

THATIANA APARECIDA LELIS

**MODELAGEM DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL
E PERDA DE SOLO NA BACIA DO RIBEIRÃO
SÃO BARTOLOMEU, ZONA DA MATA DE MINAS
GERAIS, UTILIZANDO O SIMULADOR SWAT**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS-BRASIL
2011**

THATIANA APARECIDA LELIS

**MODELAGEM DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL
E PERDA DE SOLO NA BACIA DO RIBEIRÃO
SÃO BARTOLOMEU, ZONA DA MATA DE MINAS
GERAIS, UTILIZANDO O SIMULADOR SWAT**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do Título de *Doctor Scientiae*.

Aprovada: 04 de fevereiro de 2011

Antonio Marozzi Righetto

Sílvio Crestana

Ecidinéia Pinto Soares
(Coorientadora)

Dario Cardoso de Lima
(Coorientador)

Maria Lúcia Calijuri
(Orientadora)

À minha família

AGRADECIMENTOS

A Deus!

À minha família, em especial, minha mãe e meus irmãos.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realização dos cursos de Graduação e Pós-Graduação em Engenharia Civil.

À professora Lúcia Calijuri, pela amizade, pelos incentivos, pelos ensinamentos e pela orientação durante a realização deste trabalho, bem como o exemplo de profissionalismo.

À amiga e conselheira Néia, pelos momentos de reflexão, profissionalismo, apoio e gentileza.

Ao professor e conselheiro Dario, pelos ensinamentos, disponibilidade durante todos os anos de convivência e o cavalheirismo ímpar.

Ao professor Paulo Sérgio de Almeida Barbosa, pelo apoio, amizade e incentivo, desde a graduação.

Aos funcionários do Laboratório de Mecânica dos Solos da UFV, em especial ao meu querido Julinho, pela ajuda em todos os momentos.

Ao Laboratório de Hidráulica da UFV, pela disponibilidade das instalações para calibração dos equipamentos.

Aos amigos de SIGEO, Othávio, Sam, Wil, Paola, Aníbal, Lelê, André, Aauri, Luiz, Pedro, Henrique, Sandrinha, Mauro, Liana e Madson, pelos momentos de diversão, companheirismo e pelas ótimas recordações dos tempos vividos.

A todos os colegas de Pós-Graduação, pelo convívio diário, em especial Simone, Adinele e Flávio.

À secretária da Pós-Graduação, Cristina Beatriz, pela amizade, disponibilidade, paciência e presteza.

À Eletrobras Furnas, pelo incentivo na conclusão deste trabalho.

A todos não citados, mas que contribuíram para que o trabalho pudesse ser concluído.

BIOGRAFIA

THATIANA APARECIDA LELIS, filha de Márcio Antônio Lelis Costa e Vânia de Fátima Rodrigues Lelis, nasceu em 21 de maio de 1979, em Viçosa, MG.

Em 1997 ingressou no curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa, onde colou grau em maio de 2002.

Em abril de 2002 iniciou o Curso de Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração em Geotecnia, pela Universidade Federal de Viçosa, concluindo-o em abril de 2004.

Em março de 2007 iniciou o Curso de Doutorado em Engenharia Civil, área de concentração em Geotecnia, pela Universidade Federal de Viçosa.

É funcionária, desde 2008, da Eletrobras Furnas.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABELAS	ix
TERMINOLOGIA	x
RESUMO	xi
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA / REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1. EROSIÃO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS	4
3.1.1. PROCESSO EROSIVO.....	4
3.1.2. ESTUDOS, ESTIMATIVAS E CONSEQUÊNCIAS DA PERDA DE SOLO.....	5
3.1.3. FATORES DE INFLUÊNCIA NOS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS.....	9
3.2. MODELAGEM AMBIENTAL	12
3.2.1. BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE PLANEJAMENTO.....	12
3.2.2. MODELOS HIDROLÓGICOS.....	14
3.2.3. SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL - SWAT.....	18
3.3. MODELAGEM AMBIENTAL UTILIZANDO O SWAT	20
3.3.1. COMPONENTES DO SWAT.....	22
3.3.2. DADOS DE ENTRADA/OBTENÇÃO DO BANCO DE DADOS MODELO SWAT....	30
3.3.3. DELIMITAÇÃO E DIVISÃO DA BACIA UTILIZANDO O SWAT.....	32
3.3.4. APLICAÇÕES DO SWAT.....	38
3.3.5. CRITÉRIOS DE UTILIZAÇÃO E LIMITAÇÕES DO SWAT.....	42
3.4. SENSIBILIDADE DO MODELO	45
3.5. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO	50
3.6. SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS	53
4. MATERIAIS E MÉTODOS	59
4.1. ÁREA DE ESTUDO	59
4.2. OBTENÇÃO DO BANCO DE DADOS CLIMATOLÓGICOS DA BACIA	63
4.3. DESCRIÇÃO DAS PARCELAS EXPERIMENTAIS	63
4.4. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO	67
4.5. USO E TIPO DO SOLO	68
4.6. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA BACIA	72
4.7. DETERMINAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO, DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL, DO COEFICIENTE DE ESCOAMENTO E DAS PERDAS DE SOLO	74
4.8. SISTEMAS COMPUTACIONAIS	77
4.9. DADOS DE ENTRADA NO SWAT	77
4.9.1. DADOS DOS SOLOS.....	78
4.9.2. DADOS DE CLIMA.....	87

4.9.3. DADOS DE CRESCIMENTO VEGETAL	88
4.9.4. ESCOAMENTO SUPERFICIAL (ES).....	90
4.9.5. OUTRAS CONSIDERAÇÕES	93
5. RESULTADOS.....	95
5.1. DADOS DE CAMPO	95
5.2. MODELAGEM NO SWAT	104
5.2.1. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	104
5.2.3. CALIBRAÇÃO DO MODELO	113
5.2.4. VALIDAÇÃO/VERIFICAÇÃO EM CAMPO.....	121
5.2.5. DISCRETIZAÇÃO DA BACIA	122
5.2.6. SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS	125
5.2.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	132
6. CONCLUSÕES	134
7. RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS	137
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	138
ANEXOS	162

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma de processos do SWAT (modificado de King et al., 1996, por Machado, 2002; Prado, 2005; e Moro, 2005).....	21
Figura 2 - Dados de entrada do SWAT.....	31
Figura 3 - Delimitação de uma bacia no SWAT.....	33
Figura 4 - Definição da área de contribuição da bacia.	34
Figura 5 - Interface de execução do modelo SWAT.....	38
Figura 6 - Tendências dos cenários do IPCC para as emissões de CO2 (IPCC, 2007).	56
Figura 7 - Localização da bacia do ribeirão São Bartolomeu no município de Viçosa.....	60
Figura 8 - Localização da sub-bacia do ribeirão São Bartolomeu na bacia do rio Doce.....	60
Figura 9 - Localização das parcelas experimentais na bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu.....	65
Figura 10 - Parcelas experimentais.	66
Figura 11 - Medição de escoamento das parcelas, através de linígrafo instalado no vertedouro.	67
Figura 12 - Carta de uso do solo da BHRSB.	68
Figura 13 – Situação atual da bacia – Pastagem.	70
Figura 14 – Situação atual da bacia – Cafezal.	70
Figura 15 – Cobertura de mata, com destaque para a existência de serapilheira.	70
Figura 16 - Carta de solos da BHRSB.	71
Figura 17 - Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente da BHRSB	73
Figura 18 - Pluviógrafo do tipo Pulso.	75
Figura 19 - Sistema de coleta de sedimentos com manta de geotêxtil.	76
Figura 20 – Sedimentos recolhidos e secos em estufa.	76
Figura 21 – Entrada dos dados climatológicos.	87
Figura 22 – Entrada dos valores de CN.....	90
Figura 23 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para a pastagem não-degradada.	96
Figura 24 - Lâmina precipitada e perda de solo para a pastagem não-degradada.....	97
Figura 25 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para a pastagem degradada.	97
Figura 26 - Lâmina precipitada e perda de solo para a pastagem degradada.....	98
Figura 27 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para o cafezal.	99
Figura 28 - Lâmina precipitada e perda de solo para o cafezal.....	99
Figura 29 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para cafezal em relevo plano.	100
Figura 30 - Lâmina precipitada e perda de solo para cafezal em relevo plano.....	100
Figura 31 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para a mata e eucaliptal. ..	102
Figura 32 - Lâmina precipitada e perda de solo para a mata e eucaliptal.....	102
Figura 33 – Variação do escoamento superficial para a parcela de Café Côncavo, em 23/01/2007.	103

Figura 34 – Sub-bacias da análise de sensibilidade pela Simulação 1.....	105
Figura 35 – Sub-bacias da análise de sensibilidade pela Simulação 2.....	111
Figura 36 – Mapa de produção de sedimentos para a BRSB em 2007.	119
Figura 37 – Mapa de escoamento superficial para a BRSB em 2007.....	120
Figura 38 - Mapa da distribuição da produção de sedimentos e escoamento superficial para a BRSB em 2007, para diferentes níveis de divisão da bacia.....	124
Figura 39 – Simulação da produção de sedimentos na BHRSB em 2006, 2007 e 2008.....	126
Figura 40 - Alterações previstas na temperatura de superfície para o início e final do século 21 em relação ao período 1980-1999.....	128
Figura 41 - Alterações relativas da precipitação para o período 2029-2099, em relação a 1980-1999.	129
Figura 42 - Mapa da distribuição da produção de sedimentos e escoamento superficial para a BRSB para diferentes cenários futuros de alteração climática.....	132

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros de maior sensibilidade no SWAT segundo a literatura	47
Tabela 2 – Projeção do aquecimento médio global da superfície no final do século XXI	55
Tabela 3 – Estações meteorológicas - Dados de precipitação e temperatura.....	63
Tabela 4 – Características das parcelas experimentais.....	64
Tabela 5 - Distribuição da área total em relação ao uso do solo da BHRSB.....	69
Tabela 6 - Distribuição da área total da BHRSB em relação às classes de solo.....	72
Tabela 7 - Características físicas da BHRSB.....	73
Tabela 8 - Distribuição de declividades na bacia	74
Tabela 9 – Máxima profundidade da raiz no perfil do solo.....	79
Tabela 10 – Características dos solos para entrada no modelo SWAT	85
Tabela 11 – Dados utilizados para o crescimento vegetal da bacia, baseados no banco de dados do SWAT e na literatura brasileira	89
Tabela 12 – Valores do parâmetro CN para as culturas da bacia do ribeirão São Bartolomeu	91
Tabela 13 – Valores de CN adotados	92
Tabela 14 – Coeficientes de escoamento superficial determinados em campo	104
Tabela 15 – Análise de sensibilidade automática para a variável vazão - Simulação 1.....	106
Tabela 16 – Análise de sensibilidade automática para as variáveis vazão e sedimentos - Simulação 1.	107
Tabela 17 – Análise de sensibilidade manual para as variáveis vazão e sedimentos - Simulação 1.	109
Tabela 18 – Análise de sensibilidade manual para as variáveis vazão e sedimentos - Simulação 2.	112
Tabela 19 - Resultados do modelo sem calibração e com calibração automática e manual para a produção de sedimentos e escoamento superficial.....	116
Tabela 20 - Produções médias de sedimento e escoamento superficial em 2007.....	117
Tabela 21 – Coeficientes de escoamento superficial determinados através do SWAT	117
Tabela 22 - Resultados da validação do modelo para a produção de sedimentos e escoamento superficial	122
Tabela 23 - Produções médias de sedimento e escoamento superficial em 2007 para diversos níveis de divisão da BHRSB	123
Tabela 24 - Cenários de alteração climática simulados pelo SWAT	129
Tabela 25 - Produções médias de sedimento e escoamento superficial para diversos cenários de alterações climáticas da BHRSB	130
Tabela 26 - Características físicas dos solos das parcelas experimentais.....	162
Tabela 27 - Características químicas dos solos das parcelas experimentais.....	163
Tabela 28 – Dados utilizados na modelagem após a calibração	164

TERMINOLOGIA

- BHRSB** – Bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu
- SIG** – Sistema de Informação Geográfica
- EUPS** – Equação Universal da Perda de Solo
- HRU** – Unidade de resposta hidrológica
- CN** – número da Curva do método SCS para cálculo da evapotranspiração
- SCS** – Soil Conservation Service
- MDEHC** – Modelo digital de elevação hidrológicamente consistente
- LH-OAT** – método estatístico conjunto para análise de sensibilidade
- SSQ** – soma dos quadrados residuais. Opção do algoritmo utilizado na calibração automática do SWAT
- SSQR** – soma dos quadrados da diferença dos valores medidos e simulados. Opção do algoritmo utilizado na calibração automática do SWAT
- COE** – coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe
- SRES** – Relatório Especial sobre Previsões de Emissões de CO₂
- PVA** – Classe de solo - argissolo vermelho-amarelo
- LVA** – Classe de solo - latossolo vermelho-amarelo
- Cx** – Classe de solo - cambissolo
- Gx** – Classe de solo - gleissolo

RESUMO

LELIS, Thatiana Aparecida. D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2011. **Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na bacia do ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT.** Orientadora: Maria Lúcia Calijuri. Coorientadores: Ecidinéia Pinto Soares e Dario Cardoso de Lima.

A avaliação quantitativa da perda de solo por erosão, da perda de água e das cargas de sedimentos que atingem os corpos d'água é fundamental para o planejamento ambiental em escala de uma bacia hidrográfica, contribuindo para o processo de tomada de decisão relacionado às melhores opções de manejo do solo e à manutenção da qualidade dos recursos hídricos. Estimativas destes dados têm sido realizadas ao redor do mundo, com base na utilização de modelos empíricos ou conceituais. Além de uma forma econômica na elaboração de cenários, os modelos ambientais, associados aos sistemas de informações geográficas, contribuem para a localização de áreas críticas, fornecendo indicativos para operações emergenciais de contenção ou controle de processos erosivos em estado avançado, além da simulação de cenários futuros. O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) foi selecionado como ferramenta básica para os estudos realizados nesta pesquisa em função do seu desenvolvimento, que visa a verificação dos efeitos resultantes das modificações no uso do solo, e de estar sendo testado em diferentes partes do mundo, com resultados satisfatórios. O trabalho foi realizado na bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu (BHRSB), Zona da Mata de Minas Gerais, na qual foram instaladas 10 parcelas experimentais que serviram para a coleta de dados de perda de solo e escoamento superficial, em condições de chuva natural. A área em análise peca pela ausência de estudos quantitativos e comparativos deste tipo na região e, mesmo considerando o território brasileiro, o número de pesquisas a respeito deste assunto é pequeno, principalmente em relação à abordagem referente à quantidade de sub-bacias, sensibilidade dos parâmetros de entrada do modelo e simulação de cenários futuros. Os resultados do modelo foram bastante satisfatórios, atingindo um coeficiente de eficiência (COE) na calibração de 0,953 e 0,999 para a produção de sedimentos e escoamento superficial, respectivamente. A partir do modelo

calibrado e validado em campo procedeu-se à análise de discretização da bacia, da qual se concluiu que para a área de estudo, a maior ou menor subdivisão não influencia nos resultados simulados pelo modelo. Complementarmente, foram simulados cenários de alterações no uso e de alterações climáticas futuras, baseadas nas previsões do IPCC. Todos os cenários evidenciaram a grande sensibilidade da bacia às mudanças, em especial as previstas para ocorrerem no clima. Assim, a aplicação satisfatória do SWAT na BHRSB possibilita a elaboração de um plano de gestão para a área, minimizando os impactos atuais e futuros.

ABSTRACT

LELIS, Thatiana Aparecida. D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2011. **Modeling of runoff and soil loss in the São Bartolomeu stream watershed, Forest Zone of Minas Gerais, using the SWAT simulator.** Advisor: Maria Lúcia Calijuri. Co-Advisors: Ecidinéia Pinto Soares and Dario Cardoso de Lima.

The quantitative evaluation of water and soil losses by erosion is essential for the efficient environmental management of natural resources at watershed scale. Estimates of these data have been carried out worldwide, using empirical or conceptual models, making it possible to obtain information about an area quickly and inexpensively. Besides an economic scenario development, environmental models, coupled with geographic information systems, contributes to locate critical areas, providing indications for emergency operations to contain or control erosion at an advanced stage, and the simulation of future scenarios. Among these models, stands out SWAT (Soil and Water Assessment Tool), the model used in this research. It have been used and tested in different parts of the world, with satisfactory results to predict the impact of changes in land use, soil type and management. This study was performed in the São Bartolomeu Stream Watershed, in Brazil, where 10 plots were installed to monitor the surface runoff and soil losses under natural rainfall conditions. This area suffers from the absence of quantitative studies and comparisons of this kind in the region. Even in Brazil, the number of searches on this subject is small. The Nash-Sutcliffe efficiency coefficient was used to evaluate the model performance. The values of 0.953 obtained for sediment yield and 0.999 obtained for runoff represent well-calibrated models. From the calibrated and validated proceeded to the analysis of watershed discretization, which concluded that for the study area, greater or lesser subdivision does not influence the results simulated by the model. Additionally scenarios were simulated use and future climate changes, based on IPCC's forecasts. All scenarios showed great sensitivity to changes in the watershed. Thus, the satisfactory implementation of the SWAT enables a management plan for the area, minimizing the current and future impacts.

1. INTRODUÇÃO

O uso inadequado e contínuo dos solos agrícolas causa a perda gradual da sua capacidade produtiva e a contaminação dos recursos hídricos por sedimentos e poluentes de origem difusa. A ação antrópica, por meio da utilização de práticas que destroem o equilíbrio das condições naturais, acelera esse processo de maneira intensa. Para Wilkinson (2005), os seres humanos são os principais agentes causadores da erosão no planeta e isso pode resultar em impactos ambientais diversos, além da perda de terras agricultáveis.

De acordo com Amorim (2000), o processo erosivo constitui-se na principal causa de degradação dos solos trazendo, em consequência, prejuízos ao setor agrícola e ao meio ambiente, com reflexos econômicos e sociais. Tendo como agravante os efeitos das mudanças ambientais globais, uma das incertezas críticas para os próximos anos refere-se às alterações que poderão ocorrer nos processos erosivos. É o que discutem Amore et al. (2004), afirmando que a erosão do solo pode se tornar exagerada no futuro, em muitas partes do mundo, em decorrência das mudanças climáticas, do aumento da população e da intensificação dos processos relacionados ao ciclo hidrológico.

Os processos erosivos representam um problema, não somente pela perda de solo como meio de suporte às atividades agrícolas, mas também por trazerem consequências negativas relacionadas ao assoreamento e contaminação dos cursos de água, lagos e represas em nível local ou até mesmo em grandes áreas. Além disso, o desmatamento e a erosão dos solos podem provocar o desaparecimento de mananciais, bem como acentuar os efeitos das inundações. Enfim, a erosão dos solos causa uma gama de efeitos negativos, desde a sua própria degradação, passando por problemas ambientais de uma forma geral, em que se verificam sérios impactos no ciclo hidrológico e hidrossedimentológico em bacias hidrográficas (TUCCI, 1998).

Em uma visão holística de preservação dos recursos naturais, a identificação dos problemas ambientais de uma área deve subsidiar a implementação de um planejamento do uso e ocupação dos solos, já que se trata da etapa essencial na minimização dos impactos causados pela erosão. Todavia, para que tais práticas conservacionistas resultem em melhoria significativa e a custos

aceitáveis, é necessário que se proceda a uma avaliação ambiental, a fim de se obter maior precisão em relação à localização e quais destas devam ser implantadas (PRADO, 2005). Nesse contexto, a integração da tecnologia SIG com modelos matemáticos de estimativa de perdas de solo por erosão vem sendo aplicada com eficiência no planejamento agroambiental de microbacias hidrográficas, principalmente no diagnóstico do risco de erosão.

As alterações na produção de água e sedimentos em uma bacia hidrográfica, em função das ações antrópicas, nem sempre podem ser quantificadas devido à falta de monitoramento e à deficiência de medições de vazão líquida e sólida. Assim, o impacto das mudanças no uso do solo nas características hidrossedimentológicas de bacias hidrográficas pode ser avaliado em termos qualitativos e quantitativos através da construção de cenários utilizando modelos matemáticos associados a Sistemas de Informações Geográficas, que facilitam a manipulação e interpretação dos dados. Dentre esses modelos, destaca-se o SWAT, desenvolvido para simular o impacto das alterações do uso, tipo e manejo do solo no escoamento, produção de sedimentos, carga de poluentes e qualidade da água em bacias hidrográficas.

Os estudos com o SWAT foram realizados em uma bacia tipicamente agrícola, em uma região de poucos estudos de modelagem. Além da quantidade pequena de pesquisas sobre este tema, de uma maneira geral, não há um grupo de pesquisas no Brasil que dê continuidade à modelagem em áreas agrícolas, cujas atividades impactam de forma acentuada o meio ambiente.

Com este trabalho espera-se que o modelo SWAT possa auxiliar na seleção de práticas eficientes de manejo para controlar a erosão. Além disso, a modelagem a partir da simulação de novos cenários de uso, manejo e mudanças climáticas poderá contribuir para o planejamento do uso racional dos recursos naturais e servir como suporte à gestão ambiental.

Apresenta-se, neste trabalho, uma revisão dos assuntos pertinentes ao tema da pesquisa, os objetivos (geral e específicos), a metodologia utilizada e a caracterização da área, os resultados obtidos e, ao final, as recomendações para trabalhos futuros.

2. OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho são, de maneira geral e específica, descritos a seguir:

2.1. GERAL

- Estudo do escoamento superficial e da perda de solo na bacia do ribeirão São Bartolomeu, localizada no município de Viçosa, Zona da Mata de Minas Gerais, a partir da utilização do modelo SWAT.

2.2. ESPECÍFICOS

- Estudar o potencial natural de perda de solos da área de estudo;
- Estimar a produção de sedimentos e escoamento superficial da bacia a partir de dados de solo, cobertura vegetal e precipitação;
- Analisar quais os parâmetros de entrada com maior influência no modelo (análise de sensibilidade);
- Avaliar como a subdivisão da bacia altera as estimativas do modelo e representa, adequadamente, os processos hidrossedimentológicos que ocorrem na bacia;
- Avaliar outros cenários a partir do estudo do cenário atual, quanto à produção de sedimentos e escoamento superficial;
- Simular o efeito das alterações climáticas, provenientes do acréscimo de CO₂ na atmosfera, a partir de alterações na temperatura e precipitação, e avaliar o impacto nas perdas de solo e escoamento superficial na bacia.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA / REVISÃO DE LITERATURA

Para um melhor entendimento da aplicação de modelos nos processos hidrossedimentológicos é importante conhecer estes processos e os modelos envolvidos na análise ambiental.

3.1. EROÇÃO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

Os estudos dos processos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas vêm da necessidade de se compreender os processos que controlam o movimento da água, a erosão e a perda de solo e os impactos de mudanças do uso do solo sobre a quantidade e qualidade da água. Os problemas derivados dos sedimentos se avolumam à medida em que há maior desenvolvimento e ocupação do espaço geográfico, tanto do ponto de vista da remoção como do ponto de vista da sedimentação (SILVA, et al. 2003). Neste sentido, é importante avaliar o processo erosivo no que diz respeito aos fatores de influência, aos sedimentos produzidos e suas consequências, como se segue.

3.1.1. PROCESSO EROSIVO

Em condições normais, as feições do relevo resultam de um longo e lento conjunto de processos que tem início com o intemperismo das rochas e consequente formação de solo. Esse solo formado pode ser depositado no lugar de origem ou pode ser erodido, carregado e depositado em outro local, ou seja, a erosão faz parte do processo natural de formação do relevo (MINELLA, 2003). Entretanto, se há ocorrência de erosão acelerada, a velocidade com que camadas de solo são removidas é maior do que a quantidade formada pelo intemperismo e pedogênese, resultando na degradação do sistema.

Bertoni e Lombardi Neto (1990) definiram erosão como o processo de desprendimento e arraste das partículas do solo e tem como principais agentes responsáveis o vento (erosão eólica) e a água (erosão hídrica), sendo esta a mais importante no nosso planeta (ZACHAR, 1982; SOUTO e CRESTANA, 2000; AMORIM, 2004; e CARVALHO, 2008), e compreende,

segundo Lagrotti (2000), Amorim (2004), Prado (2005) e Carvalho (2008), três fatores físicos distintos: desagregação, transporte e deposição. A desagregação refere-se ao processo de redução e individualização das partículas agregadas do solo, causado pela energia de impacto das gotas de chuva sobre a superfície e pela tensão cisalhante do escoamento superficial, quando a mesma excede as forças coesivas do solo, comumente chamada de tensão de cisalhamento crítica (LOCH e SILBURN, 1996); as partículas desagregadas salpicam com as gotículas de água e retornam à superfície, selando-a e reduzindo a infiltração. Os sedimentos desprendidos são carreados pela água, por salpico ou por escoamento superficial, e estes movimentos definem a segunda fase do processo (transporte). Quando a energia do fluxo superficial, que depende do volume e velocidade da água, não é suficiente para transportar o material sólido, este se deposita, caracterizando a terceira fase do processo (deposição).

Nas regiões dos trópicos o problema é acentuado, pois os processos hidrológicos, em especial os eventos de precipitação e de escoamento superficial, atuam de maneira intensa, compondo um cenário extremamente favorável aos processos erosivos e à degradação dos componentes ambientais solo e água (MINOTI, 2006).

3.1.2. ESTUDOS, ESTIMATIVAS E CONSEQUÊNCIAS DA PERDA DE SOLO

O considerável aumento dos processos erosivos que ocorre em muitos sistemas agrícolas é indício de declínio da fertilidade do solo e de graves avarias ou destruição total de grandes áreas anteriormente férteis e aráveis. Em certas áreas, durante os ciclos produtivos de culturas anuais, existem períodos em que o solo permanece descoberto e nessas áreas, de acordo com Troeh et al. (1999)¹, citados por Minoti (2006), a falta de cobertura do solo reduz sua proteção e pode acelerar as perdas por erosão em 10, 20, 50 e até mesmo em 100 vezes. Dessa maneira, a formação de novas camadas de solo não pode suprir as altas taxas de erosão. Segundo Bennett (1955), a natureza

1 Troeh, F. R.; Hobbs, J. A.; Donahue, R. L. Soil and Water Conservation. Englewood Cliffs. Prentice-Hall. 1991. 530p.

leva cerca de 100 anos para formar uma camada de solo de 1 cm de espessura, a qual, muitas vezes, poderá ser perdida com uma única chuva. Assim, o solo pode ir se tornando cada vez mais fino, até restar uma pequena camada ou então se extinguir completamente.

Com o crescente incremento da população, novas áreas para produção de alimentos foram incorporadas e solos considerados sem aptidão agrícola foram “recrutados”, intensificando o uso e a suscetibilidade do solo ao processo erosivo. Em consequência, a qualidade das terras agrícolas em muitos países está em declínio. Acredita-se que, aproximadamente, um quarto das terras agrícolas do mundo em desenvolvimento esteja significativamente degradado, sendo que, desde 1950, esta taxa de degradação acelerou bastante (BRIGHT, 2003). Oldeman (1992)² citado por Amorim (2004) confirmou tal informação ao revelar que cerca de 24% da área terrestre habitada já foi atingida pela degradação do solo induzida pelo homem, em função da erosão hídrica. Os valores para cada continente giram em torno de 12% na América do Norte, 18% na América do Sul, 19% na Oceania, 26% na Europa, 27% na África e 31% na Ásia. Amorim (2004) cita uma estimativa de que cerca de 1,5 bilhões de hectares, ou seja, aproximadamente 10% da superfície terrestre, já foram irreversivelmente degradados pelo processo de erosão, consequência do uso e manejo inadequados do solo.

De acordo com United Nations Environmental Program (1991), a produtividade agrícola em, aproximadamente, 20 milhões de hectares seria reduzida, a cada ano, a zero ou, pelo menos, teria a sua exploração agrícola tornada economicamente inviável devido à erosão do solo e à degradação induzida pela erosão.

Alguns estudos já foram conduzidos no Brasil para avaliar a perda de solo. No Paraná, pesquisas evidenciaram que 15 a 20 t/ha de solo eram perdidos, por ano, em áreas intensivamente mecanizadas (PARANÁ, 1989). Bertolini e Lombardi Neto (1993) estimaram que, no Estado de São Paulo, as perdas de solo decorrentes da erosão correspondiam a 10 kg e 12 kg para cada kg de soja e de algodão produzidos, respectivamente, com a ressalva de que grande

² Oldeman, L. R. Global extent of soil degradation. 1992. Bi-annual report, International Soil Reference and Information Center, Wageningen, The Netherlands, p. 19 – 36.

parte da área cultivada desse Estado já havia perdido de 10 a 15 cm de solo fértil. Os autores estimaram que 80% da área cultivada do Estado apresentava processos erosivos acima do tolerável, quadro este agravado a cada ano.

