante papel nos processos do ciclo hidrológico influenciando, dentre outros, a infiltração, a quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração e o escoamento superficial e subsuperficial.

A caracterização morfométrica de bacias hidrográficas tem sido realizada com a integração de informações de relevo em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Este procedimento pode ser realizado de modo manual ou automático (Cardoso *et al.*, 2006). As informações de relevo são representadas por uma estrutura numérica de dados correspondente à distribuição espacial da altitude e da superfície do terreno, denominada Modelo Digital de Elevação (MDE). Esses modelos são obtidos por meio da interpolação de curvas de nível extraídas de uma carta topográfica ou através de imagens de sensores remotos.

A utilização de MDE em SIG apresenta vantagens, como os recursos digitais (velocidade, repetibilidade e integração com outras bases de dados), a redução de intervenções manuais e, portanto, subjetividade e a possibilidade de representação paramétrica (Valeriano *et al.*, 2006). Assim, os MDE vêm sendo utilizados em estudos de recursos hídricos, como no delineamento de redes de drenagem, limites de bacias hidrográficas, cálculo de declividade, altitude, na verificação da direção de fluxo do escoamento superficial e como parte integrante de modelos hidrológicos (Mark, 1984; Band, 1986; Jenson & Domingue, 1988; Fairfield & Leymarie, 1991; Verdin & Verdin, 1999; Valeriano, 2003 e Ribeiro *et al.*, 2008).

MDE's produzidos a partir de informações de sensoriamento remoto, tal como *Interferometric Synthetic Aperture Radar* (InSAR), têm ganhado relevância por serem advindos de uma técnica rápida e acurada de coletar dados topográficos (Rabus *et al.*, 2003). A missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), realizada em 2000, a bordo da nave Endeavour, incorpora a técnica InSAR e dispõe publicamente seus dados em escala global por intermédio da *United States Geological Survey* (USGS). Assim, diversas pesquisas vêm sendo conduzidas objetivando-se analisar, comparar e atualizar informações da superfície terrestre por meio de dados SRTM (Valeriano *et al.*, 2006; Ludwig & Schneider, 2006; Fredrick *et al.*, 2007; Rennó *et al.*, 2008; Alcaraz *et al.*, 2009).

Gerstenecker *et al.* (2005) avaliando diversas bases para geração de MDE, inclusive cartas topográficas, concluíram que a missão SRTM é um passo de considerável importância

no detalhamento acurado dos MDE's do globo terrestre. Santos *et al.*, (2006) notaram que o MDE obtido a partir de dados SRTM apresentou melhores resultados altimétricos quando comparado com o MDE gerado a partir de cartas topográficas escalas 1: 100.000. Oliveira & Paradella (2008) estudando uma área de relevo plano e montanhoso da região Amazônica, concluíram que o MDE derivado do SRTM atendeu aos padrões de exatidão cartográficos para a escala de 1: 100.000 Classe A.

Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados do projeto SRTM processados em SIG, comparando-os com resultados obtidos a partir de cartas topográficas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado tomando-se por base a bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra, com área aproximada de 540 km², inserida no Município de Terenos, região central do Estado de Mato Grosso do Sul (Figura 1). Esta bacia está localizada em um relevo de transição entre a escarpa da Serra de Maracaju e a depressão pantaneira.

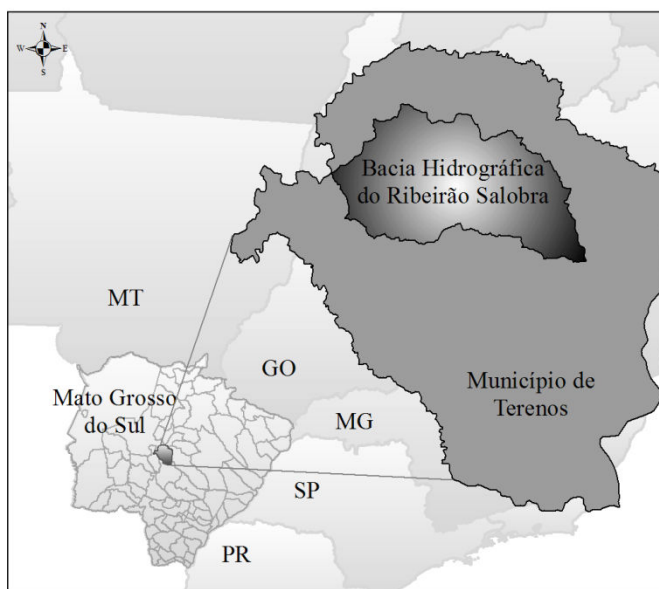


Figura 1. Localização da área em estudo

2.2 Processamento dos dados SRTM

Os dados SRTM foram obtidos junto à USGS, com informações originais disponíveis para a América do Sul referentes à banda C do equipamento InSAR, apresentando resolução espacial de 90 m e elipsóide de referência WGS84. O processo de caracterização morfométrica da bacia hidrográfica foi desenvolvido no SIG ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006), juntamente com as extensões (*plugins*) *Spatial Analyst* e *Hydrology Modeling*.

A metodologia utilizada no processamento dos dados SRTM foi subdividida em quatro etapas, sendo: preenchimento de *sinks* (*fill sinks*); direção de fluxo (*flow direction*), fluxo acumulado (*flow accumulation*) e delimitação de bacias (*Watershed*).

A acurácia dos dados SRTM tem sido comprovada por vários pesquisadores (Kocak *et al.*, 2005; Rodriguez *et al.*, 2006). No entanto, estudos desenvolvidos por Falorni *et al.* (2005) e Kääb (2005) apontam que essa acurácia depende da topografia local, constatando-se maior incidência de erros em dados referentes a terrenos com relevo íngreme ou montanhoso. De acordo com Luedeling *et al.* (2007), o MDE que acompanha os dados SRTM contém falhas em certas áreas do globo, originadas principalmente em razão da ocorrência de corpos hídricos e relevo acidentado; nesta última, a frequência de falhas é maior em superfícies com inclinação acima de 20°, devido ao sombreamento ocasionado no radar.

As falhas no MDE advindas dos dados SRTM são denominadas *sinks* que, de acordo com Mendes & Cirilo (2001) se caracterizam por áreas rodeadas de elevações com valores de cotas superiores, semelhante a uma depressão. O preenchimento dessas pequenas depressões é o primeiro tratamento dado à matriz de altitudes. Essas depressões ou *sinks* são consideradas empecilhos ao escoamento durante a aplicação de modelos hidrológicos, sedimentológicos e de poluentes de origem difusa. Assim, realizaram-se as correções no MDE por meio da função *fill sinks*, que considera as altitudes dos pixels vizinhos, de forma a preencher os *sinks* promovendo, assim, a geração do MDE com melhor consistência.

A direção de fluxo define as relações hidrológicas entre pontos diferentes dentro de uma bacia hidrográfica. Consequentemente, a continuidade topológica para as direções de fluxo é necessária para que uma drenagem funcional possa existir. As conexões hidrológicas de direção de fluxo entre dois pontos em uma superfície não são as mesmas que aquelas baseadas em distância Euclidiana (Rennó *et al.*, 2008). Obteve-se a direção de fluxo de água na rede de drenagem pela função *flow direction*, que gera uma grade regular definindo as direções de fluxo, tomando-se por base a linha de maior declividade do terreno. A nova grade numérica gerada determina a direção de maior declividade de um pixel em relação aos seus

oito pixels vizinhos; desta forma, ocorre a descrição numérica da direção que a água irá percorrer após atingir cada pixel.

A partir da grade regular gerada de direção de fluxo, o fluxo acumulado foi obtido pela função *flow accumulation*. De acordo com Mendes & Cirilo (2001) o fluxo acumulado representa a rede hidrográfica, sendo possível montar uma nova grade contendo os valores de acúmulo de água em cada pixel. Deste modo, cada pixel recebe um valor correspondente ao número de pixels que contribuem para que a água chegue até ele. A partir da direção de fluxo, o fluxo acumulado é obtido somando-se a área das células (quantidade de células) na direção do fluxo (ou escoamento).

A delimitação de bacias é realizada processando-se os mapas de direção de fluxo e fluxo acumulado na função *Watershed*. O valor de área de cada bacia hidrográfica a ser gerada corresponde à quantidade de células que são processadas. Como cada célula do MDE obtido da SRTM possui pixels de 90 m, a área de cada pixel é equivalente a 8.100 m². Deste modo, realizaram-se testes até obter-se a definição do valor de células que melhor correspondesse à área de estudo, sendo este de 45.000 células, processando bacias de até 364.500.000 m², equivalentes a 36.450 ha.

Depois de processar as informações na função *Watershed* gerou-se a delimitação das bacias que, posteriormente, foram convertidas para o formato vetorial, na função *Raster to Features* da extensão *Spatial Analyst*; após a delimitação das bacias hidrográficas utilizou-se o comando *Stream Network* para delimitação da hidrografia, tanto para os resultados da direção de fluxo, como para fluxo acumulado adotando-se valor 500 como o número mínimo de células para a geração de fluxo.

Obtiveram-se ainda, resultados de altitude, declividade e informações para compor a caracterização morfométrica da bacia, tais como: comprimento da bacia, comprimento do rio principal e ordem dos cursos d'água.

2.3 Processamento dos dados obtidos de cartas topográficas

Utilizaram-se as cartas topográficas folhas Campo Grande SF. 21-X-B-II (DSG, 1979) e Palmeiras SF. 21-X-B-III (DSG, 1988), ambas na escala 1:100.000, representadas por curvas de nível equidistantes 40 m, pontos cotados e hidrografia. Realizou-se a digitalização das cartas com resolução de 300 dpi e, posteriormente, o georreferenciamento tomando-se por base coordenadas planas, elipsóide de referência Córrego Alegre, Fuso 21 S, processo este desenvolvido no SIG SPRING 5.0.2 (Câmara *et al.*, 1996). O georreferenciamento foi

realizado por meio de polinômio de 2º grau e do interpolador vizinho mais próximo. As imagens foram registradas com 20 pontos de controle obtendo-se valores de erro inferiores a 0,5 pixel.

Realizou-se o processo de vetorialização dos atributos das cartas topográficas no SIG ArcGis 9.2, geração do MDE de resolução 30 x 30 m, e a partir deste, a declividade da área em estudo. Utilizando-se os atributos vetorializados obtiveram-se, de modo manual, a delimitação da bacia hidrográfica (área, perímetro e comprimento), o comprimento do rio principal e a ordem dos cursos d'água.

2.4 Morfometria da bacia hidrográfica

De posse dos resultados obtidos por meio dos dados SRTM e das cartas topográficas, diferentes características físicas da bacia hidrográfica em estudo foram comparadas, tais como: área da bacia; perímetro; coeficiente de compacidade; fator de forma; índice de circularidade; declividade; altitude; densidade de drenagem e ordem dos cursos d'água.

O coeficiente de compacidade (Kc) obtido pela eq. 1, relaciona a forma da bacia com um círculo e constitui a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia (Cardoso *et al.*, 2006).

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (1)$$

em que: Kc = coeficiente de compacidade (adimensional); P = perímetro da bacia (m) e A = área de drenagem (m²).

Bacias hidrográficas cuja forma se aproxima à de um círculo, tendem a proporcionar a conversão do escoamento superficial para um trecho pequeno do rio principal; assim, quanto mais próximo a 1 for este índice maior a potencialidade de picos de enchentes na bacia hidrográfica.

O fator de forma (F) relaciona a forma da bacia com a de um retângulo, correspondendo à razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (eq. 2).

$$F = \frac{A}{L^2} \quad (2)$$

em que: F= fator de forma (adimensional); A= área de drenagem (m²) e L = comprimento do eixo da bacia (m).

Uma bacia com F baixo possui menor propensão a enchentes que outra com a mesma área mas com F maior, em virtude de que em uma bacia estreita e longa (F baixo), ocorre

menor possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo, simultaneamente, toda a sua extensão.

Segundo Cardoso *et al.* (2006), simultaneamente ao Kc, o Índice de Circularidade (IC) (eq. 3) tende para a unidade à medida em que a bacia se aproxima da forma circular e diminui sempre que a forma se torna alongada.

$$IC = \frac{12,57 \cdot A}{P^2} \quad (3)$$

em que: IC = índice de circularidade (adimensional); A = área de drenagem (m²) e P = perímetro (m).

A rede hidrográfica foi ordenada de acordo com Strahler (1957), que considera todos os canais sem tributários como de primeira ordem; os canais de segunda ordem, por outro lado, se originam da confluência de dois canais de primeira ordem; os de terceira ordem, por sua vez, se formam pela junção de canais de ordem 2.

A declividade do terreno consiste entre variação de altitude entre dois pontos do terreno e a distância horizontal que os separa. Na obtenção dos dados de declividade utilizaram-se os MDE gerados a partir das diferentes base de dados (SRTM e cartas topográficas) e se aplicou a função slope disponível na extensão Spatial Analyst do ArcGIS 9.2.

A densidade de drenagem (D_d) indica o nível de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia hidrográfica, fornecendo uma indicação da sua eficiência. O cálculo de D_d é expresso pela relação entre o somatório do comprimento total dos canais com a área da bacia de drenagem (eq. 4).

$$Dd = \frac{L_t}{A} \quad (4)$$

em que: D_d = densidade de drenagem (km km⁻²); L_t = comprimento total de todos os canais (km) e A = área de drenagem (km²).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra se encontram apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Resultados obtidos da caracterização morfométrica

Característica Física	SRTM	Cartas	Variação (%)
Área de drenagem (km ²)	543,9084	540,5540	1
Perímetro (km)	123,4846	111,4923	10
L _t (km)	167,2913	184,8591	11
L (km)	40,6368	40,6599	0
Kc	1,4825	1,3427	9
F	0,3290	0,3273	1
IC	0,4484	0,5466	22
Declividade média (%)	3,73	1,69	55
Ordem da bacia	3	4	-
D _d (km.km ⁻²)	0,3076	0,3419	11

Considerando os resultados obtidos pode-se classificar a bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra como de baixa suscetibilidade a enchentes em condições normais de precipitação, evento constatado em virtude do coeficiente de compacidade (Kc) apresentar o valor afastado da unidade e o fator de forma (F) exibir um valor baixo. Deste modo, pode-se considerar que a bacia em estudo não possui forma circular e, sim, tendência alongada.

Outro índice que indica a forma da bacia é o de circularidade (IC). De acordo com Schumm (1956), valores maiores que 0,51 mostram que a bacia tende a ser mais circular favorecendo os processos de inundação (picos de cheias); já os valores menores que 0,51 sugerem que a bacia tende a ser mais alongada contribuindo para o processo de escoamento. A comparação desse índice entre as duas formas estudadas indica uma diferença de 22%. Enquanto os resultados de IC obtidos com dados SRTM se encontram abaixo de 0,51 os derivados de cartas topográficas estão pouco acima deste valor; tal diferença está relacionada com o perímetro da bacia obtido a partir das diferentes formas de dados, pois na área da bacia, outro dado de entrada na obtenção de IC, os valores se apresentam próximos.

A densidade de drenagem (D_d) da bacia em estudo é baixa, indicando área permeável e de relevo plano e suave; a D_d varia diretamente com a extensão do escoamento superficial concluindo-se que a bacia possui baixa suscetibilidade a enchentes, em condições normais de precipitação; a variação da D_d, em relação aos métodos estudados, foi de 11%, em virtude principalmente da rede hidrográfica, constatando-se uma diferença de 17 km entre a estimada pelo MDE derivado do SRTM e aquela obtida por meio das cartas topográficas. Tal diferença da rede hidrográfica também proporcionou a obtenção de ordens diferentes para a bacia estudada (Tabela 1).

A variação entre os resultados obtidos a partir das fontes de dados estudadas pode ser explicada pela diferença entre o detalhamento dos MDE. Na Figura 2 se encontram os MDE e os dados de declividade obtidos a partir das duas fontes de dados estudadas.

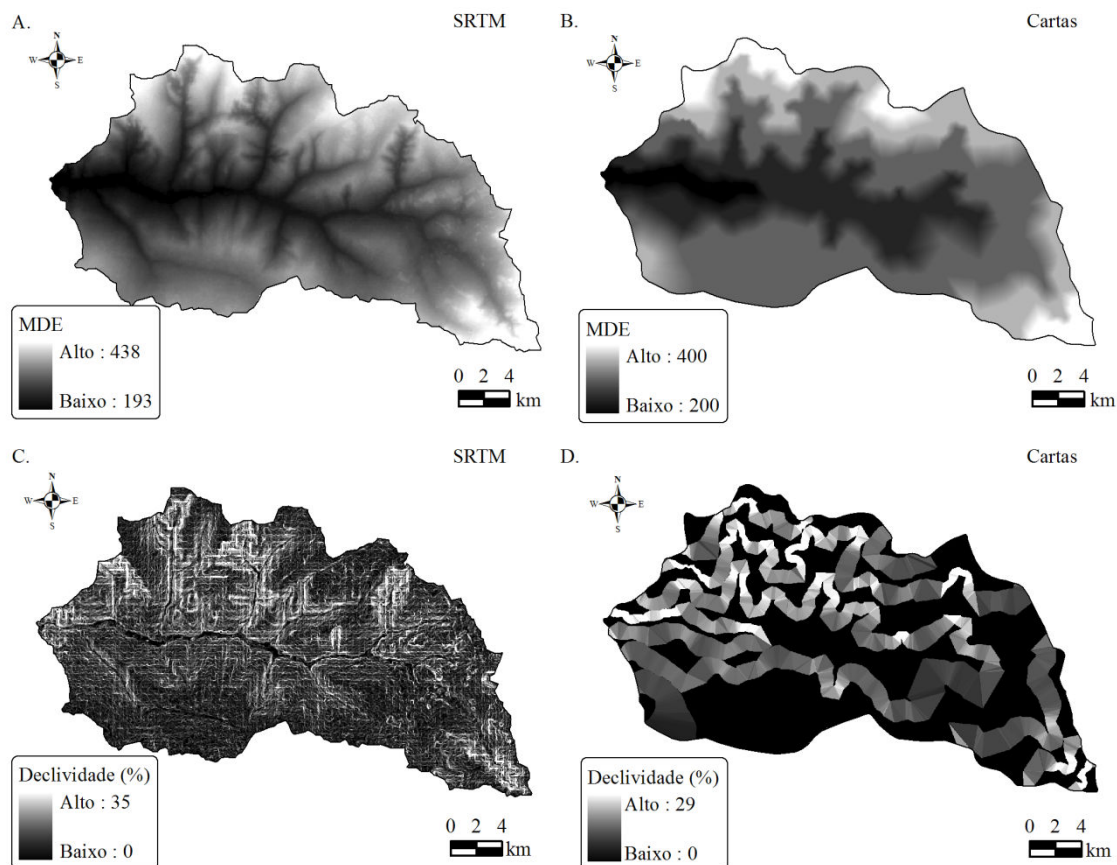


Figura 2. MDE e declividade da bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra

Nota-se um grau de detalhamento maior nos dados SRTM do que os obtidos de cartas topográficas. Fornelos & Neves (2007) obtiveram resultados semelhantes quando compararam produtos oriundos de SRTM e cartas topográficas concluindo que esta diferença se deve ao maior detalhamento em áreas planas. Comparando-se as Figuras 2C e 2D é possível verificar a afirmação dos autores, pois áreas consideradas de declividade nula na Figura 2D são representadas com detalhes de declive na Figura 2C.

O resultado obtido na delimitação da bacia hidrográfica com dados SRTM (Figura 3B) mostra-se compatível com o obtido por meio da delimitação manual a partir de cartas topográficas (Figura 3A). Assim, a utilização dos dados SRTM na delimitação de bacias hidrográficas pode ser considerada uma boa fonte de dados no desenvolvimento de estudos de recursos hídricos. Além disso, a realização de métodos de delimitação de bacias de modo automático apresenta menor subjetividade; deste modo, mesmo se realizando trabalhos em softwares SIG diferentes, os resultados são mais próximos da realidade se comparados com os métodos manuais que variam com a percepção humana (Jenson & Domingue, 1988; Merkel *et al.*, 2008).

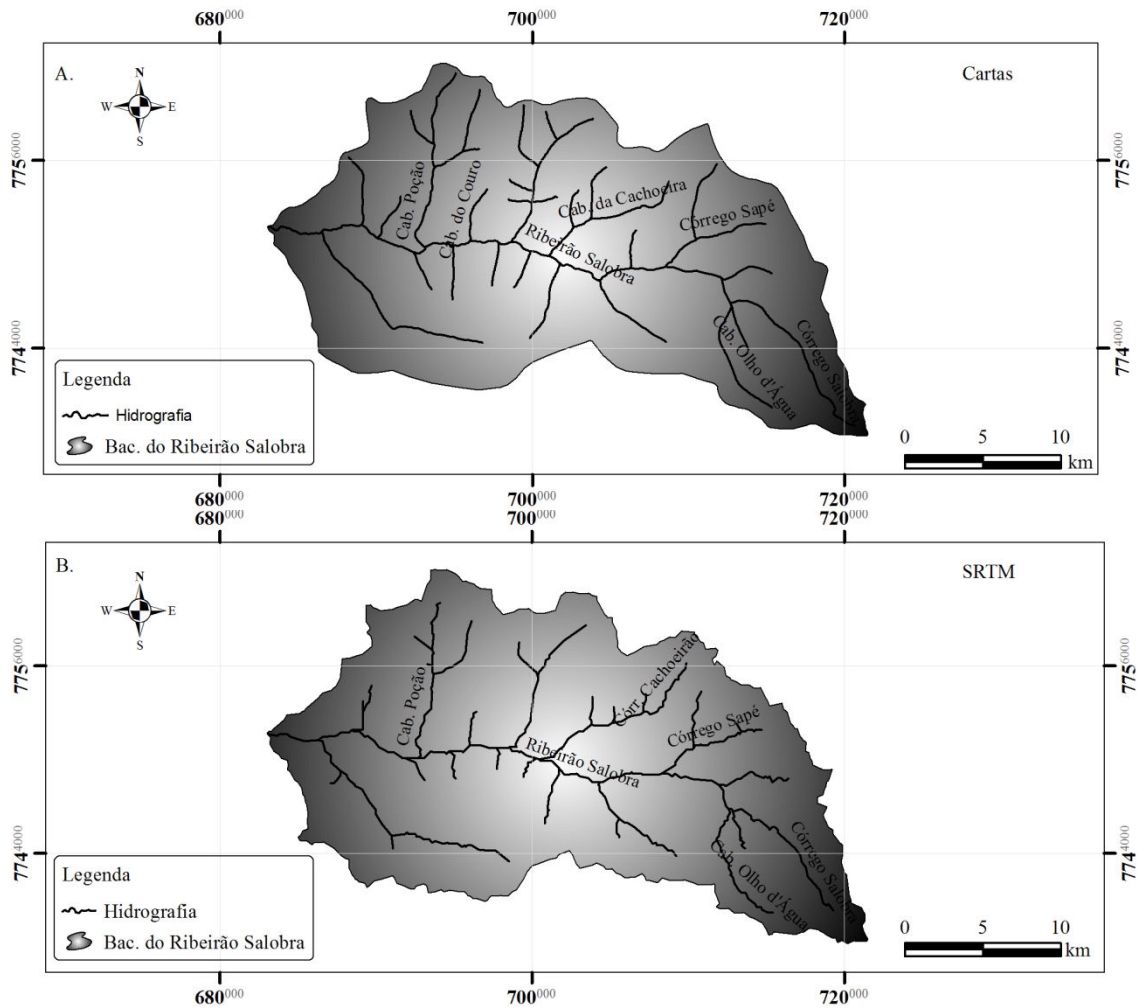


Figura 3. Delimitação da bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra. A. Delimitação manual (cartas topográficas) e B. Delimitação automática (SRTM)

Com relação ao método manual de obtenção dos dados, pode-se citar certa parcela de subjetividade, tanto na determinação das curvas de nível quanto da confecção do MDE. Nota-se, na obtenção dos dados de cartas topográficas, suavização das curvas de nível, o que não é observado nos dados obtidos de modo automático, nos quais, de acordo Burrough & MacDonnell (1998), as linhas e polígonos na estrutura raster se constituem de coordenadas ou pixels interligados que, quando transformados para estrutura de vetor, geram segmentos de retas que ligam pixels vizinhos. Essas diferenças resultam na maior variação entre os métodos estudados, sobretudo nas medidas lineares, como o perímetro da bacia e o comprimento total dos cursos d'água, exercendo assim, influência no índice de circularidade, densidade de drenagem e coeficiente de compacidade.

