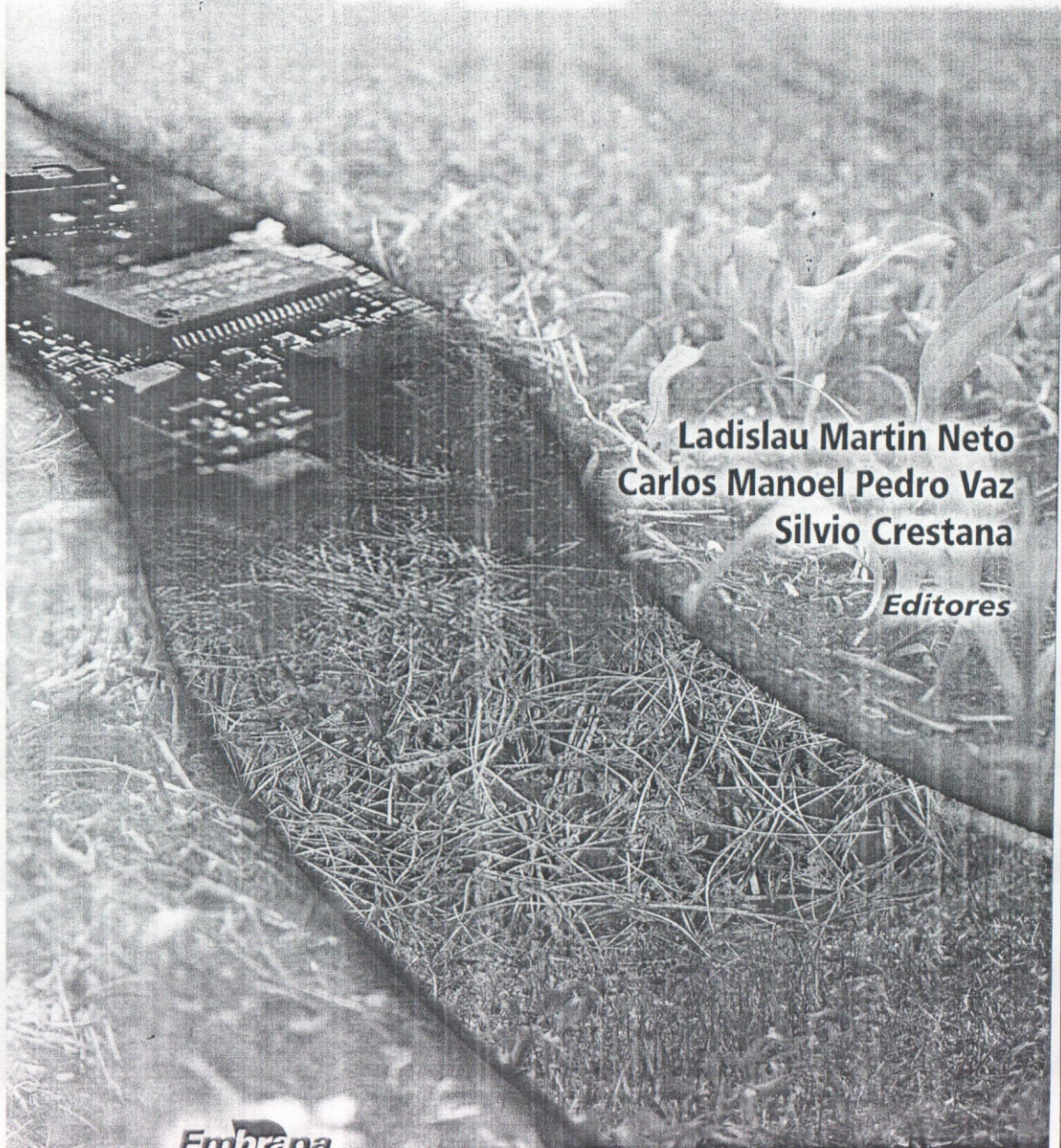


# Instrumentação avançada em ciência do solo



Ladislau Martin Neto  
Carlos Manoel Pedro Vaz  
Silvio Crestana  
*Editores*



Exemplares dessa publicação podem ser adquiridos na:

**Embrapa Instrumentação Agropecuária**

Rua XV de novembro, 1452  
Caixa Postal 741  
CEP 13560-970 – São Carlos-SP  
Fone: (16) 2107-2800  
Fax: (16) 2107-2902  
<http://www.cnpdia.embrapa.br>  
e-mail: [sac@cnpdia.embrapa.br](mailto:sac@cnpdia.embrapa.br)

**Comitê de Publicações da Unidade**

Presidente: Dr. Carlos Manoel Pedro Vaz  
Membros: Dra. Débora Marcondes Bastos Pereira Milori,  
Dr. João de Mendonça Naime,  
Dr. Washington Luiz de Barros Melo,  
Valéria de Fátima Cardoso  
Membro Suplente: Dr. Paulo Sérgio de Paula Herrmann Júnior

Supervisor editorial: Dr. Victor Bertucci Neto  
Normalização Bibliográfica: Valéria de Fátima Cardoso  
Capa: Alex Paixão e Valentim Monzane  
Foto da capa: Lúcio André do Castro Jorge e Valentim Monzane  
Editoração eletrônica: Carlos Manoel Pedro Vaz e Emerson de Stefani

1ª edição

1ª impressão (2007): tiragem: 350

**Todos os direitos reservados.**

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,  
constitui violação dos direitos autorais (Lei no 9.610).

**CIP-Brasil. Catalogação-na-publicação.  
Embrapa Instrumentação Agropecuária**

---

159 Instrumentação avançada em ciência do solo. / Ladislau Martin Neto, Carlos  
Manoel Pedro Vaz, Sílvio Crestana editores. – São Carlos:  
Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2007.  
438 p.

ISBN: 85-86463-14-0

1. Solos. 2. Métodos Avançados. 3. Equipamentos. 4. Instrumentos. 5. Modelamento  
6. Imagem. I. Martin Neto, Ladislau. II. Vaz, Carlos Manoel Pedro. III. Crestana, Sílvio.

## Estudos e aplicação de modelos para a avaliação de impactos da agricultura em microbacias hidrográficas

*Silvio Crestana*

*Fernando das Graças Braga da Silva*

*Ricardo Tezini Minoti*

### Introdução

Os processos erosivos em bacias hidrográficas são extremamente prejudiciais à integridade da infra-estrutura, aos serviços ambientais essenciais e à produtividade agrícola. Sua ação devastadora pode afetar tanto as atividades econômicas como o meio ambiente, em escalas local e regional.

A erosão do solo tem sido extensamente estudada com enfoque agrícola, pois está relacionada a sérias perdas de produtividade das mais variadas culturas. Apenas recentemente as preocupações têm sido direcionadas, também, aos problemas ambientais relacionados às perdas de solo e água, principalmente o transporte e a deposição de sedimentos.

Do ponto de vista ambiental, uma contribuição importante para o processo de gestão de bacias hidrográficas refere-se à quantificação da poluição difusa; tarefa nada fácil, tendo em vista os diferentes usos dos recursos edafo-hídricos, sejam eles urbanos ou rurais.

Para os trópicos, especificamente, o problema é ainda mais grave, pois os eventos de precipitação e, conseqüentemente, de escoamento superficial de água, são fatores que atuam de maneira mais intensa nos processos de perda superficial de solo dessas regiões. Compõem-se, assim, cenários extremamente favoráveis aos processos erosivos e à degradação dos componentes ambientais solo e água (EL-SWAIFY e DANGLER, 1982).

O primeiro passo para a determinação da poluição difusa é a quantificação da perda de solo por erosão hídrica. Atualmente, percebe-se uma tendência em adaptar os modelos hidrosedimentológicos, principalmente os norte-americanos, às características edáficas, de manejo e uso do solo e condições climáticas brasileiras.

No país, algumas pesquisas encontram-se em andamento na tentativa de adaptar modelos internacionais ou mesmo criar modelos nacionais, inclusive por autores deste trabalho, podendo-se citar o trabalho de Silva et al. (2004).

Por outro lado, o uso destes modelos internacionais, em geral ajustados para solos de clima temperado, demanda muito tempo, tendo em vista a necessidade de obtenção de numerosos dados de entrada e de adaptação de informações tais como unidades de grandeza, condições de aplicação e condições de medidas.

Nesse sentido, em curto prazo, a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), apesar de ser uma formulação empírica, ainda é uma grande referência no Brasil para a estimativa de perda de solo por erosão. A EUPS consiste em um modelo empírico que utiliza extensas bases de dados de campo e estima a erosão difusa e concentrada. A sua aplicação é viável graças a estudos brasileiros para a determinação local e regional de seus parâmetros como os de Bertoni e Lombardi Neto (1999).

A EUPS, adaptada às condições brasileiras, passou a ser utilizada como uma ferramenta de gestão do uso do solo em escala local, como a parcela agrícola, a encosta ou a pequena exploração, e em escala regional, como as bacias hidrográficas.

No presente trabalho, além da utilização da EUPS, discute-se a aplicação de modelos matemáticos e simuladores que retratam processos físicos, como instrumentos importantes para a caracterização e quantificação da poluição difusa e avaliação de impactos das atividades agrícolas em microbacias hidrográficas.

### **Erosão do solo**

A erosão pode se processar segundo quatro grandes tipos: erosão eólica, erosão hídrica superficial, erosão por remoção em massa e a erosão fluvial (CARVALHO, 1994).

#### *Erosão eólica*

A erosão eólica, ou erosão provocada pelo vento, ocorre quando o terreno está muito seco e as partículas do solo perderam a coesão.

#### *Erosão hídrica superficial*

A erosão hídrica superficial constitui a principal forma de erosão abordada em modelos de simulação e pode se processar na forma de erosão pluvial, erosão por escoamento difuso, erosão por escoamento difuso intenso, erosão laminar e erosão por escoamento concentrado.

O tipo de erosão pluvial é produzido pelo impacto das gotas de chuva ao caírem sobre superfícies desprotegidas. A desintegração parcial dos agregados naturais do solo liberta partículas finas, deslocando-as e projetando-as a certa distância. O golpe das gotas afeta primeiramente a estrutura da capa superficial, predispondo a um desprendimento das partículas, que em seguida serão mobilizadas pelo escoamento.

A erosão por escoamento difuso ou erosão em sulcos é uma forma caracterizada por filetes de água que se dividem em braços que se espalham e juntam constantemente, infiltrando-se depois de pouca distância, depositando o material transportado. Escoando pelo terreno, a água pode ir formando depressões que, pouco a pouco, podem aumentar e se transformar em sulcos.

A erosão por escoamento difuso intenso é semelhante à anterior, entretanto os filetes de água percorrem distâncias maiores, transportando maior quantidade de material, havendo um escoamento que vai se aprofundando e se concentrando.

A chamada erosão em lençol ou laminar se processa durante as fortes precipitações, quando o solo superficial já está saturado, sendo produzida por um desgaste suave e uniforme da camada superficial em toda sua extensão. Esse tipo de erosão se desenvolve quando há pouco obstáculo, permitindo uma lâmina de água se escoar, sendo um fenômeno muito comum em regiões semi-áridas. É de difícil observação e pode ser percebido pelo aparecimento de raízes ou marcas nas estruturas.

A erosão por escoamento concentrado pode ser provocada por falta de boa estrutura do solo que tenha a camada impermeável profunda, permitindo que os sulcos formados pouco a pouco vão sofrendo deslizamentos e desabamentos, terminando por formar voçorocas. Na Figura 1 apresentam-se o efeito do impacto da gota e seu efeito na erosão por sulco.

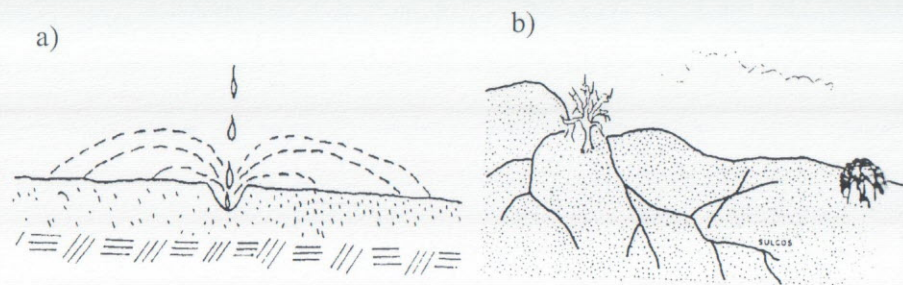


Figura 1. Impacto de gota de água contra o solo (a) e seu efeito e erosão em sulcos (b) (CARVALHO, 1994).

### Erosão por remoção de massa

A erosão por remoção de massa (Figura 2) corresponde a movimentos de uma quantidade substancial de materiais das formações superficiais e de rochas sob a influência combinada de gravidade e de saturação de água – um solo, de acordo com o conteúdo de água presente, pode ficar plástico ou líquido, perdendo a coesão interna, assim a ação da gravidade pode permitir a sua deformação.

A erosão por remoção de massa pode se processar em várias modalidades, de acordo com o fluxo de material, que pode ser lento ou rápido.

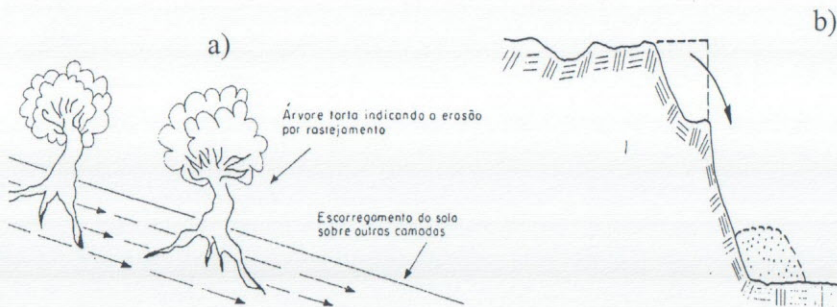


Figura 2. Erosão por remoção de massa do tipo rastejo (a) e por remoção em massa quando há desprendimento de terras (b) (CARVALHO, 1994).

### Erosão fluvial

É aquela que se processa de modo contínuo e espontâneo pela ação das correntes dos rios. É de grande interesse para os estudos de

morfologia fluvial, podendo explicar a formação dos rios e da rede hidrográfica.