De uma forma geral, segundo Bahia et al. (1992), à época do seu estudo, no Brasil eram perdidas, a cada ano, em torno de 600 milhões de toneladas de solo agrícola devido à erosão e ao uso inadequado das terras. Hernani et al. (2002)³, citados por Cecílio et al. (2009), também apresentaram uma estimativa semelhante, mostrando que, em áreas ocupadas por lavouras e pastagens, as perdas anuais de solo chegavam a 822,7 milhões de toneladas.

Dentre as consequências internas e externas às propriedades agrícolas, um dos impactos diretos da aceleração dos processos erosivos é o aumento da produção de sedimentos. Os efeitos das cargas de sedimentos, por serem originados de fontes difusas, atingem o meio como um todo, depositando-se, primeiramente, nas áreas mais baixas e com relevo mais plano (MINOTI, 2006). Dessa forma, por serem os escoadouros naturais da paisagem, é nos recursos hídricos que a degradação ambiental tem sido verificada de maneira mais intensa. No Estado de São Paulo, a estimativa era de que das aproximadamente 194 milhões de toneladas de terras férteis perdidas anualmente devido à erosão, 48,5 milhões de toneladas chegavam aos mananciais em forma de sedimentos transportados, causando seu assoreamento e poluição (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990; TAPIA-VARGAS et al., 2001; e GONÇALVES, 2004). Pimentel et al. (1987) afirmaram que, do total de sedimentos transportados pelos rios dos Estados Unidos (um bilhão de toneladas), cerca de 60% advinha de terras cultivadas. Sendo assim, além do declínio da fertilidade dos solos, a produção e a deposição dos sedimentos promovem prejuízos com a necessidade de dragagem de vários milhões de metros cúbicos de sedimentos dos rios, portos e reservatórios. Isto porque o acúmulo de sedimentos pode provocar a diminuição ou o desaparecimento de mananciais para diversos usos, inclusive geração de energia elétrica, irrigação e abastecimento de água, além de acentuar os

3 Hernani, L. C.; Freitas, P. L.; Pruski, F. F.; De Maria, I. C.; Castro Filho, C.; Landers, J. C. A erosão e seu impacto. In: Manzatto, C. V.; Freitas Júnior, E.; Peres, J. R. R. Uso agrícola dos solos brasileiros. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 174p. 2002.

efeitos das inundações. É o que apontou o relatório apresentado pelo Centro de Gestão e Estudos Estratégicos - CGEE (CLARKE e DIAS, 2002), por Uzeika (2009) e por Xavier (2009).

O escoamento superficial, que leva as partículas desagregadas do solo, tem sido apontado como a principal causa da poluição difusa ou não pontual, consequência de práticas de uso do solo sem cuidado ou planejamento. Além das partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial transporta nutrientes, matéria orgânica e sementes que geram o empobrecimento gradativo dos solos agrícolas, e uma grande quantidade de pesticidas e fertilizantes adsorvida pelo solo e sedimentos (SOUTO e CRESTANA, 2000; FRAGOSO, 2008; e UZEIKA, 2009). Derpsch et al. (1990) afirmaram que somente no Estado do Paraná, com seis milhões de hectares de área agrícola, o valor dos principais nutrientes perdidos por erosão era de 121 milhões de dólares por ano. Em 1982, aproximadamente 12,5 milhões de toneladas de sedimentos foram arrastados pelo sistema fluvial do Estado do Paraná e depositados no reservatório de Itaipu e a análise da concentração de sedimentos, assim como de fósforo e nitrogênio, na água mostrou que os valores mais altos haviam sido encontrados durante o período de preparo do solo e plantio (DERPSCH et al, 1990). Neste contexto, para TUCCI (1993), a qualidade de água dos mananciais que compõem uma bacia hidrográfica está relacionada com o uso do solo na bacia e com o grau de controle sobre as fontes de poluição, sendo um espelho da realidade, consoante com a afirmação de Azevedo Netto (1991): a água transporta substâncias e organismos, fruto de onde passou.

Na região desta pesquisa, alguns estudos foram realizados, como o de Amorim (2004). Este autor quantificou as perdas de água e solo, durante pouco mais de 4 meses, em uma parcela experimental coberta por milho e em uma outra com solo descoberto, com perdas de solo variando de 0,5 a 2,7 t ha⁻¹, para o primeiro caso, e de 36 a 57 t ha⁻¹ para o segundo.

No entanto, Gonçalves (2008) obteve perdas de solo que chegaram a 60 t ha⁻¹ em parcelas descobertas, a 22 t ha⁻¹ em parcelas cultivadas com soja e a 10 t ha⁻¹ em coberturas de milho. O autor ainda analisou as perdas de água e, segundo ele, o coeficiente de escoamento foi menos influenciado pela

cobertura, mas prevaleceram os maiores valores para as parcelas sem cobertura.

Cecílio et al. (2009) também fizeram um estudo comparativo das perdas de solo e água em uma bacia experimental ocupada por pastagens, em Viçosa. Os autores determinaram que a perda de solo medida na bacia experimental foi de 200 kg ha⁻¹, inferior à perda média observada em áreas de pastagens no Brasil (400 kg ha⁻¹), segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999)⁴, citado pelos autores.

Antes desses autores, Schaefer et al. (2002) já haviam realizado um estudo em uma estação experimental da UFV, na qual foram determinadas, entre outros, as perdas de solo sob efeitos de selamento superficial causado por chuva simulada, de cultivo morro abaixo e declividade de 9,5%, em solos com diferentes porcentagens de cobertura em manta sintética. Como resultado, foram obtidos valores de 13,2 t ha⁻¹ na condição de inexistência total de cobertura e de até 13 t ha⁻¹ em coberturas parciais.

Dessa forma, pode-se concluir que os sedimentos produzidos pelo processo erosivo e transportados pelo escoamento superficial acabam afetando o uso, a conservação e a gestão dos recursos hídricos (TUCCI, 1993). Afinal, conforme discorreu Pruski (1997), a erosão também causa problemas à qualidade e disponibilidade de água, decorrentes da poluição e do assoreamento dos mananciais, favorecendo a ocorrência de enchentes no período chuvoso e aumentando a escassez de água no período de estiagem.

3.1.3. FATORES DE INFLUÊNCIA NOS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS

Como já foi destacado, o conhecimento da descarga sólida é necessário para análises de degradação de uma bacia hidrográfica, para a verificação da qualidade da água para abastecimento, nos estudos de assoreamento de rios e reservatórios, na posição de obras fluviais, bem como para diversas pesquisas ambientais de conservação do solo e dos recursos hídricos

4 Bertoni, L. e Lombardi Neto, F. Conservação do solo. 4.ed São Paulo: Ícone. 392p. 1999.

(CARVALHO, 2008). Para essas análises são consideradas a Sedimentologia, que é a área que estuda os sedimentos, levando em conta os processos hidroclimatológicos, e a Hidrossedimentologia, que trata da produção de sedimentos e sua transferência para a calha fluvial (UZEIKA, 2009).

Nesses tipos de estudos hidrossedimentológicos já foi verificado que a qualidade e quantidade dos detritos carreados para os sistemas aquáticos dependem das características físicas, químicas e biológicas das bacias de drenagem, da distribuição de precipitações e da pressão antrópica no entorno, que aumenta ou diminui a quantidade de água escoada superficialmente (BIANCHINI JR., 1999).

A respeito dos fatores que atuam no processo erosivo e na produção de sedimentos, o solo, através de suas propriedades físicas e químicas, exerce um papel relevante e determina uma maior ou menor susceptibilidade do local à erosão (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990). Dentre essas propriedades destacam-se a textura, a densidade aparente, permeabilidade, condutividade hidráulica, teor de matéria orgânica e o pH do solo.

No que se refere à precipitação, os totais anuais precipitados têm pouco significado no processo erosivo, sendo muito importante para a erosão a intensidade, duração e frequência da chuva, que irão contribuir para o menor ou maior escoamento superficial, que é o principal agente responsável pela perda de solo.

Nesse sentido, Mermut et al. (1997), em estudo sobre o efeito da intensidade de precipitação no desprendimento de partículas do solo, observaram que essa intensidade causa redução na velocidade de infiltração, devido à formação do selamento superficial proporcionado pelo impacto das gotas de chuva e pelo entupimento dos poros pelas partículas desprendidas. Observaram, também, que a quantidade de sedimentos transportados pelo escoamento tem aumento aproximadamente linear com o tempo da precipitação, o que evidencia a importância da duração da chuva no processo de erosão entre sulcos quando associada ao efeito da intensidade da chuva. Constatação semelhante foi feita

por Bruijnzeel (1990)⁵, citado por Carvalho (2008) e Lopes (2008), que afirmou que 70% a 90% de todo o sedimento transportado pelos cursos de água tem origem no período de chuvas, principalmente durante as fortes precipitações.

No Brasil, Brandão et al. (2007) avaliaram as perdas de solo em cinco classes de solo de Viçosa, MG, submetidos a diferentes energias cinéticas de chuva simulada e evidenciaram que o aumento da energia cinética provoca o aumento progressivo da perda de solo. Tal fato é consequência do selamento superficial, que tem menor efeito, segundo resultado dos autores, em solos arenosos ou argilosos com estrutura microgranular.

De acordo com Silva et al. (2003), Xavier (2009) e Uzeika (2009), não só o tipo de solo e o clima determinam maior ou menor susceptibilidade de uma área à erosão. Outros fatores também influenciam como a topografia, a existência de vegetação ou cobertura morta (reduzem a energia de impacto das gotas de chuva e, conseqüentemente, o desprendimento das partículas de solo), o tipo de cobertura, o manejo, a microtopografia e/ou rugosidade da superfície do solo (reduzem a velocidade e o volume de escoamento) e a declividade da superfície do solo. A respeito da declividade, vários autores constataram que sua elevação aumenta a erosão, dentre os quais Zingg (1940), Smith e Wischmeier (1957), Lattanzi et al. (1974), Bryan (1979), Van Liew e Saxton (1983), Lang et al. (1984), Hahn et al. (1985), Watson e Laflen (1986), Amorim (2000) e Montoya (2003). Nesse contexto, Moro (2005), Xavier (2009) e Uzeika (2009), de uma forma geral, ressaltam que nas porções altas de uma bacia hidrográfica há maior erosão e transporte de sedimentos, devido à maior declividade. Segundo as autoras, a erosão diminui da alta para a média bacia à medida que as declividades decrescem, associadas também às chuvas, que se tornam menos intensas, fora das regiões montanhosas.

Outro fator pouco estudado que tem um impacto relevante na erosão é a estrutura da paisagem ou organização espacial de diferentes unidades de paisagens (SOUZA et al., 2003). Para os autores, a forma do relevo (plana, côncava ou convexa) influencia no escoamento superficial e traça rotas preferenciais de fluxo de água. Na literatura, são raros os trabalhos que

5 Bruijnzeel, L. A. Hydrology of moist tropical forest and effects of conversion: a state of knowledge review. Amsterdam: IHP – IAHS - UNESCO, 1990. 224p.

abordam o efeito da forma do declive na erosão (Martins Filho, 1999⁶, citado por Souza et al. 2003). Talvez, por essa razão, a sua influência na erodibilidade tem sido desconsiderada nos modelos propostos para avaliação do processo erosivo.

Na verdade, a análise isolada de um único fator normalmente explica pouco ou quase nada dentro do contexto completo do fenômeno da erosão. A análise dos diversos fatores e, principalmente, a análise integrada das relações que os fatores possuem entre si fornecem subsídios práticos e ideais que contribuem para a compreensão holística do processo (SILVA et al. 2003).

3.2. MODELAGEM AMBIENTAL

A busca de ferramentas que contribuam para a melhoria da interpretação de informações referentes aos diversos usos do solo e suas consequências aos corpos aquáticos é tarefa importante, tendo em vista que as qualidades do solo e da água sempre afetaram a civilização humana. Desta forma, no Brasil, o grande desafio para os profissionais envolvidos com a pesquisa voltada ao planejamento integrado dos recursos naturais constitui na elaboração de modelos representativos das condições brasileiras e que contornem as limitações decorrentes dos restritos bancos de dados existentes no país para dar suporte a estes modelos. Para tanto, o desenvolvimento de softwares a eles associados, com interfaces “amigáveis”, aplicados a uma bacia hidrográfica na qual se deseja avaliar os impactos ambientais na água e no solo, deve constituir uma incessante busca pelos pesquisadores.

3.2.1. BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE PLANEJAMENTO

Para implementar um modelo é necessário que se identifique, primeiramente, o sistema ou unidade de planejamento, isto é, que se estabeleçam os limites da área de estudo a fim de que se possa definir critérios, investigar sua estrutura e seu comportamento (CHRISTOFOLETTI, 1999). As bacias hidrográficas podem

⁶ Martins Filho, M. V. Modelagem do processo de erosão entressulcos em Latossolos de Jaboticabal (SP). Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras. 1990. 140p.

ser um exemplo desses sistemas e alguns autores (LAGROTTI, 2000; PIRES et al., 2002; PRADO, 2005; MORO, 2005; BALTOKOSKI, 2008; LOPES, 2008; BLAINSKI et al. 2008; LINO et al. 2009; e XAVIER, 2009) discorreram sobre as vantagens da utilização do conceito de bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gerenciamento ambiental.

Uma bacia hidrográfica é definida como unidade física, caracterizada como uma área drenada por um determinado curso de água e limitada, perifericamente, pelo chamado divisor de águas e engloba todas as modificações que os recursos naturais venham a sofrer. Não existe área qualquer da Terra, por menor que seja, que não se integre a uma bacia ou microbacia (PRADO, 2005).

Em alguns casos, a escala de microbacia hidrográfica é adotada para o planejamento conservacionista e para a execução de programas de controle de erosão e conservação de recursos hídricos. Segundo Moldan e Cerny (1994)⁷, citados por Machado (2002), Prado (2005), Neves (2005) e Garcia et al. (2006), a microbacia, do ponto de vista hidrológico, pode ser considerada como a menor unidade da paisagem capaz de integrar todos os componentes relacionados com a qualidade e disponibilidade de água como: atmosfera, vegetação natural, culturas agrícolas, solos, rochas subjacentes, corpos de água e paisagem circundante. Nesse sentido, Calijuri e Oliveira (2000) discorrem sobre a vantagem de utilizar o nível de microbacias no estudo de poluição de áreas, por ser este enfoque mais suscetível às mudanças. Em muitos casos, áreas pequenas, que apresentam maior vulnerabilidade ambiental, são responsáveis pelos valores mais elevados de perda de solo, água, nutrientes e produção de sedimentos (SHAW et al., 1998; TRIPATHI et al., 2003; CALIJURI e BUBEL, 2006). Por todos esses motivos, é que Lopes (2008) considerou a microbacia hidrográfica, como unidade geomorfológica natural, a área experimental adequada para a quantificação de impactos.

Sendo assim, torna-se necessário realizar um estudo ambiental e gerar dados sobre a situação inicial de uma determinada área de estudo, de ambientes

7 Moldan, B.; Cerny, J. Small Catchments Research. In MOLDAN, B.; CERNY, J. Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research. Chicester: John Wiley, 1994. p. 1-29.

pouco estudados ou de onde não existam informações e quantificar os processos, para que sejam diagnosticadas áreas com maior risco ambiental (MINOTI, 2006). Neste sentido, pesquisas com modelos de simulação desenvolvidas em bacias experimentais e representativas⁸ são muito importantes, pois seus parâmetros podem, em princípio, ser considerados válidos para outras regiões semelhantes (FRAGOSO, 2008).

3.2.2. MODELOS HIDROLÓGICOS

A maioria dos estudos de erosão do solo é oriunda de trabalhos empíricos, baseados em uma gama de dados coletados sobre perdas de solo e agentes controladores do processo erosivo. A partir destes resultados são realizadas análises estatísticas e, em função disso, uma grande quantidade de variáveis tem sido apontada, em diversas partes do mundo, como sendo as mais significativas para explicar e prever a erosão (GUERRA, 1998). A análise destas importantes interações dificilmente pode ser feita experimentalmente e, em função disso, a simulação computacional torna-se uma forma prática de investigar os impactos provenientes da adoção de diferentes práticas agrícolas. Desta maneira, o uso de modelos matemáticos e simuladores que representem e integrem as variáveis envolvidas nos processos erosivos aparecem como importante ferramenta nestes estudos (AMORIM, 2004).

Os modelos são largamente empregados na predição do processo erosivo, tanto para o planejamento conservacionista (preventivo), como para seu controle, na avaliação e compreensão do comportamento de processos que possam induzir o aparecimento de impactos negativos. Esta investigação do sistema real, envolvendo medições de todas as variáveis que influenciam um processo em uma escala mais ampla é, na maioria das vezes, impossível de ser conduzida, devido ao longo prazo em projetos pilotos e altos custos em medições e monitoramento (PESSOA et al., 1997), justificando a utilização dos modelos. O objetivo da modelagem é, então, compreender melhor os processos que ocorrem em um sistema, como uma bacia hidrográfica, e prever

⁸ De acordo com FRAGOSO (2008), bacias representativas são aquelas que possuem características semelhantes, do ponto de vista hidrológico, de certa região. Já bacia experimental é aquela onde o solo e a vegetação são relativamente homogêneos e as características físicas uniformes

situações futuras, algumas vezes reproduzindo o passado, para direcionar as ações de decisão (CHRISTOFOLETTI, 1999, e MACHADO, 2002).

Os modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados desde a década de 50 para prever o impacto das atividades agrícolas na qualidade das águas superficiais e subterrâneas. O desenvolvimento desses modelos requer experiência, maturidade e critério na utilização dos mesmos, pois podem ser aplicados desde sistemas simples até os complexos, como as bacias hidrográficas, combinando processos naturais como precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial e subterrâneo com fatores relativos às atividades humanas, tais como desmatamento, produção agrícola e construção de represas. Assim, essa sucessão de estados ou mudanças associados ao ciclo hidrológico, à erosão e à produção de sedimentos podem ser contemplados ao simplificar uma realidade complexa por meio da utilização de alguns aspectos de maior importância envolvidos nos processos mencionados (GRIEBELER et al., 2001). Sabe-se, no entanto, que quanto mais complexos os sistemas hidrológicos considerados, mais desafiadores e necessários devem ser os modelos, já que o tratamento dos processos envolvidos de forma simplificada pode comprometer os resultados (TUCCI, 1998). Entretanto, a maior limitação ao uso de modelos complexos é a dificuldade em trabalhar a grande quantidade de dados que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais (MACHADO, 2002, e PRADO, 2005).

Por essas razões, o Sistema de Informação Geográfica (SIG) é uma ferramenta muito empregada na criação do banco de dados desses modelos, devido à sua grande facilidade em manipular esses dados (PRADO, 2005, e XAVIER, 2009). O SIG é idealmente adequado para combinar informações topográficas, de tipo e uso do solo e meteorológicas para pequenas áreas dentro da bacia, tendo muitas aplicações ambientais, sociais e econômicas (GRIGG, 1996, e BALDISSERA, 2005). Sendo o uso de modelos limitado pela quantidade de dados espaciais, e por ter o SIG uma grande facilidade em manipular esses dados de forma rápida e com custos menores (CALIJURI et al., 1998), a união destas duas tecnologias representa um importante passo para o manejo de bacias hidrográficas.

Os modelos associados ao SIG e aliados ao desenvolvimento de bases de dados digitais permitem a realização de um grande número de operações, como o projeto, calibração, simulação e comparação entre os modelos e a divisão de dados espaciais referentes a grandes áreas heterogêneas em pequenas unidades hidrologicamente homogêneas, sobre as quais os modelos são aplicados (MACHADO e VETTORAZZI, 2003, e CALIJURI et al., 1998). Assim, a avaliação ambiental de uma região com a utilização do SIG permite que se identifiquem suas potencialidades de uso, de ocupação e suas vulnerabilidades, possibilitando, dessa maneira, que se tomem decisões ligadas à sua preservação e conservação, mesmo na escala de bacias hidrográficas.

Embora em outros países seja comum o uso de modelos matemáticos e simuladores na pesquisa ambiental e agropecuária, no Brasil essa prática ainda é tímida. Em grande parte, isso se deve à ausência de informações qualitativas e quantitativas, geralmente em decorrência da falta de divulgação dos estudos para possibilitar a elaboração, manutenção e atualização de um banco de dados detalhados relativos às questões mais variadas, relacionadas ao ambiente estudado (PESSOA et al., 1997).

Vários são os modelos disponíveis para a modelagem hidrológica e hidrossedimentológica. Dentre os mais conhecidos podem ser citados os seguintes: SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), TOPMODEL (*Topographic Based Hydrological Model*), CREAMS (*Chemicals Runoff and Erosions from Agricultural Management Systems*), NAVMO (*Niederschlag – Abfluss – Verdunstung Model*), ANSWERS-2000 (*Areal Non-point Source Watershed Response Simulation*), KINEROS (*Kinematic Erosion Simulator*), EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*), CHDM (*Catchment Hydrology Distributed*), EUROSEM (*European Soil Erosion Model*), USLE - EUPS (*Universal Soil Loss Equation*), SLURP (*Semi-distributed Land Use-based Runoff Processes*), AGNPS (*Agricultural Non-Point Pollution Source*), RUSLE (*Reviewed Universal Soil Loss Equation*) e WEPP (*Water Erosion Prediction Project*).

Nas pesquisas relacionadas à perda de solo no Brasil e em várias partes do mundo, o método mais empregado é a Equação Universal de Perda de Solo –

EUPS, um modelo matemático empírico⁹. A EUPS é utilizada há muitos anos na estimativa da média anual da perda de solo devido à erosão laminar e até mesmo em sulcos, com base em séries de longos períodos de dados de precipitação, características e uso e manejo do solo (AMORIM, 2004), além de dar suporte ao planejamento de práticas conservacionistas (WISCHMEIER e SMITH, 1978), a fim de minimizar as perdas de solo em níveis aceitáveis.

Apesar das variadas aplicações e da existência de um consenso geral entre os pesquisadores de que a EUPS fornece uma boa estimativa da erosão para um período de tempo pré-estabelecido, ela nem sempre é capaz de satisfazer os crescentes desafios impostos pelos problemas de erosão. Sabe-se que a equação foi desenvolvida para avaliação da perda de solo em escala de parcelas experimentais ou em áreas de até um hectare. Não foi especificamente desenvolvida para aplicação em bacias hidrográficas (Cohen et al.¹⁰, 2005, citados por Minoti, 2006), mas com as técnicas de geoprocessamento foi possível extrapolar o método da EUPS para as estimativas de perda de solo por erosão para trabalhos em maiores escala, como os realizados por Castro (1992), Hamlett et al. (1992), Mellerowicz et al. (1994), Ranieri (1996), Ranieri (2000), Lagrotti (2000) e Fujihara (2002).

Entretanto, seu emprego está condicionado a algumas limitações implícitas na sua própria concepção. Embora seja uma equação de predição de erosão, a EUPS não contempla os processos de desprendimento e transporte de partículas de solo (AMORIM, 2000, e AMORIM, 2004), deposição de sedimentos, não considera diretamente o escoamento superficial (KINELL, 2001, e MACHADO, 2002), tão pouco os aspectos morfológicos das encostas, para as quais são adotadas condições uniformes (perfis retilíneos) (RANIERI, 1996), não estima a erosão em sulcos em fase mais avançada

9 Os modelos hidrológicos são divididos em dois grandes grupos: determinístico e estocástico. Para TUCCI (1998), se o modelo considera a chance de ocorrência das variáveis, ou seja, utiliza o conceito de probabilidade, este é dito estocástico. Entretanto, se o modelo considera um processo definido, não baseado no conceito de probabilidade, o modelo é dito determinístico. Os modelos determinísticos podem ser classificados como conceituais ou empíricos. Um modelo conceitual é aquele que as funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos, ou seja, os processos que representam o ciclo hidrológico. Já os modelos empíricos são os chamados "caixa-preta", ou seja, aqueles em que se ajusta uma relação causa-efeito entre as variáveis de entrada e as variáveis de saída, através de funções que não têm relação com os processos físicos envolvidos (TUCCI, 2002).

10 Cohen, M. J.; Shepherd, K. D.; Walsh, M. G. Empirical reformulation of the universal soil loss equation for erosion risk assessment in a tropical watershed. *Geoderma*, v. 124, p. 235-252, 2005.

(WILLIAMS, 1975) e também não fornece informação adequada das variabilidades temporal e espacial da erosão durante uma chuva (FOSTER, 1982). Os resultados apenas prevêem a susceptibilidade à perda de solo nas áreas nas quais é aplicada, não levando em consideração, de forma individualizada, os processos físicos envolvidos na erosão (AMORIM, 2000; FUJIHARA, 2002; AMORIM, 2004; e MINOTI, 2006) e apenas discrimina a significância dos diferentes fatores que regem o processo erosivo. Dessa forma, excluindo a perda do solo por erosão, os demais impactos ambientais do processo são desconsiderados, o que torna a sua aplicação em nível de bacias hidrográficas, muito limitada.

Assim, no intuito de simular outros processos, torna-se necessário o uso de modelos que compreendam, de maneira direta, o escoamento superficial, a erosão e o transporte de sedimentos e nutrientes de bacias hidrográficas agrícolas submetidas a diferentes manejos. Dentre esses modelos, destaca-se o “*Soil and Water Assessment Tool*” (SWAT), utilizado com sucesso em todo o mundo (TRIPATHI et al., 2003).

3.2.3. SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL - SWAT

O SWAT é um simulador de domínio público desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) dos Estados Unidos, no início da década de 90, resultado de uma evolução direta da junção dos simuladores SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) e ROTO (*Routing Outputs to Outlet*), ambos fundamentados no conhecimento das características físicas de bacias hidrográficas agrícolas (ARNOLD et al., 1990, e ARNOLD et al., 1995). Foi desenvolvido para prever o impacto das alterações no uso, no tipo e no manejo do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos, carga de poluentes e qualidade da água em bacias hidrológicas, em geral, de grande extensão (SRINIVASAN e ARNOLD, 1994). Opera em passo de tempo diário e é capaz de simular longos períodos de dados.

De uma maneira geral, o modelo é bem documentado e transparente (todas as equações utilizadas no modelo e a função de cada parâmetro são descritas no seu manual), sendo disponibilizado gratuitamente na internet

(<http://www.brc.tamus.edu/swat>), onde o usuário encontra assistência por meio de instruções, e-mail e fórum de discussão. É, portanto, um modelo hidrológico que respeita os princípios da prática da boa modelagem (Stowa, 1999¹¹, citado por ROMANOWICZ et al., 2005). Além do mais, continua sendo aperfeiçoado, revisado e adaptado a situações específicas com o passar dos anos, conforme descrevem Gassman et al. (2007), Lopes (2008) e Junqueira e Silva (2008).

Garrido (2003), ao analisar diversos modelos de simulação hidrológica, concluiu que o SWAT mostrou-se o mais completo em termos de número de componentes simulados, possibilitando a análise de cenários de diversas situações climáticas, uso do solo, aplicação de fertilizantes e pesticidas, implantação de reservatórios, etc. Tudo isso é possível em razão do SWAT ser um modelo de simulação matemática contínuo, distribuído¹² e conceitual (ARNOLD et al., 1998), que inclui uma descrição física dos processos de balanço hídrico do solo, o que significa que a parametrização do solo é extremamente importante para o processo de modelagem (ROMANOWICZ et al., 2005). Uma das vantagens da utilização dos modelos distribuídos, como o SWAT, é o seu potencial de simulação mais preciso do processo de escoamento superficial, fortemente influenciado pelas variações espaciais das principais características do terreno como clima, solo, vegetação e topografia (Wigmosta et al., 1994¹³, citado por BLAINSKI et al., 2008).

Algumas das características básicas do modelo SWAT são relacionadas a seguir (ARNOLD et al., 1998, e NEITSCH et al., 2002):

- o modelo requer informações específicas sobre o clima, o solo, a topografia, a vegetação e as práticas de manejo que ocorrem na bacia hidrográfica. Os processos físicos associados ao movimento da água, movimento dos sedimentos, crescimento das culturas, ciclagem de nutrientes, entre outros, são diretamente modelados utilizando esses dados

11 Stowa, 1999. Stowa Report 99-05. Good Modelling Practice handbook, 122 pp.

12 Modelos contínuos e distribuídos simulam os processos sequencialmente dentro do sistema físico, em um intervalo de tempo, e fornecem séries temporais de saída

13 Wigmosta, M, Vail, L. W, Lettenmaier, D. P. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. Water Resources Research, 30:1665-1679, 1994

de entrada. Assim, bacias hidrográficas não instrumentadas podem ser modeladas;

- é computacionalmente eficiente, podendo simular extensas bacias hidrográficas sem gastos excessivos de tempo; e

- é um modelo contínuo, capaz de simular os efeitos das mudanças no uso e manejo do solo em longos períodos de tempo. Em alguns processos, os resultados apenas são obtidos após a simulação de décadas. O modelo não foi desenvolvido para simular eventos isolados de precipitação.