4. CONCLUSÕES

A utilização de dados SRTM em ambiente SIG permite a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas podendo auxiliar a gestão e o gerenciamento dos recursos hídricos, razão por que se mostra uma alternativa prática e viável ao minimizar custos e tempo na execução dos trabalhos.

A variação da rede hidrográfica obtida pelos métodos estudados é de 17 km. Deste modo, na realização de outros estudos é recomendável a comparação da hidrografia obtida a partir de dados SRTM com outros dados de sensoriamento remoto ou cartas topográficas.

A delimitação automática de bacias hidrográficas por meio do processamento de dados SRTM em ambiente SIG, apresenta-se vantajosa em relação ao custo e benefício proporcionado, além de estabelecer a padronização do traçado e posterior minimização de conflitos quanto à fixação da unidade elementar de gestão dos recursos hídricos.

A partir dos resultados obtidos nos dois métodos estudados pode-se classificar a bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra como de baixa suscetibilidade a enchentes em condições normais de precipitação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCARAZ, S. A.; SANNIER, C.; VITORINO, A. C. T.; DANIEL, O. Comparison of methodologies for automatic generation of limits and drainage networks for hidrographic basins. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.14, p.369-375, 2009.
- BAND, L. E. Topographic partition of watershed with digital elevation models. **Water Resource Research**, v.22, n.1, p.15-24, 1986.
- BURROUGH, P.A.; MACDONNELL, R.A. **Principles of geographical information systems**. New York: Oxford University Press, 1998. 333p.
- CÂMARA, G.; SOUZA, R.C.M.; FREITAS, U.M.; GARRIDO, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v. 20, n.3, p.395-403, 1996.
- CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v.30, n.2, p.241-248, 2006.
- DSG - Diretoria do Serviço Geográfico Brasileiro. **Carta Palmeira**. Folha SF. 21. X. B. III. Escala 1:100.000. Ministério do Exército. Região Centro-Oeste do Brasil. Carta, 1988.
- DSG - Diretoria do Serviço Geográfico. **Carta Campo Grande**. Folha SF. 21-X-B-II. Escala 1:100.000. Ministério do Exército. Região Centro-Oeste do Brasil. Carta, 1979.

- ESRI - Environmental Systems Research Institute. **Inc. ArcGIS Professional GIS for the desktop**, version 9.2. Software. 2006.
- FAIRFIELD, J.; LEYMARIE, P. Drainage networks from grid digital elevation models. **Water Resources Research**, v.27, n.5, p.709-717, 1991.
- FALORNI, G.; TELES, V.; VIVONI, E. R.; BRAS, R. L. AMARATUNGA, K. S. Analysis and characterization of the vertical accuracy of digital elevation models from the Shuttle Radar Topography Mission. **Journal of Geophysical Research**, v.110, p.1-20, 2005.
- FORNELOS, L. F.; NEVES, S. M. A. S. Uso de Modelos Digitais de Elevação (MDE) gerados a partir de imagens de radar interferométricos (SRTM) na estimativa de perdas de solo. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.59, n.1. p.25-33, 2007.
- FREDRICK, K. C.; BECKER, M. W.; MATOTT, L. S.; DAW, A.; BANDILLA, K.; FLEWELLING, D. M. Development of a numerical groundwater flow model using SRTM elevations. **Hydrogeology Journal**, v.15, p.171-181, 2007.
- GERSTENECKER, C.; LÄUFER, G. L.; STEINECK, D.; TIEDE, C.; WROBEL, B. Validation of digital elevation models around Merapi Volcano, Java, Indonesia. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v.5, p.863-876, 2005.
- JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.54, n.11, p.1593-1600, 1988.
- KÄÄB, A. Combination of SRTM3 and repeat ASTER data for deriving alpine glacier flow velocities in the Bhutan Himalaya. **Remote Sensing of Environment**, v.94, n.4, p.463-474, 2005.
- KOÇAK, G.; BUYUKSALIH, G.; ORUC, M. Accuracy assessment of interferometric digital elevation models derived from the Shuttle Radar Topography Mission X- and C-band data in a test area with rolling topography and moderate forest cover. **Optical Engineering**, v.44, n.3, p.036201-1-7, 2005.
- LUDWIG, R.; SCHNEIDER, P. Validation of digital elevation models from SRTM X-SAR for applications in hydrologic modeling. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v.60, p.339-358, 2006.
- LUEDELING, E.; SIEBERT, S.; BUERKERT, A. Filling the voids in the SRTM elevation model - A TIN-based delta surface approach. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v.62, p.283-294, 2007.
- MARK, D. M. Automatic detection of drainage networks from digital elevation models. **Cartographica**, v.21. p.168-178, 1984.
- MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 536p.
- MERKEL, W. H.; KAUSHIKA, R. M.; GORMAN, E. NRCS GeoHydro - A GIS interface for hydrologic modeling. **Computers & Geosciences**, v.34, p.918-930, 2008.
- OLIVEIRA, C. G.; PARADELLA, W. R. An assessment of the altimetric information derived from spaceborne SAR (RADARSAT-1, SRTM3) and optical (ASTER) data for cartographic application in the Amazon region. **Sensors**, v.8, p.3819-3829, 2008.
- RABUS, B.; EINEDER, M.; ROTH, A.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission: a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v.57, n.4. p.241-262, 2003.

- RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v.112, p.3469-3481, 2008.
- RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; SANTOS, R. M.; SOARES, C. P. B. Estruturação topológica de grandes bases de dados de bacias hidrográficas. **Revista Árvore**, v.32, n.4, p.687-696, 2008.
- RODRIGUEZ, E.; MORRIS, C. S.; BELZ, J. E. A global assessment of the SRTM performance. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.72, n.3. p.249-260, 2006.
- SANTOS, P. R. A.; GABOARDI, C.; OLIVEIRA, L. C. Avaliação da precisão vertical dos modelos SRTM para a Amazônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.58, n.1. p.101-107, 2006.
- SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands of Perth Amboy. **Geological Society of America Bulletin**, v.67, n.5, p.597-646, 1956.
- STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transaction of American Geophysical Union**, v.38, p.913-920, 1957.
- TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; ALVARES, C. A.; RIBEIRO, S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães – MG. **Revista Árvore**, v.30, n.5, p.849-857, 2006.
- VALERIANO, M. M. Mapeamento da declividade em microbacias com sistemas de informação geográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.2, p.303-310, 2003.
- VALERIANO, M. M.; KUPLICH, T. M.; STORINO, M.; AMARAL, B. D.; MENDES JUNIOR., J. N.; LIMA, D. Modeling small watersheds in Brazilian Amazônia with SRTM-90m data. **Computers & Geosciences**, v.32, n.8, p.1169-1181, 2006.
- VERDIN, K. L.; VERDIN, J. P. A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins. **Journal of Hydrology**, v.218, p.1-12, 1999.

CAPÍTULO 2

Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas no Estado de Mato Grosso do Sul

Resumo: Informações sobre a erosividade das chuvas são importantes no planejamento conservacionista do solo e da água. Assim, analisou-se a variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Estado de Mato Grosso do Sul, a partir de interpolação por krigagem ordinária. Para tanto, foram utilizadas três estações pluviográficas para obtenção de equações de regressão entre o índice de erosividade EI_{30} e o coeficiente de chuvas. As equações obtidas foram aplicadas a 109 estações pluviométricas, obtendo-se assim os valores EI_{30} . Esses foram analisados a partir de estatística descritiva, ajuste ao semivariograma, processo de validação cruzada e aplicação da krigagem ordinária. Verificou-se que os maiores valores de erosividade encontram-se nas regiões central e nordeste do Estado, enquanto os menores valores são observados na região sul. Além disso, valores elevados de precipitação anual não necessariamente produzem maiores valores de erosividade.

Palavras-chave: Erosão hídrica, índice de erosividade, geoestatística

Spatial variability of the rainfall erosive potencial in Mato Grosso do Sul State, Brazil

Abstract: Information about the rainfall erosivity is important during the soil and water conservationist planning. Thus, the spatial variability of rainfall erosivity of Mato Grosso do Sul State were analyzed, from ordinary kriging interpolation. For this, three pluviograph stations were used to obtain the regress equations between the erosivity index and the rainfall coefficient EI_{30} . The equations obtained were applied to 109 pluviometric stations, resulting in EI_{30} values. These were analyzed from descriptive statistics, adjust to semivariogram, cross-validation process and implementation of ordinary kriging. Highest erosivity values were found in central and northeast regions of the State, while the lowest values were observed in the southern region. In addition, high annual precipitation values not necessarily produce larger erosivity values.

Keywords: Water erosion, rainfall erosivity index, geostatistics

1 INTRODUÇÃO

A erosividade da chuva é considerada um dos fatores mais importantes na estimativa de perda de solo (Shamshad *et al.*, 2008). Verifica-se que os eventos de precipitação intensa são responsáveis pela maior parte da erosão dos solos e do transporte de sedimentos (Goovaerts, 1999). Assim, a obtenção da erosividade da chuva é fundamental para avaliar o risco de erosão do solo e subsidiar o planejamento conservacionista do solo e da água.

Diversos estudos utilizando chuva natural e artificial têm sido realizados visando conhecer o papel da distribuição e tamanho da gota das chuvas sobre o desprendimento das partículas de solo. No entanto, as medidas são de difícil mensuração e os dados utilizados são reduzidos, espacialmente e temporalmente. Esse fato tem incentivado a elaboração de estudos relacionados a índices pluviométricos, tais como a intensidade máxima durante um período de tempo, a energia total da chuva ou a taxa direta de desagregação do solo (Angulo-Martínez & Beguería, 2009). Como exemplo de índice de erosividade, pode-se citar o Fator R da Universal Soil Loss Equation (USLE), que representa todos os eventos erosivos quantificados pelo índice EI_{30} ocorridos ao longo do ano, e o índice $KE > 25$, desenvolvido inicialmente para a África do Sul e que vem sendo utilizados em países de clima tropical e subtropicais.

O índice EI_{30} tem sido o mais utilizado (Hoyos *et al.*, 2005), apresentando, em diversos estudos, boa correlação com a perda de solo (Bertol *et al.*, 2007; Bertol *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2009; Carvalho *et al.*, 2009). No entanto, para obtenção desse fator é recomendado uma série superior a 20 anos de registros pluviográficos, o que não é encontrado em muitas regiões do mundo (Hoyos *et al.*, 2005; Capolongo *et al.*, 2008). Nesse sentido, a fim de viabilizar a obtenção do Fator R, foram propostos modelos que relacionam o índice de erosividade com dados de precipitação (e.g. mensal, totais anuais pluviométricos e o índice de Fournier modificado). Esses registros pluviométricos diários geralmente estão disponíveis para a maioria das localidades com boa cobertura espacial e temporal, permitindo a obtenção do índice de erosividade, com boa precisão, em regiões com ausência de dados pluviográficos (Silva, 2004; Angulo-Martínez & Beguería, 2009).

A partir de estimativas de valores pontuais, mapas de erosividade podem ser obtidos por meio de métodos de interpolação que usam os valores amostrados para estimativas de valores em locais com ausência ou informações restritas de precipitação (Montebeller *et al.*, 2007). Até o final da década de 80, as técnicas de interpolação, tais como o inverso da distância, polígonos de Thiessen ou isoietas eram utilizados para interpolar dados de precipitação. A partir da década de 90, o método de interpolação por geoestatística, baseada

na teoria das variáveis regionalizadas, vem sendo amplamente utilizado (Goovaerts, 1999), pois possibilita a estimativa em locais não-amostrados, sem tendência e com variância mínima (Montebeller *et al.*, 2007).

Carvalho & Assad (2005), estudando diferentes procedimentos de interpolação da precipitação pluviométrica no Estado de São Paulo, concluíram que o interpolador geoestatístico de krigagem ordinária apresentou melhor resultado que os demais interpoladores que ignoram a dependência espacial entre observações. Deste modo, trabalhos foram realizados utilizando o método de interpolação por krigagem na obtenção de mapas de erosividade. Pode-se citar os trabalhos de Shamshad *et al.* (2008) na Península da Malásia, Angulo-Martínez *et al.* (2009) no nordeste da Espanha, Zhang *et al.* (2010) no nordeste da China, Vieira & Lombardi Neto (1995) no Estado de São Paulo, Mello *et al.* (2007) no Estado de Minas Gerais e Montebeller *et al.* (2007) no Estado do Rio de Janeiro.

No Estado de Mato Grosso do Sul, como em muitos estados brasileiros, a escassez de dados pluviográficos dificulta a obtenção de maiores informações sobre a erosividade das chuvas, importante parâmetro hidrológico nos estudo de manejo e conservação do solo e da água. Assim, neste trabalho analisou-se a variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Estado de Mato Grosso do Sul, a partir de interpolação por krigagem ordinária.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Base de dados

O estudo foi realizado para o Estado de Mato Grosso do Sul, situado ao sul da região centro-oeste do Brasil, e que apresenta uma área total de 358.158,7 km². Os dados utilizados na obtenção do índice de erosividade foram oriundos de 3 estações pluviográficas, localizadas nos municípios de Campo Grande, Dourados e Coxim, sendo monitoradas pela Universidade Anhanguera-Uniderp, Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) e Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), respectivamente. Além das informações obtidas em pluviógrafos, dados consistidos de 109 estações pluviométricas, obtidos do Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas (HidroWeb), foram também utilizados no estudo (Figura 1).

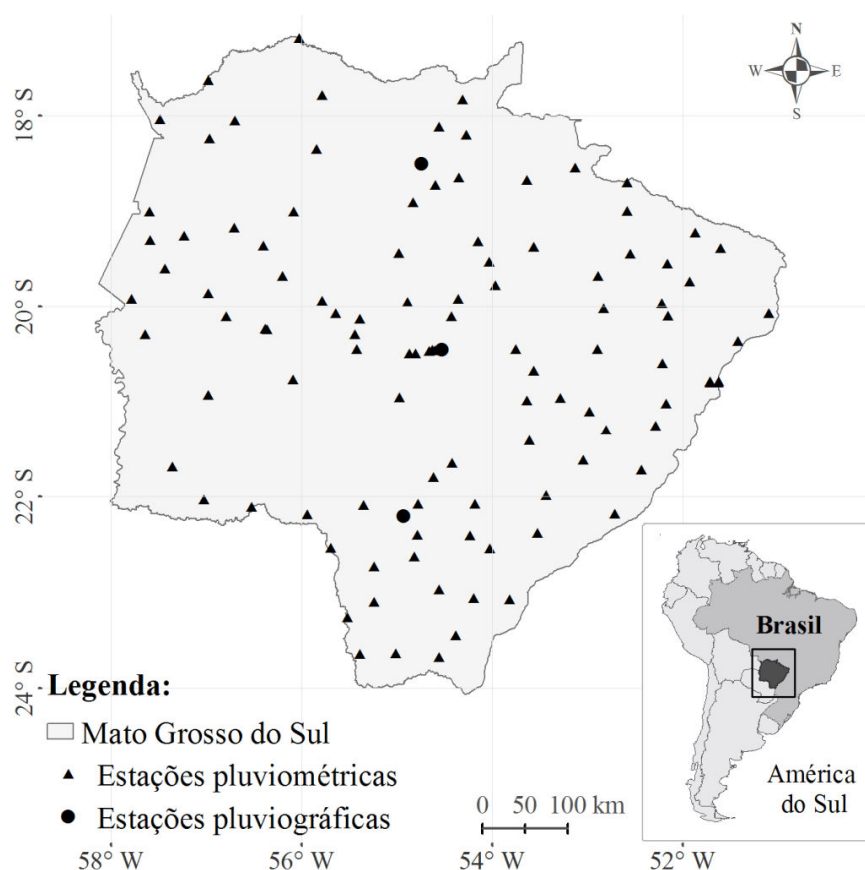


Figura 1. Estações pluviográficas e pluviométricas localizadas em Mato Grosso do Sul

Na Tabela 1 são apresentadas informações sobre as séries de dados utilizadas no presente trabalho.

Tabela 1. Série de dados analisados

Estações	Anos Analisados
Dourados	8
Coxim	4
Campo Grande	3
Agência Nacional de Águas (ANA)	Superior a 15

Apesar das séries históricas apresentarem períodos inferiores a 20 anos, período mínimo considerado adequado para ser utilizado na estimativa de perda média anual de solo por meio da USLE, vale lembrar que, no Brasil, de modo geral, são raras as séries históricas disponíveis de dados pluviográficos, além de muitas vezes não estarem disponibilizadas pelos órgãos responsáveis (Montebeller *et al.*, 2007). Deste modo, diversos trabalhos sobre o tema em questão têm sido realizados com séries inferiores àquela recomendada (Carvalho *et al.*, 2005; Montebeller *et al.*, 2007; Machado *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2009).

2.2 Índice de erosividade

Para os dados de pluviógrafos, o índice de erosividade EI_{30} foi determinado para cada chuva individual e para chuva classificada como erosiva. Considerou-se chuva individual aquela separada da anterior e da posterior por um período mínimo de 6 horas sem chuva ou com menos de 1,0 mm nesse período, e chuva erosiva toda aquela com lâmina igual ou superior a 10,0 mm ou com lâmina maior ou igual a 6,0 mm numa duração inferior a 15 minutos (Wischmeier, 1959). As chuvas individuais e erosivas foram então processadas no software Chuveros (Cassol *et al.*, 2008), possibilitando a estimativa da erosividade mensal, anual e média das chuvas (Wischmeier, 1959). Para cada segmento uniforme de chuva determinou-se a energia cinética unitária, conforme eq. 1 (Wischmeier & Smith, 1978).

$$e = 0,119 + 0,0873 \log_{10} i \quad (1)$$

em que: e = energia cinética unitária ($\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); e i = intensidade do segmento da chuva (mm h^{-1}).

O valor obtido na eq. 1 foi multiplicado pela quantidade de chuva no respectivo segmento uniforme, para expressar a energia cinética do segmento, em MJ ha^{-1} . Somando-se a energia cinética de todos os segmentos uniformes de chuva, obteve-se a energia cinética total da chuva (Ect) (Cassol *et al.*, 2007). O EI_{30} foi obtido pelo produto da intensidade máxima de precipitação em 30 minutos (I_{30}) e Ect (eq. 2).

$$EI_{30} = Ect I_{30} \quad (2)$$

em que: EI_{30} = índice de erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$); Ect = energia cinética total da chuva (MJ ha^{-1}); e I_{30} = intensidade máxima da chuva em 30 minutos (mm h^{-1}).

Somando-se os índices EI_{30} de todas as chuvas individuais e chuvas erosivas de cada mês, obteve-se a erosividade mensal das chuvas e a partir da soma dos valores mensais obteve-se a erosividade anual, cujo valor médio corresponde ao valor utilizado no Fator R da USLE.

2.3 Dados pluviométricos

A partir dos valores de EI_{30} calculados para cada estação pluviográfica realizou-se análise de regressão, utilizando modelos linear e potencial, tendo o coeficiente de chuva (eq. 3) (Lombardi Neto, 1977) como variável independente.

$$Rc = p^2 P^{-1} \quad (3)$$

em que: R_c = coeficiente de chuva (mm); p = precipitação média mensal (mm); e P = precipitação média anual (mm).

As equações de regressão potencial foram aplicadas utilizando os dados das 109 estações pluviométricas disponíveis para o Estado de Mato Grosso do Sul, considerando-se a distância com relação às estações pluviográficas, a altitude e índice pluviométrico como critério para utilização de determinada equação de regressão, conforme Gonçalves *et al.* (2006) e Montebeller *et al.* (2007).

Após o cálculo dos valores de erosividade para cada localidade, o mapa de erosividade para o Estado foi obtido por meio do processo de interpolação, utilizando-se valores estimados em locais com ausência de informações de chuva. Neste trabalho, utilizou-se o processo de interpolação por krigagem ordinária, o qual vem sendo aplicado em diversos estados brasileiros para obtenção de erosividade (Vieira & Lombardi Neto, 1995; Montebeller *et al.*, 2007; Mello *et al.*, 2007).

2.4 Análise geoestatística

Os valores de erosividade foram primeiramente analisados por meio da análise estatística descritiva, calculando-se a média, mediana, desvio padrão, variância, coeficiente de variação, coeficiente de assimetria e curtose. A hipótese de normalidade dos conjuntos de dados foi realizada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov, utilizando-se o software BioEstat 5.0 (Ayres *et al.*, 2007). A dependência espacial entre os valores de erosividade da chuva foi avaliada calculando a semivariância $\gamma(h)$ (eq. 4).

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (4)$$

em que: $N(h)$ é o número de pares experimentais de observações $Z(x_i)$ e $Z(x_i + h)$ separados por uma distância h , e x_i é uma posição espacial da variável Z .

O semivariograma experimental é representado pelo gráfico $\gamma(h)$ versus h . Assim, após a sua obtenção foi realizado, no software GS+ (Robertson, 1998), um ajuste a partir de um modelo teórico que melhor o represente, tendo como variáveis o efeito pepita (C_0), semivariância estrutural (C), patamar ($C + C_0$) e o alcance (a).

O grau de dependência reflete a estrutura de continuidade espacial, pois é obtido pela relação entre o patamar e o patamar mais o efeito pepita do semivariograma. Quanto maior seu valor, maior a dependência espacial e mais eficiente será o mapeamento da variável pela krigagem (Mello *et al.*, 2007). Na verificação do grau de dependência espacial utilizou-se o

Índice de Dependência Espacial (IDE), proposto por Zimback (2001). O IDE varia de fraca (< 25%), moderada (25-75%) e forte (>75%). A partir da obtenção do IDE e do melhor modelo que ajusta ao semivariograma, realizou-se o processo de validação cruzada e aplicação da krigagem ordinária no software GS+ (Robertson, 1998). O mapa final de erosividade foi elaborado no software ArcGis 9.2 (ESRI, 2006).

Com o intuito de se verificar, estatisticamente, tendências na distribuição geográfica da erosividade das chuvas no Estado de Mato Grosso do Sul, realizaram-se correlações estatísticas aplicando-se o teste t de Student, a 5% de probabilidade, entre os dados de erosividade anual das chuvas com a latitude, longitude e precipitação média anual.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As equações de regressão obtidas a partir do EI_{30} e do coeficiente de chuva apresentaram bons coeficientes de determinação (Tabela 2), podendo assim, serem utilizadas para determinar a erosividade média anual das chuvas (EI_{30}), em locais com características climáticas semelhantes e com ausência de dados pluviográficos.