### Tópicos iniciais em medidas de perda de solo

#### Breve histórico

De acordo com Silva e Crestana (2004), pode-se considerar que as técnicas para avaliar as perdas de solo devido à erosão hídrica datam do início do século, sendo o Serviço Florestal Americano como o pioneiro.

De acordo com Bertoni et al. (1975), a partir das décadas de 1940 e 1950, os pesquisadores americanos aprimoraram a precisão das equações de perdas de solo atualmente usadas, o que foi possível através da utilização de dados experimentais obtidos de análises minuciosas de aproximadamente oito mil canteiros e perdas de solo a elas relacionadas. Várias formulações foram propostas para o cálculo da perda de solo em diferentes condições regionais.

Os primeiros trabalhos para desenvolver equações que avaliassem as perdas de solo no campo datam de 1940, na região de Corn Belt dos Estados Unidos. O processo empregado a partir daquela época até 1956 era conhecido por *método do plantio em declives*.

Em 1946, em Ohio, uma comissão nacional para a predição de perdas de solo reuniu-se com a finalidade de adaptar a equação do Corn Belt a outras áreas cultivadas, com problemas de erosão pela chuva. Essa comissão reestudou cada fator em separado e acrescentou-lhes o fator chuva (modelo MUSGRAVE).

Após anos de pesquisa, a formulação mais consistente e conhecida, desenvolvida pelos norte-americanos, trata-se de um modelo paramétrico, a EUPS, conforme mencionado anteriormente. A EUPS foi desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978).

Após o desenvolvimento da EUPS, para aplicação, na época, em escala local (lotes agrícolas), a partir da década de 1970, começaram a surgir modelos que já eram desenvolvidos para serem aplicados em escala de bacia hidrográfica, como o modelo hidrológico HYMO.

### *Equação Universal de Perda de Solo (EUPS)*

A EUPS (em inglês USLE – *Universal Soil Loss Equation*) começou a ser desenvolvida no final da década de 50 pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos. Em 1965, foi divulgado o *Agriculture Handbook* nº 282, com a primeira apresentação pública formal do modelo. Em 1978, foi divulgado através da publicação *Agriculture Handbook* nº 537 a primeira revisão da EUPS. Em 1987, teve início uma segunda revisão mais aprofundada. Os resultados foram sendo progressivamente divulgados, tendo em vista a sua validação, até que no ano de 1996 a revisão foi considerada concluída com a publicação do *Agriculture Handbook* nº 703.

A maioria dos trabalhos relacionados a perdas de solo traz revisões sobre a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS). Dentre as obras nacionais recentes consultadas sobre o assunto, pode-se citar Bertoni et al. (1975), Bertoni e Lombardi Neto (1990), Carvalho (1994), Souto (1998), Ranieri (2000) e Marcomin (2002).

Em conformidade com essas obras, pode-se afirmar que a equação universal de perda de solo é a fórmula mais empregada para o cálculo de erosão em termos anuais. Corresponde ao produto de parâmetros básicos, considerando-se fatores ativos e passivos. Foi estabelecida com base em dados estudados em mais de 10000 lotes em 50 localidades situadas em 24 estados americanos (os plots foram definidos como área de 22,10m de comprimento por 1,80m de largura e 9% de inclinação); com características distintas de clima, solo, relevo e cultivo, de dimensões reduzidas e, portanto, submetidos, exclusivamente, a processos de erosão hídrica superficial do tipo laminar. A EUPS tem a seguinte forma:

$$A = R.K.L.S.C.P \dots\dots\dots [1]$$

onde:

- A é a perda de solo por unidade de área e tempo, em t/ha.ano ou por outra unidade dependendo das que forem usadas nos diversos parâmetros;
- R é o fator de erosividade da chuva, expressa a erosão potencial, ou poder erosivo da precipitação média anual da região;
- K é o fator de erodibilidade do solo que representa a capacidade do solo de sofrer erosão por uma determinada chuva. A determinação de K pode ser feita experimentalmente, desde que se possa recolher, em tanques coletores de enxurrada, o material erodido e proveniente de área isolada

conhecida, usando-se declives de 9% e comprimento de rampa de 25m, sendo as áreas preparadas no sentido do declive e sem cobertura vegetal, consideradas como uma parcela unitária;

- L é o fator topográfico que expressa o comprimento do declive;
- S é o fator topográfico que expressa a declividade do terreno ou grau de declive. Esses dois efeitos, pesquisados separadamente, são representados na equação de perda de solo por L e S respectivamente. Para a aplicação prática da equação, são considerados conjuntamente como um fator topográfico: LS. O fator LS é a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação a perdas de solo correspondente de uma parcela unitária de 25m de comprimento e 9% de declive. O fator de uso e manejo do solo (C) é a relação esperada entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto e cultivado. A proteção vegetal oferecida pela cobertura vegetal, durante o seu ciclo vegetativo, é gradual. Para fins práticos, dividiu-se o ano agrícola em cinco períodos ou estágios de cultura, definidos de tal modo que os efeitos de cobertura e manejo possam ser considerados aproximadamente uniformes dentro de cada período, a saber:

- (a) período D – preparo do solo;
- (b) período 1 – um mês após o plantio;
- (c) período 2 – fim do período 1 até dois meses após o plantio;
- (d) período 3 – de dois meses até a colheita;
- (e) período 4 – da colheita até o preparo do solo.

- P é o fator que expressa a prática conservacionista do solo. O fator P da equação de perdas de solo é a relação entre a intensidade esperada de tais perdas com determinada prática conservacionista e aquelas quando o plantio está feito no sentido do declive.

Uma das desvantagens dos modelos empíricos é a necessidade de se definir um parâmetro para cada situação específica (por exemplo, tipo de solo e tipo de cobertura). Com isso não há possibilidade de simular a inter-relação entre os parâmetros e de isolar um parâmetro de interesse. Conseqüentemente, o processo físico de erosão não pode ser totalmente explicado.

A aplicação do modelo EUPS de forma indiscriminada (em várias escalas espaciais) tem sido criticada. Por exemplo, Trimble e Crosson (2000) fazem fortes críticas aos valores de erosão publicados pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA). O principal problema tem sido a extrapolação dos resultados obtidos pelo modelo EUPS (e suas variantes) para a escala de bacia hidrográfica. Os autores advertem que o modelo EUPS estima a quantidade de solo transportada dentro de uma área e não necessariamente a quantidade de solo que definitivamente está saindo da mesma área.

Ranieri (2000) fez comparações de determinações de perdas de solos utilizando a EUPS e o modelo WEPP. Segundo a autora, a principal limitação da EUPS está relacionada à sua natureza empírica e, portanto, à necessidade de experimentações para cada nova situação onde será aplicada, havendo a necessidade de se trabalhar com áreas homogêneas em relação ao solo, ao uso da terra e à declividade. Esse modelo não considera a deposição de sedimentos ao longo das encostas, uma vez que foi desenvolvido a partir de dados obtidos em parcelas pequenas e uniformes. Isso limita seu uso em áreas complexas como em bacias hidrográficas, escala adotada na maioria dos trabalhos que visam planejamento e avaliação de impactos ambientais.

Destaque foi dado a EUPS, usos e abordagens, tendo em vista que muitos dos modelos de erosão, desenvolvidos posteriormente à EUPS, foram elaborados a partir dessa equação, contendo, inclusive, alguns de seus parâmetros.

#### *Variações da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS)*

#### RUSLE

De acordo com Eilers (2003), várias tentativas de aperfeiçoamento do modelo EUPS têm sido apresentadas. Entre elas está o *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE). As diferenças entre o modelo RUSLE e o EUPS podem ser resumidas em dois aspectos: primeiro, a inclusão de novos dados provenientes de novas medições e, segundo, a consideração de processos físicos mais específicos de erosão, aumentando, assim, a faixa de aplicação do modelo. Entretanto, essas novas modificações tornaram o modelo RUSLE específico para as áreas onde foram coletados novos dados ou que possuem as exatas características dos processos físicos.

#### MUSLE

O modelo EUPS é de aplicação a áreas restritas de uso agrícola, dando bons resultados em relação a valores de perdas de solo de uma bacia hidrográfica. A extensão é feita pela aplicação da EUPS a áreas homogêneas dentro da bacia hidrográfica, onde se teria uma pequena variação no valor da erosão. A partir do estudo dessas áreas homogêneas, poderia ser encontrado um fator  $E_f$ , e a expressão da MUSLE seria:

$$A = (R.K.L.S.C.P).E_f \dots\dots\dots [2]$$

O fator  $E_f$  representa um valor de redução que pode oscilar entre 0 e 1. Este fator representa um coeficiente que transforma o total da erosão da bacia numa porção que sai para o exterior.

#### **Modelos hidrossedimentológicos e de transporte de contaminantes utilizados como ferramentas metodológicas**

Além das aplicações da equação universal de perda de solo (EUPS) e suas modificações, com ênfase nos trabalhos de Jetten et al. (1999) e Eilers (2003), podem-se fazer alguns comentários gerais sobre as diferenciações entre alguns modelos disponíveis.

De acordo com Silva e Crestana (2004), existem inúmeros modelos para a estimativa de perda de solo. Tais modelos se distinguem, geralmente, pela existência de diferentes tipos de classificação, principalmente em função de: (a) área de aplicação (plot, pequenos lotes ou bacias), (b) se os algoritmos e relações são baseados ou leis empíricas, (c) se o fluxo sub-superficial e/ou subterrâneo são considerados e (d) tipo de parâmetros que são simulados (hidrológicos, sedimentos, nutrientes e/ou pesticidas).

Em relação à escala espacial de aplicabilidade, a maioria dos modelos estima a perda de solo em pequenas áreas homogêneas, com inclinação uniforme. Esses modelos são geralmente aplicados a áreas que variam de pequenos plots (0,01ha) a pequenas bacias (aproximadamente 10 ha).

Com o advento da tecnologia SIG, modelos espacialmente distribuídos aplicados em áreas extensas (100 km<sup>2</sup> ou maiores) têm sido utilizados em estudos de produção de sedimentos na escala de bacias hidrográficas.

Jetten et al. (1999) apontam como principal vantagem desses modelos a possibilidade de estudos de conservação ambiental por meio da estimativa do escoamento superficial, sedimentos e elementos químicos produzidos pela bacia. Entretanto, os autores alertam que a incerteza dos



resultados aumenta devido a problemas associados à complexidade dos processos e dos erros causados pela variabilidade espacial.

Importante ressaltar também a necessidade de se conhecer o modelo conceitual hidrológico que, invariavelmente, faz parte de todos os simuladores, já que sedimentos e componentes químicos são transportados pela água. Portanto, um modelo conceitual não adequado irá resultar em valores discutíveis.

Com base nos estudos de Souto (1998), Jetten et al. (1999), Paiva (2001), Singh e Frevert (2002), Garrido (2003), Silva e Crestana (2004), Reichardt e Timm (2004), na Tabela 1 estão exemplificados alguns dos modelos conceituais desenvolvidos para simular processos de erosão, produção de sedimentos e processos hidrológicos em escalas de campo e de bacia hidrográfica.

Tabela 1 Alguns modelos utilizados para simular processos hidrológicos ou erosivos em escalas de campo e de bacia hidrográfica (TUCCI, 1998; JETTEN et al., 1999; PAIVA, 2001; SILVA e CRESTANA, 2004).

Nome do Modelo	Abreviatura	Referência
<i>Modelos desenvolvidos para trabalhos em escala de campo</i>		
Chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems	CREAMS	Knisel (1985)
Climatic index for soil erosion potential	CSEP	Kirby e Cox (1995)
Erosion-productivity impact calculator	EPIC	Williams (1985)
European soil erosion model	EUROSEM	Morgan et al. (1998); Quinton (1994)
Groundwater loading effects of agricultural management systems	GLEAMS	Knisel (1991)
Agricultural Soil Erosion Evaluation Model	IMPIERO	Licznar e Nearing (2003)
Revised Universal Soil Loss Equation	RUSLE	Renard et al. (1991)
Universal soil loss equation	USLE	Wischmeier e Smith (1978)
Water erosion prediction project	WEPP	Flanagan e Nearing (1995)
<i>Modelos desenvolvidos para trabalhos em escala de bacia hidrográfica</i>		
Agricultural catchments research unit model	ACRU	Schulze (1989); New e Schulze (1996)
Agricultural non-point source pollution model	AGNPS	Young et al. (1987)
Areal Non-point Source Watershed Environment Response Simulation	ANSWERS	Beasley e Huggins (1981)
Catchment Hydrology Distributed Model	CHDM	Lopes (1995)

Dynamic Watershed Simulation Model	DWSM	Borah, Xia e Bera (2002)
3D erosion model	EROSION3D	Schmidt et al. 1999
European soil erosion model	EUROSEM	Morgan et al. (1998); Quinton (1994)
Kinematic runoff and erosion model	KINEROS2	Smith et al. (1995)
Limburg soil erosion model	LISEM	De Roo et al. (1996a,b)
Soil erosion model associated with MEDALUS project	MEDRUSH	Kirby (1998)
MIKE SHE	MIKE SHE	Refsgaard e Storm (1995)
Modified Universal Soil Loss Equation	MUSLE	
Routing Outputs to Outlet	ROTO	Arnold et al. (1995)
Semi-distributed Land Use-based Runoff Processes	SLURP	Lacroix et al. (2002)
Soil and Water Assessment Tool	SWAT	Arnold et al. (1998)
Simulator for Water Resources in Rural Basins	SWRRB	Williams et al. (1985); Arnold et al. (1990)
TOPMODEL	TOPMODEL	Beven e Freer (2001)
Watershed Erosion Simulation Program	WESP	Lopes (1995)

A seguir, serão descritos alguns desses modelos de maneira mais detalhada com base no trabalho de Silva e Crestana (2004).

#### ANSWERS (A real Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation)

O Modelo ANSWERS foi desenvolvido nos anos 70 para ser um pacote computacional utilizado em estudos de gerenciamento e planejamento de qualidade da água. Foi o primeiro modelo hidrológico distribuído e logo se tornou popular entre pesquisadores.

Este modelo subdivide a área em células uniformes de 0,4 a 1 ha. Todos os parâmetros relacionados ao uso da terra, inclinação, propriedades do solo, nutrientes, cultivo e práticas agrícolas são assumidos uniformes para cada célula. A diferença entre as células simula a heterogeneidade do terreno.