3.3. MODELAGEM AMBIENTAL UTILIZANDO O SWAT

A modelagem ambiental no SWAT é realizada com uma grande quantidade de componentes hidrológicos em uma bacia, de maneira realista (Arnold e Allen, 1996¹⁴, citados por MULETA e NICKLOW, 2005). Juntamente com os dados de crescimento das culturas, manejo e qualidade da água, as rotinas hidrológicas dentro do SWAT simulam os processos de escoamento superficial e subsuperficial, considerando os possíveis efeitos da neve e seu derretimento, infiltração, evapotranspiração, fluxo lateral, percolação e produção de sedimentos. Os processos de produção de água e sedimentos representados no modelo, não considerando outros módulos, tais como a produção de nutrientes, produção de neve, qualidade de água e propagação em reservatórios, podem ser resumidos, conforme apresentado por King et al. (1996)¹⁵ nos trabalhos de Oliveira (1999), Machado (2002), Prado (2005) e Moro (2005), Souza et al. (2009), na Figura 1 e discutidos na sequência deste trabalho.

14 Arnold, J.G. e Allen, P.M. Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. *Journal of Hydrology* 176, 55–77. 1996

15 King, K. W.; Arnold J. G.; Williams, J. R.; Srinivasan R. Soil and Water Assessment Tool–SWAT. USDA, Agricultural Research Service. 450p. 1996.

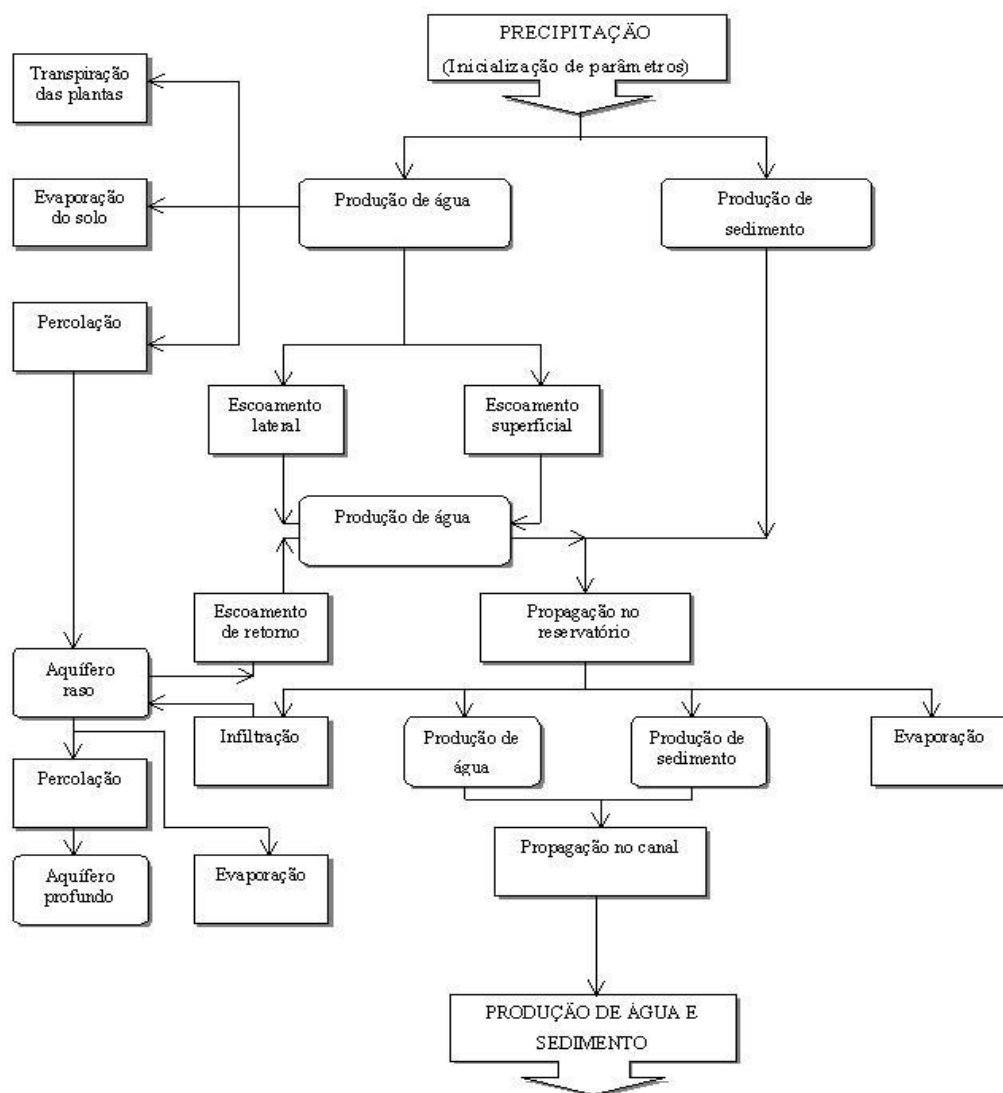


Figura 1 - Fluxograma de processos do SWAT (modificado de King et al., 1996, por Machado, 2002; Prado, 2005; e Moro, 2005).

O modelo SWAT ainda possibilita que bacias hidrográficas sejam divididas em sub-bacias, de modo a refletir as diferenças de tipo de solo, cobertura vegetal, topografia e uso do solo para o propósito de modelagem, preservando os parâmetros espacialmente distribuídos da bacia inteira e características homogêneas dentro da mesma (NEVES, 2005). Para Minoti (2006), a utilização de sub-bacias pode ser particularmente benéfica quando diferentes áreas da bacia hidrográfica são dominadas por solos ou usos diferentes, o que resulta em diferenças nas suas características hidrológicas.

Cada sub-bacia, no SWAT, pode ser parametrizada usando uma série de Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's), que são partes da sub-bacia que possuem uma única combinação de uso do solo/solo/manejo. Isso é possível

em função da integração do modelo SWAT com um SIG, como o ArcGis ou o ArcView (o AVSWAT-X é uma extensão desenvolvida para o software ArcView, com interface gráfica para o SWAT).

Na sequência são descritos os componentes do modelo SWAT, os dados de entrada requeridos, os critérios para utilização e suas aplicações.

3.3.1. COMPONENTES DO SWAT

O modelo apresenta os componentes, descritos a seguir:

1. Clima - O clima de uma bacia hidrográfica fornece a umidade do ar e a energia que controlam o balanço hídrico. As variáveis climáticas solicitadas pelo modelo são os dados de precipitação, temperaturas do ar máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar, com a possibilidade da entrada diária dos dados observados. Caso seja necessário ou quando estes não estiverem disponíveis, o modelo pode simulá-los.

2. Ciclo Hidrológico - Os processos hidrológicos no solo incluem infiltração, evapotranspiração, fluxo lateral e percolação.

De acordo com Minoti (2006), o balanço hídrico é a força que conduz todos os processos simulados pelo SWAT, sendo fundamental para a estimativa da infiltração, do escoamento superficial e da força de desprendimento do solo pelo fluxo da água e utiliza informações de clima, crescimento vegetal e infiltração para determinar a evapotranspiração potencial, evaporação do solo e transpiração das plantas. A partir dessas informações, o componente balanço hídrico calcula a quantidade e o estado da água no solo diariamente para cada camada e a percolação no seu perfil.

A simulação hidrológica da bacia hidrográfica é separada em duas grandes divisões: a fase terrestre do ciclo hidrológico e a fase aquática. A fase terrestre controla a quantidade de água e as cargas de sedimento, nutrientes e pesticidas que atingem o canal principal de cada sub-bacia. A fase aquática está relacionada ao movimento da água, sedimentos, entre outros, pela rede de canais em direção à saída da bacia hidrográfica.

Na fase terrestre, o ciclo hidrológico é baseado na equação do balanço hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum (R - Q_{surf} - ET - P - Q_{lat} - Q_{gw}) \quad (1)$$

em que:

SW_t = quantidade final de água no solo, em mm;

SW₀ = quantidade inicial de água no solo, em mm;

R = precipitação, obtida pelo pluviômetro, em mm;

Q_{surf} = escoamento superficial, em mm;

ET = evapotranspiração, em mm;

P = percolação de água da camada simulada para a camada inferior, em mm;

Q_{lat} = escoamento lateral, em mm; e

Q_{gw} = água que retorna ao curso d'água devido ao escoamento subsuperficial, em mm.

a) Escoamento Superficial - O escoamento superficial é o fator principal da perda de solos e ocorre quando a taxa de aplicação de água no solo (precipitação ou irrigação) excede a taxa de infiltração. O SWAT fornece dois métodos para o cálculo do escoamento superficial: o método do número da curva do SCS (*Soil Conservation Service*) e o método de infiltração de Green e Ampt, utilizado quando se possuem dados subsidiários de precipitação. A equação de Green e Ampt foi desenvolvida para estimar a infiltração admitindo que sempre há um excesso de água na superfície, que o perfil do solo é homogêneo e que a umidade antecedente é uniformemente distribuída no perfil. À medida que água infiltra no solo, o modelo assume que a porção acima da frente de umedecimento está completamente saturada e que existe um acentuado pico no teor de umidade na frente de umedecimento.

Já para o cálculo do escoamento a partir do método do número da curva do SCS, utiliza-se a equação (2):

$$Q_{surf} = \frac{(R - I_a)^2}{(R - I_a + S)} \quad (2)$$

em que:

Q_{surf} = escoamento superficial acumulado ou excesso de chuva, em mm;

R = precipitação diária, em mm;

I_a = perdas iniciais, que incluem acumulação superficial, interceptação e infiltração anterior ao escoamento superficial, em mm; e

S = parâmetro de retenção, em mm, que varia espacialmente com mudanças no tipo e uso do solo, manejo, inclinação e temporalmente, em função das variações da umidade do solo e pode ser calculado por:

$$S = 25,4 \cdot \left(\frac{100}{CN} - 10 \right) \quad (3)$$

em que:

CN = número da curva para um dia. Trata-se de um parâmetro empírico utilizado para prever o escoamento superficial, variando entre 1 (cobertura permeável) e 100 (cobertura impermeável).

As perdas iniciais, I_a (acumulação superficial, interceptação pelas plantas e infiltração anterior ao escoamento superficial), são normalmente aproximadas para $0,2S$, segundo recomendações do SCS. Assim, a equação (2) torna-se:

$$Q_{surf} = \frac{(R - 0,2S)^2}{(R + 0,8S)} \quad (4)$$

Outro fator importante refere-se ao valor da vazão de pico. Esse valor é utilizado para quantificar a energia erosiva provocada pelo escoamento superficial na previsão da perda de sedimentos, calculado segundo uma modificação realizada no método racional, conforme equação (5):

$$q_{peak} = \frac{\alpha_{tc} \cdot Q_{surf} \cdot Area}{3,6 \cdot t_{conc}} \quad (5)$$

em que:

Q_{surf} = escoamento superficial acumulado ou excesso de chuva, em mm;

α_{tc} = fração da chuva que ocorre durante t_{conc} ; e

t_{conc} = tempo de concentração¹⁶.

Apesar da sua natureza empírica, o método do CN tem sido utilizado com sucesso para várias aplicações e em uma grande variedade de condições hidrológicas (GASSMAN et al., 2007).

b) Evapotranspiração - A evapotranspiração inclui todos os processos de transpiração das plantas e evaporação de água das plantas e do solo. O SWAT realiza o cálculo da evapotranspiração potencial e real.

A evapotranspiração potencial pode ser estimada no modelo SWAT por três métodos distintos: Penman-Monteith (Monteith, 1965,¹⁷ apud BIESBROUCK et al., 2002), Priestley-Taylor (Priestley-Taylor, 1972,¹⁸ apud BIESBROUCK et al., 2002) e Hargreaves-Samani (Hargreaves et al. 1985,¹⁹ apud BIESBROUCK et al., 2002), sendo permitido, porém, a entrada de dados diários de evapotranspiração potencial, caso o usuário prefira aplicar um outro método de cálculo. Segundo Smith (1991), o método de Penman-Monteith é o que melhor descreve o fenômeno.

Depois de determinada a evapotranspiração potencial, a evaporação real é calculada. O SWAT considera, primeiramente, a evaporação da água

16 Vale a pena destacar que o aumento da intensidade de precipitação implica em uma diminuição do tempo de concentração da bacia e, conseqüentemente, resulta em vazões de pico superiores, mantendo todas as características do solo constantes. Nesse sentido, é importante analisar como os solos de clima temperado e tropical se comportam frente a variações do tempo de concentração, visto que a vazão de pico é um dos fatores responsáveis pela susceptibilidade do solo à erosão e seus valores são diferentes para as duas condições climáticas. Isto porque as reações que ocorrem no solo controlam suas propriedades físicas (textura, estrutura, permeabilidade e densidade), além de suas características químicas, biológicas e mineralógicas, que exercem influências na erosão, conferindo maior ou menor resistência à ação das águas. Pode-se dizer, então, que quanto mais reações físicas, químicas e biológicas ocorrerem, menores serão as partículas do solo, ou seja, mais plástico ou mais coesivo ele se torna. Dessa forma, menores partículas condicionariam uma menor taxa de erosão. Entretanto, em climas tropicais, por serem os constituintes mineralógicos dos solos mais reativos, devido ao seu processo de formação, os solos podem se apresentar mais expansivos, o que reduz a força de coesão entre as partículas. Assim, uma maior intensidade de chuva provoca desagregação e posterior lixiviação das partículas finas do solo, tornando-o mais susceptível à erosão. Dessa maneira, mantendo-se as demais características da bacia constantes, uma diminuição do tempo de concentração (resultante das maiores intensidades de chuva que ocorrem no clima tropical) provoca um aumento da vazão de pico, promovendo as maiores taxas erosão.

17 Monteith, J. L. 1965. Evaporation and the environment. p. 205-234. *In* The state and movement of water in living organisms, XIXth Symposium. Soc. For Exp. Biol., Swansea. Cambridge University Press.

18 Priestley, C. H. B. and R. J. Taylor. 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Mon. Weather. Rev.* 100:81-92.

19 Hargreaves, G. L., G. H. Hargreaves and J. P. Riley. 1985. Agricultural benefits for Senegal River Basin. *J. Irrig. and Drain. Engr.* 111(2): 113-124.

interceptada pelas plantas e, posteriormente, a quantidade de água transpirada pelas plantas e evaporada do solo.

c) Percolação - A percolação ocorre quando a quantidade de água excede a capacidade de campo para uma determinada camada de solo. A componente de percolação do SWAT usa uma técnica de propagação do armazenamento, combinado com um modelo de fluxo em fendas para simular o escoamento através de cada camada de solo.

d) Escoamento Lateral e Vazão Sub-superficial - O fluxo lateral poderá ser significativo em áreas em que os solos apresentem elevada condutividade hidráulica nas camadas superficiais e camadas impermeáveis ou semipermeáveis em profundidades rasas. Em tais sistemas, a precipitação irá percolar verticalmente até atingir a camada impermeável. A água poderá se acumular acima dessa camada formando uma zona saturada que será a fonte para o fluxo lateral subsuperficial, que poderá contribuir para a vazão dos rios.

No SWAT, o escoamento lateral é calculado simultaneamente com a percolação, utilizando o modelo de armazenamento cinemático baseado na equação de continuidade de massa.

e) Escoamento de retorno - O escoamento de retorno é determinado a partir do balanço hídrico no aquífero raso, definido da seguinte forma:

$$Vsa_i = Vsa_{i-1} + Rc - revap - Q_{gw} - perc_{qw} - WU_{sa} \quad (6)$$

em que:

Vsa_i = volume de água do aquífero raso, em m³;

Rc = recarga, em m³;

revap = escoamento que retorna ao perfil do solo, em m³;

Q_{gw} = escoamento de retorno, em mm;

perc_{gw} = infiltração para o aquífero profundo, em mm;

WU_{sa} = uso da água, em m³.

Já o balanço do aquífero profundo é calculado por:

$$Vda_i = Vda_{i-1} + perc_{gw} - WU \quad (7)$$

em que:

Vda = armazenamento do aquífero profundo;

perc_{gw} = infiltração para o aquífero profundo; e

WU = uso da água.

Além desses processos, se há produção de neve na região de estudo, o derretimento é calculado em função da temperatura. Outra questão que deve ser considerada é que, em algumas regiões, ocorrem perdas consideráveis de água, não previstas na equação do balanço hídrico. Estas são as perdas por transmissão, que ocorrem em muitas bacias semi-áridas com presença de canais aluviais que abstraem uma considerável porção do fluxo. Estas abstrações reduzem o escoamento superficial à medida que a onda de cheia segue à jusante. Assim, é importante observar em cada região se há algum outro fator que interfira nas condições hidrológicas para poder quantificá-lo e analisar seus efeitos.

Com relação à fase aquática do ciclo hidrológico, o SWAT a divide em duas componentes: propagação da vazão líquida e propagação da vazão sólida.

Segundo Arnold et al. (1998), a propagação da água através da rede de canais é feita pelo método do armazenamento variável, desenvolvido por Williams (1969)²⁰. A operação de propagação da vazão líquida é realizada com um passo de tempo diário e não requer cálculos iterativos, fazendo com que o modelo seja eficiente para simular tempos longos (50-100 anos) sobre médias/grandes bacias (1.000 a 10.000 km²). Os dados requeridos pelo modelo incluem o comprimento, declividade, profundidade, declividade lateral e rugosidade do canal, declividade e rugosidade da margem de inundação. A taxa de escoamento e a velocidade média são calculadas usando a equação de Manning e o tempo de propagação é computado pela divisão do comprimento do canal pela velocidade. O fluxo a partir do canal é também

20 Williams, J. R., 1969. Flood Routing with Variable Travel Time or Variable Storage Coefficients. Trans. ASAE 12(1):100-103.

ajustado para a perda por transmissão, evaporação e fluxo de retorno (ARNOLD et al., 1998).

Já a propagação do sedimento no canal consiste das componentes deposição e degradação, operadas simultaneamente. A deposição no canal através das sub-bacias é baseada na velocidade de queda da partícula sedimentar - Lei de Stokes - (ARNOLD et al., 1998, e JHA, 2002) e a degradação do sedimento depositado no canal é estimada através do conceito de força do escoamento definido por Bagnold (1977)²¹, citado por Arnold et al. (1998).

3. Produção de Sedimentos - A produção de sedimentos é calculada, no modelo SWAT, para cada HRU, a partir da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MEUPS):

$$\text{sed} = 11,8 \cdot (Q_{\text{surf}} \cdot q_{\text{peak}} \cdot \text{area}_{\text{hru}})^{0,56} \cdot K_{\text{USLE}} \cdot C_{\text{USLE}} \cdot P_{\text{USLE}} \cdot LS_{\text{USLE}} \cdot \text{CFRG} \quad (8)$$

em que:

sed = produção de sedimento em um dia, em tonelada métrica;

Q_{surf} = lâmina de escoamento superficial, em mm/ha ;

q_{peak} = vazão de pico, em m³/s;

area_{hru} = área da HRU, em ha;

K_{USLE} = fator erodibilidade da EUPS;

C_{USLE} = fator cobertura e manejo da EUPS;

P_{USLE} = fator práticas conservacionistas da EUPS;

LS_{USLE} = fator topografia da EUPS; e

CFRG = fator fragmentos grosseiros.

A MEUPS prevê o aporte de sedimentos e a principal diferença com a EUPS está na ausência do termo erosividade, que foi substituído por fatores relacionados ao manejo, permeabilidade do solo e vazão de pico do hidrograma.

21 Bagnold, R. A., 1977. Bedload Transport in Natural Rivers. Water Resources Res. 13(2):303-312.

Uma importante constatação relacionando a produção de sedimentos e a propagação das vazões líquidas e sólidas foi feita por Neves (2005). Segundo ele, a relação entre a carga de nutrientes no canal e o volume de erosão gerado em cada sub-bacia não é sempre proporcional, indicando que pode haver retenção e acúmulo de sedimentos em algumas sub-bacias. Para o autor, um dos fatores, de elevada relevância, responsável pela retenção dos sedimentos gerados nas sub-bacias é a cobertura vegetal. No seu trabalho, parte dos sedimentos e dos nutrientes carregados pelo escoamento superficial deve ter ficado retido em áreas constituídas por vegetação adensada, características das matas, cerrados e reflorestamentos, que compunham as áreas de preservação permanente da sua área de estudo.

4. Cobertura do Solo e Crescimento das Plantas - As condições de cobertura vegetal e de resíduos culturais são importantes para a estimativa do desprendimento e transporte de partículas do solo. O crescimento das plantas é simulado usando uma simplificação do EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*) e ocorre somente nos dias em que a temperatura média diária excede uma temperatura básica específica da planta. O excesso de temperatura é medido por “unidades de calor” e acumuladas no tempo. O SWAT, então, baseia-se no somatório energético na forma de temperatura acumulada diariamente (unidades de calor) que o vegetal receberá para simular o crescimento das plantas, assumindo que toda temperatura acima da temperatura de base acelera o crescimento e o desenvolvimento das culturas. Entretanto, é bom prestar atenção para o fato de que a teoria das unidades de calor não leva em conta o impacto nocivo de altas temperaturas (BIESBROUCK et al., 2002).

É importante mencionar que, no SWAT, o crescimento das plantas é limitado sempre que elas não têm, pelo menos, 50 % das quantidades de Nitrogênio e Fósforo esperadas em cada fase de seu desenvolvimento. Esta discussão das quantidades de nutrientes no solo é apresentada a seguir.

5. Nutrientes e Pesticidas – O SWAT contém uma base de dados com vários tipos de fertilizantes e pesticidas que podem ser aplicados ao solo. Em relação aos fertilizantes, quando não há mais condições de crescimento da planta em razão da falta de Nitrogênio, o modelo automaticamente aplica o

fertilizante, de acordo com as quantidades máximas desejadas pelo usuário. Esta operação é opcional, mas tem a vantagem de reproduzir a situação típica de uma cultura agrícola e é, particularmente, útil no caso em que são desconhecidas as práticas agrícolas.

O ciclo dos nutrientes Nitrogênio e Fósforo e o efeito da aplicação dos pesticidas não serão discutidos neste trabalho, por não ser foco da pesquisa. Porém, vale a pena destacar que o transporte de nutrientes e pesticidas no canal principal é função dos processos de deposição e degradação dos sedimentos, já descritos anteriormente, estando, desta forma, interligados aos processos erosivos do solo.

6. Práticas de Manejo - Os componentes de prática de manejo fornecem submodelos que simulam o plantio, colheita, irrigação, aplicações de nutrientes e pesticidas, operações de cultivo e pastoreio dentro da bacia (MACHADO, 2002). Juntamente com os dados de clima e de solo, o modelo automaticamente simula a proteção oferecida ao solo pelas partes aéreas das plantas (cobertura vegetal ou área foliar) ao longo do ano e a deposição sobre o solo dos restos da cultura após a colheita (MORO, 2005, e NEVES, 2005).

3.3.2. DADOS DE ENTRADA/OBTENÇÃO DO BANCO DE DADOS DO MODELO SWAT

As informações espaciais básicas que devem ser fornecidas ao modelo SWAT consistem no Modelo Digital de Elevação, Carta de Solos, Carta de Uso e Ocupação e informações sobre o clima e os solos. Além desses, existe uma série de dados tabulares, relacionados à fisiologia de culturas e tipos de ocupações agrícolas e práticas de manejo do solo. O modelo já possui um banco de dados com tais informações, adaptadas para o território americano, mas em outras regiões devem ser usados dados locais, preferencialmente.

A entrada de dados envolve, principalmente, sete bancos de dados alfanuméricos a serem alimentados, como mostra a Figura 2: solos (SOL), clima (WGN), uso do solo e crescimento vegetal (CROP.DAT), fertilizantes (FERT.DAT), pesticidas e toxinas (PEST.DAT), preparo do solo (TILL.DAT) e áreas urbanas (URBAN.DAT).

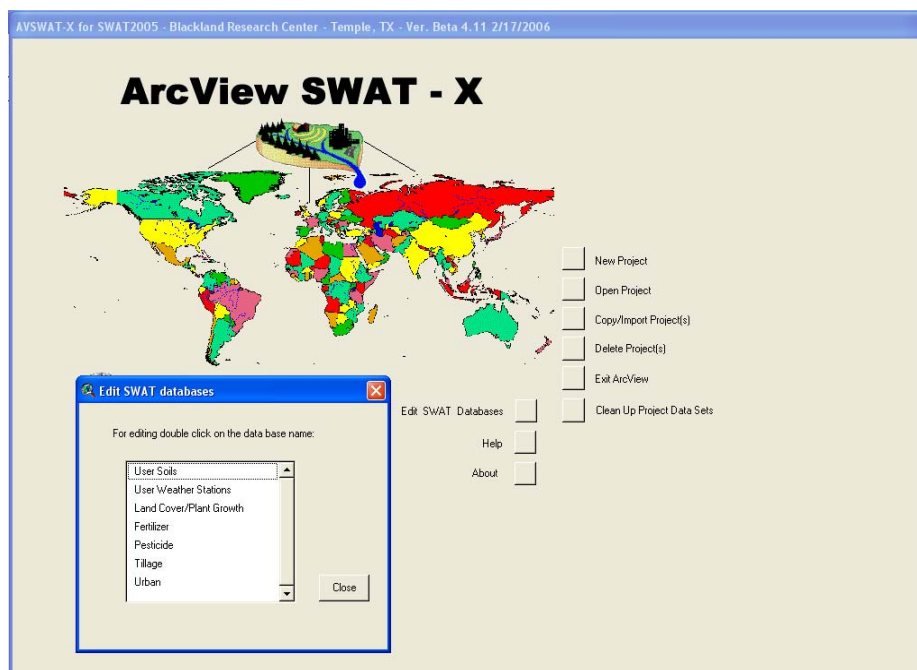


Figura 2 - Dados de entrada do SWAT.

A. Dados de Solo - Os dados de entrada referentes aos solos são: número de camadas do solo, grupo hidrológico (HYDGRP), profundidade máxima da raiz no perfil do solo (SOL_ZMX), porosidade (ANION_EXCL), textura, profundidade das camadas (SOL_Z), densidade (SOL_BD), capacidade de água disponível (SOL_AWC), condutividade hidráulica saturada (SOL_K), teores de carbono orgânico (SOL_CBN), porcentagem de argila, silte, areia e fragmentos de rochas, albedo (SOL_ALB) e fator erodibilidade do solo (fator K da EUPS - USLE_K).

B. Dados Climáticos - Em relação aos fatores climáticos, os dados de entrada do modelo dividem-se em dois tipos: diários e mensais. Os dados diários podem ser médias diárias ou somas diárias relacionados aos seguintes fatores: precipitação, temperatura do ar e umidade relativa do ar. Os dados mensais são médias (do respectivo mês) referentes a todos os anos simulados. Além deles, também são solicitados a localização geográfica da estação, altitude, número de anos dos dados acumulados, média mensal das temperaturas máximas e mínimas diárias, desvio padrão para as temperaturas máximas e mínimas diárias de cada mês, média mensal da precipitação total, desvio padrão para a precipitação diária de cada mês, probabilidade de dias chuvosos seguidos de dias secos de cada mês, probabilidade de dias chuvosos seguidos de dias chuvosos de cada mês, média mensal de dias de

precipitação, valor máximo de meia hora de chuva de cada mês, média de radiação solar diária de cada mês, média diária do ponto de orvalho de cada mês e média diária da velocidade do vento de cada mês.

Caso os dados climáticos diários não existam e necessitem ser simulados ou quando faltar algum dado, o SWAT utiliza o modelo gerador climático WXGEN, que exige somente dados mensais para gerar os dados diários representativos para simular o clima da região.

C. Dados de uso do solo e crescimento vegetal - Em relação aos dados de entrada referentes à cobertura do solo e crescimento das plantas, assim como ao preparo do solo, geralmente opta-se por utilizar os dados do próprio modelo. Isso ocorre mais pela falta de informações a respeito do que por compatibilidade com as culturas locais e práticas de manejo com aquelas que constam no modelo.

D. Dados de fertilizantes - Informações sobre a constituição nutricional dos fertilizantes aplicados na bacia.

E. Dados de pesticidas e toxinas - Dados de mobilidade e degradabilidade de pesticidas e toxinas.

F. Dados de preparo do solo – Definição da quantidade e profundidade de mistura por tipo de manejo realizado no solo.

G. Dados de áreas urbanas – Informações sobre a relação área construída/produção e transporte de sedimentos em áreas urbanas.

3.3.3. DELIMITAÇÃO E DIVISÃO DA BACIA UTILIZANDO O SWAT

Após a entrada de dados, o SWAT delimita automaticamente a bacia hidrográfica a partir do MDEHC, conforme ilustração da Figura 3. À esquerda ilustra-se uma bacia sem delimitação e à direita a mesma bacia delimitada pelo SWAT, a partir do ponto exutório escolhido pelo usuário. Em regiões com maiores variações de relevo e declividade mais acentuada, a interface SWAT/ArcView realiza a delimitação da bacia com maior precisão.