Tabela 2. Equações de regressão linear e potencial obtidas a partir de dados pluviográficos

Município	Equação Linear		Equação Potencial	
Dourados	$EI_{30} = 73,464 + 56,562 (Rc)$	$R^2 = 0,797$	$EI_{30} = 80,305(Rc)^{0,8966}$	$R^2 = 0,875$
Coxim	$EI_{30} = 247,35 + 41,036 (Rc)$	$R^2 = 0,896$	$EI_{30} = 138,33(Rc)^{0,7431}$	$R^2 = 0,914$
Campo Grande	$EI_{30} = 171,40 + 42,173 (Rc)$	$R^2 = 0,777$	$EI_{30} = 139,44(Rc)^{0,6784}$	$R^2 = 0,912$

Por resultar em melhores coeficientes de determinação, as equações potenciais apresentadas na Tabela 2 foram aplicadas aos dados das 109 estações pluviométricas do Estado de Mato Grosso do Sul. Assim, somando os dados de EI_{30} calculados para essas estações aos obtidos a partir das estações pluviográficas, foram totalizados 112 pontos amostrais. O resultado estatístico do cálculo do EI_{30} para essas estações estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Análise estatística dos conjuntos de dados analisados

Parâmetros Estatísticos	EI_{30}
Tamanho da Amostra	112
Mínimo	5770,1
Máximo	13601,9
Média	9286,6
Mediana	9216,8
Curtose	1,69
Assimetria	0,49
Coefficiente de Variação (%)	13,09
D_{tab}	0,1153
D_{cal}^*	0,0936

Aceita-se a hipótese de normalidade dos dados quando o valor da probabilidade calculada (D_{cal}^) for menor que o tabelado (D_{tab}), com 5% de probabilidade de erro.

Os dados analisados apresentaram distribuição normal, analisada pelo teste Kolmogorov-Smirnov a 5% de probabilidade, sendo esta distribuição simétrica, uma vez que o coeficiente de assimetria é próximo de zero, implicando valores de média e mediana semelhantes. Segundo (Isaaks & Srivastava, 1989), a normalidade dos dados não é uma exigência da geoestatística, sendo conveniente apenas que a distribuição não apresente caudas muito alongadas, o que poderia comprometer as estimativas da krigagem, as quais são baseadas nos valores médios. Mais importante que a normalidade dos dados é a ocorrência do efeito proporcional, em que a média e a variância dos dados sejam constantes na área em estudo, ou seja, ocorre a estacionaridade necessária para o uso da geoestatística.

O semivariograma foi ajustado ao modelo esférico, obtendo-se valores do efeito pepita (C_0), semivariância estrutural (C), patamar (a) e coeficiente de determinação (R^2) (Figura 2).

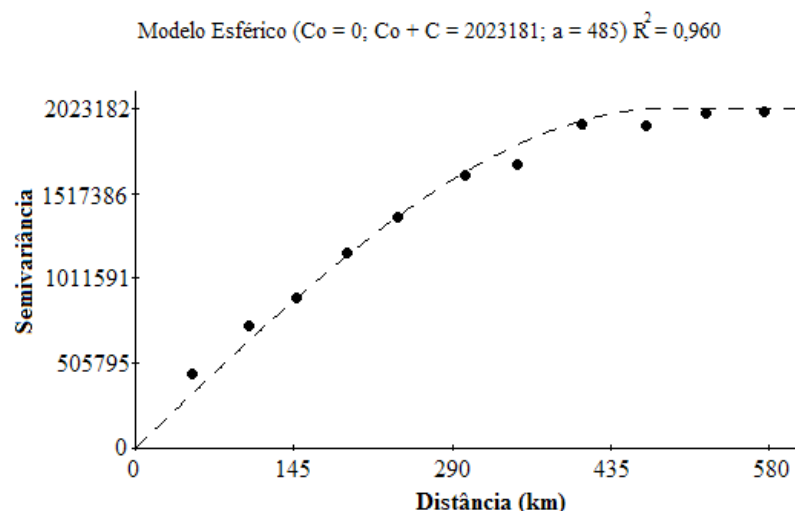


Figura 2. Semivariograma ajustado ao modelo esférico

O efeito pepita obtido demonstra boa continuidade entre valores vizinhos. O alcance de 485 km indica que todos os vizinhos, localizados dentro de um círculo com este raio, são semelhantes uns aos outros e podem ser utilizados na estimativa de valores para qualquer ponto entre eles. A existência de um patamar indica que a estacionaridade está garantida (Vieira & Lombardi Neto, 1995). Pode-se classificar a dependência espacial como forte, conforme Zimback (2001), confirmando a existência da dependência espacial dos dados de EI_{30} .

Como a dependência espacial para o índice de erosividade EI_{30} foi obtida, a krigagem ordinária foi utilizada para estimar valores em pontos não-amostrados. Os valores obtidos por meio da krigagem são não tendenciosos e com variância mínima (Montebeller *et al.*, 2007) e

são ideais para a construção de mapas de isolinhas ou tridimensionais para a verificação e a interpretação da variabilidade espacial. As informações mostradas nesses mapas são úteis para entender a variabilidade da propriedade estudada e para identificar áreas que necessitam de maiores ou menores cuidados (Carvalho & Assad, 2005). O Estado de Mato Grosso do Sul é ocupado predominantemente por atividades agropecuárias, sendo o conhecimento da erosividade média anual das chuvas fundamental na realização do planejamento conservacionista do solo e água.

O mapa de erosividade média anual para o Estado de Mato Grosso do Sul está representado na Figura 3.

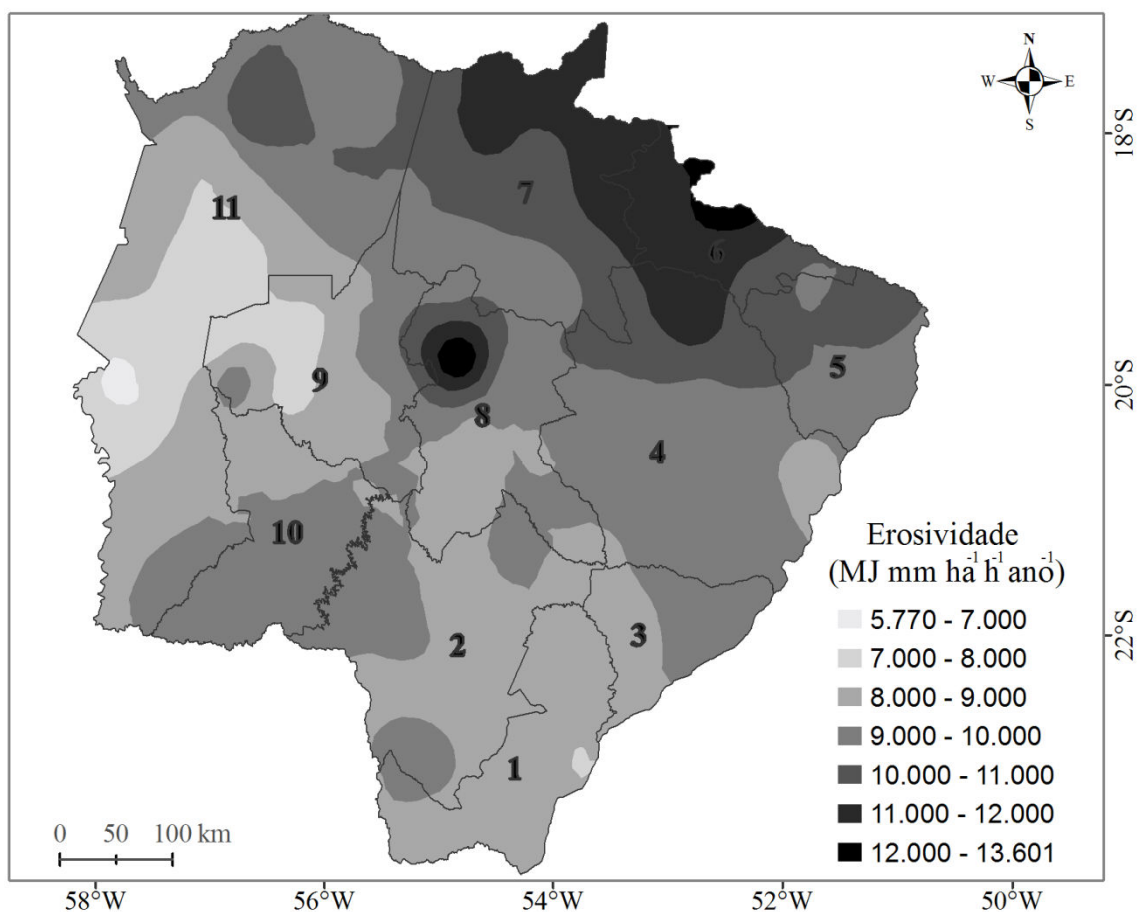


Figura 3. Mapa de erosividade média anual. Micro-Regiões: 1.Iguatemi; 2.Dourados; 3.Nova Andradina; 4.Três Lagoas; 5.Paranaíba; 6.Cassilândia; 7.Alto Taquari; 8.Campo Grande; 9.Aquidauana; 10.Bodoquena; 11.Baixo Pantanal

Os valores de erosividade médios anuais variaram de 5.770 a 13.601 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. O valor médio de erosividade anual encontrado foi 9.274 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ e o desvio padrão de 1.210 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Pode-se verificar maiores valores de erosividade nas regiões central e nordeste do Estado, especificamente nas micro-regiões de Cassilândia, Alto Taquari, Campo Grande, Três Lagoas e Paranaíba. Por outro lado, os menores valores foram obtidos para as micro-regiões de Iguatemi, Dourados, Nova Andradina

e Baixo Pantanal. Santos *et al.* (2009) obtiveram a espacialização de relações de intensidade, duração e frequência de precipitações para o Estado, constatando que as maiores intensidades encontram-se na região centro-norte e menores nas regiões sudeste e sudoeste do Estado.

O coeficiente de determinação obtido entre a erosividade anual e precipitação média anual foi de 0,403 (Figura 4), abaixo do obtido por Silva (2004) para todo o Brasil. Ao mapear a erosividade no Brasil, o autor concluiu que a erosividade anual é altamente dependente do total precipitado, tendo encontrado coeficiente de determinação de 0,975 entre essas grandezas. Mello *et al.* (2007) mapeando a erosividade do Estado de Minas Gerais, constataram que a conclusão de Silva (2004) não é válida para o Estado de Minas Gerais. O mesmo é observado no Estado de Mato Grosso do Sul, ou seja, valores elevados de chuva anual não necessariamente proporcionaram maiores EI_{30} .

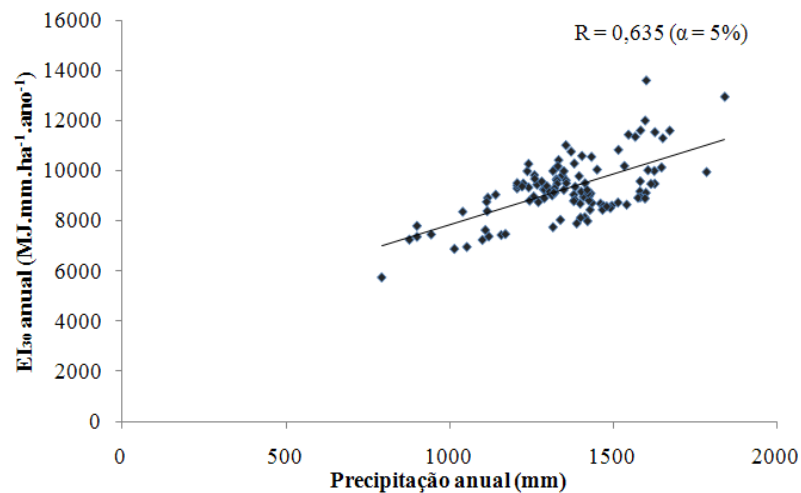


Figura 4. Correlação entre o EI_{30} e precipitação anual

As análises de correlação entre a erosividade anual e as coordenadas geográficas mostram que existe pequena correlação da erosividade com a latitude. Dentre os fatores correlacionados apenas a longitude não foi considerada significativa para $\alpha = 5\%$, ou seja, não se apresenta correlacionada com EI_{30} (Figuras 5 e 6).

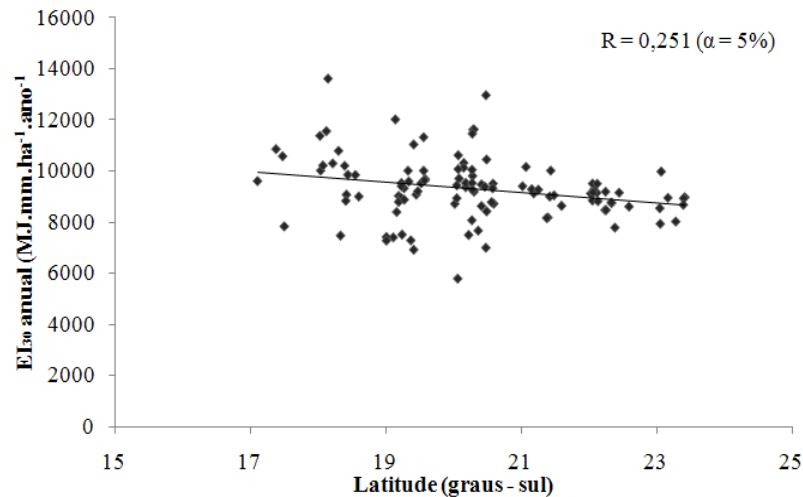


Figura 5. Correlação entre o EI₃₀ e a Latitude

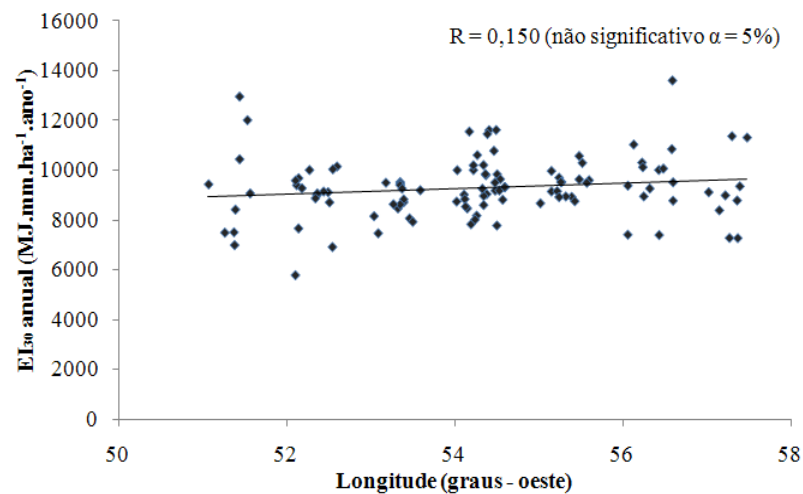


Figura 6. Correlação entre o EI₃₀ e a Longitude

Apesar dos baixos valores de correlação do EI₃₀ com as coordenadas geográficas, pode-se verificar que os maiores valores de erosividade concentram-se nas regiões central e nordeste do Estado de Mato Grosso do Sul (Figura 3). Conforme Nimer (1989), o Centro-Oeste, devido a sua localização latitudinal, caracteriza-se por ser uma região de transição entre os climas quentes de latitudes baixas e os climas mesotérmicos de tipo temperado das latitudes médias. Keller Filho *et al.* (2005) estudaram as regiões pluviometricamente homogêneas no Brasil e constataram que o sul de Mato Grosso Sul possui características pluviométricas semelhantes ao norte do Paraná, e a parte central e norte possui regime de precipitação pluvial próximo ao de São Paulo. Assim, constata-se que no Estado de Mato Grosso do Sul o EI₃₀ está associado a concentrações de chuvas em determinado período do ano, em virtude das características climáticas regionais, bem como da dinâmica e da influência de fatores associados à circulação atmosférica.

4 CONCLUSÕES

Os maiores valores de erosividade encontram-se nas Micro-Regiões de Cassilândia, Alto Taquari, Campo Grande, Três Lagoas e Paranaíba, enquanto os menores valores são observados nas Micro-Regiões de Iguatemi, Dourados, Nova Andradina e Baixo Pantanal.

A erosividade anual no Estado de Mato Grosso Sul não possui correlação significativa com a longitude e apresenta baixa correlação com a latitude.

Valores elevados de precipitação anual não necessariamente produzem maiores valores de erosividade, haja vista que, no Estado de Mato Grosso do Sul, o EI_{30} está associado a concentrações de chuvas em determinado período do ano em virtude das características climáticas regionais.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANGULO-MARTÍNEZ, M.; BEGUERÍA, S. Estimating rainfall erosivity from daily precipitation records: A comparison among methods using data from the Ebro Basin (NE Spain). **Journal of Hydrology**, v.379, n.1-2, p.111-121, 2009.
- ANGULO-MARTÍNEZ, M.; LÓPEZ-VICENTE, M. VICENTE-SERRANO, S.M.; BEGUERÍA, S. Mapping rainfall erosivity at a regional scale: a comparison of interpolation methods in the Ebro Basin (NE Spain). **Hydrology and Earth System Sciences**, v.13, n.10, p.1907-1920, 2009.
- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.S. **BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá/CNPq, 380p. 2007.
- BERTOL, I.; LEITE, D.; ENGEL, F.L.; COGO, N.P.; GONZÁLEZ, A.P. Erodibilidade de um nitossolo háplico aluminoso determinada em condições de campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, n.3, p.541-549, 2007.
- BERTOL, I.; ZOLDAN JUNIOR, W.A.; FABIAN, E.L.; ZAVASCHI, E.; PEGORARO, R.; GONZÁLES, A.P. Efeito de escarificação e da erosividade de chuvas sobre algumas variáveis de valores de erosão hídrica em sistemas de manejo de um nitossolo háplico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.2, p.747-757, 2008.
- CAPOLONGO, D.; DIODATO, N.; MANNAERTS, C.M.; PICCARRETA, M. STROBL, R.O. Analyzing temporal changes in climate erosivity using a simplified rainfall erosivity model in Basilicata (southern Italy). **Journal of Hydrology**, v.356, n.1-2, p.119- 130, 2008.
- CARVALHO, D.F.; MONTEBELLER, C.A.; FRANCO, E.M.; VALCARCEL, R.; BERTOL, I. Padrões de precipitação e índices de erosividade para as chuvas de Seropédica e Nova Friburgo, RJ. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.1, p.7-14, 2005.
- CARVALHO, D.F.; CRUZ, E.S.; PINTO, M.F.; SILVA, L.D.B.; GUERRA, J.G.M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.1, p.3-9, 2009.

CARVALHO, J.R.P.; ASSAD, E.D. Análise espacial da precipitação pluviométrica no Estado de São Paulo: comparação de métodos de interpolação. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.2, p.377-384, 2005.

CASSOL, E.A.; ELTZ, F.L.F.; MARTIN, D.; LEMOS, A.M.; LIMA, V.S.; BUENO, A.C. Erosividade, padrões hidrológicos, período de retorno e probabilidade de ocorrência das chuvas em São Borja, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.3, p.1239-1251, 2008.

CASSOL, E.A.; MARTINS, D.; ELTZ, F.L.F.; LIMA, V.S.; BUENO, A.C. Erosividade e padrões hidrológicos das chuvas de Ijuí (RS) no período de 1963 a 1993. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.15, n.3, p. 220-231, 2007.

ESRI – Environmental Systems Research Institute, **Inc. ArcGIS Professional GIS for the desktop**, version 9.2. Software. 2006.

GONÇALVES, F.A.; SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F.; CARVALHO, D.F.; CRUZ, E.S. Índices e espacialização da erosividade das chuvas para o Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.2, p.269-276, 2006.

GOOVAERTS, P. Using elevation to aid the geostatistical mapping of rainfall erosivity. **Catena**, v.34, n.16, p.227-242, 1999.

HOYOS, N.; WAYLEN, P.R.; JARAMILLO, ÁLVARO. Seasonal and spatial patterns of erosivity in a tropical watershed of the Colombian Andes. **Journal of Hydrology**, v.314, n.1-4, p.177-191, 2005.

ISAAKS, E.H.; SRIVASTAVA, R.M. **Applied geostatistics: introduction to applied geostatistics**. Oxford: University Press, 1989. 561p.

KELLER FILHO, T.; ASSAD, E.D.; LIMA, P.R.S.R. Regiões pluviometricamente homogêneas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, n.4, p. 311-322, 2005.

LOMBARDI NETO, F. **Rainfall erosivity - its distribution and relationship with soil loss at Campinas, Brazil**. 1977. 53 f. Thesis (M.Sc.) - Purdue University, West Lafayette, 1977.

MACHADO, R.L.; CARVALHO, D.F.; COSTA, J.R.; OLIVEIRA NETO, D.H.; PINTO, M.F. Análise da erosividade das chuvas associada aos padrões de precipitação pluvial na região de Ribeirão das Lajes (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.5, p.2113-2123, 2009.

MELLO, C.R.; SÁ, M.A.C.; CURI, N.; MELLO, J.M.; VIOLA, M.R.; SILVA, A.M. Erosividade mensal e anual da chuva no Estado de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, n.4, p.537-545, 2007.

MONTEBELLER, C.A.; CEDDIA, M.B.; CARVALHO, D.F.; VIEIRA, S.R.; FRANCO, E.M. Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas no Estado do Rio de Janeiro. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.2, p.426-435, 2007.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2.ed. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 1989. 421p.

OLIVEIRA, F.P.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; SILVA, M.A.; MELLO, C.R. Potencial erosivo da chuva no vale do Rio Doce, região centro leste do Estado de Minas Gerais - primeira aproximação. **Ciência e Agrotecnologia**, v.33, n.6, p.1569-1577, 2009.

ROBERTSON, G.P. **GS+ geostatistics for the environmental sciences: GS+ user's guide**. Plainwell, Gamma Design Software, 152p. 1998.

SANTOS, G.G.; FIGUEIREDO, C.C.; OLIVEIRA, L.F.C.; GRIEBELER, N.P. Intensidade-duração-frequência de chuvas para o Estado de Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, (Suplemento), p.899-905, 2009.

SHAMSHAD, A.; AZHARI, M.N.; ISA, M.H.; WAN HUSSIN, W.M.A.; PARIDA, B.P. Development of an appropriate procedure for estimation of RUSLE E_{130} index and preparation of erosivity maps for Pulau Penang in Peninsular Malaysia. **Catena**, v.72, n.3, p.423-432, 2008.

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

SILVA, A.M.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; AVANZI, J.C.; FERREIRA, M.M. Erosividade da chuva e erodibilidade de cambissolo e latossolo na região de Lavras, Sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.6, p.1811-1820, 2009.

VIEIRA, S.R.; LOMBARDI NETO, F. Variabilidade espacial do potencial de erosão das chuvas do Estado de São Paulo. **Bragantia**, v.54, n.2, p.405-412, 1995.

WISCHMEIER W.H. A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. **Soil Science Society of America Journal**, v.23, n.3, p.246-249, 1959.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning**. Washington: USDA Agriculture Handbook, n. 537, 58p. 1978.

ZHANG, Y.G.; NEARING, M.A.; ZHANG, X.C. XIE, Y.; WEI, H. Projected rainfall erosivity changes under climate change from multimodel and multiscenario projections in Northeast China. **Journal of Hydrology**, v.384, n.1-2, p.97-106, 2010.