Existem muitas versões do modelo ANSWERS, sendo a mais recente um modelo contínuo desenvolvido nos meados dos anos 90, na qual os sub-modelos de nutrientes e infiltração foram melhorados (última versão: ANSWERS-2000). O modelo ANSWERS visa principalmente a simulação dos aspectos de transformação e interação de vários componentes químicos nos corpos de água, como nitrogênio orgânico nitrato e amônia. O sub-modelo de erosão é empírico e somente estima

transporte de sedimentos de uma maneira superficial. O ANSWERS não representa os complexos elementos físicos de transporte de sedimento e erosão.

O ANSWERS-2000 simula transformações e interações entre quatro tipos de nitrogênio e agrupa inclusive o N orgânico estável, o N orgânico ativo, o nitrato e o amônio.

Em um recente desenvolvimento, um componente de águas subterrâneas foi somado a ANSWERS-2000. Atualmente, trabalhos complementares ao ANSWERS-2000 estão sendo patrocinados pelo USDA. Os objetivos principais desses projetos são: substituição de sub-modelo de perda de solo empírico existente por um embasado fisicamente, parecendo ser mais fidedigno e robusto; sub-modelo considerando erosão em canais; melhorias no sub-modelo do ciclo de amônia e de nitrogênio existente; procedimentos novos para simular melhor perda de nutriente em áreas urbanas e melhoria da interface com o usuário.

#### EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator)

De acordo com Eilers (2003), o modelo EPIC é um modelo de simulação contínua (pode ser usado para uma seqüência de eventos), desenvolvido para avaliar os efeitos da erosão de solo na produtividade. Entretanto, seu uso tem sido estendido para as mais variadas aplicações relacionadas com meio-ambiente em geral.

O modelo é aplicado para áreas de até 100 ha, e é fortemente baseado na EUPS. O modelo oferece seis opções de cálculo de erosão incluindo a EUPS e outras cinco variações. É um modelo que não considera a variabilidade espacial uma vez que ele assume que a erosão ocorre em uma área espacialmente homogênea (clima, solos, e uso da terra são homogêneos) e inclinação uniforme; o modelo oferece quatro opções por calcular evaporação potencial.

#### WESP (Watershed Erosion Simulation Program)

Baseado no trabalho de Srinivasan e Galvão (1995) pode-se afirmar que o WESP representa um modelo físico, de parâmetro distribuído, de evento orientado e não linear. Ele é capaz de prever mudança de topografia, superfície de rugosidade, propriedades do solo e geometria dos canais de fluxo. Os fluxos no solo e nos canais são considerados unidimensionais e descritos por aproximações de ondas cinemáticas. A

oscilação e variação espacial dos processos de erosão e deposição na superfície, e do fluxo nos canais são considerados dinamicamente como um processo simultâneo, e a rede de erosão e deposição é obtida pelo balanço de massa. A bacia é representada por uma geometria simplificada formada por planos e canais. Cada plano é representado por valores médios de comprimento, largura, inclinação e rugosidade e representa o fluxo por zona de solo. Cada canal é identificado pela sua geometria (trapezoidal ou triangular ou retangular), superfície e plano de declividade, espessura de fundo e coeficiente de rugosidade.

O modelo WESP tem 3 grandes componentes: um componente hidrológico, que processa a entrada de histogramas de chuva; o componente de escoamento superficial; erosão e componente de depósito.

Em síntese, para rodar o programa é necessário fornecer 3 grupos de dados: (1) características da bacia; (2) parâmetros de erosão e deposição; (3) características de precipitação.

#### CHDM (Catchment Hydrology Distributed)

De acordo com Simões (2001), o modelo computacional CHDM usa parâmetros espacialmente distribuídos, ou seja, considera o sistema hidrológico como uma unidade heterogênea. Em vez de valores médios, consideram-se as variações de vegetação, topografia, solos e uso da terra. De acordo com Watts (1997), em geral, modelos distribuídos tendem a ser baseados nos processos físicos relevantes no sistema hidrológico em questão.

A compreensão de tais processos permite a previsão do comportamento do sistema sob qualquer arranjo de condições. Além disso, modelos distribuídos podem ser aplicados em qualquer escala espacial, de parcelas experimentais a bacias hidrográficas. Outra característica importante do CHDM é a simulação baseada em eventos. Segundo Lopes (1995), como o modelo não tem componentes que descrevem a evapotranspiração e o movimento da água no solo entre duas precipitações e, por isso, não pode estabelecer um balanço hidrológico entre eles, a simulação baseia-se em cada precipitação. Dadas as condições iniciais de umidade do solo, o modelo calcula o escoamento superficial para um único evento.

Devido à sua natureza distribuída e base física, o CHDM pode ser útil em prever os efeitos das mudanças do uso da terra, o movimento dos sedimentos e contaminantes, e a resposta hidrológica de bacias sem

dados disponíveis para a calibração de um modelo empírico. Uma questão de fundamental importância para o sucesso das simulações feitas com o modelo CHDM diz respeito ao tipo de escoamento na área de interesse.

#### KINEROS 2 (*A kinematic runoff and erosion model*)

É um modelo de evento orientado, que tem embasamento físico e descreve os processos de interceptação, infiltração, escoamento superficial, erosão de bacias agrícolas e pequenas áreas urbanas. A bacia é representada por uma cascata de planos e canais; as equações diferenciais parciais que descrevem o fluxo de canal, erosão e transporte de sedimentos são resolvidas através de técnicas de diferença finitas. O modelo KINEROS pode ser usado para determinar os efeitos de várias características artificiais de infra-estruturas urbanas tais como pequenos reservatórios de detenção.

O KINEROS usa equações cinemáticas unidimensionais para simular fluxo sobre planos retangulares através de canais trapezoidais, condutos circulares, canais abertos, canais circulares e pequenas lagoas:

#### EUROSEM (*European Soil Erosion Model*)

A última década viu uma consciência crescente por parte dos cientistas e governos quanto à erosão de solo dentro dos países da Comunidade Européia. Cinco seminários sobre o assunto foram organizados. As informações apresentadas nestes seminários evidenciam que a taxa de erosão em terras agrícolas nas áreas montanhosas do Mediterrâneo e em terras arenosas, argilosas e calcárias na Europa do norte pode alcançar 10-100 t/ha.

Vários estudos foram realizados para testar a aplicabilidade da EUPS para condições européias. Eles mostram que cuidados são requeridos quanto aos valores para a chuva (R) e erodibilidade do solo (K).

Este modelo proposto por Morgan et al. (1998) é um exemplo de modelo matemático baseado na tentativa de representação dos processos físicos. Ele é citado aqui como um exemplo de modelo de erosão hídrica desenvolvido fora dos EUA (uma tentativa de contrapor-se aos modelos norte-americanos).

O modelo EUROSEM também possui uma estrutura modular que simula o transporte de sedimentos pela água gerada por uma série de superfícies planas uniformes interligadas. Cada módulo representa um processo físico (interceptação, evaporação, etc) por meio de uma série de equações matemáticas. Esse modelo simula, exclusivamente, eventos unitários de chuva durante tempos curtos (1 minuto) e é aplicado a escala de plots.

Um dos problemas associados a modelos baseados na representação física é o elevado número de parâmetros e variáveis exigidas. O Eurosem requer um número superior a 30 parâmetros para cada elemento espacial a ser modelado, alguns de difícil obtenção como a condutividade hidráulica do meio saturado (QUINTON, 1994). Outro problema é a escala temporal (minutos) adotada, o que exige um número significativo de informações climáticas.

#### LISEM (*Limburg Soil Erosion Model*)

O LISEM simula o transporte de sedimentos e os aspectos hidrológicos durante e imediatamente depois de um único evento de chuva em pequenas bacias. O modelo tem sido usado em bacias entre 10 e aproximadamente 300 ha. É construído para simular os efeitos do uso do solo e medidas de conservação.

Os processos básicos incorporados ao modelo são: escoamento superficial, interceptação, depósito em microdepressões, infiltração, movimento vertical de solo.

Os últimos desenvolvimentos incluem: múltiplas classes de sedimentos para erosão e deposição, perda de P, NO<sub>3</sub> e NH<sub>4</sub> em solução e suspensão, a formação de sulcos.

O modelo físico é totalmente integrado com um sistema de informações geográficas.

#### WEPP (*Water Erosion Prediction Project*)

A substituição de modelos empíricos por modelos físicos busca torná-lo de aplicação mais universal, uma vez que os processos que desencadeiam a erosão são explicitados. Com isso, diminui-se a subjetividade e, em geral, eleva-se o número de informações geradas. Por outro lado, entrada de dados se torna mais complexa, o que contribui para o aumento significativo do custo final do projeto.

De acordo com Ranieri (2000), dentre os modelos mecânicos usados está o WEPP (FLANAGAN e NEARING, 1995). Ele consiste de um modelo dinâmico de simulação que incorpora conceitos de erosão linear e areolar. Simula os processos que ocorrem em uma determinada área em função do estado atual do solo, cobertura vegetal, resíduos culturais e umidade; trata-se de um modelo contínuo de eventos múltiplos. O estado atual dessas características determina as respostas da área a um determinado evento hidrológico, sendo ele derivado de chuva, derretimento de neve ou irrigação. Para cada dia, as características do solo e da cobertura vegetal são atualizadas. Quando o evento da chuva ocorre, as características atuais do terreno determinam se haverá produção de escoamento superficial. Se houver, o modelo determina desprendimento de partículas, transporte e deposição ao longo da encosta, em canais. O modelo não contempla, porém, erosões em grandes voçorocas e cursos de água.

Outra característica do modelo é a sua capacidade de variação temporal da simulação e da apresentação dos resultados. Estes podem ser produzidos na escala temporal de enxurradas para enxurradas, mensal, anual ou na média anual.

Os componentes do modelo WEPP não incluem módulos para a estimativa de transporte de nutrientes ou elementos químicos. Este modelo tem sido, até agora, desenvolvido para a descrição física do transporte de sedimentos, incluindo todos os principais processos hidrológicos que explicam o fluxo de água em uma área agrícola.

O WEPP é apresentado em 3 versões: encosta (vertente), malha (célula) ou bacia hidrográfica. A versão para encostas é uma direta substituição da EUPS, acrescentando-se a capacidade de estimar a deposição de sedimento ao longo do terreno. A versão para bacias hidrográficas determina o desprendimento, transporte e deposição de sedimentos ao longo de diversas encostas até os cursos d'água. A versão para malha é aplicável para áreas nas quais os limites não coincidem com os limites de uma bacia.

Devido à sua natureza, seu uso dispensa extensivos experimentos de campo e calibrações, necessitando apenas dos dados básicos do sistema em estudo: dados do solo, do clima e do manejo agrícola. O WEPP é capaz de prever deposição de sedimentos ao longo das encostas e pode, portanto, ser aplicado na escala de bacias hidrográficas. Como dificuldade de aplicação do WEPP em relação à EUPS, destaca-se sua maior necessidade de dados básicos de entrada. Esta limitação se acentua

em regiões tropicais e subtropicais, onde a base cartográfica e de dados de solo, clima e de crescimento vegetal é escassa.

Por outro lado, o tratamento da erosão do solo como uma variável espacial é outra questão que deve ser considerada. Para facilidades no uso do modelo geralmente necessita-se integrar os modelos a um sistema de coordenadas geográficas.

Uma das conclusões a que Ranieri (2000) chegou é que a EUPS superestima as perdas de solo em rampas muito longas, por não considerar as deposições de sedimentos que ocorrem ao longo da vertente. O WEPP é um modelo mais recomendável para a estimativa da erosão em bacias hidrográficas, onde freqüentemente existe variabilidade nos solos e usos da terra, pois possui rotinas de cálculos que permitem a estimativa das perdas e deposições de sedimentos nas encostas e que consideram as possíveis alterações nos elementos de fluxo.

#### AGNPS (*Agricultural Non-Point Pollution Source*)

De acordo com Souto (1998), o modelo AGNPS foi desenvolvido pelo *Agriculture Research Service - ARS* – do *United States Department of Agriculture* – USDA, em cooperação com a *Minnesota Pollution Control Agency* – MCPA e a *Soil Conservation Service* – SCS, para obter estimativas de qualidade do escoamento superficial com ênfase nos nutrientes, pesticidas e sedimentos. O objetivo do modelo é comparar os efeitos do controle de poluição por meio de práticas que são incorporadas dentro do manejo conservacionista do solo em bacias hidrográficas rurais. O AGNPS foi desenvolvido para a análise e previsão do escoamento e qualidade da água em bacias de até 20 mil ha.

O modelo executa suas funções através de uma cadeia de células que obedecem a um sistema matricial, onde são determinadas as condições de fluxo pela identificação das células por um conjunto de números ordenados seqüencialmente. Sua operação é realizada através de células de grade com resolução de 1,012 ha até 16,189 ha, subdivididas na bacia, permitindo análise em qualquer ponto. Para bacias menores que 809,45 ha são recomendadas células com 4,047 ha; para bacias superiores a 809,45 ha, células com 16,189 ha. Cada célula representa homogeneamente os fatores ambientais dentro do limite de sua respectiva área, incluindo condições de relevo e canais; considera-se célula primária aquela na qual nenhuma outra direciona para seu interior estes componentes.

A execução do AGNPS ocorre em três estágios, baseados em 23 parâmetros de informação para cada célula. Os cálculos iniciais são realizados no primeiro estágio. Estes incluem estimativas da erosão do solo, volume e tempo de fluxo de escoamento superficial, nível de poluentes solúveis que deixam a bacia, além de sedimentos e de escoamento superficial que deixam os terraços. No segundo estágio, calcula-se o volume do escoamento superficial que deixa a célula que contém terraços e produção de sedimentos para a célula primária. O fluxo de sedimentos e nutrientes através da bacia se realiza no terceiro estágio.

O modelo apresenta uma planilha eletrônica que deve ser preenchida com informações relativas à caracterização da bacia, tais como: 1) nome de identificação da bacia; 2) área da célula; 3) número total de células; 4) precipitação; 5) índice de erosão; 6) curva número (CN) da SCS; 7) declividade média do terreno (%); 8) declividade média do canal (%); 9) declividade média do talude do canal (%); 10) fator de forma do declive (uniforme, convexo ou côncavo); 11) comprimento do declive médio de drenagem; 12) coeficiente de rugosidade de Manning; 13) fator terraços (indica a presença de um sistema de terraços dentro da célula); 14) fator de erodibilidade do solo (K)-EUPS; 15) fator de cobertura (C) – EUPS; 16) fator práticas (Pc) – EUPS; 17) constante das condições superficiais (baseado no uso da terra); 18) textura do solo; 19) fontes pontuais; 20) fontes de voçorocas; 21) nível de fertilização (baixo, médio, alto e a definir); 22) fator de incorporação (% de fertilização); 23) fator de demanda química de oxigênio.