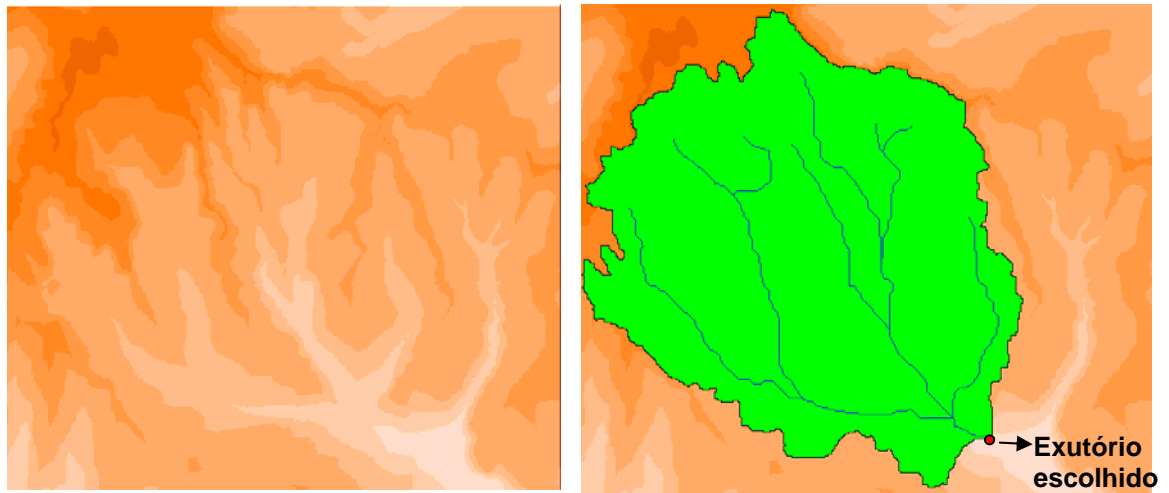


Figura 3 - Delimitação de uma bacia no SWAT.

Após a delimitação da área de estudo, o primeiro passo na simulação de bacias hidrográficas é definir a configuração das partes ou elementos que compõem as bacias. Neste ponto, os conceitos de *outlet* (que, para Brasil, 1976, significa abertura ou passagem pela qual a água escoou ou é retirada de um reservatório ou de uma corrente, ou seja, ponto de desagüamento) e *inlet* (extremidade de montante de qualquer estrutura pela qual a água pode escoar) são aplicados pelo modelo. O SWAT divide, automaticamente, as bacias hidrográficas em sub-bacias especificando uma área limite de drenagem, ou seja, uma área mínima necessária para originar um canal de fluxo. Assim, cada uma dessas subunidades associa-se a um curso de água ou canal de drenagem e a um *outlet*, que controla todos os fluxos daquela sub-bacia. A delimitação das áreas limites de drenagem gera o detalhamento da rede de fluxo e define o tamanho e o número das sub-bacias criadas. A escolha do número de sub-bacias para o modelo depende do tamanho da bacia, do detalhamento espacial, da disponibilidade dos dados de entrada e da quantidade de detalhes requeridos para cumprir os objetivos do projeto (MACHADO, 2002). A Figura 4 mostra a interface de como é feito esse processo no SWAT.

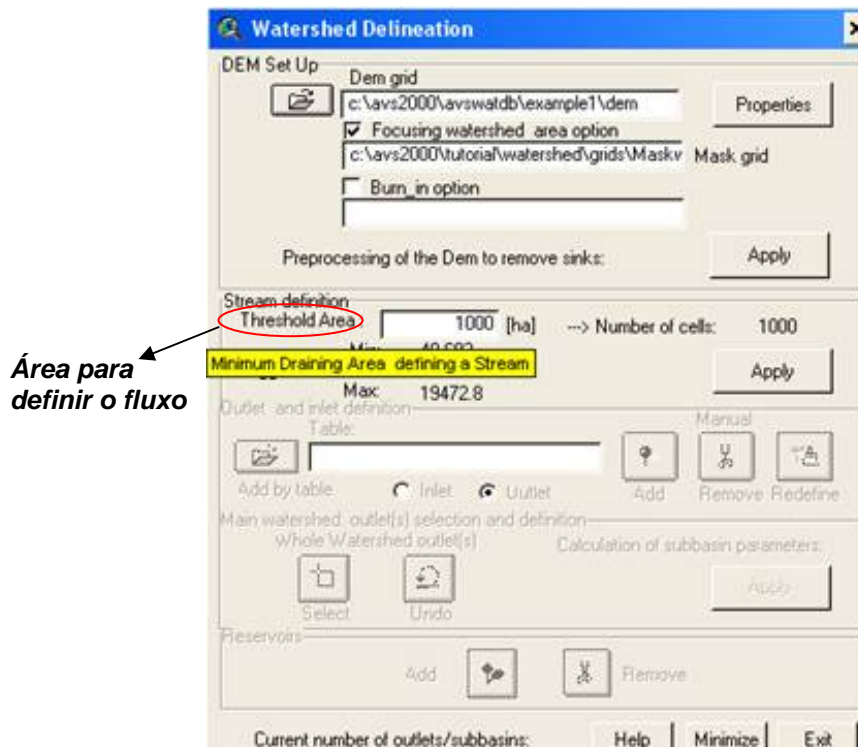


Figura 4 - Definição da área de contribuição da bacia.

Em seguida, deve-se carregar os mapas de tipo e uso do solo para, na etapa seguinte, serem definidas as Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's). As HRU's são determinadas com base no uso e ocupação e no tipo do solo e são importantes para avaliar as variações das condições hidrológicas entre as sub-bacias. O SWAT fornece duas opções de distribuição de HRU's para cada sub-bacia: uma HRU única, com tipo de solo e cobertura predominantes, ou HRU's múltiplas, caso em que cada uma corresponde a uma combinação de solo e cobertura. Isso é feito adotando-se um nível de sensibilidade que elimina as classes de uso e tipo do solo com área menor do que o valor arbitrado. De acordo com Biesbrouck et al. (2002), na maior parte das aplicações do SWAT utiliza-se o conceito de HRU única por, muitas vezes, não ser prático simular os campos individuais.

A subdivisão da bacia em áreas que contenham combinações de uso e tipo do solo possibilita que o modelo reflita as diferenças nas condições hidrológicas (MACHADO, 2002). Isso porque o balanço hidrológico global é simulado para cada HRU, incluindo a interceptação da precipitação pelas copas das árvores, a divisão da precipitação entre irrigação, escoamento superficial e infiltração, a redistribuição da água dentro do perfil do solo, a evapotranspiração, o fluxo

lateral subsuperficial e o fluxo de retorno para os aquíferos rasos (GASSMAN et al., 2007). O escoamento superficial, por exemplo, é calculado, no SWAT, separadamente para cada HRU a fim de se obter o escoamento total para a bacia. Este processo aumenta a precisão e fornece uma descrição física melhor do balanço hídrico (ARNOLD et al., 1998).

Assim, no SWAT, junto com o escoamento superficial de todas as HRU's, são transportados os sedimentos, nutrientes, pesticidas, bactérias e cargas ou concentrações para a saída da bacia. O fluxo do escoamento superficial, conforme descreveram Neitsch et al. (2010), é calculado utilizando-se o método de armazenamento de taxa variável ou o método Muskingum, ambas variações da abordagem da onda cinemática. Já o transporte de sedimentos é simulado como sendo uma função da velocidade de pico no canal. Em todos os casos, as contribuições de todas as HRU's são somadas no nível de sub-bacia e os totais resultantes são encaminhados pelos canais até o escoadouro da bacia.

Desta forma, é implícito no conceito de HRU o pressuposto de que não existe interação entre HRU's em uma sub-bacia. Se a interação de uma área com um uso de solo com outra é importante, ao invés de se definir estas áreas como HRU's, é melhor que elas sejam definidas como sub-bacias. É apenas no nível de sub-bacias que as relações espaciais podem ser especificadas (BIESBROUCK et al., 2002).

O tamanho, a escala e o número de sub-bacias podem afetar o processo de modelagem e, conseqüentemente, os resultados. Um aumento no número de sub-bacias leva a um acréscimo dos dados de entrada e um subsequente esforço computacional de avaliação. De forma inversa, a diminuição poderia afetar a precisão dos resultados simulados. Além do mais, para diferentes escalas, os processos dominantes que influenciam o transporte de sedimentos não são os mesmos (MORO, 2005). Assim, uma escala apropriada de subdivisão deveria ser identificada, de forma a simular eficiente e adequadamente o comportamento da bacia hidrográfica (JHA et al., 2002).

Alguns autores estudaram como as estimativas do modelo são influenciadas pelo número de sub-bacias e HRU's que representam a bacia, como

Mamillapalli et al. (1996)²², citados por Fitzhugh e Mackay (2000), que fizeram este estudo em relação ao volume escoado em uma bacia no Texas. Para esses autores, o aumento do número de HRU's compensa a diminuição do número de sub-bacias. Neitsch et al. (2002) recomendam, entretanto, como regra geral, que uma sub-bacia deva ter de 1 a 10 HRU's e, caso se deseje incorporar uma maior complexidade de uso e tipo de solo ocorrendo na bacia, deve-se definir o maior número de sub-bacias na bacia do que muitas HRU's dentro de poucas sub-bacias. Os autores advertem, porém, que há exceções nessa regra, como no caso de delimitação de sub-bacias que não conseguem capturar a diversidade de uso do solo sem a incorporação de muitas HRU's.

Outros autores estudaram a influência da subdivisão da bacia, o número de sub-bacias e seu tamanho sobre os resultados fornecidos pelo SWAT. Dentre eles destacam-se os trabalhos de Fitzhugh e Mackay (2000), Jha et al. (2002), Machado (2002) e Xavier (2009). Fitzhugh e Mackay (2000) analisaram oito diferentes divisões de uma bacia nos EUA, cada uma com um número diferente de sub-bacias e de HRU's. Para os autores, a estimativa da produção de sedimentos nas sub-bacias foi bastante afetada pela subdivisão. À medida que se aumentava a subdivisão, a produção de sedimentos aumentava, chegando até a 44% de variação. Segundo os autores, essa diferença esteve relacionada, principalmente, ao fator escoamento superficial da MEUPS, além da sensibilidade dos outros termos da MEUPS em relação à área da sub-bacia. No entanto, as estimativas do volume escoado não apresentaram muitas variações em relação ao tamanho das sub-bacias, segundo os autores, em razão do parâmetro Número da Curva (CN), que não sofreu grandes alterações nas subdivisões estudadas. Os resultados de Fitzhugh e Mackay (2000) mostraram-se consistentes quando comparados aos do trabalho de Bingner et al. (1997)²³, apresentado pelos autores, no qual não houve alteração no volume

22 Mamillapalli, S., Srinivasan, R., Arnold, J. G., Engel, B. A., 1996. Effect of spatial variability on basin scale modeling. Proceedings, Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling, Santa Fe, New Mexico, January 21–26, 1996. National Center for Geographic Information and Analysis, Santa Barbara, CA, USA. http://www.ncgia.ucsb.edu/conf/SANTA_FE_CD-ROM/main.html.

23 Bingner, R. L., Garbrecht, J., Arnold, J. G., Srinivasan, R., 1997. Effect of watershed subdivision on simulation runoff and fine sediment yield. Transactions of the ASAE 40 (5), 1329–1335.

escoado, mas a produção de sedimentos variou significativamente com mudanças no tamanho de sub-bacias do Mississippi, nos EUA.

Os estudos de Jha et al. (2002) dos efeitos do número de sub-bacias na estimativa do fluxo e produção de sedimentos e, também, da perda de nutrientes, em quatro bacias em Iowa, EUA, apresentaram conclusões semelhantes às apresentadas por Fitzhugh e Mackay (2000) e Bingner et al. (1997). O fluxo não foi significativamente influenciado pelo aumento no número de sub-bacias, em razão do CN não ser afetado significativamente pelo tamanho das mesmas, conforme haviam concluído também Fitzhugh e Mackay (2000). Em relação aos sedimentos produzidos, os resultados mostraram um acréscimo em resposta ao aumento do número de sub-bacias. Os autores ainda indicaram haver um nível limiar de subdivisão da bacia, em torno de 3% da área total de drenagem, na qual a estimativa da produção de sedimentos tende a estabilizar, ou seja, nenhuma precisão adicional é ganha ao se detalhar mais as sub-bacias. Quanto ao comportamento dos nutrientes, as concentrações de N e P orgânicos no fluxo diminuem com o aumento do número de sub-bacias, em contraste com as tendências opostas para os sedimentos, nitratos e P mineral.

Machado (2002), diante dos seus resultados, constatou uma melhora na estimativa da produção de sedimentos com o aumento do número de sub-bacias ou de HRU's, havendo, entretanto, um limite na precisão. Assim, para o autor, a escolha da área limite não deve ser uma escolha arbitrária, mas deve ter como base uma escala necessária para capturar a variabilidade espacial da bacia. É o que recomendam, também, Romanowicz et al. (2005) quando alertam da importância de ser cuidadoso ao adotar o valor da área limite de drenagem, pois o impacto deste valor nos mapas de tipo e uso do solo pode trazer consequências no desempenho do modelo.

Já para Xavier (2009), uma maior divisão de sub-bacias na simulação gera maior detalhamento de resultados e, conseqüentemente, maiores valores na produção de sedimentos, o que não reflete sempre em resultados compatíveis com a realidade.

O que, de fato, existe é uma indefinição acerca dos critérios de subdivisão da bacia, que varia de trabalho em trabalho, como relatam amplamente Gassman et al. (2007).

A partir da definição das HRU's, passa-se para outra etapa do modelo, na qual os dados das estações climáticas são carregados. A partir daí o programa pode ser executado, segundo os métodos escolhidos e/ou definidos, conforme os dados disponíveis, e os resultados analisados. A interface de execução do SWAT está apresentada na Figura 5:

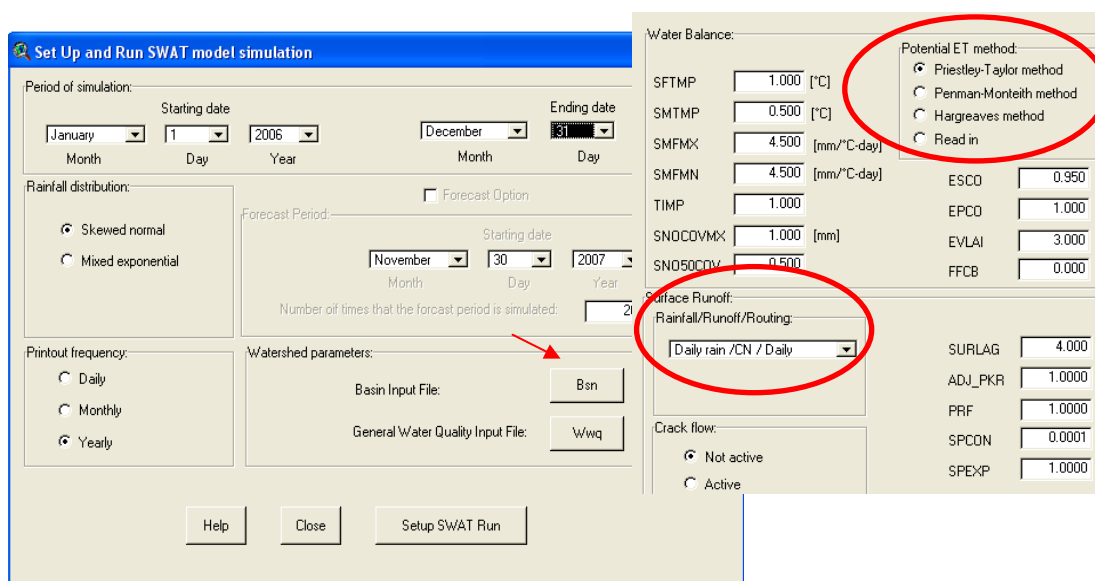


Figura 5 - Interface de execução do modelo SWAT.

3.3.4. APLICAÇÕES DO SWAT

Dentre os modelos disponíveis para modelagem de processos hidrossedimentológicos, o SWAT é considerado o modelo mais abrangente, envolvendo um maior número de componentes simulados, interface mais “amigável”, maior disponibilidade de informações para solução dos problemas, tanto pelo extenso volume dos manuais como pelas publicações científicas e trabalhos realizados (MINOTI, 2006). Esta aplicação em diversas partes do mundo, com resultados satisfatórios, é o que faz com que ele, segundo Junqueira e Silva (2008), se destaque nos critérios confiabilidade, validade científica e padronização dos dados de entrada.

Tripathi et al. (2003) fizeram um estudo sobre o gerenciamento hidrológico na Índia com o SWAT, o qual foi bem satisfatório. Com o uso do modelo foi

possível identificar as sub-bacias críticas, que contribuíram mais intensamente com os volumes de água, as cargas de sedimentos e os nutrientes medidos no vertedouro da bacia estudada, e que foram particularmente mais vulneráveis à contaminação da sua rede de drenagem - uma maneira eficaz de desenvolvimento de planos de manejo de bacias hidrográficas com priorização de áreas críticas.

Santhi et al. (2006) aplicaram o SWAT na estimativa do impacto da implementação do plano de gestão da qualidade da água de uma grande bacia no Texas, EUA. A avaliação foi realizada para cenários de longo prazo, com ênfase nas principais fontes de poluição, como nutrientes e sedimentos provenientes da erosão de terras agrícolas.

No Brasil, Machado (2002) comparou os dados de escoamento e produção de sedimentos gerados pelo modelo com aqueles obtidos em postos hidrossedimentológicos da microbacia hidrográfica do ribeirão dos Marins, afluente do rio Piracicaba, SP, e verificou que o resultado do modelo foi satisfatório. O autor ainda fez simulações de cenários para explorar possíveis efeitos de variações de uso do solo e verificou uma redução de 94% na produção de sedimentos quando houve substituição de pastagem por vegetação nativa, em áreas de maior suscetibilidade à erosão.

Moro (2005) também realizou simulações de cenários alternativos nessa mesma microbacia e o modelo, apesar de não ter sido capaz de avaliar a contribuição de determinadas culturas, com pequenas áreas, dentro da bacia, obteve um bom desempenho.

A bacia do rio Piracicaba ainda conta com os trabalhos de Garcia et al. (2006) e Armas et al. (2007) utilizando o SWAT. Os primeiros observaram uma estreita relação de tendência de acumulação de Nitrogênio e Fósforo com o tipo de cobertura vegetal (pastagem e cana de açúcar) e alertaram sobre a rápida expansão da cultura de cana em áreas não recomendadas. Este avanço do cultivo de cana-de-açúcar sobre áreas de horticultura e pastagem também foi simulado no trabalho de Armas et al. (2007), no qual os autores ainda identificaram áreas críticas para o aporte de herbicidas aos corpos hídricos.

Outro trabalho de quantificação da erosão e produção de sedimentos foi realizado por Minoti (2006) na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu, em São Paulo. As estimativas utilizando a EUPS e o SWAT foram eficazes na caracterização ambiental da área de estudo e na identificação de áreas mais vulneráveis. Este autor também destacou a sensibilidade do SWAT às mudanças de cenários de uso do solo e ao conjunto de dados disponíveis, assim como também fez Prado (2005), em um estudo dos solos da bacia do rio Jundiá-Mirim, em Jundiá-SP.

Ainda no Brasil, Baldissera (2005), em um estudo para avaliação da aplicabilidade do SWAT para simulação de vazões líquidas mensais da bacia do rio Cuiabá, em Mato Grosso, obteve resultados satisfatórios, principalmente pelo fato de ter sido o primeiro trabalho, com este modelo, para determinação da vazão em bacias de grande escala e de características tão heterogêneas. Lamenta-se, entretanto, que as dificuldades encontradas no ajuste de fluxo de base, advindas da limitada base de dados, prejudicaram o desempenho das simulações de vazão.

Também nessa região, Barsanti et al. (2003) avaliaram a erosão em duas bacias na área do Pantanal/MS, uma de grande e outra de pequena escala, com cenários de uso do solo para 30 anos substituindo a vegetação nativa por pastagem e agricultura. O uso do modelo SWAT resultou em ótimas estimativas para a escolha correta da prática de manejo e uso do solo.

Já o trabalho de Oliveira (1999) teve como objetivo avaliar as alterações nas características hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica do rio Joanes/BA, utilizando o SWAT, e os resultados obtidos permitiram avaliar, de forma quantitativa, os efeitos da alteração no uso do solo devido à substituição da vegetação nativa por outras de coberturas diversas, bem como os efeitos da urbanização e construção de barramentos na bacia hidrográfica e as consequências da alteração na zona costeira.

Blainski et al. (2008) avaliaram a utilização do SWAT na quantificação e na distribuição espacial e temporal da vazão na bacia do Rio Araranguá (SC), em função do uso e ocupação do solo. Os resultados demonstraram a influência das atividades agrícolas sobre a disponibilidade hídrica na bacia, função das

diferentes demandas hídricas pelas culturas e pelos sistemas de manejo. Os autores realçaram, assim, a aplicabilidade do SWAT como uma importante ferramenta para o manejo sustentável de bacias hidrográficas agrícolas, principalmente naquelas em que a disponibilidade hídrica é restrita.

Ainda em Santa Catarina podem ser destacados os trabalhos de Lopes (2008), que analisou a produção de água e sedimentos em sete microbacias hidrográficas experimentais, a fim de conhecer a relação entre os usos e cobertura do solo, as características geomorfológicas e os processos hidrossedimentológicos, o de Lino (2009), que calibrou o modelo e simulou o escoamento superficial para diferentes cenários de uso do solo, o de Paim e Menezes (2009), que analisaram a temporalidade dos resultados obtidos durante o verão, e mais recentemente o trabalho de Souza et al. (2009), no qual os autores utilizaram o SWAT como ferramenta para a concessão de outorgas de direito de uso dos recursos hídricos, na bacia hidrográfica do Altíssimo Rio Negro. Tem-se, também, no Sul, o trabalho de Uzeika (2009), no Rio Grande do Sul, que utilizou o SWAT como ferramenta para seleção de práticas eficientes de manejo para controlar a erosão e servir de suporte para modelos de gestão ambiental em uma bacia rural, mesmo com restrições quantitativas devido à não calibração do modelo. Ressalta-se, entretanto, que o modelo não apresentou bom resultado para a produção de sedimentos, que segundo a autora, se deu por conta do fator LS da MEUPS, estimado automaticamente pelo modelo, contribuindo para uma superestimativa dos resultados.

Neves (2005), além de simular a erosão, como os trabalhos de outros autores, acrescentou um estudo com os fertilizantes, resultando em conhecimento e discussão das áreas potencialmente poluidoras por dejetos de granjas, na microbacia hidrográfica do rio Bonito, em Descalvado, SP, registrando maiores perdas de solo em áreas com coberturas de agricultura e pastagem.

Além de Neves (2005), outros autores no Brasil também estudaram a aplicabilidade e potencialidade do SWAT no transporte de nutrientes. Podem ser citados os trabalhos de Bittencourt e Gobbi (2006), que simularam cenários de uso do solo no transporte de fósforo, na bacia do rio Piraquara, zona rural da Região Metropolitana de Curitiba, PR, e o de Baltokoski (2008), realizado

em duas microbacias hidrográficas contíguas, dos rios Conrado e Pinheiro, afluentes do Rio Pato Branco, no Paraná, a fim de estabelecer as causas e efeitos dos impactos causados pelas fontes difusas de poluição.

Gassman et al. (2003), Debele et al. (2008), Santhi et al. (2006), Gassman et al. (2007), Krysanova e Arnold (2008), Schuol et al. (2008), Zhang et al. (2008), Reungsang et al. (2009), Jha (2009) e Cibirin et al. (2010) citam vários trabalhos nos Estados Unidos e em outras partes do mundo utilizando o SWAT com enfoque no estudo da predição de sedimentos, vazão, nutrientes, cargas de poluentes e gestão dos recursos hídricos. A lista de trabalhos com aplicação do SWAT é extensa e ainda inclui os trabalhos de Fohrer et al. (1999) na Alemanha; Picon (2001) e Melesse et al. (2009) em Porto Rico; Arnez (2001) na Bolívia; Nars et al. (2003) na Irlanda; Varanou et al. (2003) na Grécia; Diez (2002) e Montoya (2003) na Colômbia; Valdivieso e Naranjo (2003) no Equador; Benites et al. (2004) no México; Nunes e Pacheco (2004), Guerreiro et al. (2005), Venâncio et al. (2006) e Duarte et al. (2007) em Portugal; Galvan et al. (2007) e Lantaron et al. (2004) na Espanha; Trung (2005), Omani et al. (2007), Alansi et al. (2009), Ghaffari et al. (2009), Kim et al. (2009) e Santosh et al. (2010) na Ásia; e Schuol et al. (2008) e Xie et al. (2010) no continente africano. Além desses, vários outros estudos podem ser encontrados em <http://www.brc.tamus.edu/swat/swat-peer-reviewed.pdf>.

Ao se analisar os estudos já realizados, constata-se que há um grupo pequeno de pesquisadores atuando em modelagem ambiental no Brasil. Dessa forma, sem um grupo de pesquisas não é possível que se conheçam adequadamente os processos hidrossedimentológicos em regiões com características agrícolas e, conseqüentemente, que dê continuidade à modelagem nessas áreas, cujas atividades impactam de forma acentuada o meio ambiente.

3.3.5. CRITÉRIOS DE UTILIZAÇÃO E LIMITAÇÕES DO SWAT

Os estudos utilizando o SWAT comprovam que, apesar da ampla aplicação nos estudos hidrológicos e de produção de sedimentos, o SWAT apresenta algumas limitações que comprometem o seu melhor desempenho em certas situações, como no uso para as condições brasileiras, tendo em vista as

acentuadas diferenças existentes entre as condições para as quais o modelo foi desenvolvido e aquelas evidenciadas no Brasil. Para o ajuste destes modelos são, muitas vezes, necessárias combinações dos valores dos parâmetros de entrada que não apresentam significado real para as condições brasileiras, o que torna a própria validade dos resultados questionável.

Aos questionamentos a respeito dos parâmetros de entrada do modelo somam-se, ainda, o fato de nem sempre existir uma relação linear entre os dados de entrada e a resposta do modelo (JHA, 2009), justamente pelo fato da variação das condições hidrológicas decorrer da combinação de vários fatores como: condições climáticas de precipitação, evapotranspiração, radiação solar, relevo, geologia, geomorfologia, solos, cobertura vegetal e uso do solo (TUCCI, 2002).

Adicionalmente, além da disponibilidade dos dados, um dos critérios mais importantes no processo de modelagem refere-se às escalas dos dados de entrada, o quão representativos estes são e em como as escalas podem indicar os enfoques dos trabalhos (MULETA e NICKLOW, 2005). Nesse sentido, a qualidade da informação espacial afeta, diretamente, os resultados dos modelos hidrológicos de simulação. Como já foi dito, a acuracidade do modelo depende, em grande parte, das características dos parâmetros de entrada que descrevem as características relevantes da bacia hidrográfica. Mas, além desses parâmetros, a precisão do modelo numérico do terreno pode afetar a delimitação dos canais de escoamento, das áreas de contribuição, das bacias hidrográficas, o que, por sua vez, irá influenciar a qualidade preditiva dos modelos (CHAPLOT, 2005, e ROMANOWICZ et al., 2005). No seu trabalho, Chaplot (2005) verificou que a escala do mapa de solos tem uma importância crucial para as previsões do SWAT, com estimativas mais precisas de escoamento superficial, nitrogênio e produção de sedimentos usando mapas com escala de 1/25.000 ao invés de 1/250.000 e 1/500.000.

Sendo assim, não é dispensável lembrar que o SWAT é extremamente sensível à qualidade dos dados de entrada referente ao tipo e uso do solo, aos procedimentos geográficos de distribuição dos dados realizados na etapa que antecede a fase de processamento do modelo, à precisão do MDE e à escala do mapa de solos (CHAPLOT, 2005, e ROMANOWICZ et al., 2005).

O fato de o modelo utilizar a MEUPS para o cálculo da produção de sedimentos na bacia é considerada uma de suas grandes limitações. Sabe-se que esta não é uma equação de erosão e sim de perda de solo, que se processa na sua maior parte como erosão laminar, não considerando outros tipos de erosão como a erosão em voçorocas e barrancos (MACHADO, 2002). Além do mais, Uzeika (2009) alerta para o fator LS, cujos valores inadequados podem levar a superestimativas para os resultados de sedimentos produzidos, por não levarem em consideração pontos deposicionais de sedimentos, principalmente nos pés das encostas.

Segundo Moro (2005), o modelo é incapaz de interpretar chuvas intensas em curtos períodos, o que impede avaliar picos de descarga que podem ser de maior interesse do que volumes de escoamento superficial na produção de sedimentos. Já foi apontado que a intensidade, duração e frequência da chuva são fatores bem mais importantes no processo erosivo que os dados de chuva totais, médias mensais ou anuais.