ZIMBACK, C.R.L. **Análise espacial de atributos químicos de solos para fins de mapeamento da fertilidade**. 2001. 114 f. (Livre-Docência em Levantamento do Solo e Fotopedologia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

CAPÍTULO 3

Estimativa do fator topográfico da USLE a partir de três algoritmos

Resumo: Diversos pesquisadores têm buscado modelar por meio de equações matemáticas o fator topográfico (comprimento de rampa e declividade) da Universal Soil Loss Equation (USLE) em diferentes condições de relevo. No presente trabalho, analisou-se o desempenho de três equações na geração do fator topográfico bem como a influência da declividade no seu cálculo. Dados topográficos processados em sistema de informação geográfica foram utilizados na obtenção do modelo digital de elevação. Esse foi considerado para o cálculo do fator topográfico no software USLE-2D, utilizando-se para tanto as equações de Wischmeier & Smith (1978), McCool *et al.* (1987, 1989) e Nearing (1997). Verificou-se que existem diferenças entre os resultados obtidos por diferentes algoritmos e que áreas com declives acentuados proporcionam diferenças maiores. Nas equações estudadas a declividade correspondeu a 75,1% Wischmeier & Smith (1978), 83,8% McCool *et al.* (1987, 1989) e 82,8% Nearing (1997) do fator topográfico, portanto, a declividade representa possui maior influência que o comprimento de rampa no cálculo do fator topográfico. A escolha da equação a ser aplicada para obtenção do fator topográfico deve obedecer às peculiaridades do relevo local.

Palavras-chave: Modelo digital de elevação, comprimento de rampa, erosão hídrica

Estimating of the USLE topographic factor from three algorithms

Abstract: Several researchers have proposed the mathematical modeling of the topographic factor (slope length and slope steepness) of the Universal Soil Loss Equation (USLE) in different conditions of relief. This paper presents an analysis of the performance of three equations in the production of the topographic factor as well as the influence of slope steepness in its estimation. Topographic data processed in a geographic information system were used to obtain the digital elevation model. This was applied to calculate the topographic factor using the software USLE-2D, using the equations by Wischmeier & Smith (1978), McCool *et al.* (1987, 1989) and Nearing (1997). It was verified that there are differences between the results when using distinct algorithms and areas with larger slope steepness provide major differences in these results. The slope corresponded to 75.1% Wischmeier & Smith (1978), 83.8% McCool *et al.* (1987, 1989) and 82.8% Nearing (1997) of the topographic factor. Therefore, the slope has more influence than the length of the ramp in the calculation of the topographic factor. In addition, the choice of the equation to be applied to obtain such factor should obey the peculiarities of local relief.

Keywords: Digital elevation model, slope length, water erosion

1 INTRODUÇÃO

No desenvolvimento de estudos da variação espacial e temporal da erosão hídrica do solo são utilizadas técnicas de modelagem que proporcionam a avaliação de impactos na agricultura, solos e recursos hídricos (Renschler & Harbor, 2002), fornecendo informações úteis na tomada de decisão no planejamento conservacionista do solo e água (Schiettecatte *et al.*, 2008). Dentre os modelos empíricos de predição da erosão, destaca-se a Universal Soil Loss Equation (USLE) proposta por Wischmeier & Smith (1978).

A USLE é composta por seis fatores que resultam na estimativa da perda de solo média anual, sendo: erosividade (R); erodibilidade (K); comprimento de rampa (L); declividade (S); uso e manejo do solo (C); e, práticas conservacionistas (P). Todos estes fatores devem ser estudados de forma individual e local antes da aplicação do modelo (Onyando *et al.*, 2005; Irvem *et al.*, 2007). A associação dos fatores L e S é denominada fator topográfico (Wischmeier & Smith, 1978).

Para uma mesma categoria de uso do solo (fatores C e P constantes), o fator topográfico (LS) proporciona maior influência na variação da perda de solo (Weill & Sparovek, 2008). O aumento do fator topográfico pode produzir maior velocidade de escoamento superficial e erosão. Além disso, a perda de solo é consideravelmente mais sensível às mudanças de declividade do que a mudanças no comprimento de rampa (McCool *et al.*, 1987; Van Remortel *et al.*, 2004).

A obtenção dos fatores L e S em bacias hidrográficas apresenta dificuldades em virtude do declive, que pode ser reto, côncavo, convexo ou uma combinação de formatos. Diversos pesquisadores buscaram descrever por meio de equações matemáticas o comportamento desses fatores em condições distintas. Wischmeier & Smith (1978) desenvolveram estudos para declives irregulares, atribuindo pesos conforme as características dos trechos de declive, côncava ou convexa. McCool *et al.* (1987, 1989) propuseram o cálculo dos fatores L e S em função da relação da erosão entressulcos e em sulcos e para valores de declividade superiores a 9%. Liu *et al.* (1994) desenvolveram pesquisas nas regiões montanhosas da China e propuseram, para situações de declividades elevadas, modificações nas equações de McCool *et al.* (1987, 1989). Nearing (1997) propôs uma equação que engloba os fatores de declividades elevadas de McCool *et al.* (1987, 1989) e a equação para vertentes com declives mais íngremes de Liu *et al.* (1994).

Deste modo, o objetivo do presente trabalho foi analisar os desempenhos das equações de Wischmeier & Smith (1978), de McCool *et al.* (1987, 1989) e de Nearing (1997) na

geração do fator topográfico, bem como avaliar a influência da declividade no cálculo deste fator.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Delineamento geral do estudo

O estudo foi realizado tomando-se por base a bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra, com área aproximada de 540 km², que está localizada entre as coordenadas de latitudes 20° 12' S a 20° 28' S e longitudes 54° 55' W a 55° 16' W, com altitudes variando de 200 a 400 metros e declividade média de 2% (Figura 1).

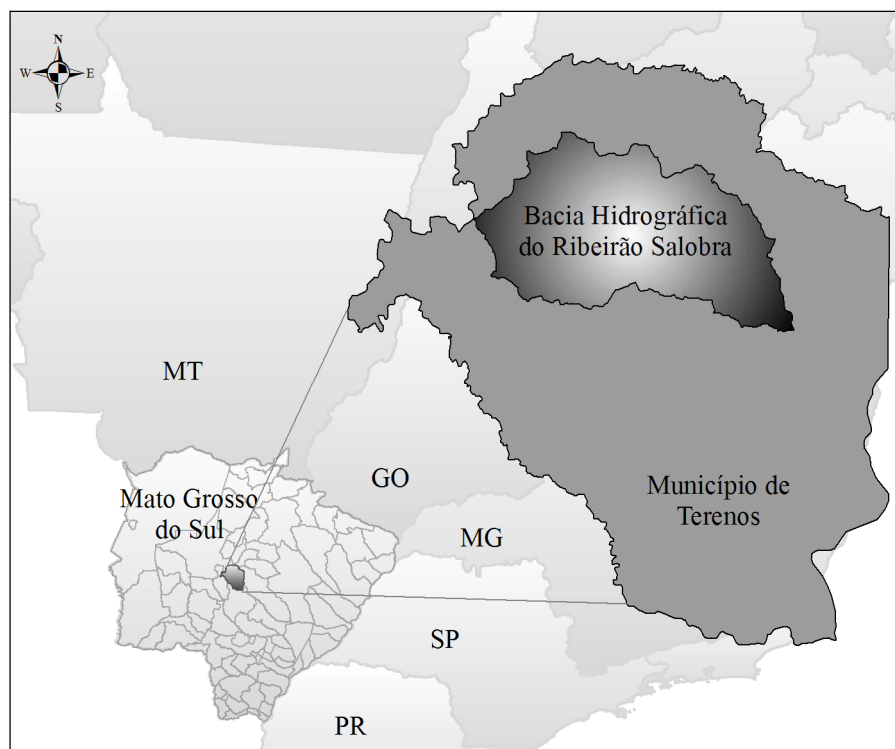


Figura 1. Localização da área em estudo

A análise da influência da declividade no cálculo do fator topográfico foi realizada por meio de três equações, aplicadas no software USLE-2D (Desmet & Govers, 1996), tomando por base o Modelo Digital de Elevação (MDE). Em seguida, foram verificadas as relações entre as equações e a conformidade do relevo, que propiciaram as variações nos valores de LS (Figura 2).

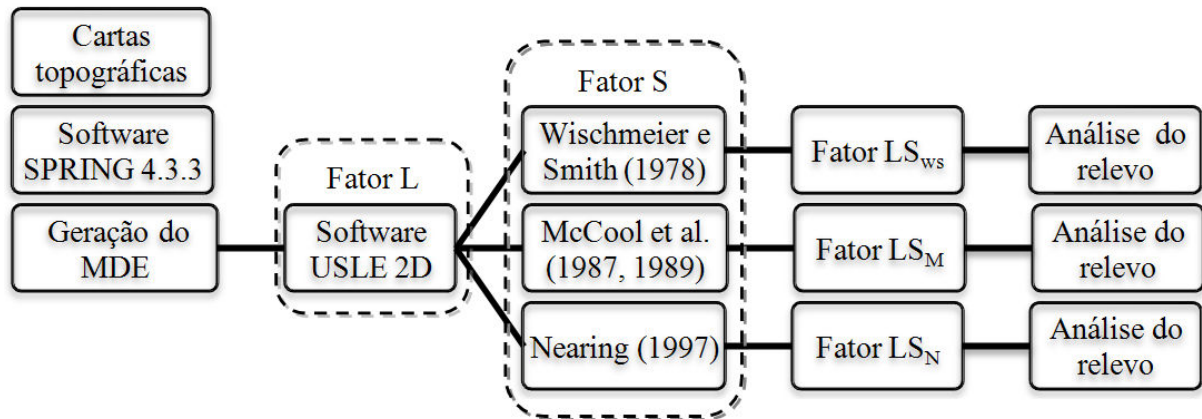


Figura 2. Esquema geral do cálculo do fator topográfico (LS), por três métodos distintos

2.2 Obtenção do Modelo Digital de Elevação (MDE)

Para obtenção do MDE, foi efetuada a vetorização da base topográfica, folhas Campo Grande SF. 21-X-B-II (DSG, 1979) e Palmeiras SF. 21-X-B-I (DSG, 1988), ambas na escala 1:100.000, representadas por curvas de nível eqüidistantes 40 m, pontos cotados e hidrografia. Então, obteve-se o MDE a partir da transformação da grade triangular em retangular de 30 x 30 metros, utilizando para tanto o aplicativo SPRING 4.3.3 (Câmara, 1996), do Sistema de Informação Geográfica (SIG).

2.3 Obtenção do Fator L

O MDE gerado foi processado no software USLE-2D para o cálculo do fator topográfico. O fator L foi obtido por meio do cálculo que considera a área de contribuição superficial por unidade de largura. Assim, é calculado por meio da divisão da área de contribuição pela largura ao longo do fluxo que pode passar dentro de uma célula. Essa largura depende da direção do fluxo e é calculada utilizando o aspecto de direção (Desmet & Govers, 1996) (eq. 1).

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

em que: $L_{i,j}$ = fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j); $A_{i,j}$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) (m^2); D = tamanho da grade de células (m); $x_{i,j}$ = valor da direção do fluxo; e, m : coeficiente dependente da declividade.

O software USLE-2D disponibiliza quatro algoritmos para elaboração do fator S, dentre os quais foram utilizados os seguintes: Wischmeier & Smith (1978), McCool *et al.* (1987, 1989) e Nearing (1997).

2.4 Obtenção do Fator S

2.4.1 Algoritmo de Wischmeier & Smith (1978)

O expoente (m) da eq. 1 foi calculado de acordo com Wischmeier & Smith (1978), sendo: $S < 1\%$ $m = 0,2$; $1\% \leq S \leq 3\%$ $m = 0,3$; $3\% < S \leq 5\%$ $m = 0,4$; e, $S > 5\%$ $m = 0,5$. Utilizou-se a eq. 2 proposta por Wischmeier e Smith (1978) para o cálculo do fator S.

$$S_{ws} = 65,41 \text{ sen}^2 \theta + 4,56 \text{ sen } \theta + 0,065 \quad (2)$$

sendo: θ = ângulo em graus da encosta.

2.4.2 Algoritmo de McCool *et al.* (1987, 1989)

Aplicou-se a eq. 3 proposta por McCool *et al.* (1987, 1989), que também é utilizada na Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Renard *et al.*, 1997). Os valores do expoente (m) da eq. 1 são calculados conforme eq. 3.

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad (3)$$

Sendo β o quociente entre a erosão em sulcos e entre sulcos podendo ser calculado conforme eq. 4 (McCool *et al.*, 1989).

$$\beta = (\text{sen } \theta / 0,0896) / [3(\text{sen } \theta)^{0,8} + 0,56] \quad (4)$$

A inclinação do declive (S) foi calculada de acordo com McCool *et al.* (1987) (eqs. 5 e 6).

$$S_M = 10,8 \text{ sen } \theta + 0,03 \quad (S < 9\%) \quad (5)$$

$$S_M = 16,8 \text{ sen } \theta - 0,50 \quad (S \geq 9\%) \quad (6)$$

em que: θ = ângulo em graus da encosta.

2.4.3 Algoritmo de Nearing (1997)

Utilizou-se a eq. 7 proposta por Nearing (1997) no cálculo do fator S juntamente com a metodologia de McCool *et al.* (1989) para o cálculo do expoente m da eq. 1.

$$S_N = 1,5 + 17/1 + e^{(2,3 - 6,1 \text{ sen } \theta)} \quad (7)$$

em que: θ = ângulo em graus da encosta.

2.5 Análise dos dados

Analisou-se a diferença entre os fatores topográficos resultantes da aplicação das 3 equações acima referidas, por meio de análise estatística realizada pelo método de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952), sob um intervalo de confiança de 95%.

Os fatores LS obtidos foram correlacionados com a declividade presente em cada unidade espacial. Para tanto, o software IDRISI (Eastman, 2003) foi utilizado na obtenção da declividade a partir do MDE (Figura 3).

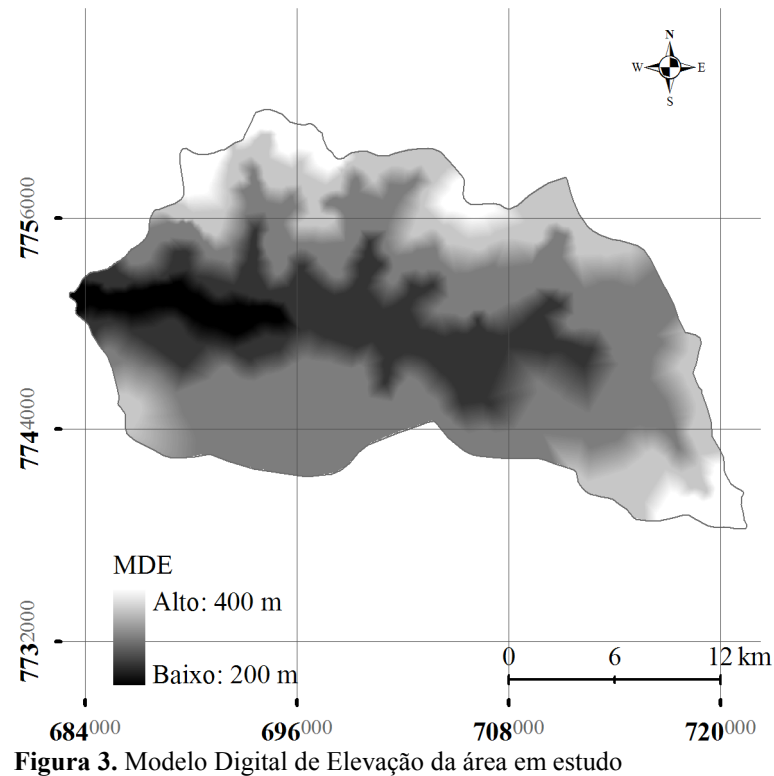


Figura 3. Modelo Digital de Elevação da área em estudo

A correlação dos dados foi obtida a partir da função Regress do software IDRISI, sendo analisado o coeficiente de correlação (r), o coeficiente de determinação (r^2) e significância (teste t , para $\alpha = 0,1$). Nas três equações estudadas verificou-se correlação linear entre as variáveis.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentam variabilidade conforme observado nos valores de desvio

padrão, coeficiente de variação e variância da amostra (Tabela 1). Isto em virtude da variação dos valores de L e S dentro de uma unidade complexa como uma bacia hidrográfica.

Tabela 1. Estatísticas descritivas do fator topográfico (LS), quando obtido por três diferentes algoritmos

Estatística Descritiva	Wischmeier e Smith (1978)	McCool <i>et al.</i> (1987, 1989)	Nearing (1997)
Média	0,677	0,739	0,703
Mediana	0,191	0,120	0,129
Desvio padrão	0,974	1,025	0,968
Coeficiente de variação	1,288	1,195	1,206
Variância da amostra	0,949	1,052	0,936

Verifica-se o comportamento distinto da ocorrência do fator topográfico na bacia hidrográfica em estudo, referente a cada equação aplicada. As posições dos quartis evidenciam essa variação (Figura 4).

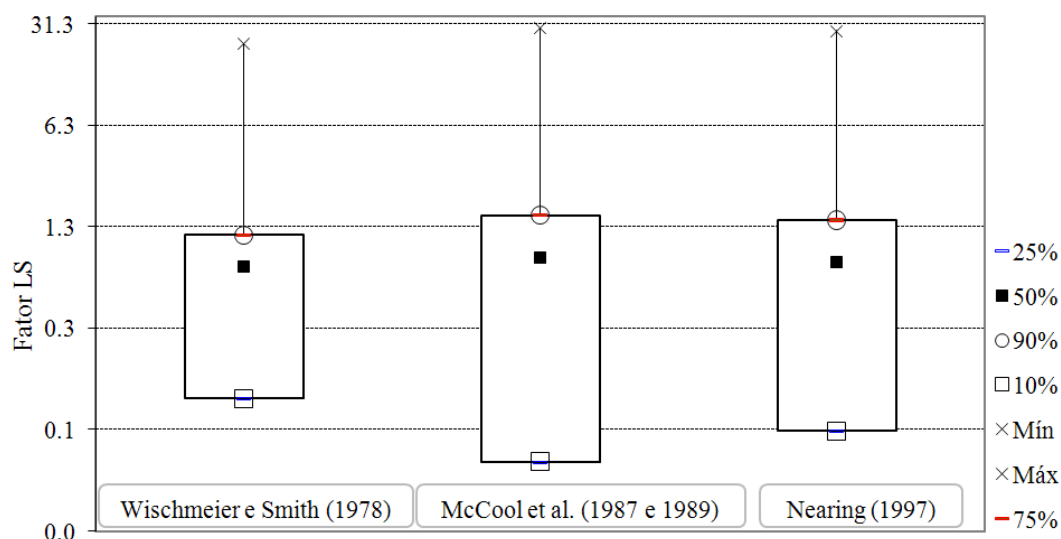


Figura 4. Box plot para valores calculados do fator topográfico

É possível verificar maior semelhança entre os resultados obtidos a partir da equação McCool *et al.* (1987, 1989) e Nearing (1997). Entretanto, verificou-se que existe diferença estatística ($p < 0,05$) entre os resultados obtidos a partir das três equações.

Nota-se que em áreas de baixa declividade os valores do fator topográfico apresentam-se semelhantes. Áreas com declive acentuado proporcionam maiores diferenças entre os resultados (Figura 5). Renard *et al.* (1997) demonstram que em encostas menos íngremes, o fator topográfico calculado pelas equações de McCool *et al.* (1987, 1989) apresenta-se próximo dos valores estabelecidos pelo método de Wischmeier & Smith (1978). No entanto, em condições de declividades mais acentuadas, os valores de LS determinados por McCool *et al.* (1987, 1989) são equivalentes à metade dos valores de LS obtidos na USLE.

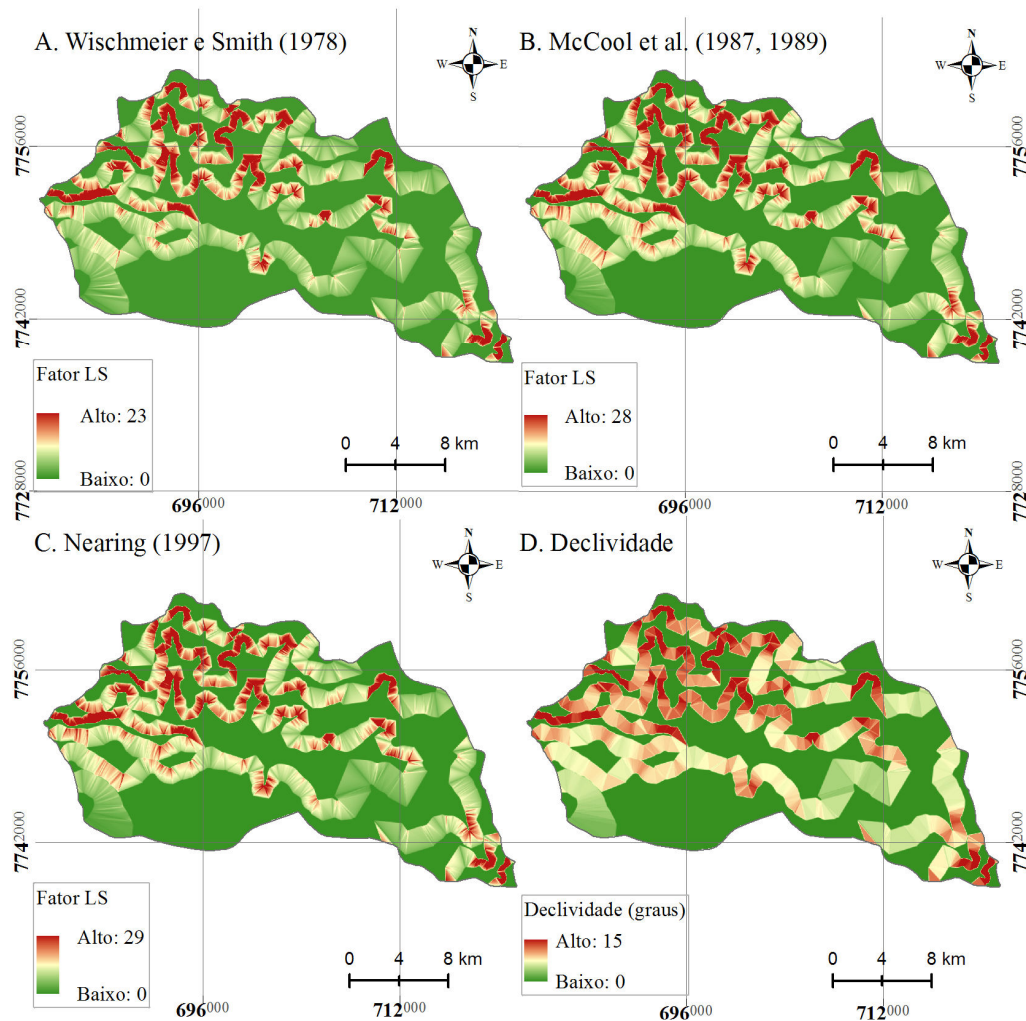


Figura 5. Mapas dos fatores topográficos (LS) quando obtidos por três diferentes equações (A, B e C) e da declividade (D)

O valor médio do fator topográfico obtido na bacia hidrográfica em estudo é considerado baixo ($\sim 0,7$). No entanto, existem áreas com elevados valores, podendo ocasionar assim, maior escoamento superficial resultando em condições favoráveis à erosão hídrica. Essas áreas estão concentradas na região norte da bacia hidrográfica estudada (Figura 5).