De acordo com Aragão et al. (2001), o uso do modelo AGNPS possibilita identificar numa microbacia hidrográfica quais são as áreas críticas de poluição pontual por nutrientes químicos, advindos da aplicação de fertilizantes. O modelo computacional AGNPS possui vantagem sobre os demais por permitir a avaliação, além do parâmetro comumente investigado, que é o caso de sedimentos, como também a avaliação de elementos químicos, provenientes de fertilizantes, da aplicação de agrotóxicos e o acompanhamento de qualidade da água, através de monitoramento.

#### SLURP (Semi-distributed Land Use-based Runoff Processes)

O modelo SLURP é um modelo hidrológico semidistribuído que simula os principais processos do ciclo hidrológico (evaporação, transpiração, infiltração, etc). O modelo divide a bacia em um número de unidades

espaciais baseado na classificação do uso da terra e propriedades fisiográficas. Para cada unidade é simulado um balanço hídrico para estimar quantitativamente os elementos do ciclo hidrológico. Cada unidade é então inter-relacionada por meio do escoamento superficial (runoff) resultante (LACROIX et al., 2002).

O modelo tem sido aplicado para a determinação de diferentes componentes do ciclo hidrológico como evaporação do solo e transpiração (KITE, 2000). Não foram encontradas referências da aplicação do modelo para estudos de erosão. Também na descrição do modelo encontrada nos dois artigos citados nesta seção, não há referência à existência de alguma sub-rotina utilizada para estimar perda de solo.

O modelo simula o equilíbrio de água vertical, então, a cada elemento da sub-bacia matriz de cobertura que usa dados de clima diários. A mais recente versão de SLURP incorpora o TOPAZ e SLURPAZ.

Vários simuladores baseados em modelos matemáticos que retratam processos físicos, com base em parâmetros distribuídos, como o ANSWERS e AGNPS, descritos anteriormente, assim como o SHE, SWRRB e SWAT – têm sido desenvolvidos para prever o escoamento superficial, a erosão e o transporte de sedimentos e nutrientes de bacias hidrográficas agrícolas submetidas a diferentes manejos.

A maior limitação ao uso desses modelos é a dificuldade em trabalhar uma grande quantidade de dados que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais. A variabilidade espaço-temporal das características da paisagem incluindo solo, uso da terra, relevo e clima, afetam a resposta hidrológica do sistema físico, implicando em limitações à aplicação de modelos. Dessa forma, a complexidade inerente à manipulação de grandes volumes de dados de natureza espacial e não-espacial limita o uso de modelos de parâmetros distribuídos.

Entretanto, a utilização desses modelos associada aos SIGs, com o desenvolvimento de bases de dados digitais, permite que os dados espaciais referentes a grandes áreas heterogêneas sejam divididos em pequenas unidades hidrológicamente homogêneas, sobre as quais os modelos são aplicados (MACHADO e VETTORAZZI, 2003).

Apesar das vantagens de integração de modelos e SIG como uma ferramenta poderosa para análise de bacias hidrográficas, no Brasil ela ainda é relativamente pouco utilizada.

Dentre os modelos que apresentam interface com SIGs, o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), descrito a seguir, é o mais recente, utilizado

com sucesso na simulação do escoamento superficial das cargas de sedimentos e da qualidade da água de pequenas bacias hidrográficas (TRIPATHI et al., 2003).

#### SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

De acordo com Machado et al. (2003), dentre os modelos hidrológicos e de qualidade da água que vêm sendo desenvolvidos para prever o impacto da agricultura na qualidade das águas superficiais e subterrâneas, o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) permite uma grande flexibilidade na configuração de bacias hidrográficas. O modelo foi desenvolvido para prever o efeito de diferentes cenários de manejo na qualidade da água, produção de sedimentos e cargas de poluentes em bacias hidrográficas agrícolas.

O SWAT é um modelo matemático de parâmetro distribuído, que permite que diferentes processos físicos sejam simulados em bacias hidrográficas, com o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade de água em bacias hidrográficas agrícolas. O modelo opera em intervalo de dias, mas é capaz de simular com eficiência, longos períodos, como vários anos, considerando os efeitos do manejo.

O modelo é baseado em uma estrutura de comandos para propagar o escoamento, sedimentos e agroquímicos através da bacia. Os maiores componentes do modelo incluem hidrologia, clima, sedimentos, temperatura do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola. O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas do escoamento superficial, percolação, fluxo lateral sub-superficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração. O modelo requer dados diários de precipitação, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. O SWAT utiliza uma formulação modificada do Método da Curva Número (CN) para calcular o escoamento superficial ao tipo de solo, uso da terra e práticas de manejo. Uma interface (Di Luzio et al., 2002) foi desenvolvida entre o SWAT e o ArcView.

Para o propósito de modelagem, o SWAT considera a bacia dividida em sub-bacias com base no relevo, solos e uso da terra e, desse modo, preserva os parâmetros espacialmente distribuídos da bacia inteira e as características homogêneas dentro da bacia.

#### AVSWAT (ArcView SWAT)

O principal modelo utilizado nos estudos de caso que serão apresentados a seguir foi o AVSWAT. A adaptação entre o ArcView e o modelo SWAT compõe uma ferramenta completa atuando como pré-processador, interface e pós-processador para o modelo hidrológico SWAT.

De acordo com Machado et al. (2003), dentre os modelos hidrológicos e de qualidade da água que vêm sendo desenvolvidos para prever o impacto da agricultura na qualidade das águas superficiais e subterrâneas, destaca-se o SWAT. Esse modelo admite uma grande flexibilidade na configuração de bacias hidrográficas. Foi desenvolvido para prever o efeito de diferentes cenários de manejo na qualidade da água, produção de sedimentos e cargas de poluentes em bacia hidrográficas agrícolas.

No modelo AVSWAT, a determinação da produção de água da bacia hidrográfica tem como base a equação do balanço hídrico conforme descrito na equação (3):

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \dots \dots \dots [3]$$

onde  $SW_t$  é o conteúdo final de água no solo (mm),  $SW$  é o conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como o conteúdo de água inicial menos o conteúdo de água no ponto de murcha permanente (mm),  $t$  é o tempo (dias),  $R_i$  é a precipitação (mm),  $Q_i$  é o escoamento superficial (mm),  $ET_i$  é a evapotranspiração (mm),  $P_i$  é a percolação (mm),  $QR_i$  é o fluxo de retorno (ascensão capilar) (mm).

O SWAT utiliza uma formulação modificada do método da Curva Número (CN) para calcular o escoamento superficial ao tipo de solo, uso da terra e práticas de manejo.

Para o propósito da modelagem, o SWAT considera a bacia dividida em sub-bacias com base no relevo, solos e uso do solo e, desse modo, preserva os parâmetros espacialmente distribuídos da bacia inteira, bem como suas características homogêneas.

O processo comum para a divisão da bacia em sub-bacias consiste em especificar a área limite, a qual é a área mínima necessária de drenagem para um ponto, formando um canal. Cada sub-bacia pode ser parametrizada pelo SWAT usando-se uma série de Unidades de Resposta Hidrológica (*Hidrologic Response Units – HRU's*).

As HRU's são partes da sub-bacia que possuem uma única combinação de uso da terra/solo/manejo. Uma ou mais combinações de uso da

terra/solo podem ser criadas para cada sub-bacia. Subdividir a bacia em áreas contendo combinações únicas possibilita ao modelo refletir diferenças na evapotranspiração e outras condições hidrológicas para diferentes usos e solos (MACHADO et al., 2003).

O escoamento é calculado para cada HRU e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia. Isso pode aumentar a precisão das previsões e fornecer uma melhor descrição física do balanço de água na bacia (ARNOLD et al., 1998).

Para gerar as HRU's em cada sub-bacia, um nível de sensibilidade é adotado eliminando-se as classes de uso da terra com área menor do que o valor arbitrado. O segundo passo controla a criação das HRU's com base na distribuição dos diferentes tipos de solo sobre os usos da terra selecionados. O solo com área menor do que o nível de sensibilidade adotado (para solo) também é eliminado.

A erosão e a produção de sedimentos são simuladas para cada HRU por intermédio da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE).

A MUSLE é a versão modificada da USLE desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978). Enquanto na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) são utilizados os índices de precipitação como índices indicativos da energia da erosão, a MUSLE usa a quantidade de escoamento superficial para simular a erosão e a produção de sedimentos. A Figura 3 ilustra o fluxograma básico do modelo AVSWAT.

A substituição resulta em um número de benefícios: a precisão do modelo é aumentada; a necessidade de razão de transporte (*delivery ratio*) é eliminada e permite a equação ser aplicada para eventos de chuva individuais.

$$sed = 11,8 * (Q_{surf} * q_{peak} * \text{área}_{hru})^{0,56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} \dots \dots \dots [4]$$

onde sed é a produção de sedimentos em um dado dia (ton),  $Q_{surf}$  é o volume de escoamento superficial (mm),  $q_{peak}$  é a vazão de pico do escoamento ( $m^3/s$ ),  $\text{área}_{hru}$  é a área da HRU (ha),  $K_{USLE}$  é o fator erodibilidade do solo,  $C_{USLE}$  é fator de manejo e cobertura do solo,  $P_{USLE}$  é o fator práticas conservacionistas,  $LS_{USLE}$  é o fator topográfico.

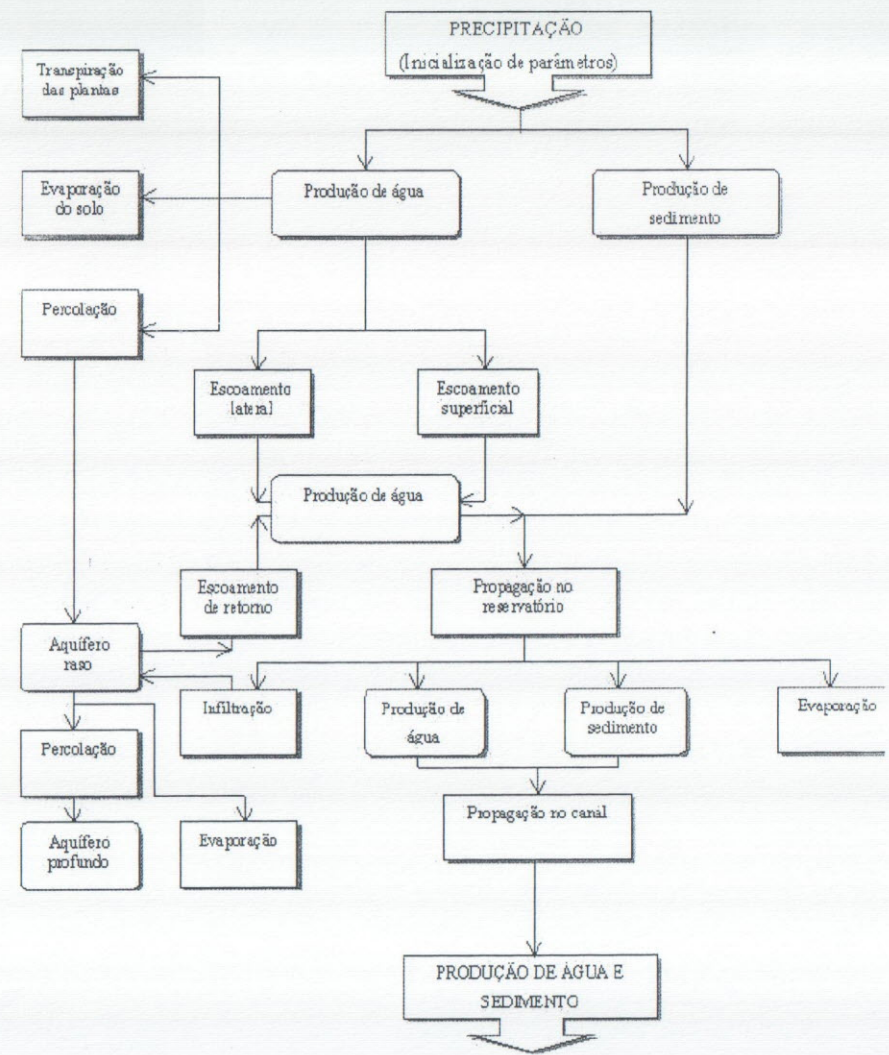


Figura 3. Fluxograma de processamento do SWAT

### Utilização de modelos de simulação adotados para a avaliação de impactos da agricultura em microbacias hidrográficas: estudos de caso

Segundo dados publicados no Relatório de Qualidade Ambiental do Estado de São Paulo (DAEE-IPT, 2005), com base em um mapeamento

realizado desde 1986, 183 dos 645 municípios do Estado de São Paulo apresentam problemas críticos de erosão.

A erosão hídrica no Estado de São Paulo é causada pela erosividade das chuvas, erodibilidade do solo, topografia do terreno e uso e manejo do solo. A distribuição das chuvas concentra-se de 74 a 94% no período coincidente com o de mobilização do solo, no qual fica menos protegido pela vegetação e mais desagregado, portanto mais vulnerável ao processo erosivo. Devido às características climáticas e à erodibilidade do solo, 60,2% da área territorial do Estado é altamente suscetível à erosão quando cultivada. Em relação à topografia, 71,8% do Estado apresentam áreas com relevo suave ondulado ou ondulado, com declividades variando de 0 a 20%. No que se refere ao uso e manejo do solo, grande parte do Estado sofreu ocupação inadequada, não se levando em consideração a capacidade de uso das terras. Com isso, apareceram sérios problemas de erosão e degradação do solo e da água (BERTOLINI et al., 1994).

Com base nessas premissas, observou-se que o Estado de São Paulo apresenta uma série de problemas ambientais originados, em grande parte, pelos processos erosivos. Dessa forma, foram identificadas duas áreas extremamente interessantes para a pesquisa de processos erosivos, situadas nas proximidades do local sede da pesquisa (Embrapa Instrumentação Agropecuária – São Carlos/SP).