Sobre a água subterrânea, Machado (2002) relatou que o SWAT não contém um completo balanceamento de massa dos componentes que simulam seu processo, sendo este um problema comum em modelos para bacia hidrográfica, pois a representação do tempo de resposta da água subterrânea é maior que o passo de tempo para simulação dos processos na superfície.

Além disso, segundo Gassman et al. (2007) e Uzeika (2009), o equacionamento da propagação de sedimentos no canal não leva em consideração a variação granulométrica dos sedimentos transportados e as alterações dinâmicas que ocorrem na calha do canal, tornando-o o processo muito simplificado.

Apesar das limitações apresentadas, o modelo SWAT apresenta características importantes, tais como: representa todos os processos envolvidos na transformação de chuva em escoamento, permite a subdivisão da bacia hidrográfica, segundo critérios relacionados às suas características físicas, e tem sido testado e aplicado em projetos em diferentes partes do mundo. Acrescenta-se que, a flexibilidade do SIG integrado ao SWAT oferece novas perspectivas para o estabelecimento e implementação de políticas ambientais,

com vistas a reduzir o impacto das atividades antrópicas sobre as bacias hidrográficas.

Entretanto, pode-se dizer que talvez a maior restrição para a utilização, não só do SWAT, mas de todos os modelos no Brasil, é a falta de dados necessários para alimentá-los e, especialmente, a ausência de dados hidrossedimentológicos que permitam sua validação (UZEIKA, 2009).

3.4. SENSIBILIDADE DO MODELO

A análise de sensibilidade é uma avaliação das magnitudes nas respostas do modelo em função de mudanças relativas nos valores dos parâmetros de entrada (NEARING et al., 1994). Uma avaliação detalhada da sensibilidade de um modelo pode ser usada para indicar a importância relativa dos parâmetros requeridos, podendo, desta forma, dar ênfase na aquisição e refinamento dos dados de maior influência na resposta do modelo (AMORIM, 2004). White e Chaubey (2005), Tarantola e Saltelli (2003)²⁴, citados por Confesor Jr. e Wittaker (2007), e Adriolo et al. (2008) ainda sugerem que a análise de sensibilidade tem informações vitais a respeito da modelagem de sistemas ambientais, tais como identificação de variáveis a serem calibradas para reduzir ou simplificar o modelo, melhor entendimento da estrutura e construção do modelo, redução de incertezas e aumento da garantia dos resultados.

A análise de sensibilidade deve ser planejada de forma que a faixa de valores para cada parâmetro reflita as diferentes condições de campo, consistindo em um método eficiente para avaliar a resposta e a racionalidade do modelo, eliminando a influência do erro relacionado à variação natural dos parâmetros de entrada (NEARING et al., 1994).

Ressalta-se que o SWAT é sensível para mais de 100 variáveis de entrada relacionadas à vegetação, manejo e tipo dos solos, clima, aquífero, canal e reservatório (ARNOLD et al., 1998). Devido a esse grande número de parâmetros de entrada, é importante que se identifiquem quais os parâmetros que mais influenciam no modelo e sua importância nos resultados gerados, ou

24 Tarantola, S. e Saltelli. A. SAMO 2001: Methodological advances and innovative applications of sensitivity analysis. Reliability Engineering & System Safety 79(2): 121-122. 2003.

seja, qual a intensidade que cada alteração provoca no modelo (AMORIM, 2004; ADRIOLO et al., 2008; e JHA, 2009). Galvan et al. (2006) afirmam, ainda, que cada um desses parâmetros influenciam em outras partes do modelo, de forma que é possível conseguir resultados similares com distintas combinações dos parâmetros.

Alguns autores já apresentaram estudos nesse sentido. Para Peterson e Hamlett (1998)²⁵, citados por Machado (2002), e Jha (2009) o parâmetro mais sensível no modelo é o Número da Curva (CN), a qual tem relação com o solo e a vegetação. Neste aspecto, para Uzeika (2009) a condição de umidade antecedente do solo também representa um fator de influência nos resultados do modelo, uma vez que na escolha do CN, a umidade antecedente do solo é levada em consideração e erros nessa escolha podem levar a estimativas equivocadas do escoamento.

De acordo com Neves (2005), a determinação de CN é muito importante na modelagem, pois em seu trabalho na microbacia hidrográfica do rio Bonito (Descalvado – SP), o SWAT respondeu com grande sensibilidade à variação deste parâmetro. Oliveira (1999) e o projeto CT-Hidro “Gerenciamento dos recursos hídricos do semi-árido do Estado da Bahia” (2004) também reconheceram a sensibilidade deste parâmetro ao justificarem sua influência na ocorrência de vazões máximas superestimadas nesses trabalhos.

Já os parâmetros de sensibilidade hidrológicos e de qualidade da água relacionam-se, na maioria das vezes, com as propriedades físicas do solo, como densidade, condutividade hidráulica e, particularmente, capacidade de água disponível (LENHART et al., 2002). Em relação à condutividade hidráulica, Machado (2002) alerta que, além de ser fortemente afetada pelas condições do solo como a compactação, a presença de macroporos e raízes das plantas, os valores medidos podem variar grandemente quando o tamanho da área varia, como em bacias hidrográficas, como afirmam Timlin et al. (1996)²⁶, citados por este autor.

25 Peterson, J. R. e Hamlett, J. M. Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils. *Journal of the American Water Resources Association*, v.34, n.3, p.531-544, 1998.

26 Timlin, D. J.; Pachepsky, Y. A.; Acock, B.; Whisler, F. Indirect estimation of soil hydraulic properties to predict soybean yield using GLYCIM. *Agricultural Systems*, v.52, n.2/3, p.331-353, 1996.

Na Tabela 1 são apresentados alguns autores e as variáveis identificadas por eles como as mais sensíveis, nas diversas especificidades dos seus trabalhos:

Tabela 1 - Parâmetros de maior sensibilidade no SWAT segundo a literatura

Parâmetro	Referências
Número da curva (CN2)	Oliveira (1999); Lenhart et al. (2002); Neves (2005); Lino et al. (2009); Jha (2009); Reungsang et al. (2009); Uzeika (2009); Cibir et al. (2010); Santosh et al. (2010)
Capacidade de água disponível (SOL_AWC)	Lenhart et al. (2002); Adriolo et al. (2008); Jha (2009); Schmalz e Fohrer (2009); Reungsang et al. (2009); Cibir et al. (2010); Jeong et al. (2010); Santosh et al. (2010)
Condutividade hidráulica (SOL_K)	Lenhart et al. (2002); Machado (2002); Adriolo et al. (2008); Cibir et al. (2010)
Fator de compensação da evaporação do solo (ESCO)	Lino et al. (2009); Jha (2009); Schmalz e Fohrer (2009); Reungsang et al. (2009); Cibir et al. (2010); Jeong et al. (2010); Santosh et al. (2010)
Fator alfa de recessão do fluxo de base (ALPHA_BF)	Lino et al. (2009); Jha (2009); Schmalz e Fohrer (2009); Reungsang et al. (2009); Cibir et al. (2010); Jeong et al. (2010); Santosh et al. (2010)
Profundidade da camada de solo (SOL_Z)	Adriolo et al. (2008); Schmalz e Fohrer (2009)
Fração de percolação aquífero profundo (RCHRG_DP)	JHA (2009); Schmalz e Fohrer (2009)
Fator de cobertura vegetal existente no solo (USLE_C)	Adriolo et al. (2008)
Fator práticas de conservação do solo (USLE_P)	Adriolo et al. (2008)
Comprimento médio do declive-rampa lateral (SLSUBBSN)	Adriolo et al. (2008); Cibir et al. (2010); Santosh et al. (2010)
Fator compensação de crescimento da planta (EPCO)	Jha (2009); Jeong et al. (2010)
Declividade média da bacia (SLOPE);	Adriolo et al. (2008); Cibir et al. (2010)
Coefic. retardo do escoamento superficial (SURLAG)	Lino et al. (2009); Cibir et al. (2010); Jeong et al. (2010)

A análise de sensibilidade de um modelo pode ser feita de maneira local ou global, conforme afirmam Muleta e Nicklow (2005). Nas técnicas locais, as respostas de saída são analisadas variando cada fator de entrada e fixando todos os outros. Já no método global, todos os dados de entrada são simultaneamente variados, permitindo investigar a possível interação da variação dos parâmetros de entrada nos resultados fornecidos pelos modelos.

A ferramenta *Sensitivity Analysis* (análise de sensibilidade) do SWAT permite identificar quais parâmetros são sensíveis ou que mais afetam a variável que

se deseja calibrar no modelo e, segundo Van Griensven (2009), utiliza dois métodos estatísticos no processamento da análise de sensibilidade: *Latin Hypercube simulations* (LH) e *One factor at a time sampling* (OAT), os quais são detalhadamente descritos nos trabalhos de Arabi et al. (2007) e Mulungu e Munishi (2007). Esta análise conjunta (LH-OAT) assegura que toda gama de parâmetros é analisada, enquanto cada variação na saída é atribuída a uma variação específica na entrada (Van Griensven et al., 2006²⁷, citados por SCHMALZ e FOHRER, 2009).

Entretanto, essa ferramenta não permite que o usuário defina quais as variáveis a serem analisadas, as quais são definidas (no total de 27) pelo default do modelo (VAN GRIENSVEN, 2009).

Dentre os resultados da análise por essa ferramenta, é gerado um arquivo contendo a posição dos parâmetros analisados, com valores variando entre 1 (maior sensibilidade) e 28 (menor ou nenhuma sensibilidade), no caso de análise de uma só variável e entre 1 e 35 para duas variáveis.

De forma manual, uma maneira de realizar a análise de sensibilidade do modelo variando cada parâmetro de entrada, individualmente, enquanto os outros são mantidos constantes foi apresentado por McCuen e Snyder (1986)²⁸ citados por Evangelista e Ferreira (2006) e Silva et al. (2009). Para quantificar o impacto de um intervalo de valores de um dado parâmetro de entrada sobre os resultados obtidos com o modelo, foi utilizado o Índice de Sensibilidade Relativo (IS), determinado pela equação 9:

$$IS = \frac{\frac{R_1 - R_2}{R_{12}}}{\frac{I_1 - I_2}{I_{12}}} \quad (9)$$

em que:

IS = índice de sensibilidade do modelo aos parâmetros de entrada;

27 Van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, A., and Srinivasan, R.: A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models, J. Hydrol., 324(1-4), 10-23, 2006.

28 McCuen, R. H. e Snyder, W. M. Hydrologic modeling: statistical methods and applications. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1986.

R_1 = resultado obtido com o modelo para o menor valor de entrada;

R_2 = resultado obtido com o modelo para o maior valor de entrada;

R_{12} = média dos resultados obtidos com o menor e o maior valor de entrada;

I_1 = menor valor de entrada;

I_2 = maior valor de entrada; e

I_{12} = média dos valores de entrada.

White e Chaubey (2005) consideraram nos seus trabalhos os menores e maiores valores de entrada, I_1 e I_2 , respectivamente, como sendo $\pm 10\%$ do valor do parâmetro.

Conforme McCuen e Snyder (1986) anteriormente citados, o valor de IS representa a mudança normalizada gerada na saída do modelo para uma mudança normalizada na entrada dos dados, a qual permite comparar a sensibilidade a diferentes magnitudes dos parâmetros de entrada. Quanto maiores (em módulo) forem os índices obtidos, mais sensível será o modelo ao parâmetro. Já os valores próximos a zero indicam que o modelo não apresenta sensibilidade ao parâmetro.

No entanto, para White e Chaubey (2005) existem algumas limitações ao uso deste índice para avaliação dos parâmetros dentro de um modelo. Basicamente, estas limitações estão relacionadas ao pressuposto de linearidade e à falta de consideração de correlações entre os parâmetros.

É importante, porém, ressaltar que a análise de sensibilidade de um modelo depende do período de tempo das simulações. Variabilidades nos parâmetros climáticos e de vazão, causados por eventos excepcionais, como verões extremamente secos ou fortes chuvas que causam inundações, podem influenciar nos resultados (SCHMALZ e FOHRER, 2009, e CIBIN et al. 2010). Para estes mesmos autores, de uma forma geral, a sensibilidade dos parâmetros do SWAT depende do clima, uso e tipo do solo e topografia, o que significa que os resultados não podem ser sempre reaplicados em outras bacias e que uma generalização dentro de uma bacia de grandes dimensões é limitada.

Os parâmetros identificados como os mais sensíveis na análise de sensibilidade são quase sempre utilizados para a calibração do modelo (WHITE e CHAUBEY, 2005, e CIBIN et al., 2010). Sendo assim, ela deve ser associada à calibração a fim de se extrair o máximo das potencialidades e recursos do modelo, conduzindo à melhor consistência dos dados gerados e à consequente aplicabilidade na área em estudo ou sua extrapolação a outras áreas (JHA, 2009).

3.5. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

Calibração, segundo Christofolletti (1999), é o processo de se estabelecer os parâmetros adequados de entrada dos modelos e as condições internas do sistema, a fim de se verificar a adequação das respostas.

Para Muleta e Nicklow (2005), a calibração pode ser feita de maneira manual ou automática, sendo a primeira a mais usada em modelos complexos. Entretanto, de acordo com os autores, esse tipo de calibração, alterando um parâmetro por vez até que um ajuste aceitável seja conseguido e que os valores simulados se aproximem dos observados, é muito dispendioso em termos de tempo, além de ser muito subjetivo, sendo o sucesso da calibração muito dependente da experiência do pesquisador e do seu conhecimento da bacia em estudo. Já a calibração automática envolve o uso de um algoritmo que determina o melhor ajuste dos parâmetros, sendo, dessa forma, mais rápida, e não havendo conhecimento suficiente do pesquisador em relação à área de estudo, por ser menos subjetiva, espera-se que os resultados obtidos sejam melhores do que os da calibração manual.

Para avaliar o desempenho de modelos é usual utilizar métodos estatísticos, sendo um dos mais usuais critérios estatísticos o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe - COE (MACHADO, 2002), apresentado pela equação 10. Este coeficiente pode variar de $-\infty$ a 1, sendo que $COE=1$ significa um ajuste perfeito.

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_{obs} - E_s)^2}{\sum_{i=1}^n (E_{obs} - \bar{E})^2} \quad (10)$$

sendo: E_{obs} o valor do evento observado; E_s o valor do evento simulado e \bar{E} o valor médio do evento observado.

No período de calibração, um dos ajustes possíveis a serem feitos é alterar as variáveis até o COE atingir um valor aceitável. Segundo Krysanova et al. (1998)²⁹, citados por Machado (2002) e Blainski et al. (2008), para um bom ajuste do modelo são aceitos valores de COE entre 0,7 e 0,8. Já Gassman et al. (2007), ao analisarem resultados de vários autores, consideraram adequados os valores de COE superiores a 0,5.

Este coeficiente de eficiência foi utilizado por Tripathi et al. (2003), Srinivasan e Arnold (1994), Machado (2002), Muleta e Nicklow (2005), Neves (2005), Trung (2005), Bracmort et al. (2006), Jha et al. (2006), Baltokoski (2008), Blainski et al. (2008), Ghaffari et al. (2009), Kim et al. (2009), Mohammed (2009), Melesse et al. (2009), Paim e Menezes (2009), Sathian e Simala (2009) e Souza et al. (2009), os quais obtiveram resultados bastante satisfatórios.

Os estudos de White e Chaubey (2005), Bracmort et al. (2006), Zhang et al. (2008) e Zhang et al. (2009) apresentam trabalhos que foram desenvolvidos para melhorar a confiabilidade e quantificar as incertezas das predições nas simulações com o SWAT, com enfoque na calibração e sensibilidade do modelo. Além dos trabalhos de outros autores, as duas últimas citações descrevem, ainda, métodos e a combinação de dois deles utilizados no processo de calibração em bacias dos EUA e China.

Uma vez calibrados os parâmetros do modelo, este deve ser validado para situações semelhantes às que se quer aplicá-lo. Para tanto, outra série temporal de dados, diferente daquela utilizada na calibração, deve ser utilizada no processo de validação (ARNOLD et al., 2000, e ALANSI et al, 2009). Os

29 Krysanova, V, Müller-Wohlfeil, D & Becker, A. Development and test of a spatially distributed hydrological / water quality model for mesoscale watersheds. *Ecol. Model.*, 106:261-289, 1998.

resultados dessa etapa indicam se o modelo é capaz de reproduzir a série de dados não usados em sua calibração.

Mesmo sendo um processo demorado e que requer conhecimento amplo do problema, a não execução dessa etapa pode comprometer seriamente todo o resultado obtido por simulação, repercutindo na obtenção de tendências equivocadas (MACHADO, 2002).

É importante realçar que a calibração não garante a fidedignidade das predições do modelo. Os parâmetros obtidos do modelo calibrado são tão reais quanto a qualidade e quantidade dos dados fornecidos na calibração e validação. Neste sentido, Machado (2002) e Amorim (2004) ressaltam que uma série histórica de dados é particularmente importante em função da variabilidade natural de ano para ano nos fatores que afetam o processo erosivo e o transporte de água e sedimentos e, dessa maneira, a imprecisão do modelo pode ser compensada com um maior período de tempo.

Quando se trabalha com modelos de simulação em escala de bacia hidrográfica, como o SWAT, que contempla em sua formulação todo o ciclo hidrológico, é difícil ter todos os dados disponíveis. Isso em parte devido ao tempo e aos recursos financeiros despendidos, mas também pela grande variabilidade espacial e temporal de alguns parâmetros. Além disso, na maioria das vezes, modelos são aplicados em áreas nas quais não existem dados de escoamento ou sedimentos disponíveis, o que torna a calibração impossível. Deve estar claramente entendido, entretanto, que a calibração quase sempre é necessária e que erros na simulação são maiores sem calibração (Grunwald e Frede, 1999³⁰, citados por MACHADO, 2002).

A calibração no SWAT pode ser automatizada, através do recurso autocalibração, conforme metodologia descrita por Mulungu e Munishi (2007) e Van Griensven (2009), baseada na técnica do *Shuffled Complex Evolution Algorithm* da Universidade do Arizona (SCE-UA). Neste recurso, o SWAT tem duas opções para as funções objetivas: soma dos quadrados residuais (SSQ) e soma dos quadrados da diferença dos valores medidos e simulados (SSQR),

30 Grunwald, S. e Frede, H. G. Using the modified agricultural non-point source pollution model in German watersheds. *Catena*, v.37, p.319-328, 1999.

sendo a primeira mais utilizada nos estudos hidrológicos. Ressalta-se, mais uma vez, a importância da calibração precedida pela análise de sensibilidade, a qual gera um conjunto de arquivos com as informações (variáveis mais sensíveis) que serão utilizadas pelo modelo no processo de autocalibração (WHITE e CHAUBEY, 2005).

O processo de calibração do modelo SWAT é dividido em quatro categorias:

- 1) Escoamento superficial e de base
- 2) Sedimentos
- 3) Nutrientes
- 4) Pesticidas

A calibração deve ser iniciada pelo escoamento, que é a parte básica do modelo, e apenas depois do escoamento calibrado deve-se iniciar a calibração do sedimento (WHITE e CHAUBEY, 2005, e ADRIOLO et al., 2008). Isto porque, de maneira geral, os parâmetros de escoamento são dominantes e controlam os resultados da simulação dos dados de sedimento e qualidade da água (Van Griensven et al., 2005³¹, citados por ADRIOLO et al., 2008).

Neste enfoque de calibração, destaca-se o trabalho de Adriolo et al (2008) realizado, especificamente, para calibração da produção e transporte de sedimentos simulados pelo SWAT, sendo utilizado como estudo de caso a bacia hidrográfica do rio Apucarantina, PR.

3.6. SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Como as alterações na produção de água e sedimentos em uma bacia hidrográfica, em função das diversas ações antrópicas, nem sempre podem ser quantificadas devido à falta de monitoramento e à deficiência de medições de vazão líquida e sólida, o impacto das mudanças no uso do solo nas características hidrossedimentológicas de bacias hidrográficas pode ser avaliado em termos qualitativos e quantitativos através da construção de cenários (PRADO, 2005). Esta é uma das grandes vantagens dos modelos

31 Griensven, A. V. et al. "A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models". Journal of Hydrology, article in press. 2005.

matemáticos: a possibilidade de alterar as configurações dos parâmetros de entrada do modelo no intuito de gerar novos conjuntos de condições virtuais, as quais permitem, de antemão, visualizar as consequências geradas por um determinado grupo de fatores hipotéticos.

Além do estudo de cenários diferentes de forma rápida, muitos deles ainda não explorados em experimentos reais, outra importante vantagem da utilização de simulação de cenários está associada ao seu baixo custo. Na maioria das aplicações, o custo de executar um programa computacional é de magnitude muito menor do que o correspondente custo relativo à investigação experimental. Este fator adquire maior importância à medida que o problema real estudado apresenta maiores dimensões e complexidade, como uma bacia hidrográfica (MACHADO, 2002).

Para Machado (2002), o SWAT apresenta inúmeras possibilidades de simulação de cenários, sendo teoricamente possível fazer simulações qualitativas e ou quantitativas para quaisquer das variáveis que compõem o modelo, como fizeram, além deste autor, Oliveira (1999), Barsanti et al. (2003), Moro (2005), Prado (2005), Minoti (2006), Lino (2009), Uzeika (2009) e Xavier (2009).

Nesse sentido, White e Chaubey (2005) citam os trabalhos de Santhi et al. (2001)³², King e Balogh (2001)³³ e Kirsch et al. (2002)³⁴ que avaliaram as mudanças no manejo em uma bacia hidrográfica e como essas mudanças influenciaram na produção de sedimentos, fornecendo informações que puderam ser utilizadas no desenvolvimento de planos de gestão de bacias hidrográficas.

Dentre as possíveis simulações, pode-se abordar, ainda, a ocorrência de eventos extremos de natureza temporal. Como se sabe, o planeta passa por um período de aumento da concentração de CO₂ que condiciona grandes

32 Santhi, C.; Arnold, J. G., Williams, J. R.; Hauck, L. M.; e Dugas, W. A.. Application of a Watershed Model to Evaluate Management Effects on Point and Nonpoint Source Pollution. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 44(6):1559-1570. 2001.

33 King, K. W. e Balogh, J. C. Water Quality Impacts Associated with Converting Farmland and Forests to Turfgrass. Transactions of ASAE 44(3):569-576. 2001.

34 Kirsch, K. J. e Kirsch, A. E. Using SWAT to Predict Erosion and Phosphorus Loads in the Rock River Basin, Wisconsin. ASAE 701P0007, ASAE St. Joseph, Michigan, pp 54-57. 2001.

mudanças climáticas. Estas variações de temperatura e precipitação controlam, de forma intensa, a magnitude das consequências dos processos erosivos. Estes, por fim, influenciam fatores como o balanço hídrico do solo e a produtividade agrícola. Isso é preocupante, visto que o aumento da população mundial associado a fenômenos globais de alterações climáticas, poderão acelerar os problemas relativos à diminuição de reservas de água e degradação do solo, gerando graves consequências ecológicas, econômicas e sociais (NUNES e PACHECO, 2004, e XAVIER, 2009).

Caso os cenários de aquecimento global se confirmem, espera-se que ciclo hidrológico tenha uma grande variabilidade, tanto anual quanto sazonal, com consequências diretas na evapotranspiração e nos fluxos de escoamento, cujos picos podem ser maiores que os historicamente observados (MOHAMMED, 2009). E nesse ponto, o SWAT pode ser bastante eficaz, pois contabiliza o escoamento superficial em termos diários, o que permite ter em conta, mesmo que de uma forma simplificada, o efeito dos eventos extremos de precipitação na erosão.

No contexto das mudanças climáticas previstas para o século XXI, o IPCC (2007), no quarto Relatório Especial sobre Previsões de Emissões (SRES), fez uma projeção em visão científica para o aquecimento médio global da superfície da Terra, de acordo com os cenários apresentados na Tabela 2, com tendências estimadas de emissão de CO₂ ilustradas na Figura 6:

Tabela 2 – Projeção do aquecimento médio global da superfície no final do século XXI

Caso	Mudança de temperatura (°C em 2090-2099 relativa a 1980-1999)	
	Melhor estimativa	Faixa provável
Concentrações constantes do ano 2000	0,6	0,3 – 0,9
Cenário B1	1,8	1,1 – 2,9
Cenário A1T	2,4	1,4 – 3,8
Cenário B2	2,4	1,4 – 3,8
Cenário A1B	2,8	1,7 – 4,4
Cenário A2	3,4	2,0 – 5,4
Cenário A1F1	4,0	2,4 – 6,4

Fonte: IPCC (2007)

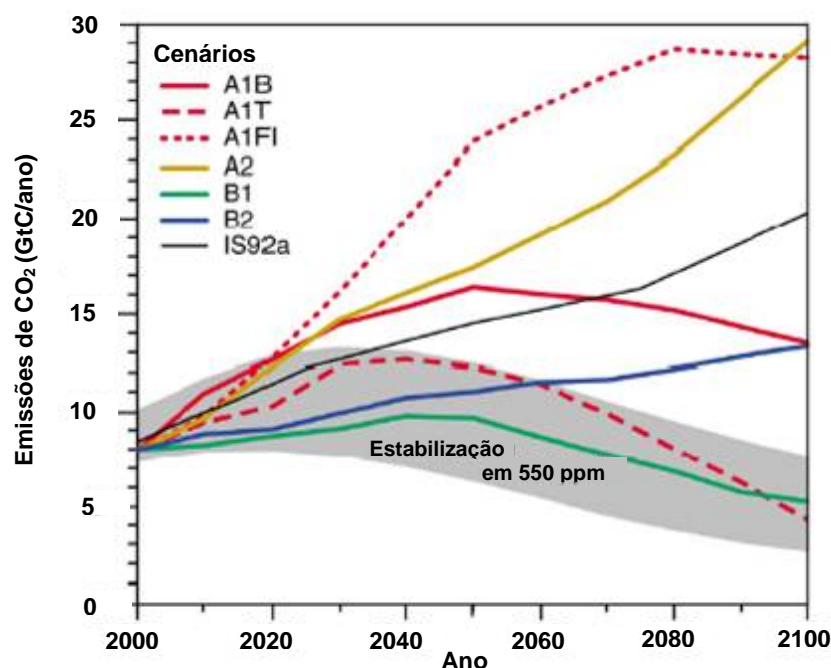


Figura 6 - Tendências dos cenários do IPCC para as emissões de CO₂ (IPCC, 2007).

Estes cenários representam diversas condições climáticas, descritos a seguir:

- A1. Cenário A1 descreve um mundo futuro com rápido crescimento econômico, população global que atinge seu pico na metade do século e, a partir de então, passar a declinar, com introdução de tecnologias novas e mais eficientes. Os temas fundamentais são convergência entre regiões, crescente interação social e cultural, com redução substancial em diferenças regionais e em renda per capita. Este cenário se subdivide em três grupos que descrevem direções alternativas de mudança tecnológica no sistema de energia, com ênfase no uso intensivo de fontes fósseis (A1FI), fontes de energia não fóssil (A1T) ou um equilíbrio entre todas as fontes (A1B).

- A2. Cenário A2 descreve um mundo muito heterogêneo. O fundamento é a autoconfiança e a manutenção de identidades locais. Padrões de fertilidade através das regiões convergem muito lentamente, o que resulta em crescimento contínuo da população. O desenvolvimento econômico é essencialmente orientado para a região e o crescimento econômico per capita e o desenvolvimento tecnológico são mais fragmentados e lentos do que em outros cenários.

- B1. Cenário B1 descreve um mundo com população que atinge o seu pico no meio do século e a partir daí começa a declinar, como o cenário A1, mas com uma rápida mudança nas estruturas econômicas em direção a uma

economia de serviços e informação, com introdução de tecnologias limpas e eficientes. A ênfase está em soluções globais para a sustentabilidade econômica, social e ambiental, incluindo melhoria na igualdade social, mas sem iniciativas climáticas adicionais.

- B2. Cenário B2 descreve um mundo no qual a ênfase está sobre soluções locais para sustentabilidade econômica, social e ambiental. É um mundo com população global continuamente crescente, em taxa mais baixa do que A2, níveis intermediários de desenvolvimento econômico e progresso tecnológico menos acelerado e mais diversificado do que nos modelos B1 e A1. Enquanto o cenário também é orientado em direção à proteção ambiental e igualdade social, também foca nos níveis local e regional.