Foram obtidos diferentes níveis de correlação entre o fator topográfico e a declividade para cada equação estudada. Em ordem decrescente as equações de McCool *et al.* (1987,1989), Nearing (1997) e Wischmeier & Smith (1978) possibilitaram maiores valores de correlação (Figura 6).

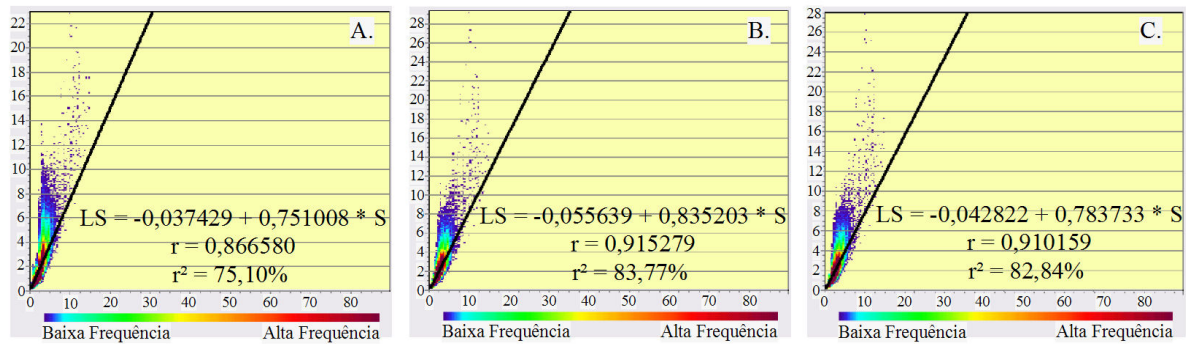


Figura 6. Correlação entre a declividade (eixo x) e o fator topográfico (eixo y). A. Wischmeier & Smith (1978); B. McCool *et al.* (1987,1989); C. Nearing (1997)

As equações de McCool *et al.* (1987,1989) e Nearing (1997) apresentaram melhores resultados de correlação com a declividade (Figura 6), isso em virtude de contemplarem valores de declividade superiores a 9%, ao contrário da equação de Wischmeier & Smith (1978).

Considerando o valor obtido do coeficiente de determinação, as equações de McCool *et al.* (1987,1989), Nearing (1997) e Wischmeier & Smith (1978) indicam que a declividade abrange 83,77%, 82,84% e 75,10% do fator topográfico, respectivamente, apresentando portanto, maior influência que o comprimento de rampa no cálculo do fator topográfico.

A partir de valores de declividade aplicados a qualquer uma das três equações de correlação gerada neste estudo, pode-se chegar a uma aproximação do fator topográfico com boa precisão para a área em estudo.

4 CONCLUSÕES

A declividade possui maior influência que o comprimento de rampa no cálculo do fator topográfico.

Existem diferenças entre os resultados obtidos do fator topográfico (LS) pelos três algoritmos utilizados. Áreas com declives acentuados proporcionam maiores diferenças.

Em regiões com declividade acentuada, superior a 9%, recomenda-se utilizar a equação de McCool *et al.* (1987,1989) ou Nearing (1997).

A escolha da equação a ser aplicada para obtenção do fator topográfico deve obedecer às peculiaridades de cada equação em relação ao relevo local.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CÂMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v.20, n.3, p.395-403, 1996.
- DESMET, P. J. J; GOVERS, G. A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.51, n.5, p.427-433, 1996.
- DSG (Diretoria do Serviço Geográfico Brasileiro). **Carta Palmeiras. Folha SF. 21. X. B. III.** Escala 1:100.000. Ministério do Exército. Região Centro-Oeste do Brasil. Carta, 1988.
- DSG (Diretoria do Serviço Geográfico). **Carta Campo Grande. Folha SF. 21-X-B-II.** Escala 1:100.000. Ministério do Exército. Região Centro-Oeste do Brasil. Carta, 1979.
- EASTMAN, J. R. **Idrisi GIS software - user's manual**. Worcester: Clark University, 2003.
- IRVEM, A.; TOPALOGLU, F.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. **Journal of Hydrology**, v.336, p.30-37, 2007.
- KRUSKAL, W.H; WALLIS, W.A. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v.47, n.260, p.583-621, 1952.
- LIU, B.Y.; NEARING, M. A.; RISSE, L.M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v.37, p.1835-1840, 1994.
- MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v.30, p.1387-1396, 1987.
- MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation, **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v.32, p.1571-1576, 1989.
- NEARING, M. A. A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. **Soil Science Society of America Journal**, v.61, n.3, p.917-919, 1997.
- ONYANDO, J. O.; KISOYAN, P.; CHEMELIL, M. C. Estimation of potential soil erosion for River Perkerra Catchment in Kenya. **Water Resources Management**, v.19, p.133-143, 2005.
- RENARD, K.G., FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: USDA Agriculture Handbook, n. 703, 1997.
- VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R.J. Computing the ls factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences**, v.30, p.1043-1053, 2004.
- RENSCHLER, C. S.; HARBOR, J. Soil erosion assessment tools from point to regional scales-the role of geomorphologists in land management research and implementation. **Geomorphology**, v.47, p.189-209, 2002.
- SCHIETTECATTE, W.; D'HONDT, L.; CORNELIS, W. M.; ACOSTA, M. L.; LEAL, Z.; LAUWERS, N.; ALMOZA, Y.; ALONSO, G. R.; DÍAS, J.; RUÍZ, M.; GABRIELS, D.

Influence of landuse on soil erosion risk in the Cuyaguateje watershed (Cuba). **Catena**, v.74, p.1-12, 2008.

WEILL, M. A. M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I - Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.801-814, 2008.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**. A guide to conservation planning. Washington: USDA Agriculture Handbook, n. 537, 58p. 1978.

CAPÍTULO 4

Uso de dados SRTM no cálculo do fator topográfico da USLE/RUSLE

Resumo: O fator topográfico da Equação Universal de Perda de Solo e da sua versão revisada (USLE/RUSLE) é atualmente calculado a partir do uso de Modelos Digitais de Elevação (MDE) integrados em Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Neste sentido, o uso de dados da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), que possuem informações acuradas de MDE com resolução espacial de 90 m, pode ser útil em estudos de erosão hídrica. Deste modo, buscou-se avaliar o uso de dados SRTM na obtenção do fator topográfico da USLE/RUSLE; e a influência da resolução espacial do MDE na obtenção desse fator. Para tanto, foram utilizados o MDE SRTM-90 m e o MDE refinado SRTM-30 m, além de MDE's de 30 m e 90 m provenientes de cartas topográficas. Os MDE's foram integrados em SIG e processados no software USLE-2D. Pode-se constatar que o uso de dados SRTM são uteis em estudos de predição da perda de solo em bacias hidrográficas, principalmente em locais onde não existam informações topográficas ou são de difícil acesso. A resolução espacial do MDE influencia diretamente nos resultados do fator topográfico, proporcionando diminuição do valor médio do fator topográfico com a redução da resolução do MDE-SRTM.

Palavras-chave: Modelo digital de elevação, erosão hídrica, conservação do solo.

Use of SRTM data to calculate the USLE/RUSLE topographic factor

Abstract: The topographic factor of the Universal Soil Loss Equation and its revised version (USLE/RUSLE) is currently calculated from the use of Digital Elevation Models (DEM) integrated into Geographic Information Systems (GIS). In this manner, the use of the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) data, which has accurate information of the DEM, may be useful in studies of water erosion. Thus, we evaluated the use of SRTM data to obtain the USLE/RUSLE topographic factor; and the influence of DEM's spatial resolution. We used the DEM SRTM-90 m and the refined DEM SRTM-30 m, beyond of DEM's of the 30 m and 90 m obtained of the topographic maps. The DEM data were integrated into GIS and processed in the software USLE-2D. The results showed that the use of SRTM data are useful in studies to predict soil loss in watersheds, especially in places where there aren't topographical information or are difficult to access. The spatial resolution of the DEM influenced directly the results of the topographic factor, providing decrease of the average value topographic factor from of the reduction the spatial resolution of the DEM-SRTM.

Keywords: Digital elevation model, water erosion, soil conservation.

1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é caracterizada como uma das significativas formas de degradação ambiental, sendo influenciada por diversos fatores, tais como: atributos do solo, topografia, uso e ocupação do solo e clima. Assim, foram desenvolvidos modelos matemáticos para prever a erosão do solo, com intuito de proporcionar a avaliação dos impactos na agricultura, solos e recursos hídricos e fornecer informações úteis na tomada de decisão no planejamento conservacionista do solo e água (Renschler & Harbor, 2002; Schiettecatte *et al.*, 2008). Dentre os modelos de predição da erosão do solo, destaca-se a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) (Wischmeier & Smith, 1978), que apesar de algumas limitações, continua sendo o modelo de erosão mais utilizado mundialmente, fornecendo informações úteis no planejamento conservacionista do solo e água (Beskow *et al.*, 2009; Kinnell, 2010).

A USLE é composta por seis fatores que resultam na estimativa da perda de solo média anual, sendo: erosividade (R); erodibilidade (K); comprimento de rampa (L); declividade (S); uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P). Todos estes fatores devem ser estudados de forma individual e local antes da aplicação do modelo (Onyando *et al.*, 2005; Irvem *et al.*, 2007). A associação dos fatores L e S é denominada fator topográfico (Wischmeier & Smith, 1978). Segundo Risse *et al.* (1993) o fator topográfico (LS) e o fator C são os fatores que tem maior influência na eficiência global do modelo. Weill & Sparovek (2008) verificaram que para uma mesma categoria de uso do solo (fatores C e P constantes), o fator topográfico (LS) proporciona maior influência na variação da perda de solo.

O aumento do fator topográfico pode produzir maior velocidade de escoamento superficial e erosão. Além disso, a perda de solo é consideravelmente mais sensível às mudanças de declividade do que a mudanças no comprimento de rampa (McCool *et al.*, 1987; Van Remortel *et al.*, 2004). Neste sentido, Oliveira *et al.* (2010a) constataram que a declividade corresponde a aproximadamente 75% e 84% do fator topográfico para os modelos USLE e RUSLE respectivamente.

O fator topográfico atualmente é obtido a partir do uso de Modelos Digitais de Elevação (MDE), que correspondem a informações de relevo representadas por uma estrutura numérica de dados correspondente à distribuição espacial da altitude e da superfície do terreno. Esses modelos são obtidos por meio da interpolação de curvas de nível extraídas de uma carta topográfica ou através de imagens de sensores remotos (Oliveira *et al.*, 2010b; Alves Sobrinho *et al.*, 2010). A utilização de MDE em Sistemas de Informações Geográficas (SIG) apresenta vantagens, como os recursos digitais (velocidade, repetibilidade e integração

com outras bases de dados), a redução de intervenções manuais e, portanto, subjetividade e a possibilidade de representação paramétrica (Valeriano *et al.*, 2006). Segundo Liu *et al.* (2009), a acurácia do fator topográfico depende principalmente da acurácia do MDE utilizado. Além disso, os autores constataram que a mudança de resolução espacial do MDE proporciona variações nos valores estimados de perda de solo.

MDE's produzidos a partir de informações de sensoriamento remoto, tal como *Interferometric Synthetic Aperture Radar* (InSAR), têm ganhado relevância por serem advindos de uma técnica rápida e acurada de coletar dados topográficos (Rabus *et al.*, 2003). A missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), realizada em 2000, a bordo da nave Endeavour, incorpora a técnica InSAR e dispõe publicamente seus dados em escala global por intermédio da *United States Geological Survey* (USGS). Assim, diversas pesquisas vêm sendo conduzidas objetivando-se analisar, comparar e atualizar informações da superfície terrestre por meio de dados SRTM (Valeriano *et al.*, 2006; Fredrick *et al.*, 2007; Rennó *et al.*, 2008; Mantelli *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2010b).

Deste modo, este trabalho teve como objetivo avaliar o uso de dados SRTM na obtenção do fator topográfico da USLE/RUSLE; e a influência da resolução espacial do MDE na obtenção desse fator.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado tomando-se por base a bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra, com área aproximada de 540 km², que está localizada entre as coordenadas de latitudes 20° 12' S a 20° 28' S e longitudes 54° 55' W a 55° 16' W, próxima aos limites dos biomas Cerrado e Pantanal. A altitude na bacia varia de 200 a 400 metros e declividade média de 2% (Figura 1).

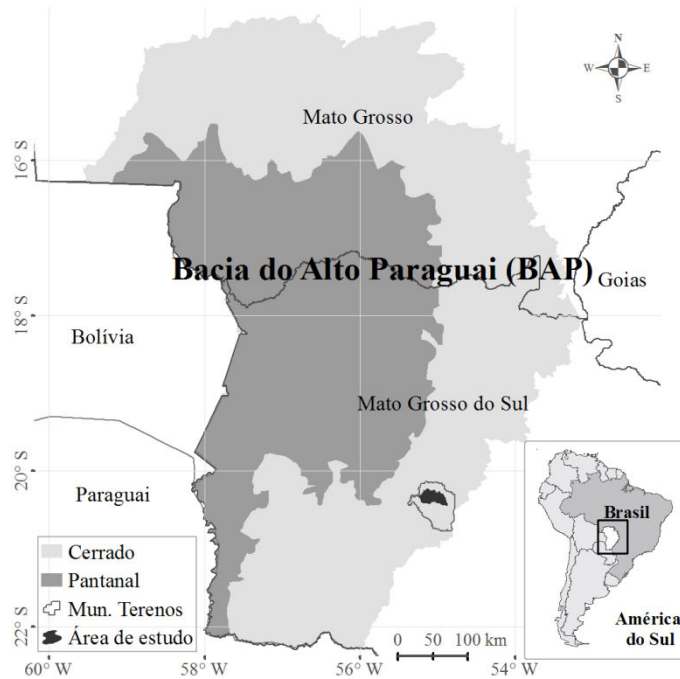


Figura 1. Localização da área de estudo

2.2 Dados utilizados

Os MDE's utilizados para obtenção do fator topográfico são derivados de dados SRTM e de cartas topográficas. Utilizou-se o MDE-SRTM obtido junto a USGS, com informações originais disponíveis para a América do Sul de resolução espacial de 90 m e o MDE-SRTM refinado, com resolução espacial de 30 m, disponível no banco de dados morfométricos TOPODATA (Valeriano, 2008). As cartas topográficas folhas Campo Grande SF. 21-X-B-II (DSG, 1979) e Palmeiras SF. 21-X-B-III (DSG, 1988), ambas na escala 1:100.000, foram utilizadas para obtenção de MDE's com resoluções de 30 m e 90 m. Assim, obteve-se MDE's derivados de dados SRTM e cartas topográficas com resoluções de 30 m e 90 m, sendo esses, integrados em um banco de dados no software ArcGis 9.2 (ESRI, 2006) para posteriormente serem calculados os valores do fator topográfico no software USLE-2D (Desmet & Govers, 1996).

2.3 Obtenção do Fator L

O fator L foi obtido por meio do cálculo que considera a área de contribuição superficial por unidade de largura. Assim, é calculado por meio da divisão da área de contribuição pela largura ao longo do fluxo que pode passar dentro de uma célula. Essa

largura depende da direção do fluxo e é calculada utilizando o aspecto de direção (Desmet & Govers, 1996; Oliveira *et al.*, 2010a) (eq. 1).

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

em que: $L_{i,j}$ = fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j); $A_{i,j}$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) (m^2); D = tamanho da grade de células (m); $x_{i,j}$ = valor da direção do fluxo; e, m : coeficiente dependente da declividade.

2.4 Obtenção do Fator S

O software USLE-2D disponibiliza quatro algoritmos para elaboração do fator S, dentre os quais foram utilizados os seguintes: Wischmeier & Smith (1978) – USLE e McCool *et al.* (1987, 1989) – RUSLE.

Algoritmo de Wischmeier & Smith (1978)

O expoente (m) da eq. 1 foi calculado de acordo com Wischmeier & Smith (1978), sendo: $S < 1\%$ $m = 0,2$; $1\% \leq S \leq 3\%$ $m = 0,3$; $3\% < S \leq 5\%$ $m = 0,4$; e, $S > 5\%$ $m = 0,5$. Utilizou-se a eq. 2 proposta por Wischmeier & Smith (1978) para o cálculo do fator S.

$$S_{ws} = 65,41 \sin^2 \theta + 4,56 \sin \theta + 0,065 \quad (2)$$

sendo: θ = ângulo em graus da encosta.

Algoritmo de McCool et al. (1987, 1989)

O algoritmo proposto por McCool *et al.* (1987, 1989), que também é utilizada na *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (Renard *et al.*, 1997), foi aplicado para obtenção do fator topográfico. Assim, os valores do expoente (m) da eq. 1 são calculados conforme eq. 3.

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad (3)$$

Sendo β o quociente entre a erosão em sulcos e entre sulcos podendo ser calculado conforme eq. 4 (McCool *et al.*, 1989).

$$\beta = (\sin \theta / 0,0896) / [3(\sin \theta)^{0,8} + 0,56] \quad (4)$$

A inclinação do declive (S) foi calculada de acordo com McCool *et al.* (1987) (eqs. 5 e 6).

$$S_M = 10,8 \sin \theta + 0,03 \quad (S < 9\%) \quad (5)$$

$$S_M = 16,8 \sin \theta - 0,50 \quad (S \geq 9\%) \quad (6)$$

em que: θ = ângulo em graus da encosta.

2.5 Análise dos dados

A análise estatística foi utilizada para determinar as diferenças entre as duas fontes de dados – SRTM e Cartas topográficas – do fator topográfico. Assim, foi calculada a diferença encontrada para cada célula entre os dois resultados com mesma resolução espacial, utilizando o teste Wilcoxon signed-rank de comparação entre médias, pois, os resultados não apresentaram distribuição normal, avaliada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov.

Deste modo, como os resultados são matrizes de mesmo tamanho e posição geográfica, o valor de LS obtido em cada célula por um dos métodos é comparado com seu respectivo par no outro método, determinando a diferença entre os valores de cada ponto. A partir dessa matriz, que mostra o valor das diferenças entre os métodos, é calculada a média (μ_0), e para esta é testada a hipótese nula de que esse valor é igual a zero ($H_0 : \mu_0 = 0$), ou seja, que não existe diferença significativa entre os métodos, ou, no caso de rejeição da hipótese nula, que o valor das diferenças é significativo ($H_1 : \mu_0 \neq 0$) (Minella *et al.*, 2010). Este procedimento foi semelhante ao utilizado por Minella *et al.* (2010) e foi escolhido porque permite comparar as células (pixels) em cada posição e não apenas a média geral das células na bacia.

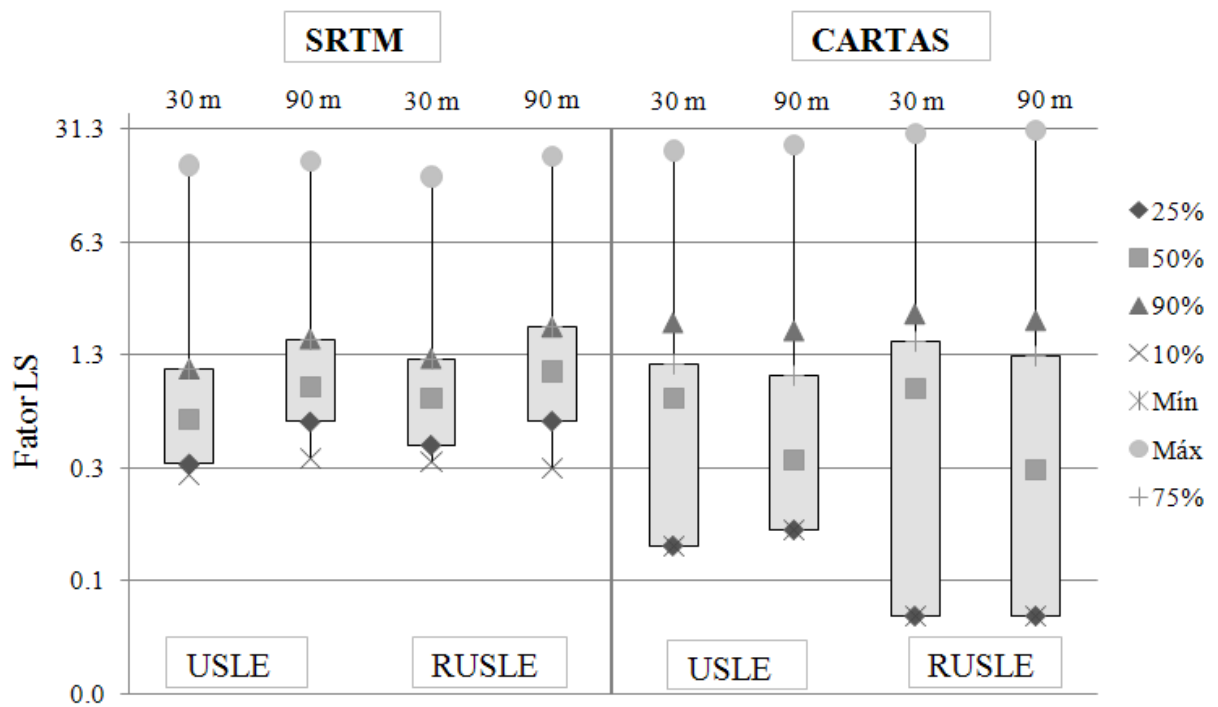
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variabilidade dos dados é verificada a partir dos valores apresentados na Tabela 1. Segundo Oliveira *et al.* (2010a), isso ocorre em virtude da variação do declive, que pode ser reto, côncavo, convexo ou uma combinação de formatos que compõem as bacias hidrográficas. Assim, o uso integrado de MDE em SIG possibilita a obtenção do fator topográfico de forma adequada e potencializa o uso de modelos de erosão em escalas de bacias hidrográficas. Além disso, quando comparado ao método tradicional de obtenção do fator topográfico, Minella *et al.* (2010) destaca que há ganho significativo de informação nos métodos de representação espacial, já que o resultado é obtido para cada unidade de área (célula), tendo-se assim a variabilidade bidirecional do fator, ao passo que no método tradicional com levantamento em campo os valores correspondem a uma ou mais medidas unidirecionais, consideradas como representativas da realidade da área.

Tabela 1. Estatísticas do fator topográfico (LS), a partir de dados SRTM (1) e de Cartas topográficas (2)

Estatística descritiva	USLE				RUSLE			
	1	2	1	2	1	2	1	2
Modelo	1	2	1	2	1	2	1	2
Resolução espacial (m)	30	30	90	90	30	30	90	90
Média	0,818	0,919	1,313	0,721	0,919	1,009	1,411	0,774
Mediana	0,498	0,668	0,793	0,277	0,671	0,770	0,985	0,244
Desvio padrão	0,914	1,183	1,471	1,014	0,928	1,206	1,416	1,072
Coefficiente de variação	1,120	1,290	1,120	1,410	1,010	1,200	1,000	1,390
Comparação de médias								
Valor P	0,0016		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001	

Pode-se observar na posição dos quartis apresentados na Figura 2 maior amplitude nos resultados do fator topográfico oriundo de cartas topográficas, quando comparados aos obtidos por dados SRTM. Além disso, verificou-se que nos resultados provenientes de dados SRTM-30 m os valores médios são inferiores ao SRTM-90 m, enquanto, que para os resultados obtidos de MDE de cartas topográficas ocorre o oposto, ou seja, os valores médios do fator topográfico MDE-30 m são superiores ao MDE-90 m.