As áreas escolhidas para estudo e aplicação dos modelos de simulação estão inseridas na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Mogí Guaçu (UGRHI do Estado de São Paulo nº 09). Esta unidade está localizada na região nordeste do Estado de São Paulo e sudoeste de Minas Gerais. O trecho paulista da Bacia do Mogí Guaçu está compreendido entre os paralelos 21°45' e 22°45', e os meridianos 46°15' e 47°45' (CBHRMG, 1999). O rio Mogí Guaçu, por sua vez, pertence à bacia hidrográfica do rio Paraná, a qual abrange boa parte das regiões sudeste, centro-oeste e sul do Brasil.

#### Aplicação da equação universal de perda de solo

A EUPS pode ser processada por um Software de Sistema de Informações Geográficas (SIGs). Para a aplicação da EUPS, no presente trabalho, foi utilizado o SIG-IDRISI.

Para o cálculo do fator LS, existem variadas metodologias. No presente trabalho, utilizou-se o Software USLE 2D em conjunto com o IDRISI.

#### IDRISI

De acordo com Eastman (1999), um SIG é um sistema auxiliado por computador para a aquisição, armazenamento, análise e visualização de dados geográficos. Atualmente uma variedade de ferramentas de software está disponível para auxiliar nesta atividade e muitas delas definem a si próprias como um SIG. O conjunto de ferramentas utilizadas para a determinação e aplicação da equação universal de perda de solo foram o IDRISI e alguns aplicativos associados.

O Idrisi é um sistema de informação geográfica e um software para processamento de imagens desenvolvido pela *Graduate School of Geography da Clark University*. O IDRISI é líder na funcionalidade analítica *raster*, cobrindo todo o espectro de necessidades de SIG e de sensoriamento remoto, desde consulta a banco de dados e modelagem espacial até realce e classificação de imagens. Facilidades especiais estão incluídas para monitoramento ambiental e gerenciamento de recursos naturais, incluindo análises de séries temporais/mudanças, apoio à decisão por critérios múltiplos e por objetivos múltiplos; análise de incerteza e modelagem de simulação.

Para a simulação da perda de solo foi utilizada a ferramenta *Image Calculator* do IDRISI, sendo o fator LS calculado com a utilização o Software USLE 2D.

#### Software USLE 2D

O Software Usle2D foi desenvolvido pelo *Laboratory for Experimental Geomorphology da University of Leuven* na Bélgica. É uma ferramenta para se calcular o fator LS da EUPS. Baseado no modelo de elevação digital, a USLE 2D fornece diferentes algoritmos de rotina para calcular o LS de áreas de contribuição. A união dessa ferramenta com uma plataforma SIG constitui-se em uma poderosa ferramenta para análises em bacias hidrográficas.

Para sua aplicação, necessita-se do modelo de elevação digital (DEM) da área em estudo para calcular os gradientes de declividades e áreas de contribuição (Figura 1). Outra informação necessária para a simulação é o mapa com as divisões das áreas de interesse (“máscara de entrada”), com as subdivisões convenientes (Figura 2), que no caso estão associadas a uso e tipo de solo.



## Aplicação do modelo AVSWAT 2000

A partir de inúmeros modelos analisados, e tendo-se em vista os objetivos do projeto, optou-se pelo modelo AVSWAT. A principal motivação do interesse por esse modelo pode ser resumida em alguns aspectos: descreve de forma extremamente minuciosa os inúmeros processos relacionados à erosão, tais como transporte e deposição de sedimentos, variações de formas de relevo e todas as etapas do processo hidrológico e, também, do transporte de contaminante.

Trabalhos com a utilização da EUPS, assim como do AVSWAT 2000, têm sido encontrados em artigos de aplicações recentes, sempre associados aos SIGs. Além disso, alguns pesquisadores brasileiros têm feito aplicações com alguns desses modelos, gerando, portanto, possibilidades de intercâmbio de idéias e informações.

Tendo em vista que os modelos apresentam resultados complementares, os resultados de suas aplicações geram resultados extremamente interessantes, principalmente em ambientes que não dispõem de dados relacionados a experimentos de campo (bacias hidrográficas não instrumentadas).

### Estudo de caso: sub-bacia da Fazenda Canchim

Uma das áreas selecionadas para estudos na região do Município de São Carlos, inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Mogí Guaçu, foi uma sub-bacia localizada na Fazenda experimental Canchim da Embrapa no município de São Carlos – S.P. De acordo com Primavesi et al. (1999), a área de estudo está localizada na região central do Estado de São Paulo. Seu relevo entalhado se estende na direção sudeste e se localiza, topograficamente, na região da chamada Serra do Chibarro. A sede da Fazenda Canchim, próxima ao centro geográfico do estado, fica a 7 Km da rodovia Washington Luiz e tem uma área total aproximada de 1500 ha. A Figura 4 ilustra a hidrografia da área em estudo.

A Figura 5 ilustra os tipos de solos da área em estudo. Observa-se que existe uma predominância de Latossolos vermelhos ácricos e distróficos, que também compõem os solos da área: Latossolo vermelho eutrófico, Argissolo vermelho e Neossolo quartzarênico.



Figura 4. Hidrografia da Fazenda Canchim (SILVA et al., 2004).

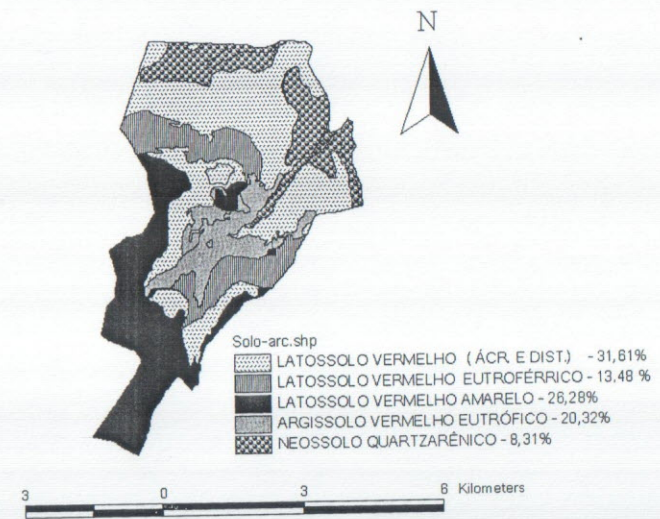


Figura 5. Mapa de solos da Fazenda Canchim (SILVA et al., 2004).

A Figura 6 ilustra o uso de solo da Fazenda Canchim. Observa-se que maior parte da área é composta por pastagem. Uma pequena área composta de cana, milho e eucalipto. Uma parte representativa da área em estudo é composta por mata nativa e cerrado-cerradão, conforme ilustrado pela Figura 5.

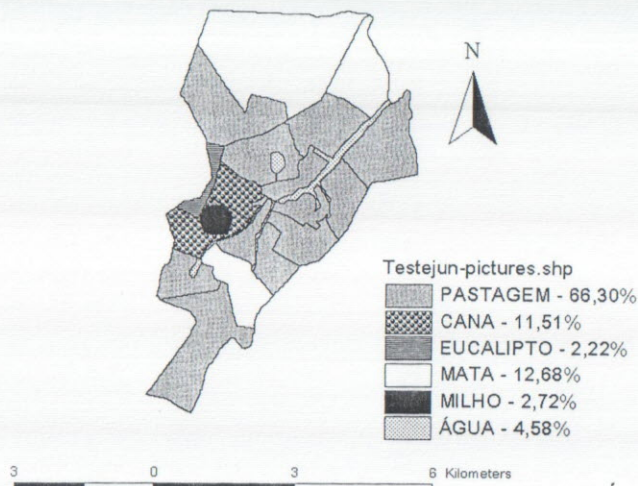


Figura 6. Mapa de uso de solo da Fazenda Canchim (SILVA et al., 2004).

Nos trabalhos realizados na Embrapa Instrumentação Agropecuária, servirão de ferramentas para a consecução dos objetivos deste projeto a aplicação da equação universal de perda de solo e a aplicação de modelo de simulação de erosão e qualidade da água. Constata-se que a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) é a forma de previsão de erosão mais utilizada com fundamentação em conceito empírico. A USLE sofreu alterações e revisões ao longo dos anos, sendo as mais significativas denominadas RUSLE e MUSLE.

Posteriormente e mais recentemente, em paralelo com estas revisões da USLE, surgiram os modelos físicos para estudo de erosão. Inúmeros modelos foram propostos ao longo dos últimos anos, cada um com suas respectivas características, sendo estas principalmente generalizadas em simulação de processos hidrológicos, transporte de contaminantes e deposição de material, entre outros processos físicos.

Com relação às coberturas, observa-se que o menor valor de 0,39 t/ha/ano foi obtido para a mata nativa e os maiores foram de 32,50 t/ha/ano e 42 t/ha/ano para as culturas de cana e milho respectivamente (Tabela 2). Os resultados parecem ser razoáveis, pois as culturas de milho e cana apresentam menor cobertura vegetal com relação às outras culturas.

Tabela 2. Perdas de solo calculadas para a Fazenda Canchim em função de diferentes coberturas (SILVA et al., 2004).

Cobertura	Perda de solo (t/ha/ano)
Mata Nativa	0,39
Eucalipto	2,90
Pastagem	3,86
Cana	32,50
Milho	42,00

Observa-se pela Tabela 3 que os menores valores de perda de solo são obtidos para o Latossolo Vermelho eutrófico e Neossolo Quartzarênico e para o Latossolo Vermelho Amarelo com valores respectivamente de 1,79 t/ha/ano e 1,92 t/ha/ano; e os maiores valores são obtidos para Argissolo Vermelho Eutrófico (176 t/ha/ano) e para Latossolo Vermelho Amarelo (8,17 t/ha/ano). Os resultados têm coerência com os valores apresentados por Lombardi Neto (2005a), pois indicam que dos solos analisados o Argissolo Vermelho eutrófico apresenta maiores valores de erodibilidade, e o Neossolo Quartzarênico e Latossolo Vermelho eutrófico apresentam menores. Além da influência do fator de erodibilidade alto para o Argissolo Vermelho eutrófico, outro fator que no caso da área em estudo contribui para elevado valor de perda de solo é o de grandes valores de declividade conseqüentes elevados fatores LS relativos à área deste solo.

Tabela 3. Perdas de solo calculadas para a Fazenda Canchim em função de diferentes tipos de solos (SILVA et al., 2004).

Tipo de solo	Perda de solo (t/ha/ano)
Latossolo Vermelho eutrófico	1,79
Neossolo Quartzarênico	1,92
Latossolo Vermelho (ácrico e distrófico)	6,81
Latossolo Vermelho Amarelo	8,17
Argissolo Vermelho eutrófico	176,0

A Figura 7 ilustra as sub-bacias criadas pelo modelo em função hidrografia e conseqüentes divisões de HRU (unidades de resposta hidrológica), que levam em consideração além de características topográficas e hidrográficas, uso do solo e solo na sub-bacia. No caso foram criadas 17 sub-bacias, das quais, pelo elevado número

informações, as análises de resultados foram realizadas apenas para apenas 3 sub-bacias: Sub-bacia 1, Sub-bacia 3 e Sub-bacia 12.



Figura 7. Divisão em sub-bacias realizada pelo AVSWAT na Fazenda Canchim (SILVA et al., 2004).

A Figura 8 ilustra as perdas de solos para as sub-bacias estudadas para o mês de janeiro do ano de 2000. As perdas de solo variam desde 0,613 t/ha/ano a 71 t/ha/ano. Nas Tabelas 4 a 6, são apresentadas as principais características das sub-bacias analisadas.

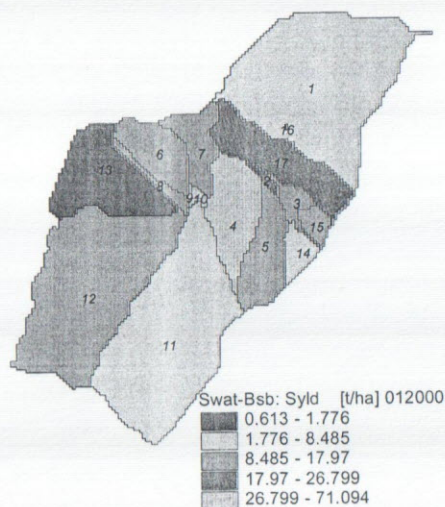


Figura 8. Perdas de solo obtidas para a sub-bacia da Fazenda Canchim (SILVA et. al., 2004).

Tabela 4. Característica da Sub-bacia 1 (área total 407,72 ha).

Solos componentes	Coberturas
Latossolo Vermelho Amarelo (14,24 ha)	Pastagem, água, cana-de-açúcar, floresta
Latossolo Vermelho Escuro (199,45 ha)	
Terra Roxa Estruturada (44,06 ha)	
Latossolo Roxo (38,18 ha)	
Areia Quarzoza (111,77 ha)	

Tabela 5. Característica da Sub-bacia 3 (área total 48,81 ha).

Solos componentes	Coberturas
Latossolo Vermelho Amarelo (0,19 ha)	Pastagem, água
Latossolo Vermelho amarelo (13,17 ha)	
Latossolo Vermelho escuro (3,34 ha)	
Terra Roxa Estruturada (31,73 ha)	
Latossolo Roxo (0,37 ha)	

Tabela 6. Característica da Sub-bacia 12 (área total 281,56 ha).

Solos Componentes	Coberturas
Latossolo Vermelho Amarelo (168,6 ha)	Pastagem, água, milho, floresta, cana-de-açúcar, floresta mista, floresta natural
Latossolo Vermelho escuro (49,55 ha)	
Terra Rroxa Estruturada (53,92 ha)	
Latossolo Roxo (9,47 ha)	

A primeira análise que se faz é relativa ao total de toneladas de sedimentos transportada para o interior do corpo de água (Figura 9) na sub-bacia 1. Observa-se que, entre 2000 e 2003, o total de sedimento levados para o corpo de água oscilou entre 17000 ton e 27000 ton. Se fizermos uma relação com área (Figura 10) temos uma oscilação entre os anos de 2000 a 2003 entre 12 e 18 ton/ha/ano.