Em razão da gravidade do problema relacionado ao aquecimento global, a análise integrada para quantificação dos impactos das mudanças climáticas nos vários aspectos ambientais e sociais tem despertado atenção e discussões ao redor do planeta. Entretanto, estas avaliações têm se concentrado em escala global e as alterações climáticas em lugares específicos ou em pequenas bacias ainda permanecem sem estudos, na maior parte do mundo (IPCC, 2007, e MOHAMMED, 2009). Assim, identificar os impactos das mudanças climáticas em nível de bacia hidrográfica é tão importante, pois possibilita definir os graus de vulnerabilidade dos recursos hídricos e planejar ações adequadas de adaptação, além de definir os futuros riscos para o desenvolvimento de projetos ambientais em uma região. No Brasil merece destaque o trabalho de Gouvea (2008), que utilizou o cenário A1B do SRES, um cenário intermediário de emissões de CO₂, para avaliar os possíveis impactos que as alterações de temperatura, precipitação, insolação e concentração de CO₂ na atmosfera poderão causar na produtividade da cana-de-açúcar na região de Piracicaba, SP, levando-se em conta, também, os avanços tecnológicos. Os resultados da pesquisa evidenciaram uma redução na disponibilidade dos recursos hídricos, refletidas em um aumento das deficiências e redução dos excedentes hídricos.

Alguns trabalhos já têm sido desenvolvidos com esse enfoque utilizando o SWAT, que possibilita simular os processos hidrológicos submetidos a mudanças climáticas através da alteração dos parâmetros de entrada do

modelo. Dentre eles podem ser citados os de Nunes e Pacheco (2004), Jha et al. (2006) e de Mohammed (2009). Nunes e Pacheco (2004) analisaram os cenários A2 e B2 de alterações climáticas de duas bacias hidrográficas, em Portugal, e suas consequências no balanço hidrológico, erosão, perda de solo e “stress” hídrico da vegetação, em termos anuais e sazonais, tendo constatado um aumento de cerca de 50% nas taxas de erosão. Os resultados indicam, ainda, consequências severas para a disponibilidade de água para a vegetação, em especial devido ao aumento potencial dos anos de seca, conforme um dos cenários simulados. Jha et al. (2006) fizeram um estudo de oito cenários na bacia do rio Mississippi e alertam para a magnitude dos impactos no regime hidrológico da região que podem ocorrer como resultado das mudanças climáticas. Já Mohammed (2009) avaliou quantitativamente as variações na disponibilidade de água e produção agrícola sob os efeitos das mudanças climáticas, utilizando os cenários A2 e B2 de emissão de CO₂, na bacia de Anjeni, na Etiópia, que segundo o autor, é uma das regiões mais variáveis às mudanças no clima.

Outros estudos a respeito da simulação de cenários de alteração climática e seus impactos no ambiente podem ser encontrados em Gassman et al. (2007), os quais fizeram uma compilação de vários trabalhos sobre este assunto, utilizando o SWAT.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A aplicação dos modelos para previsão da perda de solo depende da obtenção de parâmetros ou dados relativos às características de clima, solo, topografia e manejo das culturas do local a ser estudado. Neste estudo, a quantificação das perdas de água e solo foi realizada a partir de parcelas experimentais submetidas a chuvas naturais, implantadas em uma região da bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu (BHRSB), em Viçosa, MG, e os dados de solo, vegetação e clima obtidos a partir de ensaios, informações e estudos existentes na região.

A modelagem, além dos dados experimentais obtidos em campo, fez uso de sistemas de informação geográfica, imagens orbitais e dados de literatura, dentre outros.

Tão importante quanto a quantificação dos sedimentos produzidos pela bacia é, também, o conhecimento do comportamento dos solos e culturas da região submetidos aos eventos de precipitação, a fim de se compreender o processo erosivo e os resultados fornecidos pela modelagem.

4.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho tem foco na bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu, localizada entre as coordenadas 20° 44' S e 42° 53' O, no município de Viçosa, Zona da Mata mineira. A bacia ocupa uma área de 5.422 ha, representando cerca de 18% da área do município. O ribeirão é afluente do rio Turvo Sujo, que deságua no rio Piranga que, por sua vez, é um dos principais afluentes do rio Doce. Nas Figuras 7 e 8 são apresentadas a localização da bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu no município de Viçosa e no contexto da bacia hidrográfica do rio Doce, respectivamente.

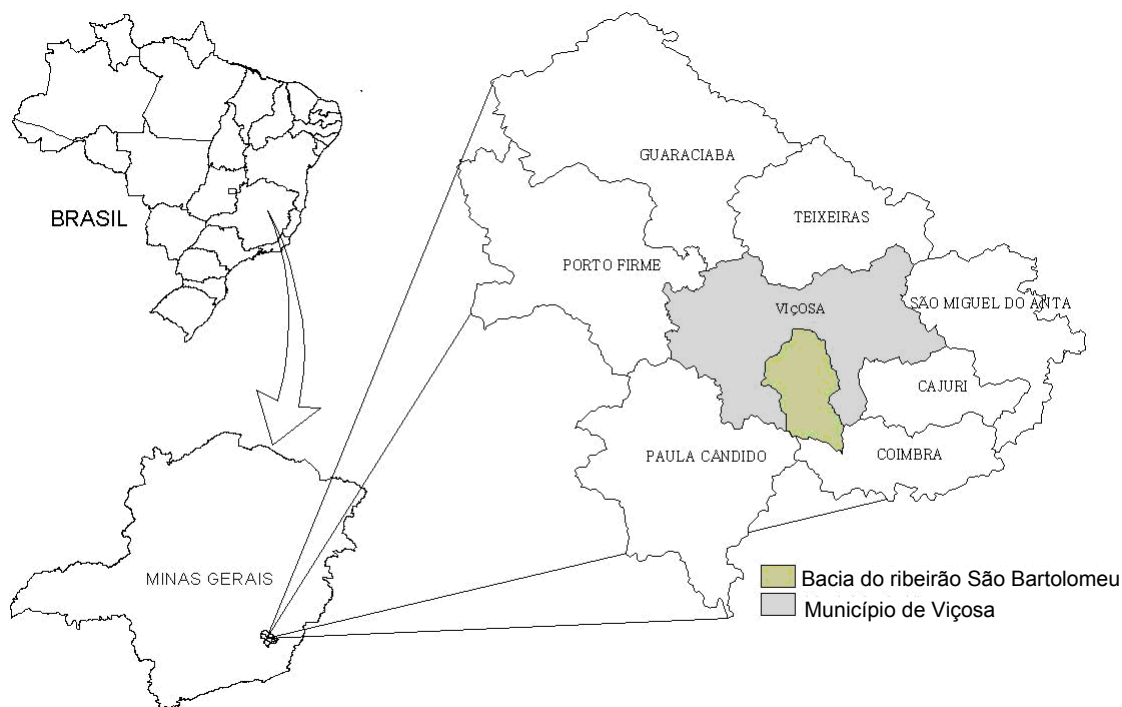


Figura 7 - Localização da bacia do ribeirão São Bartolomeu no município de Viçosa

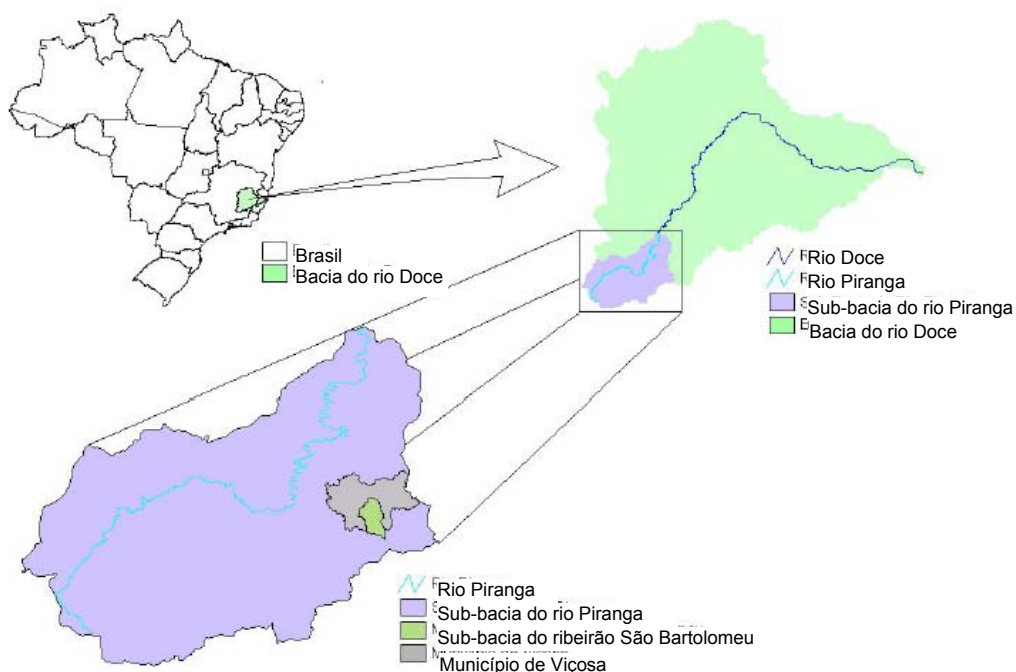


Figura 8 - Localização da sub-bacia do ribeirão São Bartolomeu na bacia do rio Doce

A bacia é composta por áreas com predomínio de latossolos e relevo que varia de ondulado a montanhoso. De maneira geral, em relevo forte ondulado são encontrados solos Cambissólicos e em relevo ondulado os Latossolos Vermelho-Amarelo ou Latossolos Cambissólicos. Nas áreas mais planas de

terraços são encontrados Argissolos Vermelho-Amarelo e junto aos cursos de água predominam solos Hidromórficos.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo CWB, ou seja, tropical de altitude com verões frescos e chuvosos (EMBRAPA, 1982).

Quanto à vegetação, a cobertura vegetal nativa da bacia pertence ao domínio da floresta atlântica, com presença de mata higrófila e mata mesófila (RIZZINI, 1963). Devido ao intenso processo de substituição da vegetação natural para dar lugar a pastagens e lavouras, em especial de café (FRANCO, 2000), bem como pela exploração seletiva das madeiras nobres, a mesma encontra-se fragmentada, muito empobrecida em sua composição florística e praticamente inserida nos topos de morros e áreas de maior declive, exatamente em terrenos em que a atividade agropecuária praticada na região não se adapta bem (TEIXEIRA e COELHO, 2001).

Em geral, a região é um ambiente degradado, ocupado por agricultores que enfrentam problemas de produtividade com solos frágeis, bastante suscetíveis à erosão, e pouco férteis (CARDOSO, 2003), devido ao histórico de uso intensivo das terras, com práticas não-adaptadas ao ambiente. Para contornar essas adversidades, as atividades de pecuária e de agricultura familiar acabam sendo praticadas nas margens dos rios, pois são nessas áreas que os pequenos agricultores, que representam a grande maioria na região, encontram os solos mais férteis e fáceis de trabalhar (FRANCO, 2000) e tentam, assim, se manter nas terras. O que vem acontecendo, então, é que áreas de pastagem e de culturas agrícolas vêm ocupando as margens dos cursos de água, topos de morro, encostas íngremes e outras Áreas de Preservação Permanente (APP's), que representam 19% da área da bacia do ribeirão São Bartolomeu, conforme relatado, detalhadamente, por Franco (2000) em seu trabalho a respeito dos sistemas agroflorestais da Zona da Mata de Minas Gerais.

De acordo com Souza (2004), citando Torres (1983)³⁵, o superpastejo parece ser a principal causa da degradação das pastagens, uma vez que compromete

35 Torres, E. El papel de las lenosas perenes em los sistemas agrosilvopastoriles. Turrialba: CATIE, 1983. 46p

a ciclagem biogeoquímica de nutrientes nesses sistemas. Para o autor, este fato se deve ao manejo inadequado dos animais nas pastagens, onde são colocadas quantidades de unidades animal por hectare (UA/ha) acima da capacidade de suporte ou de suprimento de forragem.

Em geral, uma pastagem degradada suporta apenas de 0,3 a 0,5 UA/ha enquanto que pastagens recuperadas podem manter a capacidade de suporte de 1,8 UA/ha (MOURA et al, 2009). Na região, a capacidade de suporte não chega a 1 UA/ha, o que reflete a taxa de lotação média no Brasil, que é de 0,6 UA/ha (SANTOS, 2007). Na Zona da Mata, a situação é ainda mais crítica, com capacidade de suporte das pastagens, segundo informações coletadas na EMATER-MG por Souza (2004), em torno de 0,4 UA/ha. O autor realça, porém, que uma pastagem bem formada e manejada de *Brachiaria brizantha* poderia alcançar 4,0 UA/ha.

Assim, o processo de ocupação inadequada que esta bacia vem sofrendo ao longo dos anos, agregado à falta de práticas conservacionistas vem contribuindo para uma menor recarga de aquíferos e um elevado carreamento de partículas em direção aos cursos d'água (ROMANOVSKI, 1997). As declividades elevadas da região favorecem a ocorrência de enxurrada, erosão e lavagem de nutrientes, empobrecimento do solo, assoreamento dos cursos de água, potencializando a ocorrência de enchentes. Desta forma, fica caracterizada o tipo de poluição marcante nesta bacia, a difusa, que tem por característica a disseminação ao longo de sua extensão.

Sendo assim, a bacia do ribeirão São Bartolomeu representa um modelo ideal de bacia localizada em centros urbanos que vem, ao longo dos anos, passando por processos erosivos, com a ocupação inadequada das áreas que deveriam estar reflorestadas nas encostas, existência de pastagens progressivamente degradadas e plantações agrícolas em áreas de preservação permanente e inexistência de isolamento dessa faixa de preservação.

A modelagem e simulação de cenários nesta área são particularmente importantes por não haver nenhum tipo deste estudo na região, que é representativa das áreas de planalto dissecado do mar de morros, originadas do Complexo Cristalino Brasileiro, que se repetem em grandes extensões no

território brasileiro em sua fachada Atlântica. Os parâmetros obtidos a partir da modelagem poderão ser estendidos em áreas que apresentem características semelhantes, as quais representam grandes feições do território nacional.

4.2. OBTENÇÃO DO BANCO DE DADOS CLIMATOLÓGICOS DA BACIA

Os dados climatológicos diários relativos à temperatura e precipitação foram obtidos a partir de um histórico de dados fornecidos pelo INMET em estações próximas, conforme informações da Tabela 3:

Tabela 3 – Estações meteorológicas - Dados de precipitação e temperatura

Estação	Elevação (m)	Localização		Dados	
		Lat.	Lon.	Início	Fim
BARBACENA	1126	21°15'S	43°46'W	01/01/90	31/12/09
JUIZ DE FORA	940	21°46'S	43°21'W	01/01/91	31/12/09
SÃO JOÃO DEL REI	991	21°18'S	44°16'W	01/01/91	01/06/06
VIÇOSA	690	20°45'S	42°51'W	01/09/90	31/12/09

Ainda foram registrados, localmente, o total, a duração e a intensidade das precipitações, bem como a sua distribuição temporal, durante dois anos em pluviógrafo do tipo pulso, com precisão de 0,1 mm, conectado a um sistema de aquisição de dados automatizado e instalado nas imediações das parcelas experimentais, seguindo normas definidas pela Organização Mundial de Meteorologia – OMM.

4.3. DESCRIÇÃO DAS PARCELAS EXPERIMENTAIS

O monitoramento do escoamento superficial e das perdas de solo sob condições de chuva natural foi realizado em parcelas experimentais, com direção predominante do escoamento superficial no sentido do comprimento da parcela.

Para a realização deste trabalho, foram implantadas oito parcelas experimentais no final de 2006 e no ano seguinte mais duas para verificar

outras condições de escoamento e uso do solo não contemplados nas primeiras. A Tabela 4 informa sobre o tipo de cultura, a declividade e localização de cada parcela.

Tabela 4 – Características das parcelas experimentais

Parcela	Cultura	Declividade (%)	Localização	
			Coord. X	Coord Y
Café A	Café	31	721468	7698927
Café B	Café	7	721485	7698958
Café Convexo	Café	27	721875	7698459
Café Côncavo	Café	56	721898	7698405
Pasto Convexo	Pastagem	46	721837	7698468
Pasto Côncavo	Pastagem	39	721790	7698495
Mata	Mata	29	722406	7698563
Eucalipto	Eucalipto	21	722270	7698059
Pasto Convexo degradado	Pastagem	35	721964	7698428
Pasto Côncavo degradado	Pastagem	40	721961	7698412

As parcelas foram instaladas próximas umas das outras para facilitar o monitoramento das mesmas, entretanto os dados ficaram concentrados somente em uma porção da bacia, restringindo a comparação com aqueles gerados pelo SWAT. Levanta-se, então, a importância da escolha da localização ideal das parcelas experimentais a fim de que as mesmas sejam representativas na escala das sub-bacias. Neste trabalho, a escolha das localidades teve como base a declividade das encostas e o tipo de cobertura vegetal, de forma a abranger as principais culturas existentes na bacia e de se adequar às limitações de espaço e tempo para desenvolvimento do experimento. Ressalta-se, dessa forma, que futuros trabalhos desenvolvidos na região devem dar atenção especial à localização e representatividade das parcelas experimentais.

A Figura 9, através da Imagem IKONOS de 2008, ilustra a delimitação da bacia do ribeirão São Bartolomeu e localiza as parcelas experimentais.



Figura 9 - Localização das parcelas experimentais na bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu.

A construção e a instalação das parcelas experimentais seguiu a metodologia de Amorim (2004), sendo compostas das partes indicadas na Figura 10:

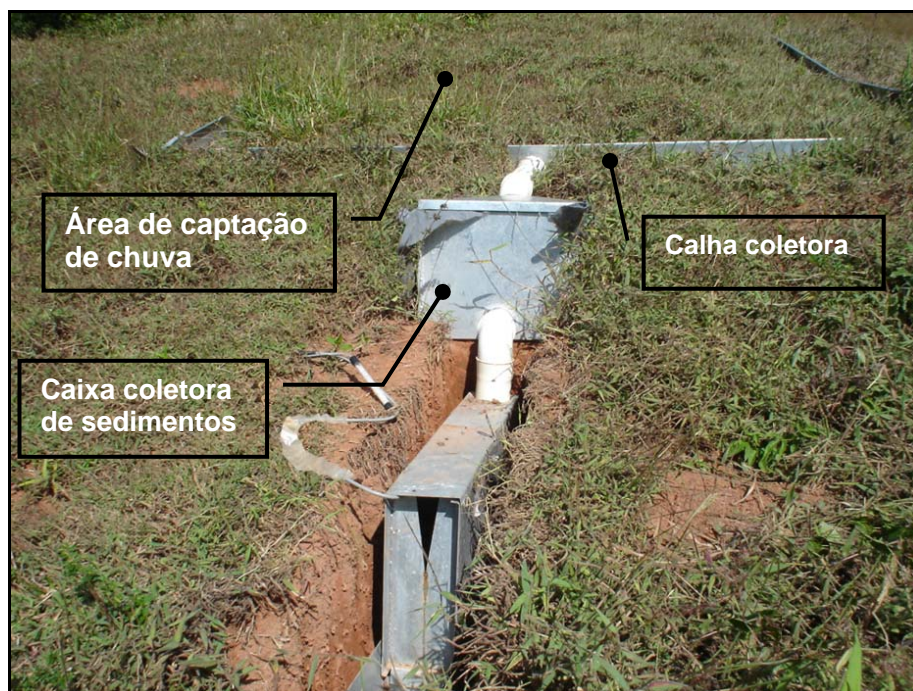


Figura 10 - Parcelas experimentais.

- a) área de captação da chuva, com dimensão de 3,5 m de largura e 11 m de comprimento, delimitada com chapas galvanizadas de 20 cm de altura, com aproximadamente 10 cm enterrados no solo;
- b) calha coletora e tubo de PVC instalados na parte inferior da parcela para condução do escoamento superficial para a estrutura de coleta das perdas de solo e água; e
- c) estrutura de coleta posicionada na extremidade inferior da área experimental, composta por um sistema de filtragem, no qual os sedimentos transportados pelo escoamento superficial eram retidos no filtro (Bidim) e o escoamento superficial era conduzido para uma caixa retangular, construída de chapa de aço galvanizada. Esta caixa apresentava, na sua extremidade final, um vertedouro triangular utilizado para a medição da vazão de escoamento superficial, sendo a altura de lâmina vertente registrada por meio de linígrafo com sensor de pressão, conectado a um “Datalogger”, instalado no meio da própria caixa (Figura 11).



Figura 11 - Medição de escoamento das parcelas, através de linígrafo instalado no vertedouro.

Os linígrafos foram instalados em todas as parcelas experimentais no início da coleta de dados. Antes, porém, foi realizada, em laboratório, durante dois meses, a calibração de cada um, a partir da medição da lâmina de água em cada vertedouro e relacionando-a com a vazão do escoamento responsável pela lâmina gerada. Desta maneira, em função da leitura do sensor de pressão do linígrafo seria obtido o escoamento superficial produzido em cada parcela. No campo, estas leituras eram registradas no “Datalogger” dos linígrafos, a cada minuto, permitindo, dessa forma, que se conhecesse a variação do escoamento superficial durante uma chuva, bem como o volume total escoado diariamente. O processo de calibração dos linígrafos, mesmo tendo sido bastante moroso, foi essencial para a confiabilidade das leituras realizadas em campo, refletindo desde as pequenas variações da lâmina de água, representativas de chuvas de menores intensidades, até aquelas de maior amplitude, de eventos pluviométricos mais intensos.

4.4. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

Simultaneamente à montagem e à instalação das parcelas experimentais, foram realizadas amostragens de solo, nas profundidades de 0 a 80 cm, para a determinação de características necessárias para a entrada dos dados no SWAT.

A caracterização física foi feita via massa específica dos grãos (NBR – 6508/1984), análise granulométrica (NBR – 6502/1995) e limites de plasticidade (NBR – 6459/1984 e NBR – 7180/1984), no Laboratório de Mecânica dos Solos da UFV, e a caracterização química, a qual determinou as concentrações de nutrientes e matéria orgânica, foi realizada no Departamento de Solos da UFV.

4.5. USO E TIPO DO SOLO

A carta de uso do solo da bacia do ribeirão São Bartolomeu, apresentada na Figura 12, foi obtida a partir da digitalização em tela no AutoCad da Imagem IKONOS (Figura 9) e validada por meio de visitas a campo por toda a área da bacia. Na Tabela 5 apresentam-se os usos determinados para a área.

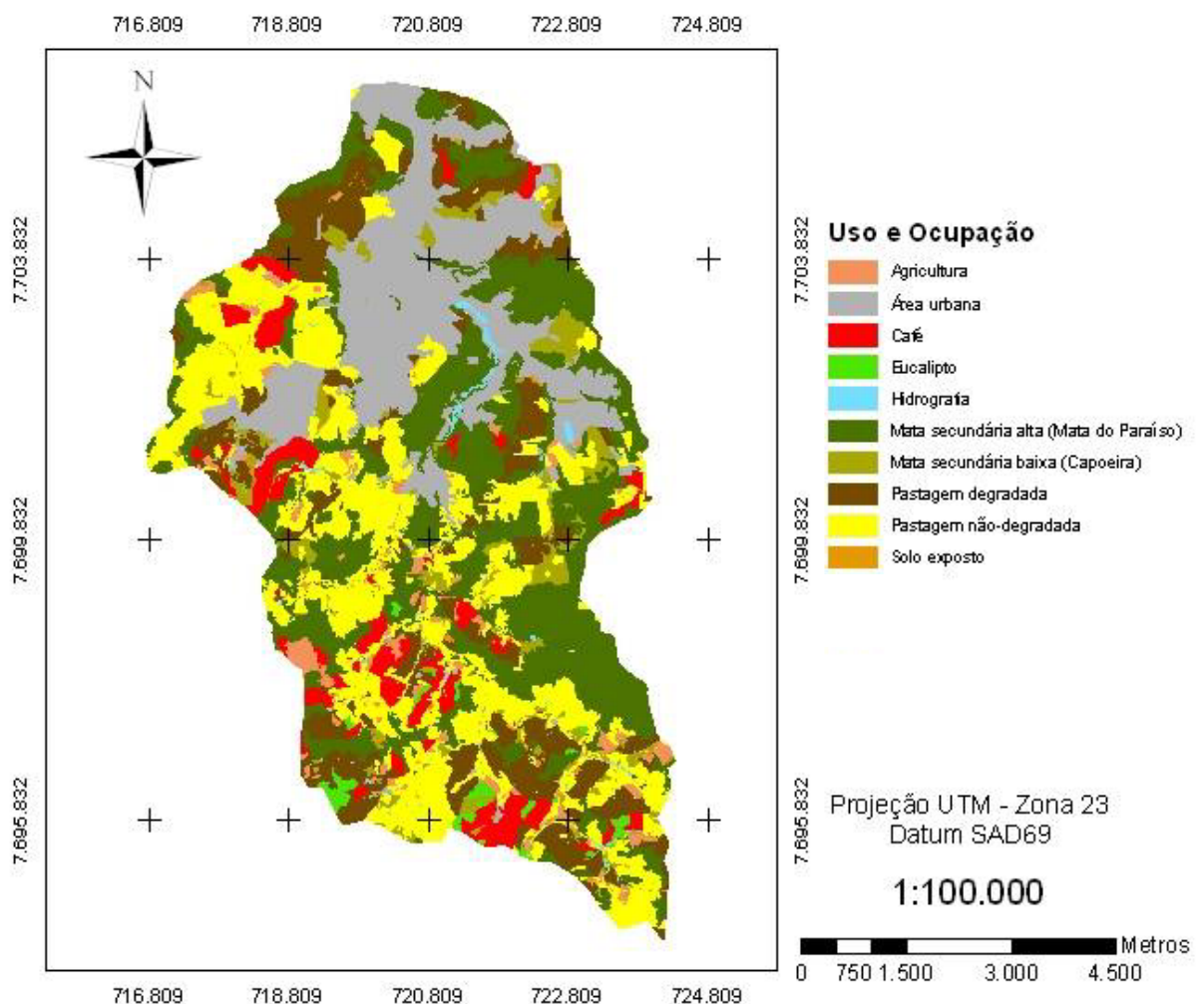


Figura 12 - Carta de uso do solo da BHRSB.

Tabela 5 - Distribuição da área total em relação ao uso do solo da BHRSB.

Fonte: Carta de uso do solo

Uso do Solo	Área (%)
Solo exposto	0,7
Pastagem não degradada	23,8
Pastagem degradada	14,8
Eucalipto	1,0
Mata secundária alta	27,3
Mata secundária baixa	4,8
Café	5,8
Área urbana	18,7
Agricultura em geral	2,5
Hidrografia	0,6

O uso combinado de técnicas de realce e de geoprocessamento aplicadas à imagem IKONOS permitiu identificar as áreas de pastagens degradadas e não degradadas. Além do mais, esta diferenciação foi verificada em campo, baseada na suscetibilidade da cultura à erosão e na queda da produtividade, conforme descrição de Silva (2006a) para pastagens degradadas.

Sendo assim, de acordo com a Figura 12 e com a Tabela 5, percebe-se que a maior parte da bacia é ocupada por pastagens, degradadas ou não, somando mais de 38% da área e distribuídas por toda a região.

Em seguida, tem-se uma ocupação expressiva de mata secundária alta, conhecida como Mata do Paraíso (27,3%), concentrando-se predominantemente na região leste da bacia. A área urbana, com 18,7%, ocupa a parte norte, em direção à sua foz. Em termos de agricultura, as plantações de café são predominantes, ocupando 5,8% da área, e outros tipos de cultura representam 2,5%.

As observações em campo ainda indicaram que os locais com maior declividade têm predominância de pastagens degradadas.

Nas Figuras 13, 14 e 15 são apresentadas fotos da bacia na condição atual, com destaque para a situação das pastagens e cafezal na região e para a cobertura de mata, onde se pode perceber a existência de densa camada de serapilheira.



Figura 13 – Situação atual da bacia – Pastagem.



Figura 14 – Situação atual da bacia – Cafezal.



Figura 15 – Cobertura de mata, com destaque para a existência de serapilheira.

Quanto ao tipo dos solos, a carta de solos do terço superior da bacia, em escala aproximada de 1:10.000, foi obtida a partir da análise e interpretação de

fotografias aéreas e da análise e descrição de alguns perfis de solos realizados nos anos de 1989 a 1997 (SCHAEFER et al., 1998). O restante foi elaborado a partir da imagem IKONOS e do bloco-diagrama da paisagem da bacia, encontrado em Schaefer et al. (1998). Na Figura 16 apresenta-se a carta de solos e na Tabela 6 as classes presentes na bacia e o tipo de solo de cada parcela experimental, conforme observado em visitas a campo.