**Figura 2.** Gráfico *box plot* para valores calculados do fator topográfico

A partir da análise dos dados pode-se constatar que a diferença média entre as células foi significativa a 99,99% (Tabela 1). Ou seja, existe diferença entre os resultados provenientes das duas fontes de dados estudadas (SRTM e cartas topográficas) (Tabela 1). Essa diferença ocorre porque os resultados provenientes de dados SRTM apresentam um grau de detalhamento maior do que os obtidos de cartas topográficas escala 1:100.000 (Figuras 3 e

4). Fornelos & Neves (2007) obtiveram resultados semelhantes quando compararam produtos oriundos de SRTM e cartas topográficas concluindo que esta diferença se deve ao maior detalhamento em áreas planas. Comparando-se as Figuras 3A/3B com 3C/3D e as Figuras 4A/4B com 4C/4D, é possível verificar a afirmação dos autores, pois áreas consideradas de fator topográfico nulo nas Figuras 3A/3B e 4A/4B são representadas com valores detalhados desse fator nas Figuras 3C/3D e 4C/4D.

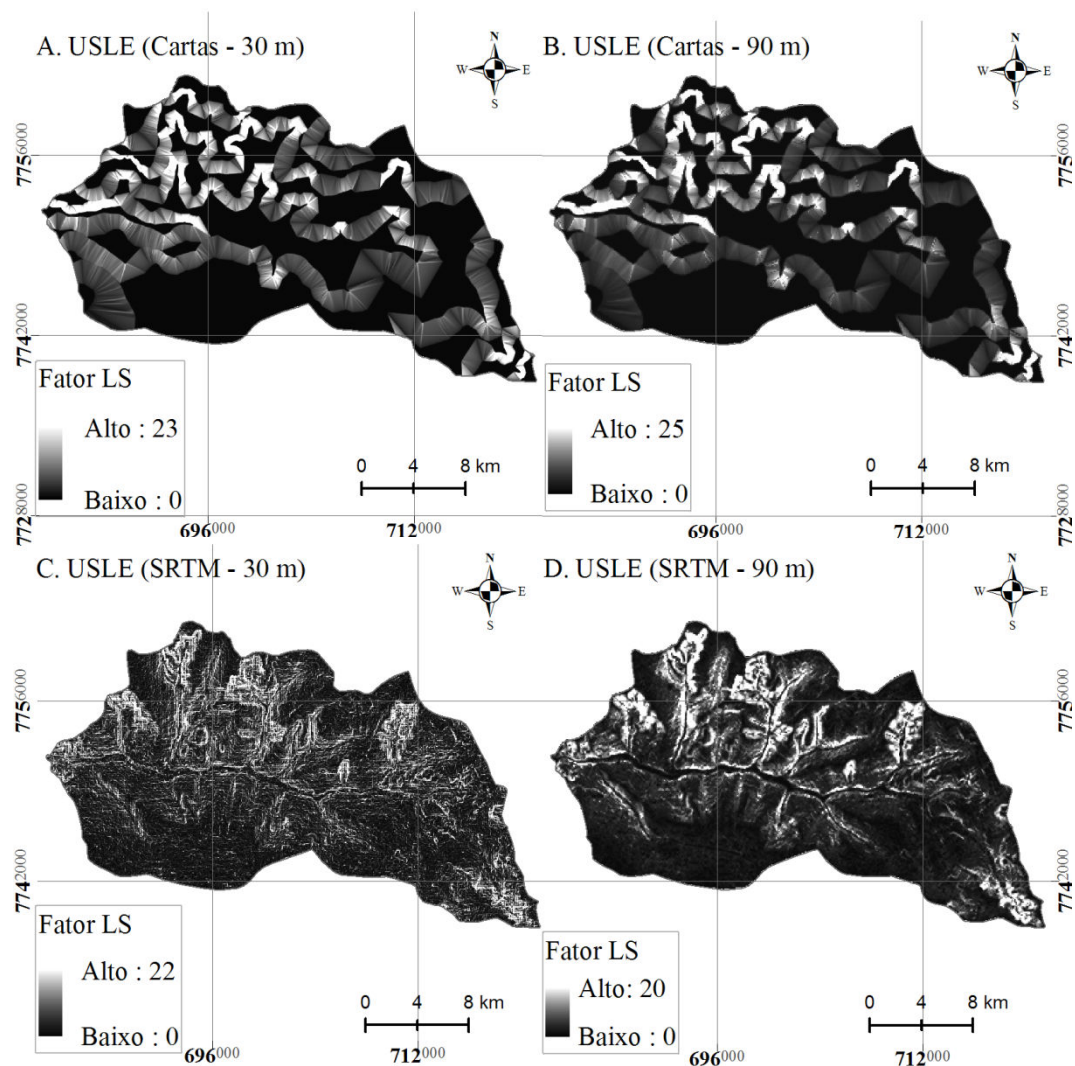


Figura 3. Mapas do fator topográfico da USLE

Liu *et al.* (2009) constataram que o valor médio do Fator S da USLE reduz significativamente com o aumento da resolução do MDE de 1 m para 5 m e diminui gradualmente com aumento de MDE de 10 m para 100 m. No presente estudo, constatou-se que a diminuição da resolução espacial dos dados SRTM ocasionou a redução dos valores médios do fator topográfico. No entanto, essa tendência não ocorreu com MDE's derivados de cartas topográficas. Isso em virtude das características das fontes de dados, haja vista que os

MDE-SRTM apresentam maior nível de detalhe que os MDE's provenientes de cartas topográficas de escala 1:100.000. Assim, observou-se que o MDE-90 m, obtido de cartas topográficas, apresenta maior generalização de áreas planas em que o fator topográfico foi considerado nulo, ocasionando assim a diminuição dos valores médios desse fator, quando esse comparado ao MDE-30 m. Já nos MDE-SRTM isso não ocorre, pois, possuem maiores informações nas áreas planas, assim, com o refinamento dos dados SRTM para resolução de 30 m ocorre maior discretização dos resultados, ocasionando a redução dos valores médios do fator topográfico.

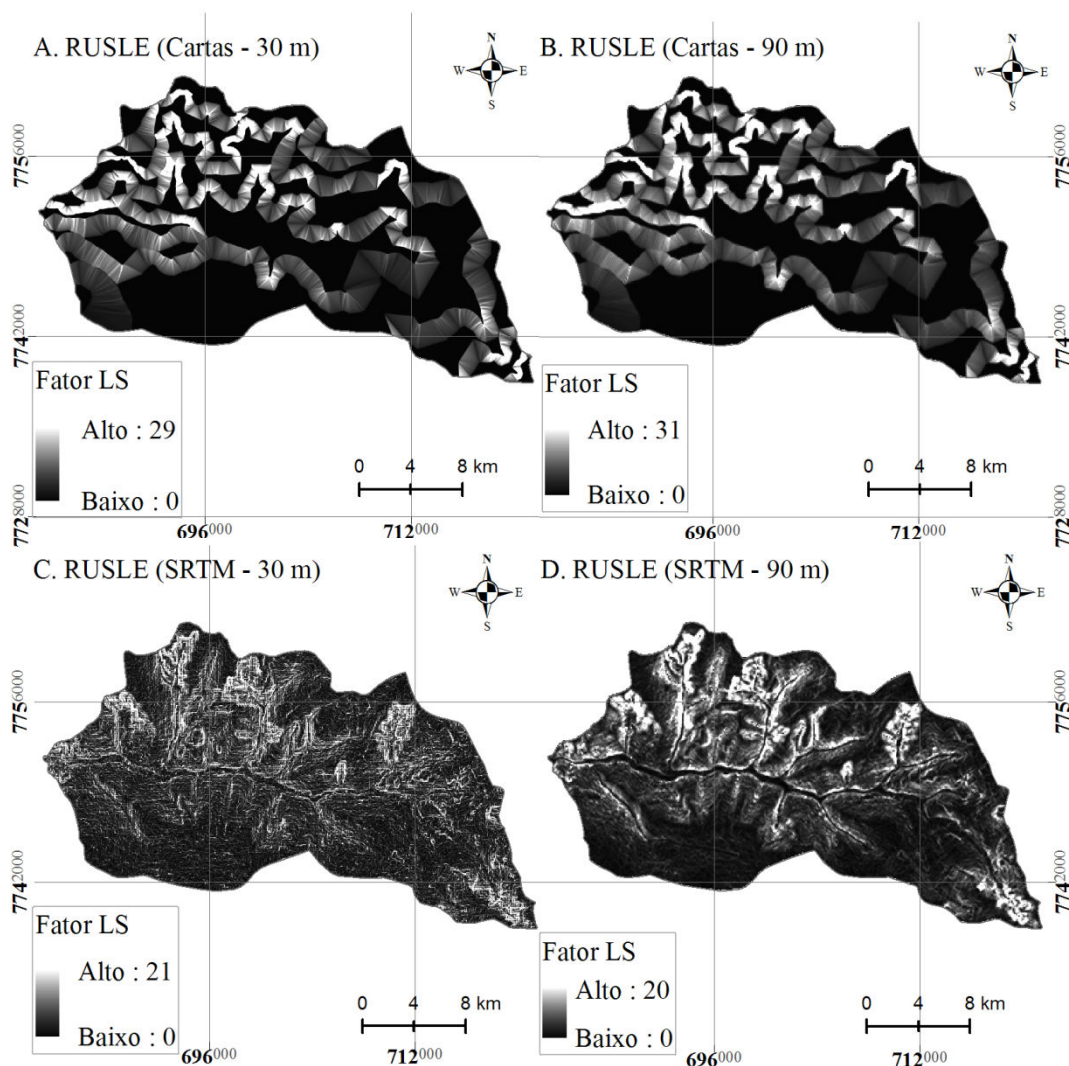


Figura 4. Mapas do fator topográfico da RUSLE

Assim, verifica-se que o uso dos MDE's SRTM-90 m e SRTM-30 m podem ser utilizados como uma alternativa viável para o cálculo do fator topográfico em bacias hidrográficas. Além disso, é importante salientar que o uso dessas informações apresenta relevância em estudos de conservação do solo e da água, propiciando principalmente, a

aplicação de modelos de predição a erosão em bacias hidrográficas e em locais onde não existam informações topográficas ou são de difícil acesso. Verstraeten (2006) conclui que os dados SRTM possibilitam tornar mais precisas as previsões da quantidade total de sedimentos erodidos e depositados em grandes bacias hidrográficas, além disso, pode ser usado para mapear áreas críticas de erosão hídrica.

Comparando os resultados do fator topográfico, obtido a partir das equações da USLE e RUSLE, pode-se notar que em áreas de baixa declividade os valores do fator topográfico apresentam-se semelhantes. Áreas com declive acentuado proporcionam maiores diferenças entre os resultados, pois, a equação utilizada na RUSLE contempla áreas com declive superior a 9% ao contrario da equação aplicada na USLE. Renard *et al.* (1997) demonstraram que em encostas menos íngremes, o fator topográfico calculado pelas equações de McCool *et al.* (1987, 1989) apresenta-se próximo dos valores estabelecidos pelo método de Wischmeier & Smith (1978). No entanto, em condições de declividades mais acentuadas, os valores de LS determinados por McCool *et al.* (1987, 1989) são equivalentes à metade do valores de LS obtidos na USLE. Neste sentido, Oliveira *et al.* (2010a) sugere o uso das equações usadas na RUSLE (McCool *et al.*, 1987, 1989) ou a de Nearing (1997) para declives acentuados.

4 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos do cálculo do fator topográfico da USLE/RUSLE, com uso de dados SRTM (SRTM-90 m e SRTM-30 m), pode-se constatar que essas fontes de dados são úteis em estudos de predição da perda de solo em bacias hidrográficas, principalmente em locais onde não existam informações topográficas ou são de difícil acesso.

A resolução espacial do MDE influencia diretamente nos resultados do fator topográfico, proporcionando diminuição dos valores médios do fator topográfico com a redução da resolução do MDE-SRTM (SRTM-90 m para SRTM-30 m).

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P.T.S.; RODRIGUES, D.B.B.; AYRES, F.M. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Engenharia Agrícola**, v.30, p.46-57, 2010.
- BESKOW, S.; MELLO, C.R.; NORTON, L.D.; CURI, N.; VIOLA, M.R.; AVANZI, J.C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v.79, p.49-59, 2009.

- DESMET, P.J.J.; GOVERS, G. A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.51, p.427-433, 1996.
- DSG - Diretoria do Serviço Geográfico Brasileiro. **Carta Palmeira**. Folha SF. 21. X. B. III. Escala 1:100.000. Ministério do Exército. Região Centro-Oeste do Brasil. Carta, 1988.
- DSG - Diretoria do Serviço Geográfico. **Carta Campo Grande**. Folha SF. 21-X-B-II. Escala 1:100.000. Ministério do Exército. Região Centro-Oeste do Brasil. Carta, 1979.
- ESRI – Environmental Systems Research Institute, **Inc. ArcGIS Professional GIS for the desktop**, version 9.2. Software. 2006.
- FORNELOS, L.F.; NEVES, S.M.A.S. Uso de Modelos Digitais de Elevação (MDE) gerados a partir de imagens de radar interferométricos (SRTM) na estimativa de perdas de solo. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.59, p.25-33, 2007.
- FREDRICK, K. C.; BECKER, M. W.; MATOTT, L. S.; DAW, A.; BANDILLA, K.; FLEWELLING, D. M. Development of a numerical groundwater flow model using SRTM elevations. **Hydrogeology Journal**, v.15, p.171-181, 2007.
- IRVEM, A.; TOPALOGLU, F.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. **Journal of Hydrology**, v.336, p.30-37, 2007.
- KINNELL, P.I.A. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. **Journal of Hydrology**, v.385, p.384-397, 2010.
- LIU, H.; FOHRER, N.; HÖRMANN, G.; KIESEL, J. Suitability of S factor algorithms for soil loss estimation at gently sloped landscapes. **Catena**, v.77, p.248-255, 2009.
- MANTELLI, L.R.; ROSSETTI, D.F.; ALBUQUERQUE, P.G. VALERIANO, M.M. Applying SRTM digital elevation model to unravel Quaternary drainage in forested areas of Northeastern Amazonia. **Computational Geosciences**, v.35, p.2331-2337, 2009.
- MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, v.30, p.1387-1396, 1987.
- MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, v.32, p.1571-1576, 1989.
- MINELLA, J.PG.; MERTEN, G.H.; RUHOFF, A,L. Utilização de métodos de representação espacial para cálculo do fator topográfico na equação universal de perda de solo revisada em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1455-1462, 2010.
- NEARING, M. A. A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. **Soil Science Society of America Journal**, v.61, p.917-919, 1997.
- OLIVEIRA, P.T.S.; ALVES SOBRINHO, T.; STEFFEN, J.L.; RODRIGUES, D.B.B. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.819-825, 2010b.
- OLIVEIRA, P.T.S.; RODRIGUES, D.B.B.; ALVES SOBRINHO, T.; PANACHUKI, E. Estimativa do fator topográfico da USLE a partir de três algoritmos. **Ambi-Agua**, v.5, p.217-225, 2010a.
- ONYANDO, J. O.; KISOYAN, P.; CHEMELIL, M. C. Estimation of potential soil erosion for River Perkerra Catchment in Kenya. **Water Resources Management**, v.19, p.133-143, 2005.

- RABUS, B.; EINEDER, M.; ROTH, A.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission: a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v.57, p.241-262, 2003.
- RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: USDA Agriculture Handbook, n.703, 1997.
- RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v.112, p.3469-3481, 2008.
- RENSCHLER, C.S.; HARBOR, J. Soil erosion assessment tools from point to regional scales-the role of geomorphologists in land management research and implementation. **Geomorphology**, v.47, p.189-209, 2002.
- RISSE, L.M.; NEARING, M.A.; NICKS, A.D.; LAFFEN, J.M. Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America Journal**, v.57, p.825-833, 1993.
- SCHIETTECATTE, W.; D'HONDT, L.; CORNELIS, W.M.; ACOSTA, M.L.; LEAL, Z.; LAUWERS, N.; ALMOZA, Y.; ALONSO, G.R.; DÍAS, J.; RUÍZ, M.; GABRIELS, D. Influence of landuse on soil erosion risk in the Cuyaguatje watershed (Cuba). **Catena**, v.74, p.1-12, 2008.
- VALERIANO, M. M.; KUPLICH, T. M.; STORINO, M.; AMARAL, B. D.; MENDES JUNIOR, J. N.; LIMA, D. Modeling small watersheds in Brazilian Amazônia with SRTM-90m data. **Computers & Geosciences**, v.32, p.1169-1181, 2006.
- VALERIANO, M.M. **Topodata: guia para utilização de dados geomorfológicos locais**. São José dos Campos, SP: INPE: Coordenação de Ensino, Documentação e Programas Especiais (INPE-15318-RPE/818). 72p., 2008 (Boletim).
- VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R.J. Computing the ls factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences**, v.30, p.1043-1053, 2004.
- VERSTRAETEN, G. Regional scale modelling of hillslope sediment delivery with SRTM elevation data. **Geomorphology**, v.81, p.128-140, 2006.
- WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP): I - Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.801-814, 2008.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning**. Washington: USDA Agriculture Handbook, n.537, 58p. 1978.

CAPÍTULO 5

Zoneamento ambiental aplicado à conservação do solo e da água

Resumo: O zoneamento ambiental auxilia na gestão do solo e da água, pois, fornece informações de uso e manejo do solo de forma adequada. Assim, propõe-se neste trabalho (i) a aplicação do zoneamento ambiental, baseado em valores de perda de solo, tolerância a perda de solo e legislação ambiental; e (ii) etapa de monitoramento das características quali-quantitativas dos cursos d'água a partir do uso de curvas *Total Maximum Daily Loads* (TMDLs). O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra, que está localizada na transição entre os biomas Cerrado e Pantanal. A partir do cruzamento dos planos de informação obteve-se a divisão da área em cinco zonas de uso do solo, determinadas de acordo com a conservação e preservação da vegetação nativa, ocorrência de áreas úmidas e nascentes, uso do solo adequado e recuperação de áreas erodidas. Paralelamente, as curvas TMDL foram obtidas a partir da curva de permanência e padrões de qualidade da água. Verificou-se que cerca de 6% da área em estudo apresentaram perda de solo superior ao limite tolerável, definindo-as como áreas prioritárias de recuperação no contexto do planejamento ambiental. A metodologia aplicada permite a determinação de zonas específicas de uso do solo, identificação de irregularidades e de prioridades de conservação do solo, além disso, as curvas TMDL constituem uma boa alternativa de monitoramento da água, pois produzem informações em condições críticas do corpo d'água.

Palavras-chave: Erosão hídrica, zoneamento ambiental, TMDLs, regionalização de vazão.

Environmental zoning applied to soil and water conservation

Abstract: The environmental zoning for the soil and water conservation management provides useful information about land use and management. Thus, this work proposes (i) application of environmental zoning, based on with the combination of Universal Soil Loss Equation (USLE), soil loss tolerance (T) estimates adapted to Brazilian soils and the legislation; and (ii) qual-quantitative monitoring of water resources through curves Total Maximum Daily Loads (TMDLs). The study area was the Ribeirão Salobra Basin (Terenos city, MS, Brazil) which is located in the transition between the Cerrado and Pantanal biomes. Several referenced information plans were overlapped and the total area was divided into five zones with different land use profiles, which were determined according to the conservation and preservation of native vegetation, occurrence of wet areas and springs, land use adequate e eroded area recovery. In a next step, the TMDL curves were obtained from duration curves and water quality standards. About 6% of the study area showed soil losses greater than the tolerable limit, defining them as priority areas for recovery in the context of environmental planning. The methodology proposed was suitable for determination specific zones of land use, besides the identification of conservation priorities and irregularities. Furthermore, the TMDL curves produce information about the critical condition of the rivers and can be a good alternative for water monitoring.

Keywords: Water erosion, environmental zoning, TMDLs, regionalization of flow.

1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica ocasiona diversos efeitos prejudiciais ao solo e a água, que envolvem desde aspectos de perda de produtividade agrícola até impactos sobre os recursos hídricos. Assim, a predição de perda de solo é importante para avaliar os riscos de erosão do solo e determinar adequados usos e manejos do solo (Oliveira *et al.*, 2011a). Neste sentido, muitos modelos matemáticos (empírico, conceitual e baseados em processo) têm sido desenvolvidos para estimativa da erosão do solo em diferentes escalas espaciais e temporais (Moehansyah *et al.*, 2004; Ferro, 2010). Os modelos variam de procedimentos complexos, que requerem uma série de parâmetros de entrada, como *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (Nearing *et al.*, 1989), *Kinematic Runoff and Erosion* (KINEROS) (Woolhiser *et al.*, 1990) e *European soil erosion model* (EUROSEM) (Morgan *et al.*, 1998), até métodos mais simplificados, como *Universal Soil Loss Equation* (USLE) (Wischmeier & Smith, 1978), *Revised Universal Soil Loss Equation* (Renard *et al.*, 1997) e *Morgan-Morgan and Finney* (MMF) (Morgan, 2001).

Modelos que requerem vários parâmetros de entrada, podem ser inviáveis para aplicação em locais com ausência de dados ou quando esses são de difícil acesso, como em várias regiões do Brasil. Neste sentido, diversos autores consideram que a USLE representa um excelente modelo de predição de perda de solo, em virtude da sua aplicabilidade e a confiabilidade dos valores de perda de solo estimados (Risse *et al.*, 1993; Ferro, 2010). A aplicação da USLE, em escala de bacias hidrográficas, tem sido facilitada pelo uso de Sistema de Informações Geográficas (SIG), apresentando-se assim, como uma boa ferramenta para o planejamento conservacionista do solo e água (Weill & Sparovek, 2008; Beskow *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2011a)

Os valores de perda de solo média anual, estimados pela USLE, podem ser comparados com valores de tolerância a perda de solo (T), com intuito de verificar áreas de risco a erosão e subsidiar o adequado uso e manejo do solo. Deste modo, diversos autores utilizaram valores do risco de erosão no planejamento agrícola e ambiental (Zhang *et al.*, 2004; Basic *et al.*, 2004; Bhattacharyya *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2011a). Oliveira *et al.* (2011a) desenvolveram uma metodologia de zoneamento ambiental aplicado em escala de bacias hidrográficas, a partir de valores de risco a erosão, uso do solo permissível e adequação a legislação ambiental, concluindo que a metodologia pode ser empregada em outras bacias hidrográficas de forma satisfatória.

A partir da implementação do zoneamento ambiental torna-se fundamental o conhecimento de ferramentas que auxiliem no monitoramento do uso e manejo do solo e das

características quali-quantitativas dos cursos d'água. No monitoramento das mudanças de uso do solo podem-se utilizar informações de sensoriamento remoto processados em Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Com relação às características quali-quantitativas dos cursos d'água, no presente trabalho sugere-se o uso de curvas *Total Maximum Daily Loads* (TMDLs).