Analogamente a análise realizadas com relação a Sub-bacia 1, foram analisadas as Figura 11 e Figura 12 (Sub-bacia 3). Observa-se que entre 2000 e 2003 o total de sedimentos levados para o corpo de água oscilou entre 320 ton e 400 ton. Da mesma forma que para a Sub-bacia 1 foram plotados na Figura 10 os valores de perda de solo anuais por hectare. Observou-se uma oscilação entre os anos de 2000 a 2003 entre aproximadamente 6 e 7 ton/ha/ano.

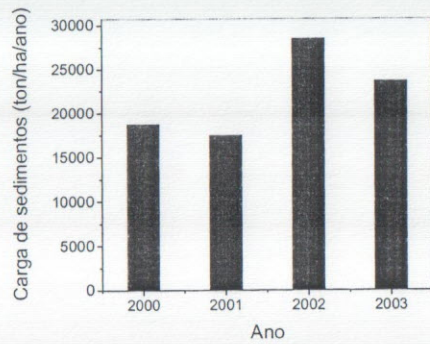


Figura 9. Variação ao longo dos anos aporte total de sedimentos transportados para o rio na sub-bacia 1 (SILVA et al., 2004).

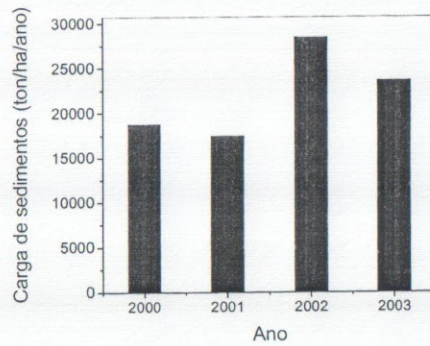


Figura 10. Variação ao longo dos anos do total da perda de solo (carga de sedimentos) na sub-bacia 1 (SILVA et al., 2004).

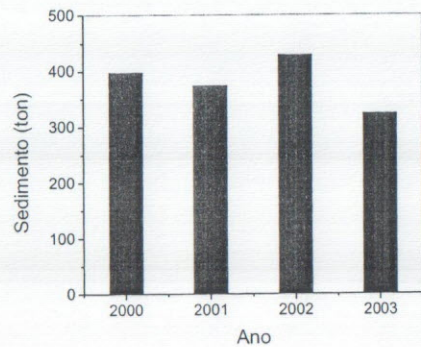


Figura 11. Variação ao longo dos anos do aporte total de sedimentos transportados para o rio (Sedimento) na sub-bacia 3 (SILVA et al., 2004).

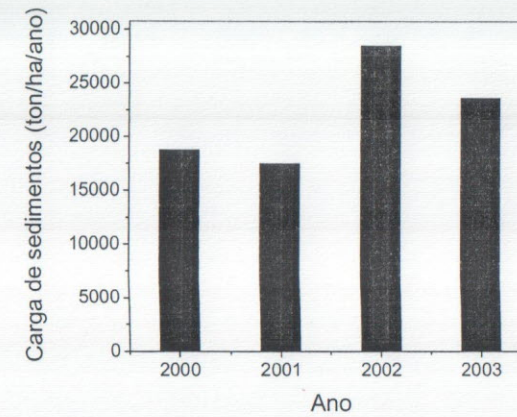


Figura 12. Variação ao longo dos anos do total da perda de solo (carga de sedimentos) na sub-bacia 3 (SILVA et al., 2004).

Finalmente, para as mesmas análises na Sub-bacia 12, obteve-se que o total de sedimentos que chega ao rio, entre 2000 e 2003, oscilou entre 3000 ton e 4000 ton (Figura 13). Com relação à perda de solo, entre os anos de 2000 a 2003 aproximadamente, os valores, variaram de 10 a 15 ton/ha/ano (Figura 14).

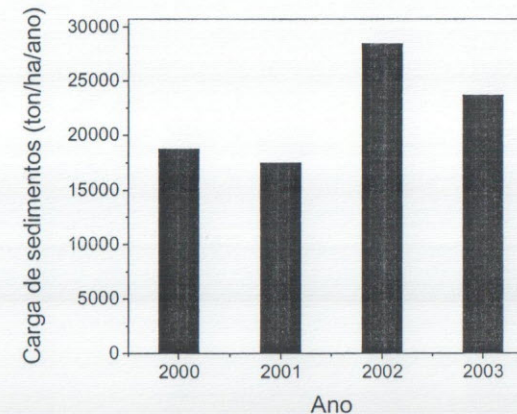


Figura 13. Variação ao longo dos anos do aporte total de sedimentos transportados para o rio na Sub-bacia 12 (SILVA et al., 2004).

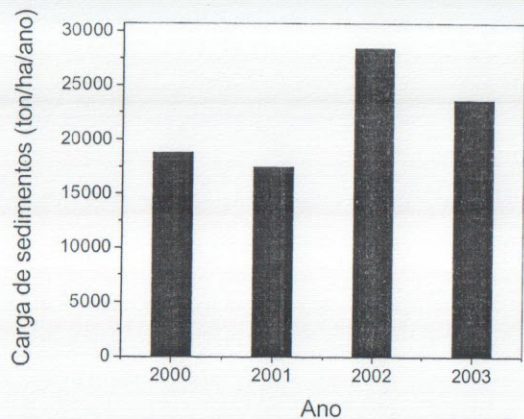


Figura 14. Variação ao longo dos anos do total da perda de solo (carga de sedimentos) na sub-bacia 12 (SILVA et al., 2004).

*Estudo de caso: Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e Microbacia Hidrográfica do Córrego do Beija-Flor (Jataí)*

No compartimento da bacia hidrográfica do rio Mogí Guaçu está inserido (no município de Luís Antônio) o Parque Estadual do Jatay (PEJ), com uma área aproximada de 11.000 ha, o qual está representado pela Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e pela Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA).

A EEJ é uma das mais importantes unidades de conservação do Estado de São Paulo, tanto para a conservação da biodiversidade como para a melhoria das condições ambientais locais e regionais (HENKE-OLIVEIRA, 2003).

Uma das características extremamente relevantes relacionadas à EEJ e que é base para a manipulação de modelos ambientais que requerem uma grande quantidade de dados de entrada, foi a quantidade e qualidade das informações científicas acumuladas ao longo dos últimos anos. Entre os conhecimentos acumulados referentes à EEJ, extremamente utilizados como suporte à realização dos estudos de modelagem, podem-se destacar:

- Trabalhos de caracterização e mapeamento dos solos das bacias hidrográficas (LORANDI et al., 1993a; LORANDI et al., 1993b; LORANDI e LACERDA, 1992; LORANDI et al., 1990).

- Trabalhos de caracterização das lagoas, planície de inundação e córregos inseridos na EEJ (ALBUQUERQUE et al., 2000; GUERESCHI e FONSECA-GESSNER, 2000; PINTO et al., 2000; SIMÕES-FILHO et al., 2000; ANDRADE et al., 1993).

- Trabalhos de caráter mais holístico, envolvendo caracterização da paisagem, análise ambiental, monitoramento, diretrizes para a conservação e planos de manejo para a área da EEJ (PIRES, 1994; PIRES, 1995; PIRES, 1999; PIRES e SANTOS, 1995; PIRES e SANTOS, 1996; PIRES et al., 2000a; PIRES et al., 2000b; PIRES et al., 2000c).

- Trabalhos desenvolvidos no intuito de analisar o entorno da Estação Ecológica de Jataí e o município de Luís Antônio (PIRES et al., 2000d; ROQUE e TRIVINHO-STRIXINO, 2000).

Além desses materiais, existe uma série de informações acumuladas sobre a região pelos trabalhos desenvolvidos no Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental<sup>1</sup>.

Em relação aos estudos dos solos da EEJ, destacam-se os trabalhos realizados pelo Laboratório de Solos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana (DEC/UFSCar).

Dessa forma, foi selecionado um compartimento da bacia hidrográfica do rio Mogí Guaçu, o qual contém parte da EEJ.

Na margem direita do rio Mogi-Guaçu, em uma área do município de Luís Antônio, foi delimitada a Microbacia Hidrográfica do Córrego do Beija-Flor (MBH-BF). Essa unidade compreende uma área aproximada de 7.980 hectares. Dois setores dessa microbacia são ocupados pela EEJ, sendo cobertos por vegetação natural.

Foram identificadas 10 classes de solos na microbacia hidrográfica do córrego do Beija-Flor/Jataí (Figura 16). Os principais tipos de solos são os Latossolos (62% da área) e os Neossolos Quartzarênicos (25%). As demais classes de solos encontradas, ocupando menores áreas, foram os Gleissolos, Argissolos, Chernossolos e Neossolos Litólicos.

Em relação à hidrografia, a microbacia hidrográfica do córrego do Beija-Flor/Jataí possui os seguintes corpos d'água (Figura 15): córregos Beija-Flor (ou Jataí), da Bandeira, do Jordão e do Retiro.

<sup>1</sup> DHB-UFSCar/www.lapa.ufscar.br

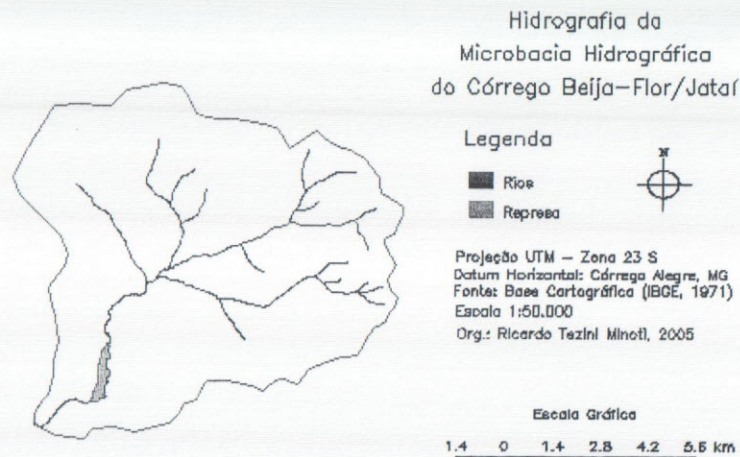


Figura 15. Hidrografia da microbacia hidrográfica do córrego do Beija-Flor/Jataí (município de Luís Antônio/SP).

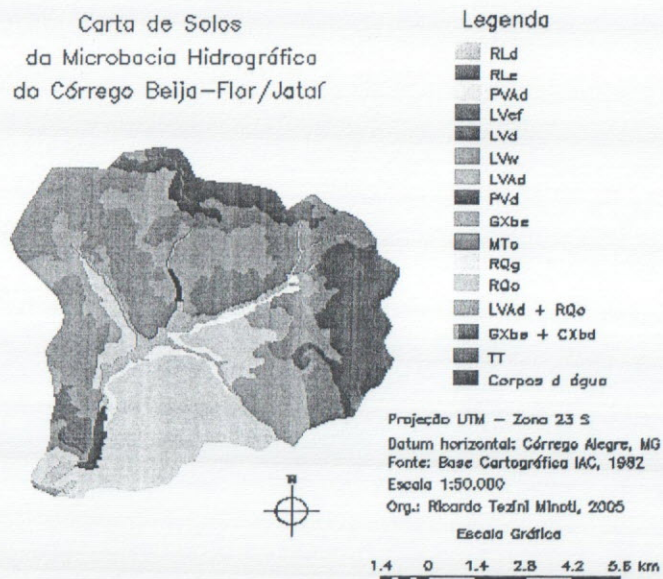


Figura 16. Mapa de solos da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Beija-Flor (Município de Luiz Antônio/SP).

O uso do solo da microbacia hidrográfica do córrego do Beija-Flor/Jataí (Figura 17) é dividido entre a área de preservação (área da EEJ), predominando vegetação natural (36% da área da microbacia), área de experimentação florestal da EELA, onde são cultivadas diferentes espécies de pinus e eucalipto (25%), e a área agrícola, a qual é ocupada com a monocultura da cana-de-açúcar (39%).

A microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor/Jataí, apesar de conter 36% de área ocupada por vegetação natural, apresenta uma região com variação mais acentuada do relevo submetida à ocupação por eucalipto, pinus e cana-de-açúcar.

A média de perda de solo por erosão superficial para a microbacia, (resultados obtidos pela aplicação da EUPS) foi de 16 t/ha.ano, e na área ocupada por vegetação natural a média foi de 0,05 t/ha.ano. Observa-se, dessa forma, que, apesar de grande parte da microbacia ser ocupada por vegetação natural, a taxa de perda anual de solo ainda é elevada tendo em vista a ocupação do solo por culturas em regiões de maior declividade.

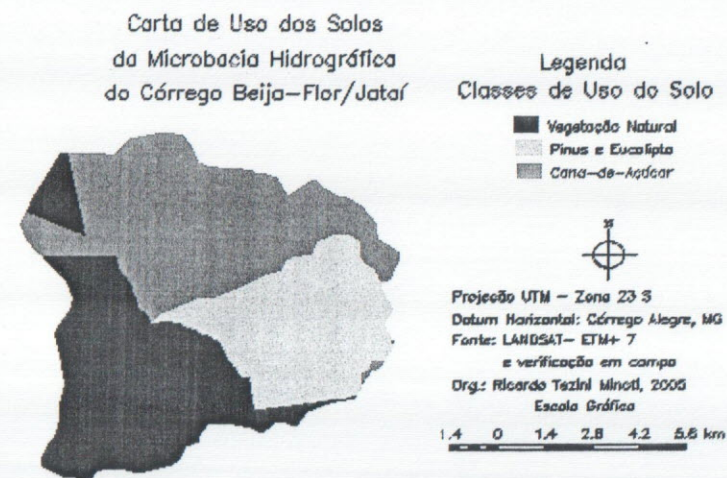


Figura 17. Mapa de uso de solo da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Beija-Flor (Município de Luiz Antônio/SP).

Tendo em vista que a perda de solo na área ocupada por vegetação natural foi de 48 t/ano e que a perda total da microbacia foi de 127.723 t/ano, observa-se que os sedimentos produzidos na região a montante da microbacia, ocupada por culturas, pode estar ocasionando um impacto

nos recursos hídricos à jusante da unidade hidrográfica, principalmente nos corpos d'água que margeiam a EEJ e no córrego Beija-Flor, o qual atravessa a Estação Ecológica na parte inferior da microbacia.