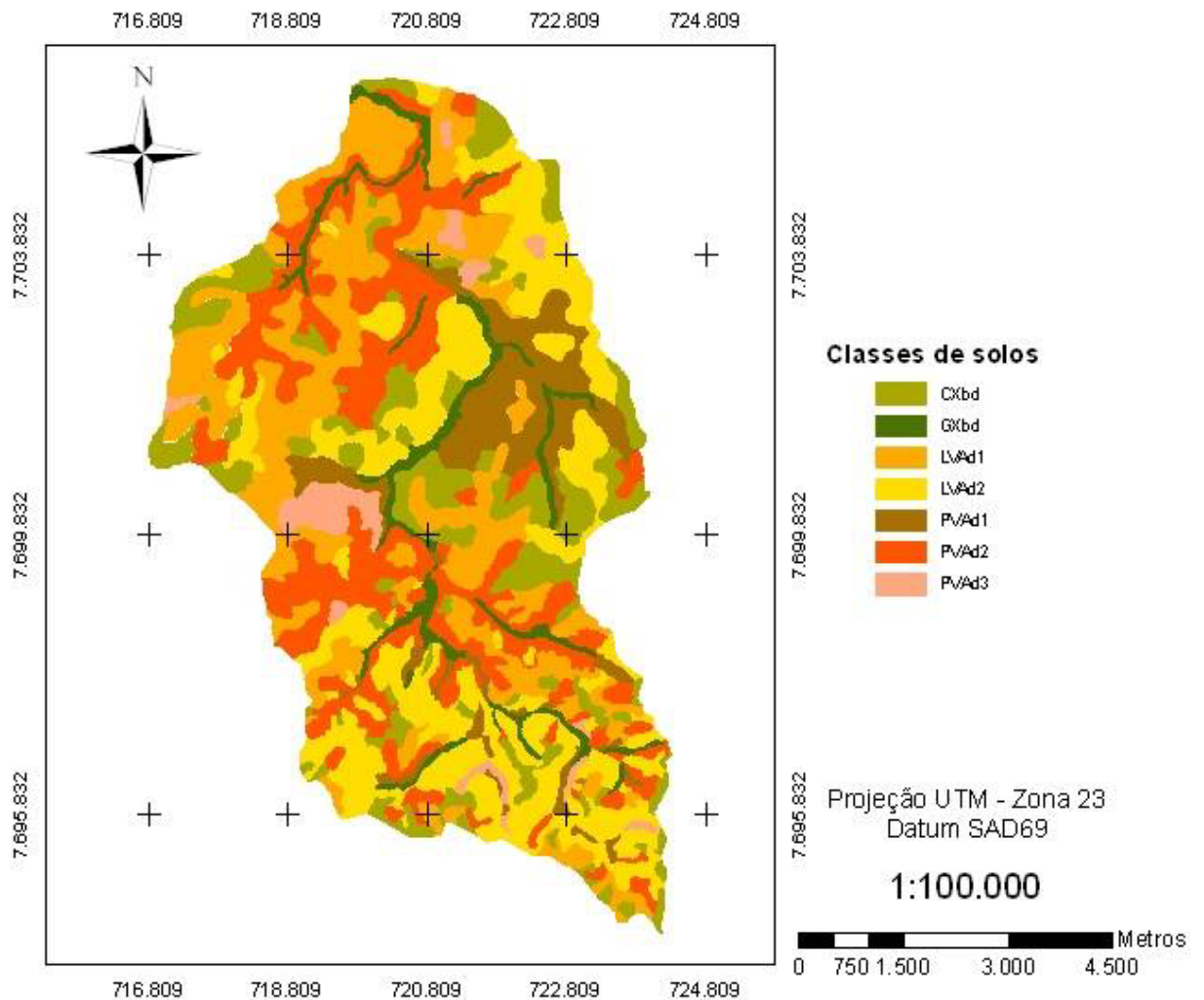


Figura 16 - Carta de solos da BHRSB.

Tabela 6 - Distribuição da área total da BHRSB em relação às classes de solo

Fonte: Carta de solos

Classe de Solo	Área (%)	Parcela experimental
CxBd - Cambissolo Háptico Tb Distrófico típico	15,02	-
PVAd1 - Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico típico fase terraço	8,97	-
PVAd2 - Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico típico	21,48	Café A Café B
PVAd3 - Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico latossólico	3,12	Café Côncavo Pasto Côncavo -
GxBd - Gleissolo Háptico Tb Distrófico típico	5,11	-
LVA1 - Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico típico	22,87	Café Convexo Pasto Convexo Mata Eucaliptal Pasto Convexo degradado Pasto Côncavo degradado
LVA2 - Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico câmbico	23,43	-

4.6. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA BACIA

As características físicas são aquelas que podem ser extraídas de mapas, fotografias aéreas e imagens de satélite, tais como áreas, comprimentos, declividades e coberturas do solo, medidos diretamente ou expressos por índices. Para a bacia do ribeirão São Bartolomeu, várias delas foram retiradas do Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente - MDEHC (Figura 17). O MDEHC foi gerado a partir do interpolador TOPOGRID do ARC/Info, utilizando-se a hidrografia da bacia (mapas em escala 1:50.000), simplificada e orientada na direção do escoamento, e da altimetria (mapas em escala 1:50.000), com curvas de nível de 20 em 20 m, eliminando-se as depressões espúrias, aprofundando o relevo ao longo da hidrografia e garantindo a consistência do escoamento superficial ao longo da rede de drenagem gerada.

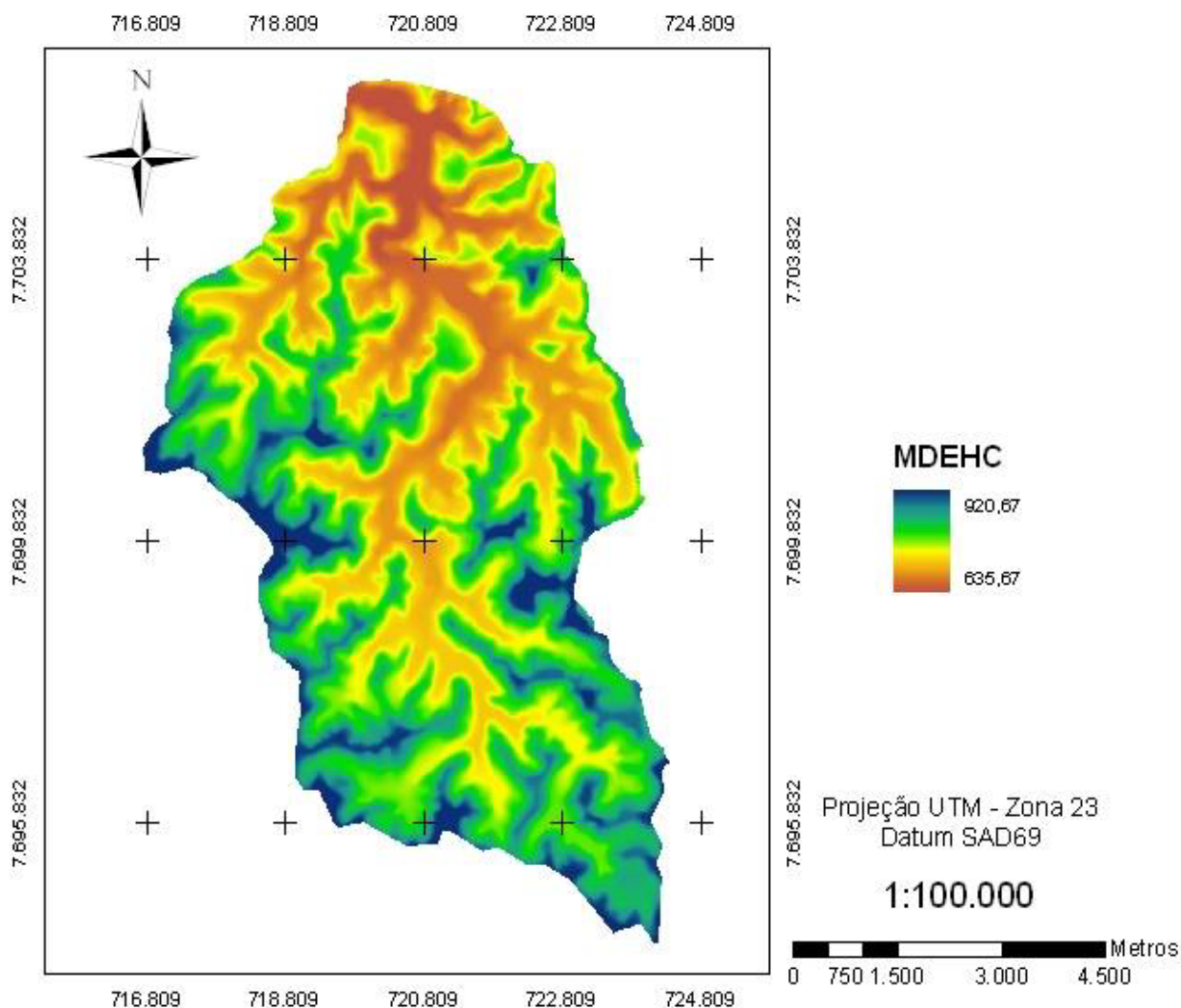


Figura 17 - Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente da BHR SB

A Tabela 7 mostra algumas destas características físicas retiradas a partir do MDEHC da bacia do ribeirão São Bartolomeu (Figura 17).

Tabela 7- Características físicas da BHR SB

Área (A)	54,22 km ²
Perímetro (P)	36,10 km
Comprimento axial (L)	20.114,13 m
Índice de Compacidade (K_c)	1,37
Índice de Forma (K_f)	0,13
Índice de Circularidade (IC)	0,52
Densidade de drenagem (Dd)	3,11
Altitude média	730 m
Declividade média	12,8%
Comprimento do curso de água principal	19.483,50 m
Declividade do curso de água principal	0,000116 m/m

De acordo com a hidrografia mapeada da área, a bacia tem cursos de água de 4ª ordem, segundo metodologia de Strahler.

Na Tabela 8 são apresentadas as distribuições de declividade da bacia, obtidas a partir do MDEHC. A definição das classes de declividade é um critério a ser adotado pelo usuário a fim de se determinar áreas mais suscetíveis à deposição de sedimentos e as relações de escoamento e infiltração nas encostas (RODRIGUES, 2002).

Pelo que se observa, há predominância de um relevo ondulado a forte ondulado, condizente com as formas vistas na região, que possui declividade média igual a 12,8%.

Tabela 8 - Distribuição de declividades na bacia

Declividades %	%
0 - 5 %	20,04
5 – 10%	7,03
10 - 15%	7,01
15% - 20%	13,70
20% - 30%	20,05
30% - 45%	21,68
> 45%	10,49

4.7. DETERMINAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO, DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL, DO COEFICIENTE DE ESCOAMENTO E DAS PERDAS DE SOLO

A precipitação total, bem como sua distribuição temporal, foi registrada em pluviógrafo do tipo pulso (Figura 18) instalado na área experimental, coordenadas 722.217X e 7.698.282Y, conectado a um “Datalogger”, que registrava a hora de cada pulso, permitindo, assim, a avaliação das perdas de solo e água em função de diferentes durações e intensidades de precipitação.



Figura 18 - Pluviógrafo do tipo Pulso.

O escoamento superficial foi determinado a partir dos linígrafos instalados em cada vertedouro das parcelas, com frequência de medição de minuto em minuto. A lâmina de escoamento superficial foi obtida pela relação entre o volume total escoado e a área da parcela experimental, conforme equação 11:

$$L_{esc} = \frac{V_{esc}}{A} \quad (11)$$

em que:

L_{esc} = lâmina total de escoamento superficial, em mm;

V_{esc} = volume total de escoamento superficial, em L; e

A = área da parcela experimental, em m².

De posse dos dados de lâmina de escoamento superficial e da lâmina precipitada em cada evento de chuva, o coeficiente de escoamento superficial (C_{esc}) foi calculado utilizando-se a equação 12:

$$C_{esc} = \frac{L_{esc}}{L_{Ppt}} \quad (12)$$

em que:

L_{Ppt} = lâmina precipitada, em mm.

As perdas de solo foram quantificadas pelo método direto (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990), por meio da coleta dos sedimentos transportados juntamente com o escoamento superficial até a estrutura de coleta, localizada à jusante da calha coletora de cada parcela experimental. Nesta estrutura de coleta, colocou-se uma manta de geotêxtil (Bidim OP 30) para reter as partículas de solo transportadas pelo escoamento superficial durante a ocorrência das chuvas (Figura 19).



Figura 19 - Sistema de coleta de sedimentos com manta de geotêxtil.

Como a quantidade de sedimentos retidos era pequena, as coletas não foram realizadas a cada evento pluviométrico e sim, semanalmente. Assim, a cada semana o solo era retirado da estrutura de coleta e colocado para secar na estufa, para posterior determinação da sua massa seca (Figura 20).



Figura 20 – Sedimentos recolhidos e secos em estufa.

4.8. SISTEMAS COMPUTACIONAIS

Foram utilizados os seguintes programas neste trabalho:

- ArcView v.3.2 com extensão ArcView Spatial Analyst v.1.1, desenvolvido por *Environmental Systems Research Institute* (ESRI), Redlands, CA, EUA.
- ArcGIS v. 9.2, desenvolvido pela *Environmental Systems Research Institute*, Inc.
- Suite de Aplicativos Microsoft Office (Microsoft Office Excel e Word)
- WBEDIEN 32bit Für Win9x/WinNT/Win2000/WinXP Versão 1.36 (SEBA HYDROMETRIE), para coleta de dados dos linígrafos.
- AVSWAT-X para SWAT versão 2005, desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS), *Texas A&M University System*, Temple, Texas.

Como já foi dito, o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) foi selecionado como a ferramenta básica desta pesquisa em função de ter sido desenvolvido e difundido mundialmente com o objetivo de verificar os efeitos resultantes das modificações no uso do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, bem como na produção de sedimentos.

Convém salientar que nenhum método de pesquisa em erosão possui abrangência o suficiente para ser utilizado exclusivamente e fornecer resultados sólidos e amplos para tomada de decisões em atividades conservacionistas e/ou de reabilitação de áreas degradadas pelo processo erosivo (LANE et al., 1992). Por isso é importante que os resultados sejam analisados com cautela à luz da razoabilidade e que cuidados sejam tomados quando for necessária a extrapolação do modelo para bacias semelhantes.

4.9. DADOS DE ENTRADA NO SWAT

A modelagem da bacia do ribeirão São Bartolomeu no SWAT foi realizada com a maior quantidade possível de dados da região. Para aqueles que não foi possível determinar seus valores ou para os dados indisponíveis na região, trabalhos semelhantes forneceram a informação necessária para que o

programa pudesse ser aplicado e realizasse as simulações satisfatórias de perda de solo e água para a área em estudo.

A seguir apresentam-se informações sobre os dados de entrada utilizados e considerações a respeito da modelagem. Ressalta-se que nem todos os dados de entrada no modelo estão aqui descritos. São apresentados apenas os considerados mais importantes ou passíveis de discussão.

4.9.1. DADOS DOS SOLOS

Para obtenção do banco de dados foram consideradas somente as classes principais de solos (LVA, PVA, Cx e Gx). Os dados de entrada foram obtidos a partir de ensaios de campo ou referências literárias, como a seguir descrito:

1. Número e profundidade das camadas de solo

Os solos das classes argissolo e latossolo foram identificados, visualmente, no campo em Horizonte A até 20 cm de profundidade e em Horizonte B de 20 a 80 cm. Esta divisão em duas camadas foi utilizada na modelagem, tendo o mesmo acontecido com as classes cambissolo (350 mm e 1500 mm) e gleissolo (150 mm e 350 mm), conforme referência de Zonta (2007) e Campos (2003), respectivamente, em estudos na região de Viçosa.

2. Grupo hidrológico (HYDGRP)

De acordo com o enquadramento dos solos em grupos hidrológicos, proposto pelo *U.S. Natural Resource Conservation Service (NRCS Soil Survey Staff, 1986)*, apresentado por Mercuri et al. (2009), os solos são classificados em quatro grupos hidrológicos (A, B, C e D) em função dos valores de condutividade hidráulica (mm/h) de cada classe de solo nos seus distintos horizontes, deste:

- Grupo hidrológico A – solos com alta taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada >150 mm/h, constituídos de areias grossas e excessivamente drenados. Estes solos têm alta taxa de transmissão de água (baixo *runoff* potencial);
- Grupo hidrológico B – solos com moderada taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada entre 5 e 150 mm/h, constituídos de sedimentos

moderadamente grossos a moderadamente finos, e moderadamente bem drenados. Estes solos têm moderada taxa de transmissão de água;

- Grupo hidrológico C – solos com baixa taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada entre 1 e 5 mm/h, com textura moderadamente fina a fina, o que impede o movimento da água nos horizontes. Estes solos têm baixa taxa de transmissão de água (alto *runoff* potencial);
- Grupo hidrológico D – solos com baixíssima taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada menor que 1mm/h, potencialmente argilosos com altíssimo *runoff* potencial. Estes solos têm baixíssima taxa de transmissão de água.

Para facilitar o enquadramento dos solos nos grupos hidrológicos, Sartori (2004) apresenta, além de um quadro detalhado com as principais características de cada grupo, outros dois com correspondência das classes representativas de solo do estado de São Paulo, os quais, também, foram utilizados nesta pesquisa para a identificação do grupo hidrológico.

Dessa maneira, baseados nas características identificadas, os solos das classes argissolo e latossolo foram considerados como pertencentes ao grupo hidrológico B, os cambissolos como do grupo C e os gleissolos pertencentes ao grupo D.

3. Máxima profundidade da raiz no perfil do solo (SOL_ZMX)

Nos perfis dos solos em questão, os dados referentes à máxima profundidade da raiz, retirados da literatura, são apresentados na Tabela 9. Entretanto, as profundidades de todas as camadas são menores ou iguais que as referências. Sendo assim, admitiu-se o desenvolvimento das raízes por toda a profundidade da camada, solução que o SWAT encontra caso não haja dados de campo.

Tabela 9 – Máxima profundidade da raiz no perfil do solo

Máxima profundidade da raiz no perfil do solo (mm)		
Argissolo	2500	Gomes, 2005
Latossolo	5000	Gomes, 2005
Cambissolo	1500	Almeida e Soares, 2003
Gleissolo	1300	Baldissera, 2005

4. Porosidade (*ANION_EXCL*)

Porosidade é a relação entre o volume ocupado pelos poros (volume dos vazios) e o volume total do solo. Como é difícil medir o volume de poros, a fração de porosidade pode ser estimada através da relação entre a massa específica aparente seca do solo (γ_d) e a massa específica das partículas do solo (γ_s), pela equação 13:

$$ANION_EXCL = 1 - (\gamma_d / \gamma_s) \quad (13)$$

Neste estudo, não sendo possível a determinação dos valores de γ_d , por não haver dados disponíveis de massa específica natural, o valor da porosidade adotado foi igual a 0,55 para os latossolos e argissolos, próximo daquele utilizado pelo SWAT quando não há entrada para este parâmetro (0,50). Para os cambissolos, o valor utilizado foi de 0,60, calculado com base nos parâmetros apresentados por Zonta (2007), enquanto que para os gleissolos, adotou-se 0,58, calculado a partir dos dados de Campos (2003) e Baldissera (2005).

5. Textura e Densidade (*TEXTURE* e *SOL_BD*)

A entrada dos dados de textura foi efetuada a partir dos resultados dos ensaios realizados em laboratório. A massa específica natural para os solos das classes argissolo e latossolo da região foi considerada, em geral, como sendo igual a 1,5 g/cm³ em todas as camadas. Para a classe cambissolo foram utilizados os valores de densidade apresentados por Zonta (2007) para a região, e os de Baldissera (2005) para o gleissolo.

6. Teores de argila, silte, areia e fragmentos de rocha

Os teores de argila, silte e areia foram determinados em laboratório, para as classes argissolo e latossolo. Os teores de fragmentos de rocha foram considerados em quantidade insignificante. Para as outras classes foram utilizados os dados apresentados por Zonta (2007) e Campos (2003) nos seus estudos na região.

7. Teor de carbono orgânico (SOL_CBN)

O percentual de carbono orgânico no solo para as classes argissolo e latossolo foi estimado através do percentual de matéria orgânica (MO), segundo equação apresentada no trabalho de Romanowicz et al. (2005):

$$\text{orgC} = \frac{\text{MO}}{1,7924} \quad (14)$$

Para as classes cambissolo e gleissolo, o parâmetro foi retirado dos trabalhos de Lani (2007) e Campos (2003), respectivamente, realizados em Viçosa.

8. Condutividade hidráulica saturada (SOL_K)

Conforme já mencionado, a condutividade hidráulica é um parâmetro altamente variável, fortemente afetada pelas condições do solo, como a compactação, presença de macroporos e raízes das plantas, introduzindo grande incerteza nas estimativas (MACHADO, 2002).

Os métodos para determinação da condutividade hidráulica “in situ” requerem semanas de testes e grande quantidade de água, além de pessoal treinado e equipamentos caros. Não sendo possível determiná-la em campo, ela pode ser estimada por tabelas, relações matemáticas ou softwares específicos, como citaram Biesbrouck (2002), Machado (2002), Baldissera (2005) e Moro (2005).

De uma forma geral, segundo a literatura, os valores para os solos da região variam entre 1 e 15 mm/h. Essa faixa de variação pode ser ainda maior, dependendo da escala, isto é, os valores medidos podem variar bastante com o tamanho da área, como em bacias hidrográficas, segundo afirma Timlin et al. (1996), citados por Machado (2002). A análise de sensibilidade deste parâmetro acaba tornando-se essencial, vistas as dificuldades encontradas na determinação deste valor.

Neste estudo, foram adotados os valores de 12,5 mm/h para as classes argissolo e latossolo, conforme utilizou Baldissera (2005), e de 2 mm/h, retirado do trabalho de Lisboa (2006) para cambissolos da região com textura semelhante ao estudado por Zonta (2007), cujas características foram utilizadas neste trabalho. No caso do gleissolo, devido à inexistência de dados,

sendo o mesmo pertencente ao grupo hidrológico D, o valor da condutividade hidráulica foi considerado como igual a 2 mm/h.

9. Capacidade de água disponível (SOL_AWC)

A capacidade de água no solo pode ser considerada a quantidade de água disponível para as plantas. Esta é calculada subtraindo o conteúdo de água na capacidade de campo (FC) da capacidade de água no ponto de murcha (WP), conforme a equação 15:

$$AWC = FC - WP \quad (15)$$

Na falta desses dados, Machado (2002) e Moro (2005) apresentaram a equação 16 para o cálculo da capacidade de água disponível em cada camada do solo, retirada de van den Berg et al. (2000)³⁶, a qual foi utilizada neste trabalho:

$$AWC = 0,064 + 0,19 \cdot (\text{argila} + \text{silte})^2 - 2,7 \cdot 10^2 \cdot C_{\text{org}}^2 \quad (16)$$

em que:

(argila + silte) = teor de argila e silte na camada do solo, em %; e

C_{org} = teor de carbono orgânico em cada camada, em kg/kg.

10. Albedo (SOL_ALB)

O albedo é a parcela da radiação solar que é refletida de volta para a atmosfera ao atingir a superfície do solo, considerando sua cobertura vegetal.

Este parâmetro pode ser estimado para solos úmidos pela equação 17:

$$SOL_ALB = 0.6 / \exp(0.4 \cdot SOL_CBN) \quad (17)$$

em que:

SOL_ALB = albedo do solo úmido, em %; e

SOL_CBN = matéria orgânica na superfície do solo, em %.

36 Van den Berg, M.; Burrough, P. A.; Driessen, P. M. Uncertainties in the appraisal o water availability and consequences for simulated sugarcane yield potentials in São Paulo State, Brazil. Agriculture, Ecosystems and Environment, Toronto, v. 81, p. 43-55, 2000.

Segundo o manual do SWAT (BIESBROUCK, 2002), este parâmetro está baseado em Taylor e Ashcroft (1972)³⁷ e tem os seguintes valores de referência:

- Areia seca: 0,35-0,45
- Areia úmida: 0,20-0,30
- Solo escuro: 0,05-0,15
- Solo cinza úmido: 0,10-0,20
- Solo argiloso claro seco: 0,20-0,35
- Solo arenoso seco: 0,25-0,45

Para as classes de solo argissolo e latossolo usou-se a equação 17, enquanto que para o gleissolo e o cambissolo, com base nas informações da literatura, foram adotados os valores de 0,25 e 0,16, respectivamente. Entretanto, ressalta-se que o SWAT só aceita valores de albedo até o limite de 0,25.

11. Fator erodibilidade do solo (fator K da EUPS)

Para a estimativa da erodibilidade (K_{USLE}), que expressa a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica, Baldissera (2005), apresentou a equação 18, desmembrada nas equações seguintes, a qual foi utilizada neste trabalho:

$$K_{USLE} = f_{csand} \cdot f_{cl-si} \cdot f_{orgC} \cdot f_{hisand} \quad (18)$$

em que:

f_{csand} = fração de solos com alto conteúdo de areia grossa;

$$f_{csand} = \left\{ 0,2 + 0,3 \exp \left[-0,256 \cdot m_s \left(1 - \frac{m_{silt}}{100} \right) \right] \right\} \quad (19)$$

f_{cl-si} = fração de solos com alta razão de silte e argila;

³⁷ Taylor S. A e Ashcroft, G. L. Physical edaphology: the physics of irrigated and non-irrigated soils, W.H.Freeman and Company, San Fransisco, CA. 1972.

$$f_{cl-si} = \left(\frac{m_{silt}}{m_{silt} + m_c} \right)^{0,3} \quad (20)$$

f_{orgC} = fração de solos com alto conteúdo de carbono orgânico;

$$f_{orgC} = 1 - \frac{0,25 \cdot orgC}{orgC + \exp(3,72 - 2,95 \cdot orgC)} \quad (21)$$

f_{hisand} = fração de solos com conteúdo extremamente alto de areia.

$$f_{hisand} = 1 - \frac{0,7 \cdot \left(1 - \frac{m_s}{100} \right)}{\left(1 - \frac{m_s}{100} \right) + \exp \left[-5,51 + 22,9 \cdot \left(1 - \frac{m_s}{100} \right) \right]} \quad (22)$$

Nas Equações 19, 20, 21 e 22:

m_s = fração de areia (diâmetros 0.05 – 2.00 mm);

m_{silt} = fração de silte (diâmetros 0.002 – 0.05mm);

m_c = fração de argila (< 0.002 mm); e

orgC = percentual de carbono orgânico na camada.

Assim, apontados os dados básicos de solos necessários para o SWAT, na Tabela 10 estão apresentados, resumidamente, os valores adotados na modelagem.