O conhecimento da carga máxima de poluentes permitida para determinado curso d'água em distintos períodos é uma maneira eficaz de verificar o atendimento à legislação, sendo aplicada em alguns países a partir de curvas TMDL (Havens & Schelske, 2001; Borsuk *et al.*, 2002; Kang *et al.*, 2006; Stringfellow *et al.*, 2009). Conforme Zhang & Yu (2008), a utilização de curvas de TMDL consiste de uma estratégia importante para atingir as metas de qualidade da água em gestão de bacias hidrográficas. Segundo Ogg & Keith (2002), as curvas TMDL ainda auxiliam na análise das fontes de poluição (pontual, difusa, natural ou antrópica), capacidade de assimilação do poluente e implementação de medidas de controle. Apesar da aceitação e aplicação de curvas TMDL em vários países, no Brasil esta abordagem ainda é pouco desenvolvida no âmbito da gestão das águas.

Assim, propõe-se neste trabalho (i) a aplicação do zoneamento ambiental, baseado em valores de perda de solo, tolerância a perda de solo e legislação ambiental; e (ii) etapa de monitoramento das características quali-quantitativas dos cursos d'água a partir do uso de curvas TMDL.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado tomando-se por base a bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra, com área aproximada de 540 km², que está localizada entre as coordenadas de latitudes 20° 12' S a 20° 28' S e longitudes 54° 55' W a 55° 16' W, em uma área de transição entre os biomas Cerrado e Pantanal (Figura 1). O Ribeirão Salobra é tributário do Rio Aquidauana, importante curso d'água para suprimento das atividades pesqueira, turística e agropecuária na região.

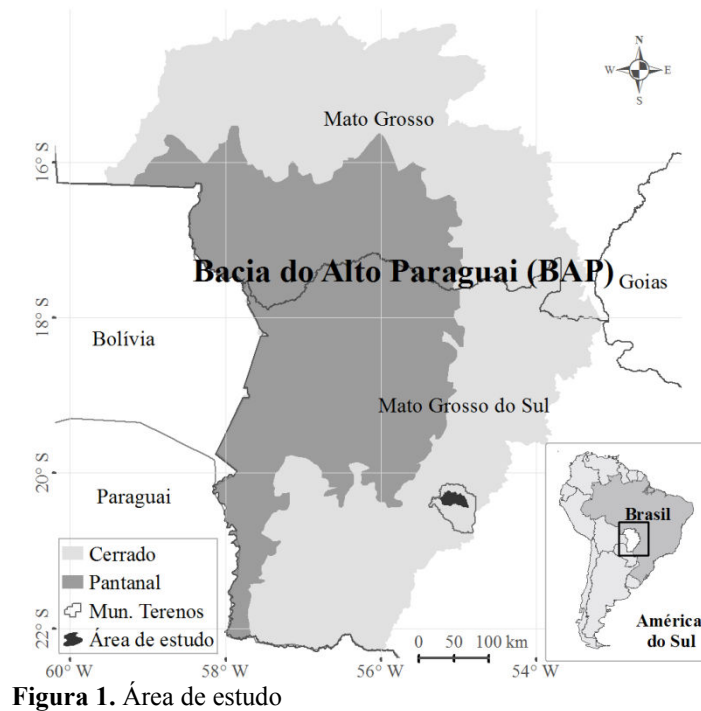


Figura 1. Área de estudo

De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região situa-se na fase de transição entre Cfa, mesotérmico úmido, sem estiagem e AW tropical úmido com uma estação chuvosa no verão e seca no inverno. A precipitação e a temperatura média anual correspondem a 1500 mm e 23°C, respectivamente. Altitude na área varia de 200 a 400 metros e o relevo é predominantemente plano, com declividade média de 2%.

2.2 Universal Soil Loss Equation (USLE)

A USLE foi implementada no software SIG ArcGis (ESRI, 2006) para estimativa da perda de solo por erosão laminar e em sulcos, conforme eq. 1 (Wischmeier & Smith, 1978).

$$A = R K L S C P \quad (1)$$

em que: A = perda média anual de solo por unidade de área ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); R= erosividade da chuva ($\text{MJ mm.ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); K = erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS = fator topográfico (adimensional); C = uso e manejo do solo (adimensional); e P = práticas conservacionistas (adimensional).

2.3 Erosividade média anual

Os resultados de erosividade média anual foram obtidos de Oliveira *et al.* (2011b). Os autores utilizaram dados provenientes de 3 estações pluviográficas, localizadas nos

municípios de Campo Grande, Dourados e Coxim. Além disso, coletaram dados consistidos de 109 estações pluviométricas localizadas no Estado de Mato Grosso do Sul, a partir do Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas (HidroWeb). O mapa do índice de erosividade foi gerado pelos autores a partir do ajuste ao semivariograma, processo de validação cruzada e aplicação da krigagem ordinária. Assim, no presente trabalho realizou-se o recorte do mapa de erosividade do Estado de Mato Grosso do Sul conforme o limite da área em estudo.

2.4 Erodibilidade e tolerância a perda de solo

O fator de erodibilidade do solo (fator K) e a tolerância a perda de solo (T) foram obtidos a partir das características descritas nos mapas de solo, escalas 1:1.000.000 (Brasil, 1982) e 1:250.000 (PCBAP, 1997). A cada classe de solo verificada na área em estudo foram atribuídos valores de K e T, conforme os resultados de Oliveira *et al.* (2011a) para solos da região e com as características semelhantes a área estudada.

2.5 Fator topográfico

Para obtenção do fator topográfico foi gerado um Modelo Digital de Elevação (MDE) a partir da base topográfica, referente às folhas Campo Grande SF. 21-X-B-II (DSG, 1979) e Palmeiras SF. 21-X-B-I (DSG, 1988), ambas na escala 1:100.000. O MDE foi desenvolvido no software SPRING 4.3.3 (Câmara, 1996) com resolução de 30 x 30 metros.

O MDE gerado, foi processado no software USLE-2D para o cálculo do fator topográfico. O fator L foi obtido por meio do cálculo que considera a área de contribuição superficial por unidade de largura. Assim, é calculado por meio da divisão da área de contribuição pela largura ao longo do fluxo que pode passar dentro de uma célula. Essa largura depende da direção do fluxo e é calculada utilizando o aspecto de direção (Desmet & Govers, 1996; Oliveira *et al.*, 2010) (eq. 2).

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

em que: $L_{i,j}$ = fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j); $A_{i,j}$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) (m^2); D = tamanho da grade de células (m); $x_{i,j}$ = valor da direção do fluxo; e, m: coeficiente dependente da declividade.

O expoente (m) da eq. 1 foi calculado de acordo com Wischmeier & Smith (1978), sendo: $S < 1\%$ $m = 0,2$; $1\% \leq S \leq 3\%$ $m = 0,3$; $3\% < S \leq 5\%$ $m = 0,4$; e, $S > 5\%$ $m = 0,5$. Utilizou-se a eq. 3 proposta por Wischmeier & Smith (1978) para o cálculo do fator S.

$$S_{ws} = 65,41 \sin^2 \theta + 4,56 \sin \theta + 0,065 \quad (3)$$

sendo: θ = ângulo em graus da encosta.

2.6 Fatores uso e manejo do solo e práticas conservacionistas

O mapa de uso do solo foi obtido a partir da classificação da imagem digital do sensor Thematic Mapper (TM) do satélite LANDSAT 5, com data de passagem de 2008, referente a órbita/ponto 225/74 (INPE, 2008). No processo de classificação da imagem realizou-se o procedimento de segmentação e classificação supervisionada por regiões, disponível no SPRING 4.3.3. Deste modo, foram divididas em 7 classes de uso e ocupação do solo e atribuídas a essas valores do fator C, obtidos de Oliveira *et al.* (2011a). Ao fator P atribui-se o valor 1, considerando-se a não adoção de práticas conservacionistas em toda a área em estudo.

2.7 Zoneamento Ambiental

O critério utilizado para a realização do zoneamento ambiental foi o de conservação do solo e da água. Assim, realizou-se a integração dos planos de informação: uso permissível do solo (CP_p); risco a erosão (ER); uso atual do solo; e legislação ambiental referente à Área de Preservação Permanente (APP) conforme proposto por Oliveira *et al.* (2011a).

A ocupação atual do solo foi utilizada visando à identificação e a proposição de conservação e preservação das áreas de vegetação nativa e áreas úmidas, sendo denominada Zona 1. A Zona 2 foi definida como áreas de recomposição de APPs, ou seja, áreas que deveriam ser APP e atualmente são ocupadas de forma irregular. Para tanto, as APPs foram definidas de acordo com as legislações vigentes Lei nº 4771/1965 (Brasil, 1965); Resoluções CONAMA nº 302/2002 (Brasil, 2002a) e 303/2002 (Brasil, 2002b).

A razão entre a perda de solo e os valores de tolerância de perda de solo foi realizada com intuito de verificar as áreas em que ocorrem perdas de solo acima do valor tolerável para cada tipo de solo. Essa razão é denominada de risco a erosão (ER) (Basic *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 2011a) (eq. 4).

$$ER = A / T \quad (4)$$

O ER foi utilizado com intuito de identificar as áreas que se encontram degradadas pela erosão do solo e necessitam de recuperação imediata. Assim, essas áreas foram definidas como Zona 3. Utilizou-se para compor essa classe os valores de $ER > 1$, ou seja, os quais a perda de solo estimada é superior a perda de solo tolerável (Oliveira *et al.*, 2011a).

De acordo com Wischmeier & Smith (1978), o valor de perda de solo (A) da USLE pode ser substituído pela perda de solo tolerável (T) dado em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$. Assim, considerando o valor de $P=1$, pode-se determinar a capacidade de uso e manejo permissível do solo (eq. 5).

$$CP_p = A_t / R\ K\ L\ S \quad (5)$$

A partir desta equação é possível estabelecer e analisar áreas de ocupação do solo, considerando este índice como indicador do provável ajuste da ocupação do solo de acordo com as características ambientais que influenciam nos processos erosivos. Assim, os valores de CP_p foram divididos em duas classes de uso agrícola, correspondendo as Zonas 4 e 5. Na Zona 4 o CP_p foi agrupado em valores variando de 0,1 a 1,0. Nessa zona é permitida a implantação de culturas perenes e anuais com manejo e áreas de pastagem. Na Zona 5 os valores de CP_p variam de 0 a 0,1. Essas áreas devem ser ocupadas por boa cobertura do solo e manejo, pois, apresentam maior risco natural a erosão. Assim, é possível a ocupação do solo por culturas perenes e pastagens com manejo regular (Oliveira *et al.*, 2011a).

Após a obtenção de cada zona realizou-se o agrupamento e a quantificação dessas, formando o mapa de zoneamento ambiental proposto por Oliveira *et al.* (2011a). Na Tabela 1 encontra-se o resumo das zonas definidas de uso do solo.

Tabela 1. Zoneamento ambiental

Zonas	Denominação
1	Manutenção e preservação da vegetação e áreas úmidas
2	Recuperação de APP (definida conforme a legislação vigente)
3	Recuperação de áreas degradadas por erosão do solo ($ER > 1$)
4	Uso agrícola destinado a culturas anuais (áreas resistentes)
5	Uso agrícola para pastagens com manejo regular (áreas frágeis)

Fonte: adaptado de Oliveira *et al.* (2011a)

2.8 Proposta de monitoramento das características quali-quantitativas da água

Neste estudo foi utilizada a metodologia de regionalização de vazão, pois, não se dispunha de dados de séries históricas fluviométricas. Para tanto, foram utilizadas 4 estações fluviométricas que abrangem a área em estudo, com período de dados consistidos superior a 10 anos, localizadas nos Rios Aquidauana e Paraguai. Os dados dessas estações são

provenientes do Sistema de Informações Hidrológicas HidroWeb (ANA, 2010), cujas principais características estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Principais características das estações fluviométricas

Nome	Código- ANA	Rio	Área (km ²)
Ponte do Grego	66926000	Aquidauana	4.890
Palmeiras	66941000	Aquidauana	11.200
Aquidauana	66945000	Aquidauana	15.200
Barranco Branco	67030000	Paraguai	453.000

As curvas de permanência foram desenvolvidas conforme metodologia descrita em Tucci (2002 e 2003), podendo ser dividida da seguinte forma: seleção da série de dados de vazões diárias a ser utilizada para a obtenção da curva permanência; definição de 50 intervalos de classe das vazões diárias; subdivisão dos intervalos de classe com base na escala logarítmica devido à grande variação de magnitude das vazões envolvidas; cálculo do intervalo de classe (ΔX) pela eq. 6;

$$\Delta X = \frac{[\ln(Q_{\max}) - \ln(Q_{\min})]}{50} \quad (6)$$

em que: $Q_{\max}$ = vazão máxima da série; e $Q_{\min}$ = vazão mínima da série.

Cálculo dos limites dos intervalos, a partir de $Q_{\min}$, adicionando o intervalo calculado anteriormente, o que resulta na vazão do limite superior do intervalo i (eq. 7);

$$Q_{i+1} = \exp [\ln(Q_i) + \Delta X] \quad (7)$$

Determinação, com base nos dados de vazão da série histórica de cada estação fluviométrica, do número de vazões classificadas em cada intervalo; e obtenção da frequência (f_i) associada ao limite inferior de cada intervalo (eq. 8).

$$f_i = \frac{N_{qi}}{NT} * 100 \quad (8)$$

em que: N_{qi} = número de vazões de cada intervalo; e NT = número total de vazões.

A partir das curvas de permanência calculadas realizou-se a regionalização das vazões Q_{50} , Q_{90} e Q_{95} . Assim, utilizou-se a metodologia tradicional de regionalização que envolve a definição prévia das regiões hidrologicamente homogêneas e a obtenção das equações que permitem associar a vazão com variáveis físicas e climáticas das bacias hidrográficas (Tucci, 2002). No processo de regionalização de vazão utilizou-se o Sistema Computacional para a Regionalização de Vazões (SisCORV) (Souza, 2009). Para a obtenção dos diversos modelos de equações de regionalização, são realizados processos de regressão linear múltipla e estimativa da variância do erro no software SisCORV.

A análise de regressão verifica como uma ou mais variáveis se relacionam, ou seja, como as variáveis independentes influenciam as variáveis dependentes. A função matemática que relaciona as variáveis é obtida conforme eq. 9.

$$Q = F(X_1, X_2, X_3, X_4, \dots, X_n) \quad (9)$$

em que Q = vazão estimada; X = variável independente; e n = número de variáveis independentes.

Os melhores modelos resultantes da aplicação da regressão múltipla foram selecionados, observando-se os maiores valores do coeficiente de determinação ajustado e resultados significativos pelo teste F a 95% de significância.

A regionalização da curva de permanência foi desenvolvida conforme metodologia descrita em Tucci (2002 e 2003), para ser utilizada na etapa proposta de monitoramento das características quali-quantitativas da água na foz Ribeirão Salobra. Conforme Tucci (2002), o ajuste da curva de permanência a uma função exponencial geralmente apresenta resultados satisfatórios somente para a faixa dos pontos utilizados para seu ajuste (eq. 10).

$$Q = \exp(aP + b) \quad (10)$$

em que: P = permanência (0 a 1); a e b obtidos a partir dos valores característicos da Q_{50} e Q_{95} (eqs. 11 e 12).

$$a = -\frac{\ln\left(\frac{Q_{50}}{Q_{95}}\right)}{0,45} \quad (11)$$

$$b = \ln Q_{50} - 0,50 \cdot a \quad (12)$$

A curva de permanência para o ponto localizado na foz do Ribeirão Salobra foi utilizada para obtenção das curvas de *Total Maximum Daily Loads* (TMDLs) referente a fósforo total (ambiente lótico) e nitrato. Essas curvas foram obtidas pelo produto entre as vazões da curva de permanência e os padrões de qualidade de água, para rios Classe 2, definidos na resolução CONAMA n. 357 (Brasil, 2005). Assim, os valores da abscissa são as permanências das vazões e os valores da ordenada são os valores de carga medidos no ponto de amostragem. Então a curva limite representa a carga permitida, ou seja, a TMDL para cada medida de vazão. Deste modo, pode-se plotar valores de qualidade da água e vazão obtidas em todo o período de monitoramento, verificando assim o atendimento aos padrões de qualidade da água.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O valor médio de erosividade calculado para a área de estudo foi de 9.872 ± 266 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Comparando com os resultados de Oliveira *et al.* (2011b) para o Estado de Mato Grosso do Sul de 9.274 ± 1.210 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, pode-se considerar que a área de estudo apresenta erosividade média. No entanto, nota-se que os valores de erosividade aumentam no sentido norte da bacia hidrográfica, justamente nos locais onde existem solos com maior erodibilidade e valores do fator topográfico elevados (Figura 2 A, B e C).

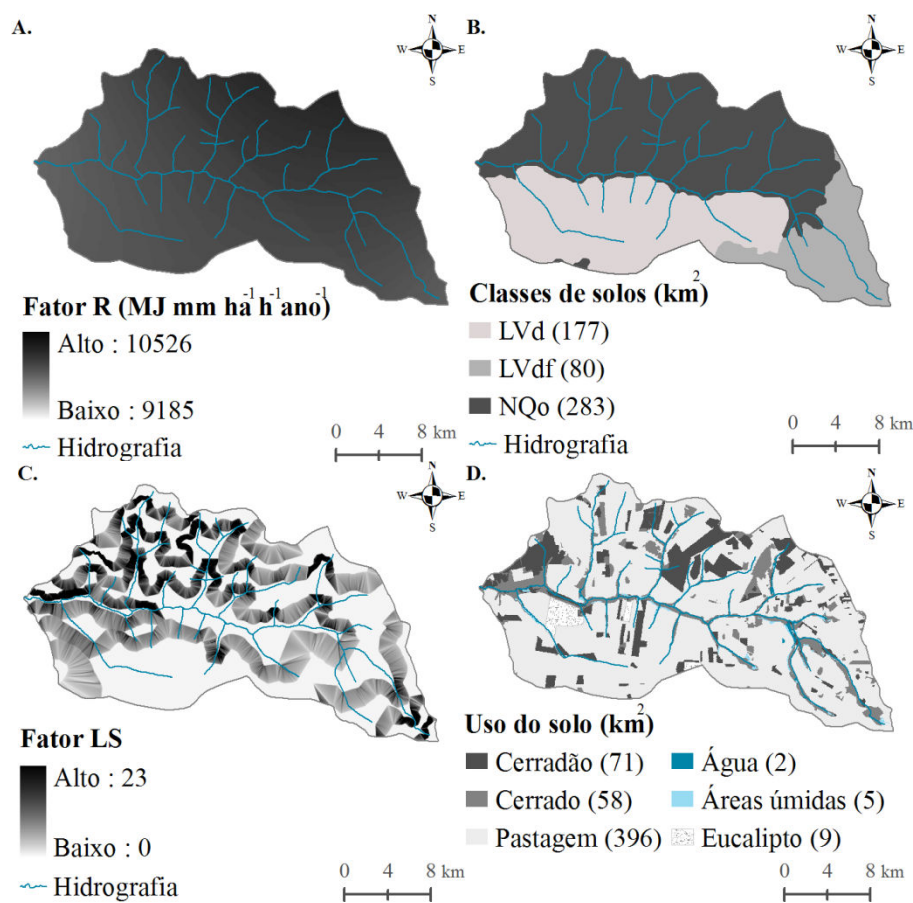


Figura 2. Dados obtidos para integração no modelo USLE: A. erosividade (fator R); B. erodibilidade (fator K); C. fator topográfico (LS); e D. uso e manejo do solo (fator C).

A erodibilidade do solo na área em estudo pode ser classificada de forma decrescente, com os correspondentes percentuais de área, como: Neossolo Quartzarênico Órtico (NQo) (52%); Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) (33%); e Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) (15%). Os solos que possuem maior valor de tolerância de perda de solo (T) são LVd, LVdf e NQo (Figura 2B e Tabela 3).

Tabela 3. Classes de solo

Classes de solo	Erodibilidade (K) t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹	Tolerância (A _t) t ha ⁻¹ ano ⁻¹
Neossolo Quatzarênico Órtico (NQo)	0,0270	8,2
Latossolo Vermelho distrófico (LVd)	0,0130	15
Latossolo Vermelho distroférico (LVdf)	0,0128	13

Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.* (2011a)

O uso do solo na área em estudo é constituído, predominantemente, de áreas de pastagens (73,2%), cerradão (13,1%), cerrado (10,7%), eucalipto (1,7%), área úmida (0,9%) e água (0,4%) (Figura 2D). Somando as classes de cerrado e cerradão é possível verificar que 23,8% da área possui cobertura de vegetação nativa. A pecuária de corte extensiva é a atividade agrícola predominante na área. No entanto, verificou-se a existência de pequenas propriedades rurais, com criação de gado leiteiro, suínos, caprinos e ovinos. Outra forma de uso do solo na bacia hidrográfica é proveniente da atividade de piscicultura, sendo essa desenvolvida em grande parte, pelo desvio ou represamento da água dos córregos para abastecimento dos tanques.

3.1 Uso do solo permissível e risco a erosão

O valor médio de perda de solo estimado na área de estudo foi de $2,1 \pm 4,7$ t ha⁻¹ ano⁻¹. Verificou-se que 88,7% dos resultados correspondem a perda de solo inferior a 5 t ha⁻¹ ano⁻¹, no entanto, os demais dados representam elevada perda de solo, sendo essa concentrada na região norte da bacia hidrográfica (Figura 3A). É importante salientar que os valores estimados pela USLE apresentam algumas incertezas. Alguns autores relatam que o modelo pode superestimar pequenos valores de perda anual e subestimar elevados valores (Risse *et al.* 1993; Kinnell 2010; Oliveira *et al.* 2011a), embora isso também ocorre com modelos baseados em processos, como o *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (Tiwari *et al.* 2000; Amore *et al.* 2004). No entanto, a perda de solo estimada por um longo período de tempo (e uma grande área) pode ser estimada corretamente com base na metodologia estabelecida na USLE, pois, superestimativas e subestimativas podem compensar-se mutuamente, resultando em uma boa avaliação geral da perda de solo média anual (Gabriels *et al.* 2003). Assim, os valores de perda de solo média anual obtidos neste estudo podem ser utilizados para aplicação do zoneamento ambiental de forma satisfatória.