Na Figura 18, podem-se observar os valores de perda média e perda total de solo para a MBH-BF em cada intervalo de declividade. Os valores de perda de solo apresentaram relação linear com a quantidade de área de cada faixa de declividade. No intervalo de 3 a 100%, a relação com a área ocupada não foi proporcional em função, provavelmente, dos baixos valores de declividade, um dos fatores que mais interferem nos processos erosivos.

Na Figura 19, podem-se observar os valores de erosão em função dos tipos de solo da MBH-BF. Os Neossolos Litólicos, por apresentarem os valores mais elevados de erodibilidade de todas as classes de solo identificadas, foram responsáveis por 34% da perda total por erosão hídrica na microbacia, mesmo ocupando apenas 4% da área total.

Os resultados referentes aos Latossolos (LVd, LVef, LVw) foram significativos. Tendo em vista que esses solos apresentam baixos valores de erodibilidade, os resultados podem estar relacionados a outros fatores como declividade ou uso a que eles foram submetidos.

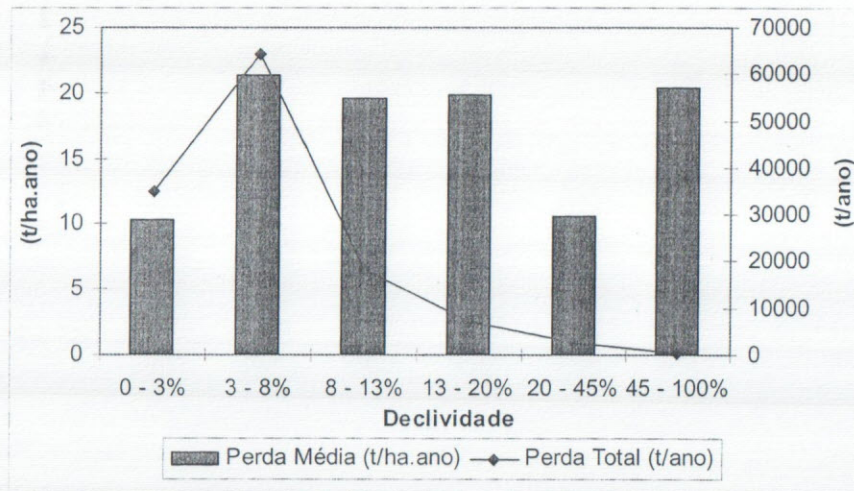


Figura 18. Perdas média e total de solo da Microbacia Hidrográfica do córrego do Beija-Flor/Jataí nos intervalos de declividade.

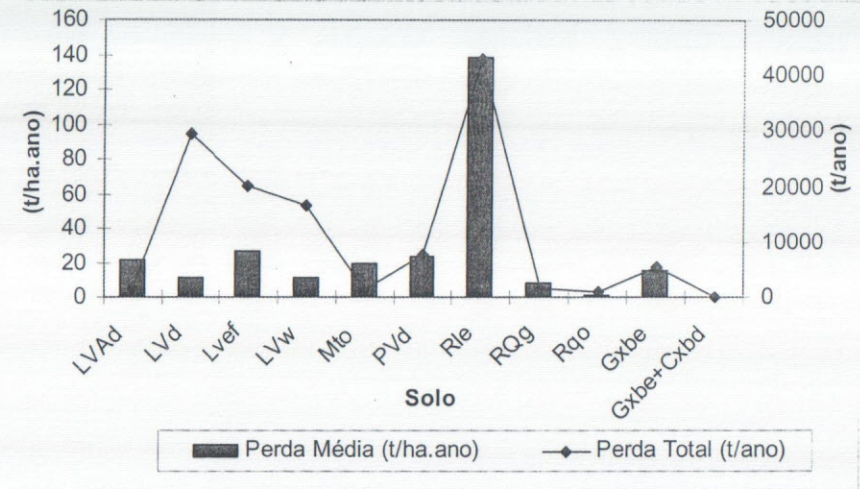


Figura 19. Perdas média e total de solo da Microbacia Hidrográfica do córrego do Beija-Flor/Jataí referentes aos tipos de solo.

Observando-se os resultados de estimativa de erosão em função dos usos do solo da MBH-BF (Figura 20), notam-se os valores elevados tanto para a cultura da cana-de-açúcar como para a área da EELA submetida ao plantio de pinus e eucalipto. Isso deve estar relacionado ao relevo da microbacia. Os locais onde são desenvolvidas essas culturas fazem parte da região a montante da MBH-BF, constituída de altitudes mais elevadas e variações de declividade mais acentuadas. A área ocupada pelas culturas de pinus e eucalipto abrange a Serra do Jataí, região que apresentou os valores mais elevados do fator LS da EUPS e do Potencial Natural de Erosão dos Solos (PNE) de toda a microbacia hidrográfica.

Em relação aos resultados obtidos pela aplicação do modelo SWAT, no processo de simulação a microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor/Jataí foi dividida em 35 sub-bacias e subdividida em 96 unidades de resposta hidrológica (HRUs).

Nas simulações realizadas até o momento, foi utilizado o segmento do modelo SWAT relacionado à quantificação da produção de sedimentos. Na Figura 21, podem-se observar as faixas de valores de cargas de sedimentos gerados em cada uma das 35 sub-bacias. Os resultados simulados pelo modelo foram condizentes com os dados de erosão obtidos pela aplicação da EUPS na microbacia hidrográfica. Pode-se observar que os valores mais baixos de produção de sedimentos foram

identificados na região a jusante da microbacia, onde está inserida da EEJ.

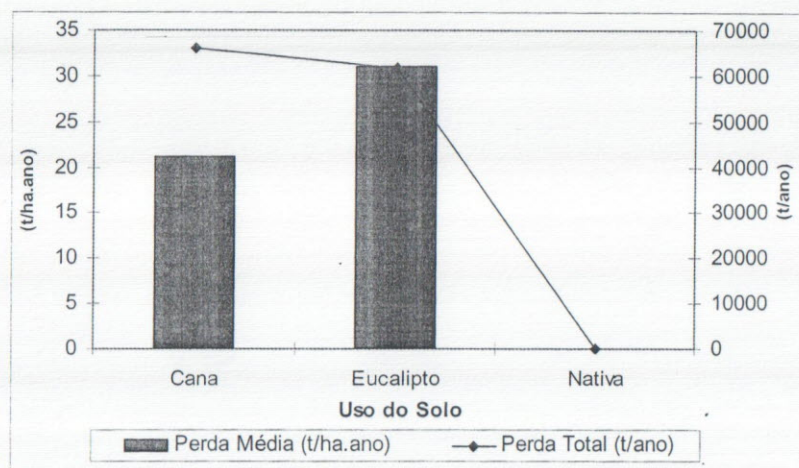


Figura 20. Perdas média e total de solo da microbacia hidrográfica do córrego do Beija-Flor/Jataí referentes aos tipos de uso do solo.

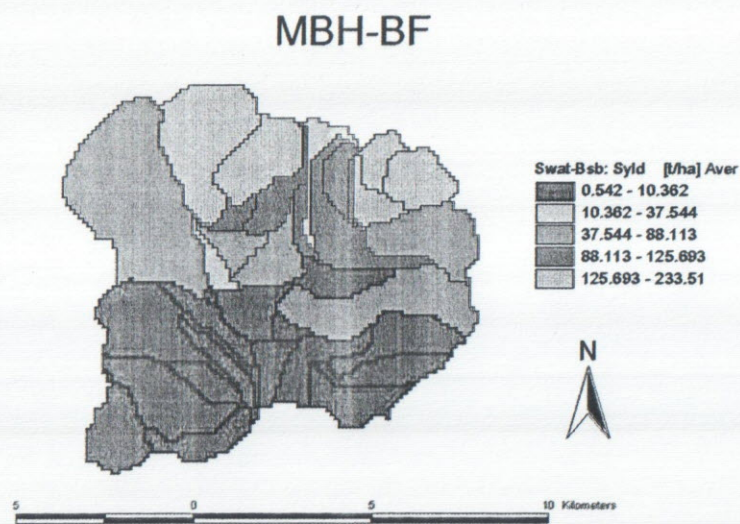


Figura 21. Produção de sedimentos (t/ha.ano) da microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor (MBH\_BF).

A integração da EUPS com SIG, assim como do modelo hidrossedimentológico SWAT – versão AVSWAT 2000, também integrada ao SIG, facilitou a manipulação dos dados de entrada e a visualização dos resultados finais. Em contraste aos modelos concentrados tradicionais, o enfoque distribuído, tanto da EUPS como do modelo SWAT, contribuiu para a identificação de áreas mais críticas relacionadas aos processos erosivos e à produção de sedimentos.

Os resultados obtidos pela utilização da EUPS e do SWAT na microbacia hidrográfica do córrego do Beija-Flor/Jataí poderão ser utilizados, indubitavelmente, na identificação dos usos do solo mais apropriados e das práticas de manejo mais adequadas para os setores que apresentam maior vulnerabilidade ambiental.

### Conclusões

Este trabalho visou contribuir com os objetivos do grupo de pesquisa “Desenvolvimento e Aplicação de Métodos, Modelos e Tecnologias Avançadas para Estudos de Impacto de Atividades Agrícolas nos Recursos Edafo-Hídricos”, da Embrapa Instrumentação Agropecuária, que envolvem o estabelecimento de uma plataforma regional a ser utilizada na realização de estudos em bacias hidrográficas onde são desenvolvidas atividades agrícolas. Essa plataforma deverá contribuir com o processo de gestão e de tomada de decisão, local e regional, a partir da geração de cenários ambientais.

As ferramentas manipuladas na presente pesquisa, associadas ao banco de dados regional, referente aos recursos edafo-hídricos, que está sendo organizado, são extremamente interessantes e devem fazer parte de novos estudos para o aprimoramento de sua utilização no município de São Carlos e região, podendo ser utilizadas em programas de monitoramento regional, contribuindo com o desenvolvimento rural sustentável.

Os trabalhos de pesquisa associados aos modelos de predição devem ser estimulados no país, assim como o desenvolvimento de bases de dados regionais. Nesse sentido, a instrumentação de bacias hidrográficas, relacionada, principalmente, à obtenção de dados climáticos, hidrológicos e edáficos, é fundamental. A maior disponibilidade de dados de entrada aos modelos ambientais é extremamente útil nas etapas de calibração e validação, contribuindo para o melhor entendimento dos processos e, conseqüentemente, para a geração de informações com maior relevância para a tomada de decisão.



## Referências

- ALBUQUERQUE, A. L. S.; FERNANDES, M. A.; CORDEIRO, R. C.; SIMÕES FILHO, F. F. L. Secular trophic changes in the Infernã Lake (Jataí Ecological Station, SP) based on sedimentary pigments profiles. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed). **Estudos Integrados em Ecossistemas**: Estação Ecológica de Jataí. São Carlos: RIMA, 2000. v. 2. p. 359-364.
- ANDRADE, M.; LORANDI, R.; TRINDADE, M.; FERNANDES, M.; MINOTI, R. T. Caracterização Física, Química e Mineralógica dos Sedimentos das Lagoas do Infernã e Diogo (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 12, n. 2, p. 503-514, 1993.
- ARAGÃO, L. A. P.; SARMENTO, R.; LISBÃO-JÚNIOR, L. Gerenciamento do aporte de fósforo a cursos d'água proveniente da aplicação de fertilizantes no solo em bacia hidrográfica com plantio comercial. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 14., 2001, Aracajú-Sergipe. **Anais...** [S. l: s. n.], 2001. não paginado.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; SAMMONS, N. B. **SWRRB**: A basin scale simulation model for soil and water resources management. Texas: A&M Univ. Press, College Station, 1990. 115 p.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, F. R.; MAIDMENT, D. R. Continuous-time water and sediment routing model for large basins. **Hydr. Engin.** [S. l.], v. 121, p. 171-183, 1995.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. **JAWRA**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
- BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F.; MONKE, E. J. ANSWERS: a model for Watershed Planning. **Transactions of the ASAE**, v. 23, n. 4, p. 938-944, 1981.
- BERTOLINI, D.; KROLL, F. M.; LOMBARDI-NETO, F.; CRESTANA, M. S. M.; DRUGOWICH, M. I.; ELIAS, R.; CORRÊA, R. O.; BELLINAZZI JR.; R. Tecnologias Disponíveis para a Implementação de Técnicas Complementares no Solo. In: BERTOLINI, D.; KROLL, F. M.; LOMBARDI-NETO, F.; CRESTANA, M. de S. M.; DRUGOWICH, M. I.; ELIAS, R.; CORREA, R. O.; BELLINAZZI-JÚNIOR. R. **Manual técnico de manejo e conservação do solo e água**: Tecnologias disponíveis para a implementação de técnicas complementares no solo. Campinas: CATI, 1994. v. 5, 128 p. (CATI: Manual técnico, 42).
- BERTONI, J.; LOMBARDI-NETO, F.; BENATTI-JÚNIOR, R. **Equação de perdas de solo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1975. (Boletim Técnico, n. 21).
- BERTONI, J.; LOMBARDI-NETO, F. **Conservação do Solo**. 4 ed. Piracicaba: Livrocetes, 1999. 392 p.
- BEVEN, K.; FREER, J. A dynamic TOPMODEL. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 15, p. 1993-2011, 2001.
- BORAH, D. K.; XIA, R.; BERA, M. DWSM: A Dynamic Watershed Simulation Model. In: SINGH, V. P.; FREVERT, D. (Ed). **Mathematical models of small watershed hydrology applications**. Chelsea: Water Resources Publications, 2002. p. 113-166.
- CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372 p.
- CBHRMG. **Diagnóstico da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu "Relatório Zero"**. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu. 1999, 252 p.
- DAEE-IPT. **Relatório de Qualidade Ambiental do Estado de São Paulo**. Lei nº 9509/97. 2004/2005. São Paulo: 2005, 278p.
- DE ROO, A. P. J.; WESSELING, C. G.; RITSEMA, C. J. LISEM: a single event physically-based hydrologic and soil erosion model for drainage basins: I. Theory, input and output. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 8, p. 1107-1117, 1996a.
- DE ROO, A. P. J.; OFFERMANS, R. J. E.; CREMERS, N. H. D. T. LISEM: a single event physically-based hydrologic and soil erosion model for drainage basins: II. Sensitivity analysis, validation and application. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 8, p. 1119-1126, 1996b.
- DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G.; NEITSCH, S. L.; WILLIAMS, J. R. **ArcView Interface for SWAT2000**: User's Guide. Temple, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2002. 345 p.
- EASTMAN, J. R. **Idrisi 32** – Guide to GIS and image processing. Clark Labs: Worcester, 1999.
- EILERS, V. H. **Erosão do Solo e qualidade da água**: o conceito de Tolerância de Perda de Solo. EMBRAPA, 2003. Relatório Parcial de Atividades do Projeto Vinculado ao Programa Capes-Produt USP-PPG-SEA.