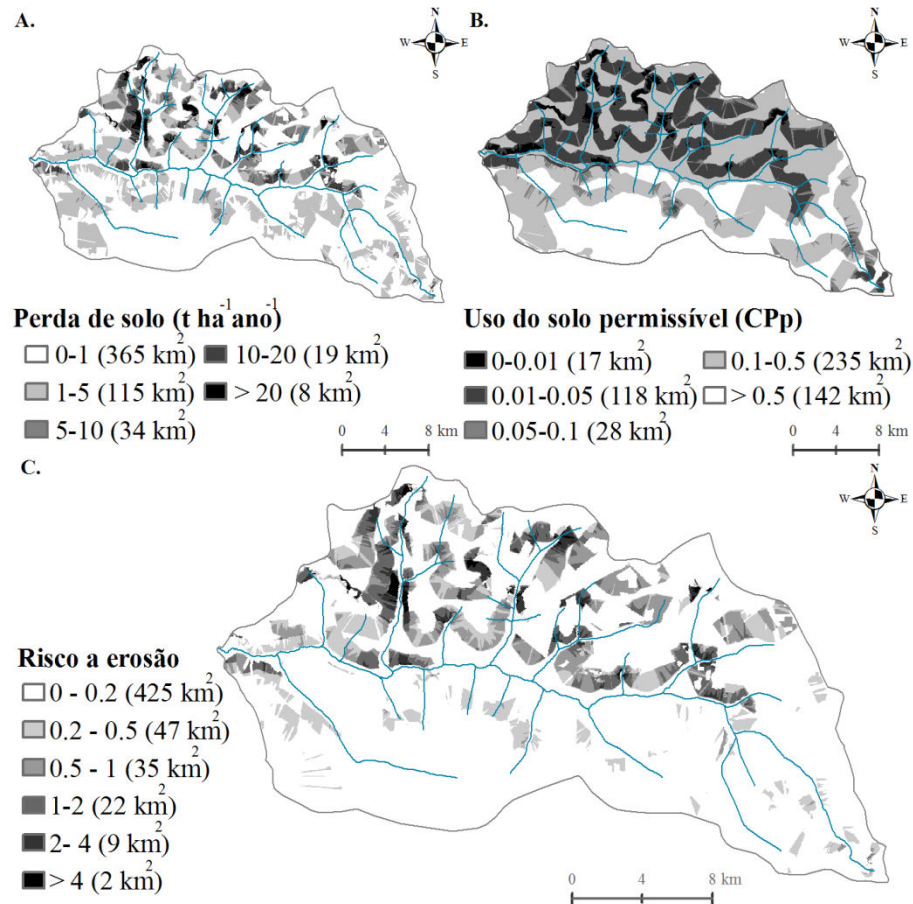


Figura 3. A. Perda de solo estimada pela USLE; B. Uso do solo permissível; e C. Risco a erosão

Os resultados obtidos do uso permissível do solo (Figura 3B) indicam que para valores próximos a zero deve-se priorizar a manutenção da cobertura vegetal e manejo regular do solo. Já valores superiores a 0,5, demonstram que a área é mais resistente a erosão podendo ser utilizada de forma mais intensiva, como exemplo em culturas anuais. Nota-se que a região sul da área em estudo (Figura 3B) é a que possui maior resistência natural a erosão, isso em virtude da combinação do tipo de solo, que na área é o LVd, caracterizado por apresentar valor de tolerância a perda de solo elevado, e pelos baixos valores do fator topográfico. A região norte (Figura 3B) é a que apresenta a maior fragilidade do solo, devendo apresentar valores de CP próximo a zero. Nessa região verifica-se a predominância do grupo de solos Neossolos, caracterizado por valores baixos de tolerância a perda de solo, além de elevados valores do fator topográfico e da erosividade.

Pode-se verificar que aproximadamente 6% da área em estudo apresentam perda de solo superior ao limite tolerável de perda de solo, o que as define como as áreas prioritárias a serem recuperadas dentro do planejamento local. Essas áreas estão concentradas na região norte da bacia hidrográfica e muitas dessas próximas a nascentes de água e represas, o que

pode comprometer a qualidade e quantidade da água disponível nos trechos seguintes da rede hidrográfica (Figura 3C).

3.2 Zoneamento Ambiental

A distribuição espacial das zonas de uso do solo na bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra está apresentada na Figura 4.

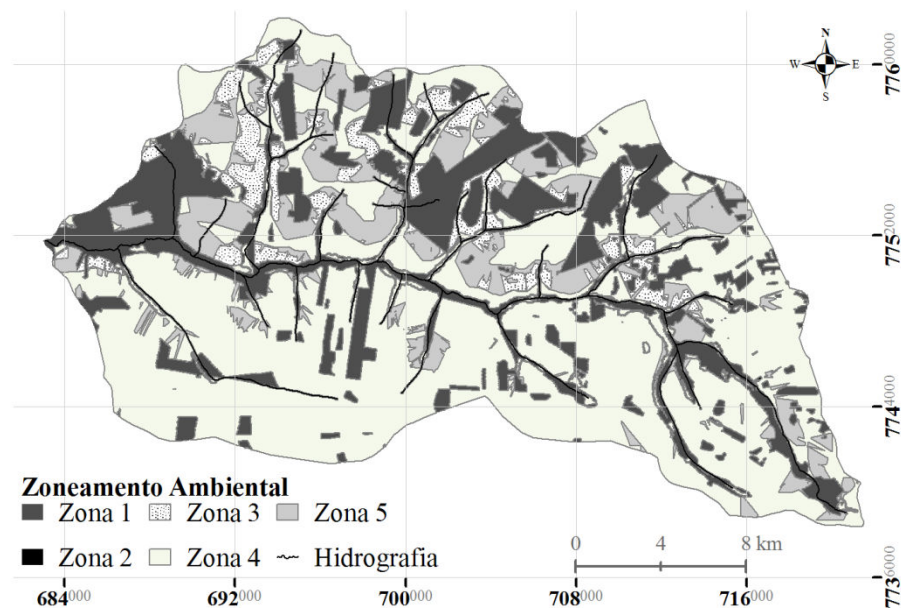


Figura 4. Zoneamento ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra

A Zona 1 que corresponde a manutenção da vegetação, áreas úmidas e nascentes representa 23,8% área. As áreas que compõe essa zona são fundamentais no equilíbrio ecológico da bacia hidrográfica. A manutenção da vegetação nativa em conjunto com a recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APP) corresponde a um aspecto importante na atenuação do processo erosivo (Asis & Omasa, 2007) e no funcionando de barreiras físicas naturais de lixiviação e agroquímicos (Casalí *et al.*, 2008). Alguns estudos revelam que a degradação da vegetação ciliar pode afetar a morfologia do canal, as taxas de erosão e a deposição de sedimentos (Silva *et al.*, 2007).

As áreas de recuperação (Zonas 2 e 3) abrangem 7,4% da área em estudo, sendo fundamental sua recuperação, haja vista os problemas que podem se intensificar em virtude da não recuperação. Dentre esses problemas podem-se citar a perda de fertilidade do solo, assoreamento dos córregos e comprometimento da qualidade da água (Oliveira *et al.*, 2011a).

Na proposta de zoneamento ambiental a área em estudo foi dividida em duas zonas de uso agrícola. A primeira (Zona 4) representa as áreas mais resistentes a erosão e corresponde a 54,8% da área. Nessa zona pode-se realizar o cultivo de culturas anuais com adoção de técnicas de manejo conservacionista do solo. A Zona 5 (14% da área), ao contrário, representa as áreas mais suscetíveis a erosão exigindo cobertura e manejo regular do solo. Nessas áreas recomenda-se o cultivo de culturas perenes ou pastagens com manejo regular (Oliveira *et al.*, 2011a).

3.3 Monitoramento das características quali-quantitativas da água

Na Tabela 4 são apresentados os modelos de regressão recomendados para representação das vazões correspondentes aos níveis de permanência de 50%, 90% e 95%. Verificou-se que o melhor modelo, para todos os níveis de permanência, foi o potencial, utilizando área de drenagem. Além disso, a região foi definida como sendo hidrologicamente homogênea, pois, se obteve valores adequados para todos os parâmetros avaliados.

Tabela 4. Modelos de regressão recomendados para estimativa das vazões Q_{50} , Q_{90} e Q_{95}

Permanência (%)	Q_{50}	Q_{90}	Q_{95}
Modelo potencial	$Q_{50} = 0,033517 A^{0,838453}$	$Q_{90} = 0,030323 A^{0,776202}$	$Q_{95} = 0,024946 A^{0,780915}$
R^2	0,97436	0,92462	0,90631
R^2 ajustado	0,96153	0,88693	0,85946
Teste F (valor de p)	0,01291	0,02843	0,0380

As equações de regionalização obtidas foram utilizadas para o cálculo dos valores de permanência para a seção na foz do Ribeirão Salobra. Assim, utilizando-se do valor de área da bacia hidrográfica foi possível estimar as vazões de permanência e posteriormente o cálculo dos coeficientes “a” e “b” da eq. 10 (Tabela 5).

Tabela 5. Valores utilizados na obtenção da curva de permanência para seção em estudo

Área (km ²)	Q_{50}	Q_{90}	Q_{95}	a	b
540	6,55	5,52	5,02	- 0,590001	1,584482

Deste modo, a equação utilizada para regionalizar a curva de permanência na seção de estudo pode ser escrita conforme eq. 13.

$$Q = \exp (-0,590001P + 1,584482) \quad (13)$$

em que: P = permanência (0 a 1).

A partir da eq. 13 foi obtida a curva de permanência e posteriormente as curvas TMDL de fósforo total (ambiente lótico) e nitrato para a foz do Ribeirão Salobra (Figura 5).

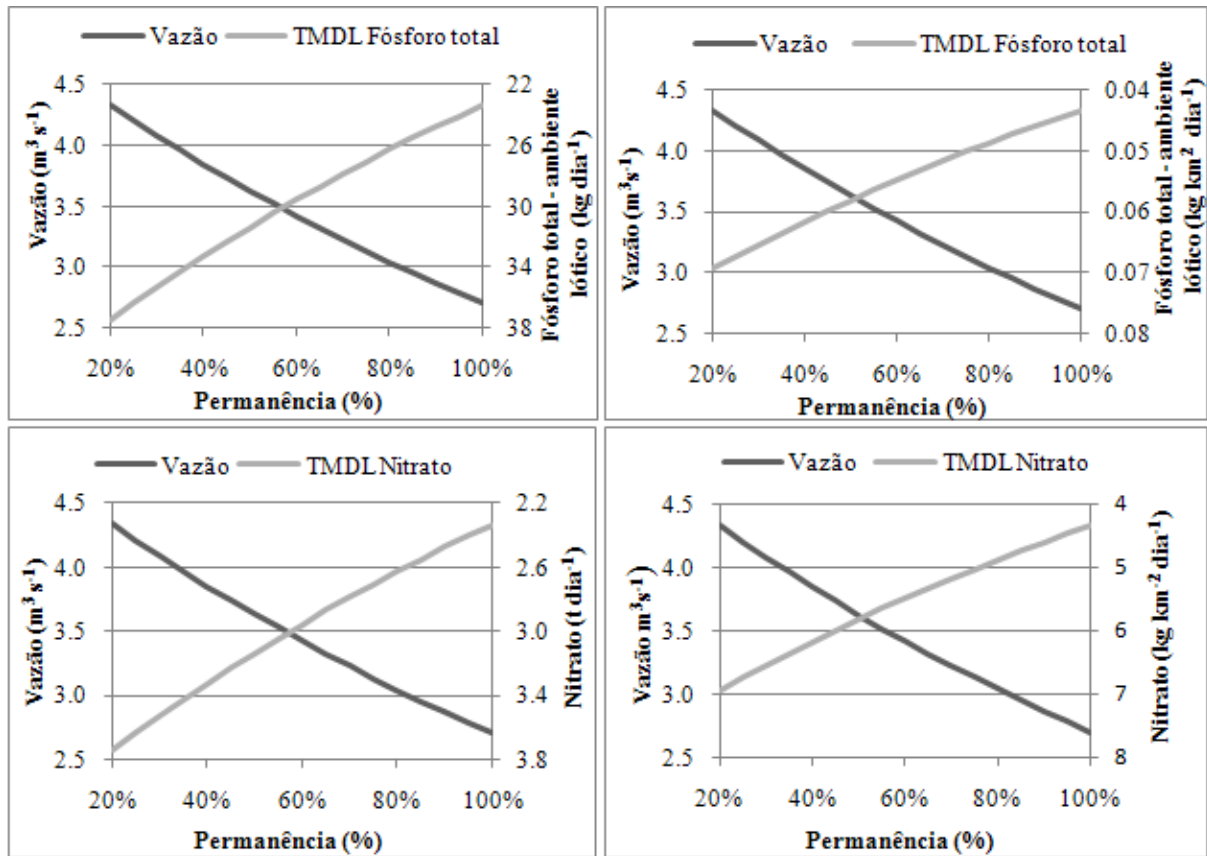


Figura 5. Curvas TMDL de fósforo e nitrato para a seção em estudo da bacia do Ribeirão Salobra

A partir das informações contidas na Figura 5 podem-se obter valores de TMDL para as diversas vazões de permanência, possibilitando avaliar a qualidade da água do rio nas vazões ao longo do ano. Além disso, é possível verificar as contribuições específicas por área, ou seja, podem-se avaliar cargas de poluição pontual e difusa. Assim, tomando-se como exemplo, para uma vazão Q_{60} igual a $3,4 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, pode-se obter os valores da carga máxima permitida de Fósforo Total corresponde a $29,6 \text{ kg dia}^{-1}$ ($0,055 \text{ kg km}^{-2} \text{dia}^{-1}$) e de Nitrato de $2,96 \text{ t dia}^{-1}$ ($5,48 \text{ kg km}^{-2} \text{dia}^{-1}$) (Figura 5).

A partir dos valores da curva de permanência e padrões de qualidade da água é possível desenvolver novas curvas TMDL. No Brasil ainda não existem padrões para material sólido em suspensão transportado em rios, o que dificulta o monitoramento de sedimentos erodidos nas bacias hidrográficas. Assim, é fundamental a realização de estudos de transporte de sedimentos, para serem propostos valores padrões de transporte de sedimentos por bacia hidrográfica. Deste modo, torna-se possível monitorar de forma completa as alterações que o

uso e manejo do solo promovem nos recursos hídricos em termos de qualidade e quantidade de água.

4 CONCLUSÕES

O zoneamento ambiental aplicado permite a determinação de zonas de uso do solo e, conseqüentemente, a identificação de irregularidades e de prioridades de conservação. Esse pode ser usado para uma melhor distribuição dos recursos financeiros nas unidades de gestão ambiental e melhorar as condições de conservação, preservação e melhoria da produção agrícola.

As áreas que apresentam perda de solo superior ao limite tolerável correspondem a aproximadamente 6% da área em estudo, o que as define como prioritárias a serem recuperadas dentro do planejamento ambiental.

As curvas TMDL obtidas podem ser utilizadas para auxiliar no monitoramento e fiscalização da qualidade da água do Ribeirão Salobra, pois, possibilitam a análise da carga total máxima diária permitida de poluentes em condições críticas do corpo d'água. Além disso, a metodologia é simples e os resultados são facilmente aplicáveis, o que possibilita o uso prático no âmbito da gestão das águas.

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**, v.293, p.100-114, 2004.

ANA - Agência Nacional de Águas. **HidroWeb, Sistema de Informações Hidrológicas**. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 24 Nov. 2010.

ASIS, A.M.; OMASA, K. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear Spectral Mixture Analysis of Landsat ETM data. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v.62, p.309-324, 2007.

BASIC, F.; KISIC, I.; MESIC, M.; NESTROY, O.; BUTORAC, A. Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. **Soil & Tillage Research**, v.78, p.197-206, 2004.

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

BHATTACHARYYA, P.; BHATT, V.K.; MANDAL, D. Soil loss tolerance limits for planning of soil conservation measures in Shivalik–Himalayan region of India. **Catena**, v.73, p.117-124, 2008.

BORSUK, M.; STOW, C.; RECKHOW, K.H. Predicting the frequency of water quality standard violations: a probabilistic approach for TMDL development. **Environmental Science & Technology**, v.36, p.2109-2115, 2002.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA n. 357**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem com estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: 2005. Diário Oficial da União, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA n° 302**. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Brasília: 2002a. Diário Oficial da União, 20 de março de 2002.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA n° 303**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Brasília: 2002b. Diário Oficial da União, 20 de março de 2002.

BRASIL. **Lei n° 4.771**. Institui o novo Código Florestal. Brasília: 1965. Diário Oficial da União, 15 de dezembro 1965.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto RADAMBRASIL. Folha SF.21 Campo Grande: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Levantamento de Recursos Naturais, 28. Rio de Janeiro, 412p. 1982.

CÂMARA, G.; SOUZA, R.C.M.; FREITAS, U.M.; GARRIDO, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v.20, p.395-403, 1996.

CASALÍ, J.; GASTESI, R.; A'LVAREZ-MOZOS, J.; DE SANTISTEBAN, L.M.; DEL VALLE DE LERSUNDI, J.; GIME'NEZ, R.; LARRAÑAGA, A.; GOÑI, M.; AGIRRE, U.; CAMPO, M.A.; LÓPEZ, J.J. DONÉZAR, M. Runoff, erosion, and water quality of agricultural watersheds in central Navarre (Spain). **Agricultural Water Management**, v.95, p.1111-1128, 2008.

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

DSG (Diretoria do Serviço Geográfico Brasileiro). **Carta Palmeiras. Folha SF. 21. X. B. III**. Escala 1:100.000. Ministério do Exército. Região Centro-Oeste do Brasil. Carta, 1988.

DSG (Diretoria do Serviço Geográfico). **Carta Campo Grande. Folha SF. 21-X-B-II**. Escala 1:100.000. Ministério do Exército. Região Centro-Oeste do Brasil. Carta, 1979.

ESRI – Environmental Systems Research Institute, Inc. **ArcGIS Professional GIS for the desktop, version 9.2**. Software. 2006.

FERRO, V. Deducing the USLE mathematical structure by dimensional analysis and self-similarity theory. **Biosystems Engineering**, v.106, p.216-220, 2010.

GABRIELS, D.; GHEKIERE, G.; SCHIETTECATTE, W.; ROTTIERS, I. Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium. **Soil & Tillage Research**, v.74, p.47-53, 2003.

HAVENS, K.E.; SCHELSKE, C.L. The importance of considering biological processes when setting total maximum daily loads (TMDL) for phosphorus in shallow lakes and reservoirs. **Environmental Pollution**, v.113, p.1-9, 2001.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008. **Imagem LANDSAT 5 Thematic Mapper (TM), canais 1, 2 ,3 ,4, 5, 6, 7, órbita 225, ponto 74, de 18 dezembro 2008.** Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Acesso em: 17 Mar 2009.

KANG, M.S.; PARK, S.W.; LEE, J.J.; YOO, K.H. Applying SWAT for TMDL programs to a small watershed containing rice paddy fields. **Agricultural Water Management**, v.79, p.72-92, 2006.

KINNELL, P.I.A. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. **Journal of Hydrology**, v.385, p.384-397, 2010.

MOEHANSYAH, H.; MAHESHWARI, B.L.; ARMSTRONG, J. Field Evaluation of Selected Soil Erosion Models for Catchment Management in Indonesia. **Biosystems Engineering**, v.88, p.491-506, 2004.

MORGAN, R.P.C. A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan-Morgan-Finney model. **Catena**, v.44, p.305-322, 2001.

MORGAN, R.P.C.; QUINTON, J.N.; SMITH, R.E.; GOVERS, G.; POESEN, J.W.A.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D.; STYCZEN, M.E. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.23, p.527-544, 1998.

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**, v.32, p.1587-1593, 1989.

OGG, C.W.; KEITH, G.A. New federal support for priority watershed management needs. **Journal of the American Water Resources Association**, v.38, p.577-586, 2002.

OLIVEIRA, P.T.S.; ALVES SOBRINHO, T.; RODRIGUES, D.B.B.; PANACHUKI, E. Erosion risk mapping applied to environmental zoning. **Water Resources Management**, v.25, p.1021-1036, 2011a.

OLIVEIRA, P.T.S.; RODRIGUES, D.B.B.; ALVES SOBRINHO, T.; PANACHUKI, E. Estimativa do fator topográfico da USLE a partir de três algoritmos. **Ambi-Agua**, v.5, p.217-225, 2010.

OLIVEIRA, P.T.S.; RODRIGUES, D.B.B.; ALVES SOBRINHO, T.; CARVALHO, D.F.; PANACHUKI, E. Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas no Estado de Mato Grosso do Sul. **Engenharia Agrícola**, 2011b (no prelo).

PCBAP (Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai). **Projeto Pantanal, Programa Nacional do Meio Ambiente.** Metodologia do Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai. Brasília: MMA/SEMAM/PNMA, 1997.

RENARD, K.G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).** Washington: USDA Agriculture Handbook, n. 703, 1997.

- RISSE, L.M.; NEARING, M.A.; NICKS, A.D. LAFFEN, J.M. Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America Journal**, v.57, p.825-833, 1993.
- SILVA, A.M.; CASATTI, L.; ÁLVARES, C.A.; LEITE, A.M.; MARTINELLI, L.A. DURRANT, S.F. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. **Scientia Agricola**, v.64, p.336-343, 2007.
- SOUSA, H.T. **Sistema computacional para regionalização de vazões**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, UFV, Viçosa, 86p, 2009.
- STRINGFELLOW, W.; HERR, J.; LITTON, G.; BRUNELL, M.; BORGLIN, S.; HANLON, J.; CHEN, C.; GRAHAM, J.; BURKS, R.; DAHLGREN, R.; KENDALL, C.; BROWN, R.; QUINN, N. Investigation of river eutrophication as part of a low dissolved oxygen total maximum daily load implementation. **Water Science and Technology**, v.59, p.9-14, 2009.
- TIWARI, A.K.; RISSE, L.M.; NEARING, M. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. **Transactions of the ASAE**, v.43, p.1129-1135, 2000.
- TUCCI, C.E.M. **Hidrologia, ciência e aplicação**. 3ª ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 943p. 2003.
- TUCCI, C.E.M. **Regionalização de Vazões**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 256p. 2002.
- WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP): I - Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.801-814, 2008.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning**. Washington: USDA Agriculture Handbook, n. 537, 58p. 1978.
- WOOLHISER, D.A.; SMITH, R.E.; GOODRICH, D.C. **KINEROS: A Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual**. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77, 130p., 1990.
- ZHANG, H. YU, S. Critical flow-storm approach to total maximum daily load (TMDL) development: an analytical conceptual model. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**, v.2, p.267-273, 2008.
- ZHANG, X.; SHAO, M.; LI, S.; PENG, K. A review of soil and water conservation in China. **Journal of Geographical Sciences**, v.14, p.259-274, 2004.

CONCLUSÕES GERAIS

A utilização de dados SRTM em ambiente SIG permite a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas e a obtenção de dados topográficos acurados, que podem ser aplicados nos modelos de predição a erosão hídrica em escala de bacias hidrográficas. Assim, o uso de dados SRTM mostra-se uma alternativa prática e viável ao minimizar custos e tempo na execução dos trabalhos, podendo ser utilizado no gerenciamento dos recursos hídricos de forma efetiva.

No Estado de Mato Grosso do Sul, os maiores valores de erosividade concentram-se nas regiões central e nordeste, especificamente nas micro-regiões de Cassilândia, Alto Taquari, Campo Grande, Três Lagoas e Paranaíba. Por outro lado, os menores valores foram obtidos para as micro-regiões de Iguatemi, Dourados, Nova Andradina e Baixo Pantanal. Além disso, constatou-se que valores elevados de precipitação anual não necessariamente proporcionaram maiores valores de erosividade no Estado.

A escolha da equação a ser aplicada para obtenção do fator topográfico deve obedecer às peculiaridades de cada equação em relação ao relevo local. Assim, torna-se fundamental a realização da caracterização morfométrica da bacia hidrográfica antes de iniciar os estudos de predição de erosão do solo. Em regiões com declividade acentuada, superior a 9%, recomenda-se utilizar a equação de McCool *et al.* (1987,1989) ou Nearing (1997).

O zoneamento ambiental aplicado permite a determinação de zonas de uso do solo e, consequentemente, a identificação de irregularidades e de prioridades de conservação. Esse pode ser usado para uma melhor distribuição dos recursos financeiros nas unidades de gestão ambiental e melhorar as condições de conservação, preservação e melhoria da produção agrícola. Além disso, a partir do zoneamento ambiental proposto é possível incluir outros indicadores, tais como econômicos e sociais.

As curvas TMDL são uteis no monitoramento e fiscalização da qualidade da água, pois, possibilitam a análise da carga total máxima diária permitida de poluentes em condições críticas do corpo d'água. Além disso, a metodologia utilizada é simples e os resultados são facilmente aplicados, o que possibilita o uso prático no âmbito da gestão das águas.