EL-SWAIFY, S. A.; DANGLER, F. W. Rainfall Erosion in the Tropics: A State-of-the Art. In: EL-SWAIFY, S. A. et al. (Org.). **Soil Erosion and Conservation in the Tropics**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. (Special Publication Number 43). Cap. 1. p. 1-25.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. (Ed.). **USDA: Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation**. NSERL Report No. 10. West Lafayette, Indiana: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. 47907.

GARRIDO, J. M. **Aplicação de Modelo Matemático de Simulação com Utilização de SIG à Bacia do Rio Jiquiriçá – Bahia**. 2003. 186f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.

GUERESCHI, R. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. Avaliação das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento de três córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000. v. 2. p. 387-402.

HENKE-OLIVEIRA, C. **Mapa da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio-SP) após o decreto da sua ampliação**. 2003. Disponível em: <<http://lapa.ufscar.br>> Acesso em: 2 fev. 2006.

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

KIRBY, M. J. Modelling across scales: the MEDALUS family of models. In: BOARDMAN, J.; FAVIS-MORTLOCK, D. T. (Ed.). **Modelling Soil Erosion by Water: NATO-ASI Series I-55**. Berlin: Springer, 1998. p. 161-174.

KIRBY, M. J.; COX, N. J. A climatic index for soil erosion potential (CSEP) including seasonal and vegetation factors. **Catena**, Amsterdam, v. 25, p. 333-352, 1995.

KITE, G. Using a basin-scale hydrological model to estimate crop transpiration and soil evaporation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 229, p. 59-69, 2000.

KNISEL, W. G. **CREAMS: a Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems**. US Department of Agriculture Research Report, n. 26, 643 p. 1985.

KNISEL, W. G. CREAMS/GLEAMS: a development overview. In: BEASLEY, D. B.; KNISEL, W. G.; RICE, A. P. (Ed.). **Proceedings of the CREAMS/GLEAMS Symposium**. Publication 4, Athens: University of Georgia, Agricultural Engineering Department, 1991. p. 9-17.

LACROIX, M. P.; MARTZ, L. W.; KITE, G. W.; GARBRECHT, J. Using digital terrain analysis modelling techniques for the parameterization of a hydrologic model. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 17, p. 127-136, 2002.

LICZNAR, P.; NEARING, M. A. Artificial neural networks of soil erosion and runoff prediction at the plot scale. **Catena**, Amsterdam, v. 51, p. 89-114, 2003.

LOPES, V. L. CHDM: Catchment Hydrology Distributed Model. In: WARD, T. J. (Ed.). **Watershed Management Planning for the 21st Century: Proceedings of the Symposium held in San Antonio, Texas, August 14-16, 1995**. [San Antonio]: American Society of Civil Engineers, 1995. p. 144-153.

LORANDI, R.; FREIRE, O.; GONÇALVES, A. R. L.; TRINDADE, M. **Mapa de Solos da Bacia do Córrego do Jataí e áreas adjacentes**. 1990. Escala 1:25000. [S. l.: s. n.], 1990.

LORANDI, R.; GONÇALVES, A. R. L.; TRINDADE, M.; SOBREIRA, M. L. Levantamento pedológico semidetalhado da microbacia do Córrego Cafundó e áreas adjacentes. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE LA CIENCIA DEL SUELO, 12., 1993, Salamanca. **Anais...** Salamanca-Sevilla: [s. n.], 1993a.

LORANDI, R.; CINTRA, V. C. U.; SOUZA, J. A.; BACHEGA, J. A. Caracterização geoquímica dos solos da microbacia hidrográfica do Córrego do Cafundó (SP, Brasil). In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE LA CIENCIA DEL SUELO, 12., 1993, Salamanca. **Anais...** Salamanca-Sevilla: [s. n.], 1993b. p. 255-263.

MACHADO, R.; VETORAZZI, C.A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (SP). **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 27, p. 735-741, 2003.

MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A.; CRUCIANI, D. E. Simulação de escoamento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Rbrh: Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 8, n. 1, jan/Mar, p. 147-155, 2003.

MARCOMIN, F. E. **Análise Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Pinheiros (Municípios de Orleans e São Rudgero, SC) com Base na Caracterização e Diagnóstico dos Elementos da Paisagem e da Perda de Solo por Erosão Laminar**. 2002. 155f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

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 process-based approach for predicting soil loss from fields and small catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, Sussex, v. 23, p. 527–544, 1998.

NEW, M. G.; SCHULZE, R. E. Hydrologic sensitivity to climate change in the Langrivier catchment, Stellenbosch, South Africa and some implications for geomorphic processes. **Zeitschrift fur Geomorphologie Supplementband**, v. 107, p. 11-34, 1996.

PAIVA, J. B. D. Métodos de cálculo do transporte de sedimentos em rios. In: JOÃO BATISTA DIAS DE PAIVA; ELOIZA MARIA CAUDURO DIAS DE PAIVA. (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001, v. 1, p. 313-364.

PINTO, M. T. C.; MOZETO, A. A.; TOLENTINO, M. Dinâmica de nutrientes na mata ripária à Lagoa do Diogo no sistema planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: EESC-USP, 2000. v. 1, p. 267-284.

PIRES, A. M. Z. C. R. **Elaboração de um banco de dados digitais georeferenciados como subsídio ao planejamento e manejo de uma unidade de conservação: Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP)**. 1994. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PIRES, A. M. Z. C. R. **Diretrizes para a Conservação da Biodiversidade em Planos de Manejo de Unidades de Conservação. Caso de estudo: Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio (Luiz Antônio – SP)**. 1999. 192 f. Tese (Doutorado em Ciências – área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais) –

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PIRES, A. M. Z. C. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. Caracterização e diagnóstico ambiental de uma unidade da paisagem. Estudo de caso: Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000a. v. 1, p. 1-26.

PIRES, A. M. Z. C. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. Zoneamento ambiental e plano de manejo para uma unidade da paisagem. Estudo de caso: Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000b. v. 1, p. 27-58.

PIRES, A. M. Z. C. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. Caracterização Ambiental de uma Unidade de Conversação. Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000c. v. 1, p. 59-72.

PIRES, J. S. R. **Análise Ambiental voltada ao Planejamento e Gerenciamento do Ambiente Rural: Abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antônio, SP**. 1995. 192 f. Tese (Doutorado em Ciências – área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. Bacias Hidrográficas: Integração entre o meio ambiente e desenvolvimento. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 40, n. 110, p. 40-45, 1995.

PIRES, J. S. R. ; SANTOS, J. E. Preliminary Analysis of Environmental Impacts Applied to a Rural Areas of São Paulo State. (Luiz Antonio, SP Brazil). **International Association for Impact Assesment**, Estado Unidos, v. II, p. 969-974, 1996.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, A. M. Z. C. R. Análise de risco ambientais no entorno de uma Unidade de Conservação (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP). In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000d. v. 1, p.73-94.

- PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C. P. A.; PEDROSO, A. F.; CAMARGO, A. C.; RASSINI, J. B.; ROCHA FILHO, J.; OLIVEIRA, G. P.; CORREA, L. A.; ARMELIN, M. J. A.; VIEIRA, S. R.; DECHEN, S. C. F. **Microbacia Hidrográfica do Ribeirão Cachim. São Carlos. Embrapa Pecuária Sudeste** – Boletim de Pesquisa Nº 5. 133p. 1999.
- QUINTON, J. N. Validation of physically-based models, with particular reference to Eurosem. In: Rickson, R. J. (Ed.) **Conserving Soil Resources: European Perspectives**. CAB International, Cambridge, 1994, p. 300-313.
- RANIERI, S. B. L. **Estimativa da Erosão do Solo em uma Bacia Hidrográfica no Município de Piracicaba (SP) utilizando os Modelos USLE e WEPP**. 2000. 95 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- REFSGAARD, J. C.; STORM, B. MIKE SHE. In: Vijay P. Singh (Ed.) **Computer Models of Watershed Hydrology**. Highlands Ranch, Colorado: Water Resources Publications. 1995, p. 365-379.
- REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 2004. 478 p.
- RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. PRUSLE: revised universal soil loss equation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 46, n. 1, p. 30–33, 1991.
- ROQUE, F. de O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Avaliação preliminar da qualidade da água dos córregos do município de Luiz Antônio (SP) utilizando macroinvertebrados. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (eds.), **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000a. v. 2. p. 721-732.
- SCHMIDT, R. E.; WERNER, V.; MICHAEL, A. Application of the Erosion 3D model to the Catsop watershed, The Netherlands. In: **Modelling of Soil Erosion by Water on a Catchment Scale**. *Catena*. Amsterdam, v. 37, n. 3-4, p. 449-456, 1999.
- SCHULZE, R. **ACRU: background, concepts and theory**. Pietermaritzburg, South Africa: University of Natal, Department of Agricultural Engineering, Agricultural Catchments Research Unit, 1989. (Report 35).
- SILVA, F. G. B.; MINOTI, R. T.; ANGELOTTI-NETTO, A.; REIS, J. A. T.; CRESTANA, S. Determinação da perda de solo em uma sub-bacia hidrográfica rural da região de São Carlos - S.P, a partir de modelo hidrosedimentológico. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 7., 2004, SÃO LUIS. **Anais...** [S. l.: s. n.], 2004. não paginado.
- SILVA, F. G. B.; CRESTANA, S. Modelos e formulações para análise de erosão de solos em bacias hidrográficas voltados ao planejamento ambiental. In: **CIÊNCIAS Ambientais: diversas abordagens para a bacia hidrográfica**. São Carlos: RIMA, 2004.
- SIMÕES FILHO, F. F. L.; ALBUQUERQUE, A. L. S.; MOZETO, A. A.; GODOY, J. M. O. Role of Mogi-Guaçu flood-pulse on sedimentation and particulate composition in the Infernã Lake. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA, 2000. v. 2. p. 347-358.
- SIMÕES, L. B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias**. 2001. 271 f. Tese (Doutorado) – Faculdades de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- SINGH, V. P.; FREVERT, D. **Mathematical models of small watershed hydrology applications**. Chelsea: Water Resources Publications, 2002. 947 p.
- SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C.; QUINTON, J. N. Dynamic, distributed simulation of watershed erosion: the KINEOS2 and EUROSEM models. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 50, n. 5, p. 517–520, 1995.
- SOUTO, A. R. **Análise espacial e temporal da produção de sedimentos em uma microbacia rural com o modelo AGNPS e técnicas de SIG**. 1998. 112 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- SRINIVASAN, V. S.; GALVÃO, C. O. Evaluation of runoff and erosion loss in micro-basins utilizing the hydrodynamic model WESP. **Advances in Engineering Software**, Essex, v. 22, p. 79–85, 1995.
- TRIMBLE, S. W.; CROSSON, P. U.S. Soil Erosion rates: Myth and Reality. **Science Magazine**, Washington, v. 289, n. 14, July, 2000. p. 248-250.
- TRIPATHI, M. P.; PANDA, R. K.; RAGHUWANSHI, N. S. Identification and prioritization of critical sub-watersheds for soil

conservation management using the SWAT model. **Biosystems Engineering**, v. 85, n. 3, p. 365-379, 2003.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 1. ed. Porto Alegre-RS: Editora da UFRGS / ABRH, 1998. v. 1. 652 p.

WATTS, G. Hydrological Modelling in practice. In: WILBY, R. L. (Ed.). **Contemporary Hydrology**. Chichester: John Wiley & Sons, 1997.

WILLIAMS, J. R. The physical components of the EPIC model. In: EL-SWAIFY, S. A.; MOLDENHAUER, W. C.; LO, A. (Ed.). **Soil Erosion and Conservation**. Ankeny: Soil Conservation Society of America, 1985. p. 272-284.

WILLIAMS; J. R.; NICKS, A. D.; ARNOLD, J. G. Simulator for water resources in rural basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 111, n. 6, p. 970-986, 1985.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: USDA/ARS, 1978. 58 p. (Agricultural Handbook, no. 573).

YOUNG, R. A.; ONSTAD, C. A.; BOSH, D. D.; ANDERSON, P. **AGNPS: An Agricultural Non-point source pollution model: A watershed analysis tool**. Washington DC, USA: US Department of Agriculture, 1987. (Conservation Research Report, 35).

### Processamento de Imagens em Ciência do Solo - raízes, morfologia e cobertura do solo

*Lúcio André de Castro Jorge*

*Silvio Crestana*

#### Introdução

A motivação ao estudo de técnicas de processamento e análise de imagens digitais aplicadas à Ciência do Solo, tais como: estudo do sistema radicular, morfologia e cobertura do solo, dentre outras, surge da possibilidade de obtenção de informações complementares às técnicas experimentais convencionais, de tempo e custo muito elevados, permitindo o desenvolvimento de ferramentas mais precisas, rápidas e de custo reduzido.

No estudo do sistema radicular o processamento de imagens facilita a determinação do comprimento, da área superficial, do volume e da análise da distribuição radicular ao longo do perfil de solo. Estes parâmetros, quando calculados manualmente, são extremamente trabalhosos, sendo este o motivo dos estudos do sistema radicular terem tido avanço mais significativo após a introdução de técnicas de imagens.

No estudo da morfologia do solo (agregados e poros), a sua caracterização por meio de técnicas de imagens facilita a análise e permite maior rapidez nas análises.

No estudo da cobertura do solo por imagens, tem-se uma forte contribuição na avaliação das características físicas, como teores de matéria orgânica e textura dos diversos tipos de solos, pois estas são correlacionadas com a resposta espectral registrada em imagens provenientes dos campos. Ainda que influenciadas por outras variáveis como tratos culturais, umidade, adequada seleção de bandas espectrais e resolução espacial, as imagens podem proporcionar uma boa caracterização dos solos dentro de um campo de cultivo, gerando a identificação de zonas homogêneas de propriedades físicas do solo. O uso de técnicas de processamento de imagens pode ser uma ferramenta