Tabela 10 – Características dos solos para entrada no modelo SWAT

DADO DE ENTRADA	CLASSE DE SOLO	CAMADA	VALOR	UNID	REFERÊNCIA
Número de camadas do solo NLAYERS	PVA	-	2	-	Dados de campo
	LVA	-	2	-	Dados de campo
	Cx	-	2	-	Zonta (2007)
	Gx	-	2	-	Campos (2003)
Profundidade das camadas SOL_Z	PVA	I	200	mm	Dados de campo
		II	800	mm	Dados de campo
	LVA	I	200	mm	Dados de campo
		II	800	mm	Dados de campo
	Cx	I	350	mm	Zonta (2007)
		II	1500	mm	Zonta (2007)
	Gx	I	150	mm	Campos (2003)
		II	350	mm	Campos (2003)
Grupo hidrológico HYDGRP	PVA	-	B	-	Sartori (2004)
	LVA	-	B	-	Sartori (2004)
	Cx	-	C	-	Sartori (2004)
	Gx	-	D	-	Sartori (2004)
Máxima prof. Raiz SOL_ZMX	PVA	I	800	mm	Dados de campo
	LVA	I	800	mm	Dados de campo
	Cx	I	1500	mm	Zonta (2007)
	Gx	I	350	mm	Campos (2003)
Porosidade ANION_EXCL	PVA	-	0,55	%	Estimado para a região
	LVA	-	0,55	%	Estimado para a região
	Cx	-	0,60	%	Calculado a partir dos dados de Zonta (2007)
	Gx	-	0,58	%	Calculado a partir dos dados de Campos (2003) e Baldissera (2005)
Densidade SOL_BD	PVA	I	1,50	g/cm ³	Estimado para a região
		II	1,50	g/cm ³	Estimado para a região
	LVA	I	1,50	g/cm ³	Estimado para a região
		II	1,50	g/cm ³	Estimado para a região
	Cx	I	1,40	g/cm ³	Zonta (2007)
		II	1,37	g/cm ³	Zonta (2007)
	Gx	I	1,40	g/cm ³	Baldissera (2005)
		II	1,50	g/cm ³	Baldissera (2005)

DADO DE ENTRADA	CLASSE DE SOLO	CAMADA	VALOR			UNID	REFERÊNCIA
			Areia	Silte	Argila		
Granulometria	PVA	I	38	30	32	%	Dados de campo
		II	27	31	42	%	Dados de campo
	LVA	I	47	20	33	%	Dados de campo
		II	36	15	49	%	Dados de campo
	Cx	I	55	6	39	%	Zonta (2007)
		II	40	7	53	%	Zonta (2007)
	Gx	I	49	14	37	%	Campos (2003)
		II	51	18	31	%	Campos (2003)
Carbono orgânico SOL_CBN	PVA		MO	orgC			
		I	3,07	1,71	dag/kg	Dados de campo	
	II	1,30	0,73	dag/kg	Dados de campo		
	LVA	I	3,45	1,93	dag/kg	Dados de campo	
		II	1,53	0,85	dag/kg	Dados de campo	
	Cx	I		3,37	dag/kg	Lani (2007)	
		II		0,60	dag/kg	Lani (2007)	
	Gx	I		3,91	dag/kg	Campos (2003)	
II			1,01	dag/kg	Campos (2003)		
Condutividade hidráulica saturada SOL_K	PVA	I		12,5	mm/h	Baldissera (2005) e com base no NRCS	
		II		12,5	mm/h		
	LVA	I		12,5	mm/h		
		II		12,5	mm/h		
	Cx	I		2,0	mm/h	Valores da região com solos de textura semelhante (LISBOA, 2006)	
		II		2,0	mm/h		
	Gx	I		1,0	mm/h	Com base no NCRS	
		II		1,0	mm/h		
Capacidade de água disponível SOL_AWC	PVA	I		0,057	mm/mm	$AWC = 0,064 + 0,19 \cdot (\text{argila} + \text{silte})^2 - 2,7 \cdot 10^2 \cdot C_{org}^2$ Utilizada relação proposta por Machado (2002) e Moro (2005)	
		II		0,151	mm/mm		
	LVA	I		0,017	mm/mm		
		II		0,123	mm/mm		
	Cx	I		-	mm/mm		
		II		0,123	mm/mm		
	Gx	I		-	mm/mm		
		II		0,082	mm/mm		

DADO DE ENTRADA	CLASSE DE SOLO	CAMADA	VALOR	UNID	REFERÊNCIA
Albedo SOL_ALB	PVA	I	0,176	-	SOL_ALB = 0.6/ exp(0.4*SOL_CBN) - Manual SWAT (BIESBROUCK, 2002)
		II	0,357	-	
	LVA	I	0,151	-	
		II	0,325	-	
	Cx	I	0,250	-	Biesbrouck, 2002
		II	0,250	-	Biesbrouck, 2002
	Gx	I	0,160	-	Biesbrouck, 2002, e Baldissera, 2005
		II	0,160	-	Biesbrouck, 2002, e Baldissera, 2005
Fator K EUPS USLE_K	PVA	I	0,126	-	$K_{USLE} = f_{csand} \cdot f_{cl-si} \cdot f_{orgC} \cdot f_{hisand}$
		II	0,152	-	
	LVA	I	0,115	-	
		II	0,124	-	
	Cx	I	0,082	-	
		II	0,103	-	
	Gx	I	0,102	-	
		II	0,136	-	

4.9.2. DADOS DE CLIMA

As estatísticas dos dados climatológicos, a partir de uma série de dados obtidas das estações da Tabela 3, foram adicionadas ao modelo na interface apresentada na Figura 21:

Figura 21 – Entrada dos dados climatológicos.

4.9.3. DADOS DE CRESCIMENTO VEGETAL

Em relação aos dados relativos ao crescimento vegetal, a literatura dispõe de vários dos dados de entrada requeridos pelo modelo, específicos para as condições brasileiras e para diferentes tipos de culturas (SOARES et al., 1997; FAGUNDES et al., 1999; FRANÇA et al., 1999; LAGROTTI, 2000, FONTES et al. 2001; SILVA, 2001; FUJIHARA, 2002; RADIN, 2002; XAVIER et al., 2002; ALFONSI, 2003; MELO JUNIOR, 2003; VERTUAN, 2003; RENNO, 2004; SCHUCK et al., 2004; ALEXANDRINO et al., 2005; AMARAL et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2007; MALLMANN e BERTO, 2007; QUEIROGA, 2007; ASSUNCAO et al., 2008; FRAGOSO, 2008; LOPES, 2008; NASCIMENTO et al., 2008; RIBEIRO, 2008; SANTOS et al., 2008; SBRISSIA e SILVA, 2008; SILVA et al., 2008; BARBIERI JUNIOR, 2009; DURAES, 2009; JARDIM et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009; ZANCHI et al., 2009), o que ajudou a definir os valores de entrada. Entretanto, para aquelas culturas que não se dispunham de informações nos trabalhos pesquisados foram identificados, no SWAT, os usos do solo semelhantes ou com características mais próximas àquelas presentes na bacia e seus dados foram utilizados na modelagem, conforme Tabela 11. Esta tabela serve, também, como comparação entre os valores de referência do SWAT e os retirados dos trabalhos no Brasil, corroborando com a escolha das culturas semelhantes e a utilização do banco de dados do SWAT, quando da ausência de informações das culturas brasileiras. A única exceção foi para o solo exposto, para o qual não foi identificado nada semelhante no SWAT e os dados utilizados foram ajustados conforme orientação do Manual do SWAT (NEITSCH et al., 2010).

Tabela 11 – Dados utilizados para o crescimento vegetal da bacia, baseados no banco de dados do SWAT e na literatura brasileira

Uso e ocupação do solo		Agricultura		Café		Eucalipto		Mata secundária alta		Mata secundária baixa		Pastagem degradada		Pastagem não-degradada		Água		Erosão / Solo exposto
Banco de dados identificados semelhantes SWAT		Agricultural land-generic		Agricultural land-row crops		Pine		Pine		Forest deciduous ou Forest mixed		Summer pasture ou Pasture		Summer pasture ou Pasture		Water		Adaptado
Propriedade	Un.	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	Adaptado
Razão biomassa/energia ou eficiência do uso da radiação	(kg/ha)/(MJ/m2)	33,50	25,10	39,00		15,00		15,00		15,00		35,00	30,10	35,00	30,10	0,00		10,00
Índice de colheita	-	0,45	0,45	0,50		0,76		0,76		0,76		0,90		0,90		0,00		1,00
Índice máximo de área foliar	-	3,00	6,00	3,00		5,00	4,31	5,00	8,00	5,00		4,00		4,00	5,00	0,00		0,50
Fração de crescimento da planta - 1º ponto da curva ideal de desenvolvimento da área foliar do SWAT	-	0,15		0,15		0,15		0,15		0,05		0,05		0,05		0,00		0,05
Fração do índice máximo de área foliar - 1º ponto da curva ideal de desenvolvimento da área foliar do SWAT	-	0,05		0,05		0,70		0,70		0,05		0,05		0,05		0,00		0,05
Fração de crescimento da planta - 2º ponto da curva ideal de desenvolvimento da área foliar do SWAT	-	0,50		0,50		0,25		0,25		0,40		0,49		0,49		0,00		0,49
Fração Índice máximo de área foliar - 2º ponto da curva ideal de desenvolvimento da área foliar do SWAT	-	0,95		0,95		0,99		0,99		0,95		0,95		0,95		0,00		0,95
Fração da estação de crescimento quando a área foliar começa a declinar	-	0,64		0,70		0,99		0,99		0,99		0,99		0,99		0,00		0,15
Altura máxima do dossel	m	1,00		2,50		10,00		10,00		6,00		0,50		0,50		0,00		0,10
Profundidade máxima da raiz	m	2,00		2,00		3,50		3,50		3,50		2,00		2,00		0,00		0,00
Temperatura ótima de crescimento	°C	30,00	28,00	25,00	22,00	30,00	25,00	30,00	27,00	30,00	25,00	25,00	30,00	25,00	30,00	0,00		25,00
Temperatura mínima de crescimento	°C	11,00	10,00	8,00	16,00	0,00	8,00	0,00	9,00	10,00	9,00	12,00	10,00	12,00	10,00	0,00		18,00
Fração normal de nitrogênio nas sementes	kg N/kg semente	0,0199		0,0140		0,0015		0,0015		0,0015		0,0234		0,0234		0,0000		0,0015
Fração normal de fósforo nas sementes	kg P/kg semente	0,0032		0,0016		0,0003		0,0003		0,0003		0,0033		0,0033		0,0000		0,0001
Fração de nitrogênio na planta na emergência	kg N/kg biomassa	0,0440		0,0470		0,0060		0,0060		0,0060		0,0600		0,0600		0,0000		0,0060
Fração de nitrogênio na planta a 50% da maturidade	kg N/kg biomassa	0,0164		0,0177		0,0020		0,0020		0,0020		0,0231		0,0231		0,0000		0,0231
Fração de nitrogênio na maturidade	kg N/kg biomassa	0,0128		0,0138		0,0015		0,0015		0,0015		0,0134		0,0134		0,0000		0,0134
Fração de fósforo na planta na emergência	kg P/kg biomassa	0,0060		0,0048		0,0007		0,0007		0,0007		0,0084		0,0084		0,0000		0,0084
Fração de fósforo em 0,5 da maturidade	kg P/kg biomassa	0,0022		0,0018		0,0004		0,0004		0,0004		0,0032		0,0032		0,0000		0,0032
Fração de fósforo na maturidade	kg P/kg biomassa	0,0018		0,0014		0,0003		0,0003		0,0003		0,0019		0,0019		0,0000		0,0019
Limite inferior do índice de colheita	-	0,250	0,260	0,300		0,600		0,600		0,010		0,900		0,900		0,000		0,990
Menor valor de USLE_C	-	0,200	0,082	0,200	0,150	0,001	0,162	0,001	0,001	0,001	0,001	0,003	0,032	0,003	0,001	0,000		0,500
Máxima condutância estomatal	m/s	0,005	0,250	0,007	0,200	0,002	0,010	0,002	0,007	0,002	0,007	0,005	0,200	0,005	0,200	0,000		0,000
Deficit de pressão de vapor correspondente à fração de condutância estomatal máxima	kPa	4,000		4,000		4,000		4,000		4,000		4,000		4,000		0,000		4,000
Fração de condutância estomatal máxima correspondente ao segundo ponto da curva definida pelo SWAT	-	0,750		0,750		0,750		0,750		0,750		0,750		0,750		0,000		0,750
Taxa de declínio da eficiência de uso da radiação por unidade de acréscimo do déficit de pressão de vapor	-	8,500		7,200		8,000		8,000		8,000		10,000		10,000		0,000		0,000
Elevada concentração atmosférica de CO ₂	µL CO ₂ /L ar	660,000		660,000		660,000		660,000		660,000		660,000		660,000		0,000		300,000
Razão biomassa/energia - 2º ponto da curva de eficiência do uso da radiação do SWAT	-	36,000		45,000		16,000		16,000		16,000		36,000		36,000		0,000		5,000
Coefficiente de decomposição residual	-	0,050		0,050		0,050		0,050		0,050		0,050		0,050		0,000		0,050

4.9.4. ESCOAMENTO SUPERFICIAL (ES)

Para a estimativa do escoamento superficial adotou-se o método do SCS (*Soil Conservation Service*), apresentado no item 3.3.1 deste trabalho, que define o número da curva (CN) em função do tipo e uso do solo. O procedimento do número da curva se tornou, ao longo dos anos, a mais popular ferramenta para cálculo do escoamento superficial, devido à sua relativa facilidade de uso. O método é função da permeabilidade, uso e ocupação e condições de umidade no solo antecedentes à precipitação e é definido de acordo com o tipo hidrológico.

Os valores de CN para as diferentes culturas da bacia foram obtidos através dos trabalhos de Sobrinho (2000), Machado (2002), Pruski et al. (2003), Sartori (2004) e Fragoso (2008) e, da mesma forma como os dados de crescimento vegetal, foram comparados com os valores das culturas semelhantes do SWAT, conforme ilustrado na Tabela 12, para dar maior conforto em situações em que fosse necessário utilizar os dados fornecidos pelo modelo. Ressalta-se que as pastagens degradadas e não degradadas foram comparadas à mesma cultura no SWAT, por não haver, no modelo, este tipo de diferenciação.

A escolha dos valores de CN para utilização no SWAT levou em consideração o Grupo Hidrológico da classe do solo, definido na

Tabela 10. A entrada desses dados no SWAT foi realizada conforme a interface

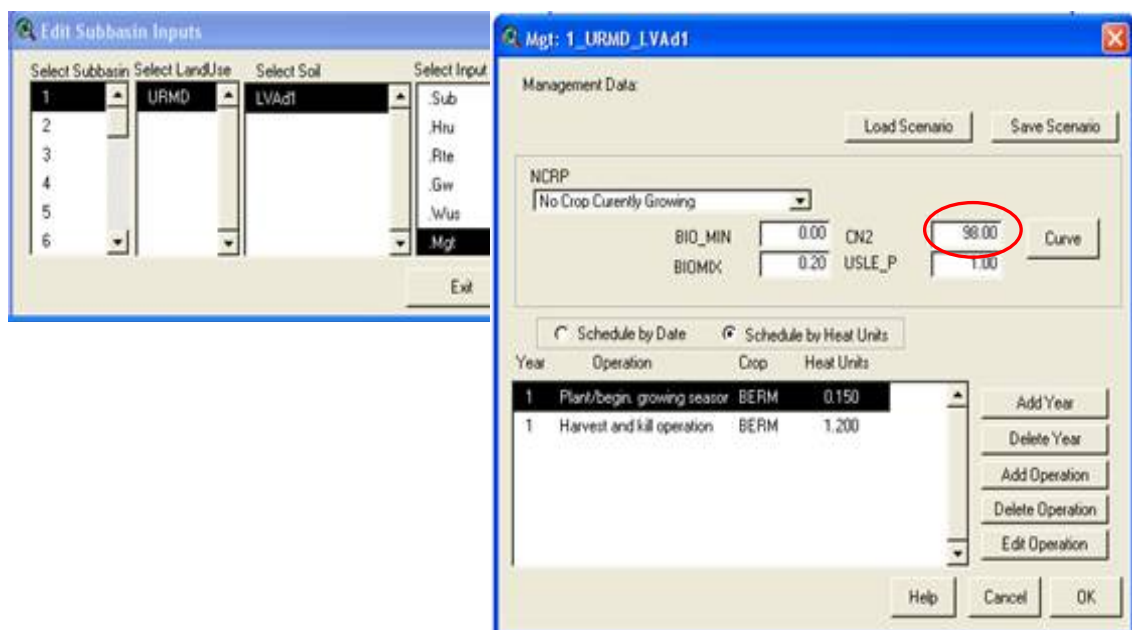


Figura 22 – Entrada dos valores de CN.

Tabela 12 – Valores do parâmetro CN para as culturas da bacia do ribeirão São Bartolomeu

Uso e ocupação do solo	Agricultura		Café		Eucalipto		Mata secundária alta		Mata secundária baixa		Pastagem degradada		Pastagem não-degradada		Água	Erosão / Solo exposto
Cultura semelhante SWAT	<i>Agricultural land-generic</i>		<i>Agricultural land-row crops</i>		<i>Pine</i>		<i>Pine</i>		<i>Forest deciduous ou Forest mixed</i>		<i>Summer pasture ou Pasture</i>		<i>Summer pasture ou Pasture</i>		<i>Water</i>	
Grupo Hidrológico	Valores de CN															
	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura	SWAT	Literatura
A	67	56	67	55	62	45	62	29	45	32	49	60	49	38	92	79
B	77	70	78	66	73	64	73	47	66	49	69	72	69	63	92	85
C	83	78	85	74	81	76	81	58	77	64	79	82	79	76	92	91
D	87	85	89	80	84	83	84	65	83	73	84	87	84	82	92	90

Como comparativo e para dar sustentação aos valores escolhidos, a Tabela 13 apresenta os valores de CN, obtidos de Pruski et al. (2003), para cada combinação de classe e cobertura existente, segundo as HRU's formadas, em condições de umidade antecedente AMC II, conforme o SWAT exige em sua entrada de dados. A classe gleissolo não está presente em nenhuma combinação, pois não foi dominante em nenhuma HRU.

Tabela 13 – Valores de CN adotados

Classe combinada (Solo + Uso)	CN
LVA + Agricultura	75
LVA + Café	75
LVA + Mata	55
LVA + Eucalipto	60
LVA + Pastagem	61
LVA + Solo exposto	81
PVA + Agricultura	83
PVA + Café	82
PVA + Mata	70
PVA + Eucalipto	73
PVA + Pastagem	74
PVA + Solo exposto	88
C + Agricultura	87
C + Café	86
C + Mata	77
C + Eucalipto	79
C + Pastagem	80
C + Solo exposto	91

4.9.5. OUTRAS CONSIDERAÇÕES

A evapotranspiração foi calculada pelo método de Penman-Monteith que, conforme já foi dito, é, segundo Smith (1991), o que melhor descreve o fenômeno. Além do mais, a recomendação de Gassman et al. (2007) é de que este método seja utilizado para análises de cenários de mudanças climáticas que levem em consideração as alterações de CO₂ na atmosfera, que é uma das propostas deste trabalho.

Para alguns dados de entrada referentes ao crescimento vegetal e ao preparo do solo foram adotados os valores que constam na base de dados do SWAT, devido à falta de informações regionais.

Os dados relativos à área urbana foram considerados iguais àqueles da base de dados do SWAT para áreas residenciais de média densidade.

Dados referentes a pesticidas e fertilizantes, à qualidade da água dos corpos aquáticos, às entradas pontuais e aos usos consultivos não foram acrescentados ao modelo, pois estudos quantitativos e qualitativos dos sistemas aquáticos fogem do foco de interesse desta pesquisa.

A simulação no SWAT foi realizada a partir das cartas de uso e tipo do solo, na bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu dividida em 392 sub-bacias, com áreas de até 75 ha, que foi a maior discretização possível para a bacia. Este nível de detalhamento foi necessário para poder calibrar o modelo de acordo com os dados obtidos pelas parcelas experimentais.

Foram estabelecidas HRU's dominantes, em função de a bacia estar muito subdividida, não justificando estabelecer HRU's múltiplas, pois com tamanhos tão reduzidos de sub-bacias considerou-se que os geoambientes foram corretamente definidos.

As parcelas experimentais implementadas possibilitaram a medição das perdas de solo e água individualizadas nas culturas predominantes da bacia, sendo admitido que estas parcelas são representativas das condições da região e, conseqüentemente, da sua perda de solo, que é origem da produção dos sedimentos determinada pelo SWAT. Ressalta-se que, no SWAT trabalha-se com a produção de sedimentos que chega ao canal de fluxo. Esta produção representa a perda de solo (partículas de solo, matéria orgânica, nutrientes,

pesticidas, etc.) da bacia ou sub-bacia, sendo, portanto, aplicável a toda a área em estudo, admitindo-se a representatividade das parcelas experimentais.

Assim, este trabalho foi desenvolvido de acordo com as premissas apresentadas, com a definição da melhor subdivisão da bacia, identificação dos parâmetros mais importantes do modelo e avaliação de cenários futuros, tendo em vista estimativas corretas de perda de solo e água.

5. RESULTADOS

Este capítulo apresenta os resultados obtidos a partir do monitoramento das parcelas experimentais, das coletas de sedimento e determinação do escoamento superficial em dois anos hidrológicos, os resultados da modelagem da área utilizando o SWAT, a análise de sensibilidade, a calibração e validação do modelo e, ao final, a simulação de cenários.

5.1. DADOS DE CAMPO

A instalação das parcelas experimentais permitiu desenvolver um programa de monitoramento para a identificação de fontes de produção de sedimentos na bacia. A partir dessas parcelas foi possível verificar o comportamento de alguns solos e culturas da região quanto à produção de sedimentos e escoamento superficial e subsidiar a análise dos resultados da modelagem ambiental que se propôs fazer.

Para as parcelas instaladas em 2006 foram obtidos dados de dois períodos chuvosos (2006/2007 e 2007/2008). Para as outras duas parcelas instaladas em 2007, os dados disponíveis foram de apenas um período chuvoso.

Os dados coletados de perda de solo nas parcelas experimentais foram compilados na forma de gráficos e relacionados à intensidade máxima de precipitação, em mm/h, ou à lâmina precipitada, em mm, durante cada semana. Os resultados foram agrupados em cada gráfico, dois a dois, de acordo com a cobertura vegetal e geomorfologia. Em todos os casos foi evidenciada a influência da intensidade da precipitação, associada à umidade do solo, na produção de sedimentos, isto é, as perdas quantificadas em todas as parcelas foram função, também, da ocorrência, ou não, de chuva no dia anterior. Isto quer dizer que precipitações equivalentes produziram quantidades de perda de solo distintas, dependentes das chuvas ocorridas nos dias anteriores, que alteram as condições da superfície.

No início do trabalho havia a intenção de estudar o efeito da geoforma (côncava, convexa e plana) no escoamento superficial e seu impacto na erosão. Entretanto, com o andamento dos trabalhos percebeu-se que este tipo de estudo, nessa escala de parcelas experimentais, não seria adequado, pois a escala utilizada para o relevo mostrou-se incompatível com o tamanho das

parcelas experimentais. Isto porque, a partir da altimetria em escala 1:50.000, com equidistância vertical de 20 m, foi gerado um pixel com 10 m, ou seja 100 m². Isso significa que um pixel representava uma porção do relevo maior do que a parcela experimental (30 m²), ou seja, um pixel do relevo podia englobar até 3 parcelas, dada a proximidade entre elas, o que não representaria a real influência da geofoma em cada parcela. Sendo assim, a morfologia foi retirada da análise sem, entretanto, comprometê-la, uma vez que a mesma não é um fator empregado na Equação Universal de Perda de Solos Modificada, utilizada no SWAT.

Dessa forma, a análise das perdas de solo foi feita comparando uma cultura com outra e relacionado-as às declividades do terreno, apresentadas na Tabela 4.

As Figuras 23 e 24 apresentam os resultados referentes às parcelas localizadas nas pastagens não degradadas. Observa-se que a perda de solo na parcela côncava, com declividade de 29% (Tabela 4), geralmente, foi superior àquela da porção convexa, de declividade igual a 46%. Neste caso, o maior poder erosivo da parcela côncava pode ser entendido como um possível efeito de concentração de fluxo no relevo côncavo que teria contribuído para a maior produção de sedimentos.

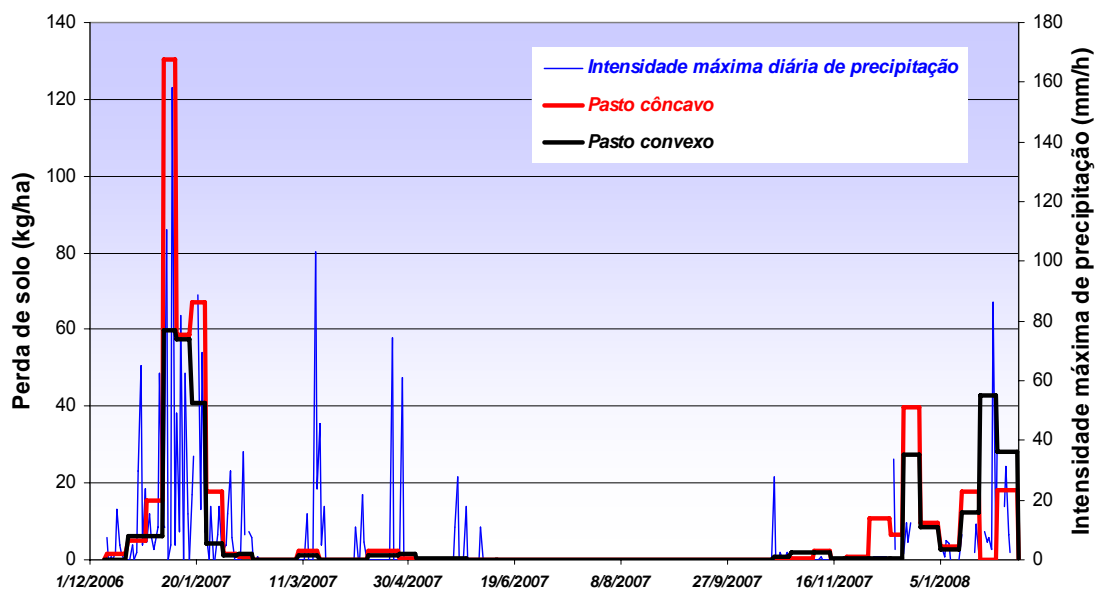


Figura 23 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para a pastagem não-degradada.

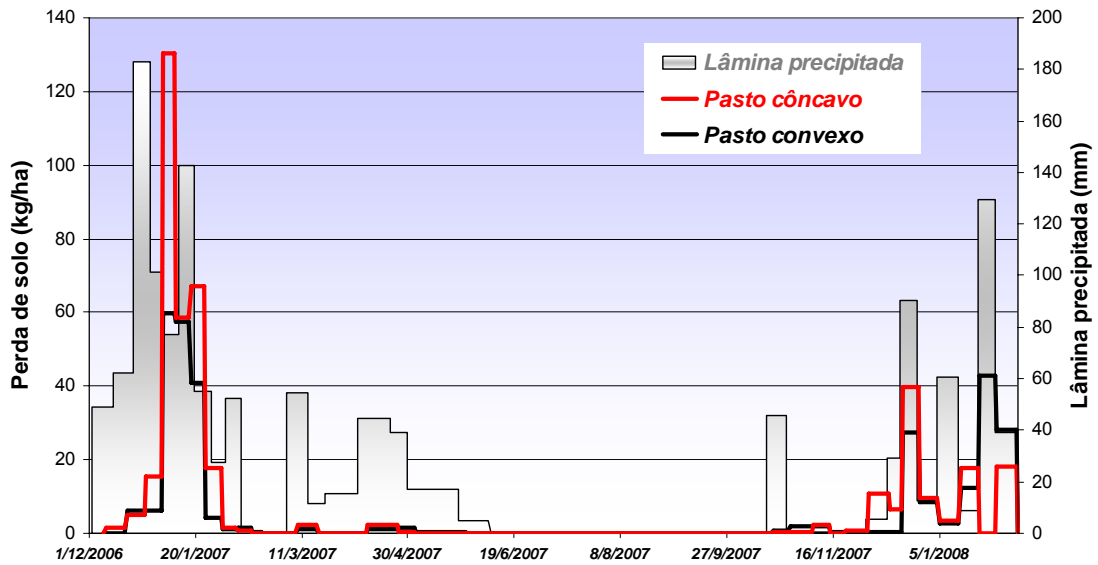


Figura 24 - Lâmina precipitada e perda de solo para a pastagem não-degradada.

Prosseguindo à análise das pastagens, nas Figuras 25 e 26 estão quantificadas as perdas de solo registradas, a partir de outubro de 2007, nas parcelas experimentais de pastagens degradadas. Nestas, como o solo encontrava-se em um estado de exposição bem maior, esperava-se uma produção maior de sedimentos, quando comparados aos dados apresentados nos gráficos das Figuras anteriores de pastagens não-degradadas. Sob declividades semelhantes nas duas condições (degradada e não-degradada), vide Tabela 4, a expectativa foi confirmada, com valores quantificados para perdas de solo para as pastagens degradadas significativamente superiores.

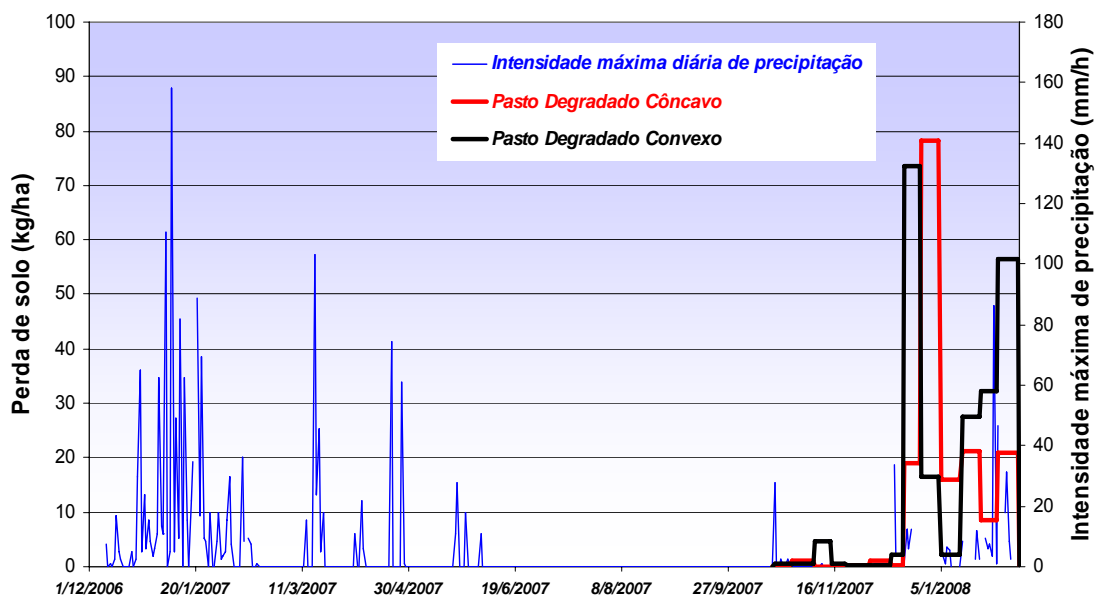


Figura 25 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para a pastagem degradada.

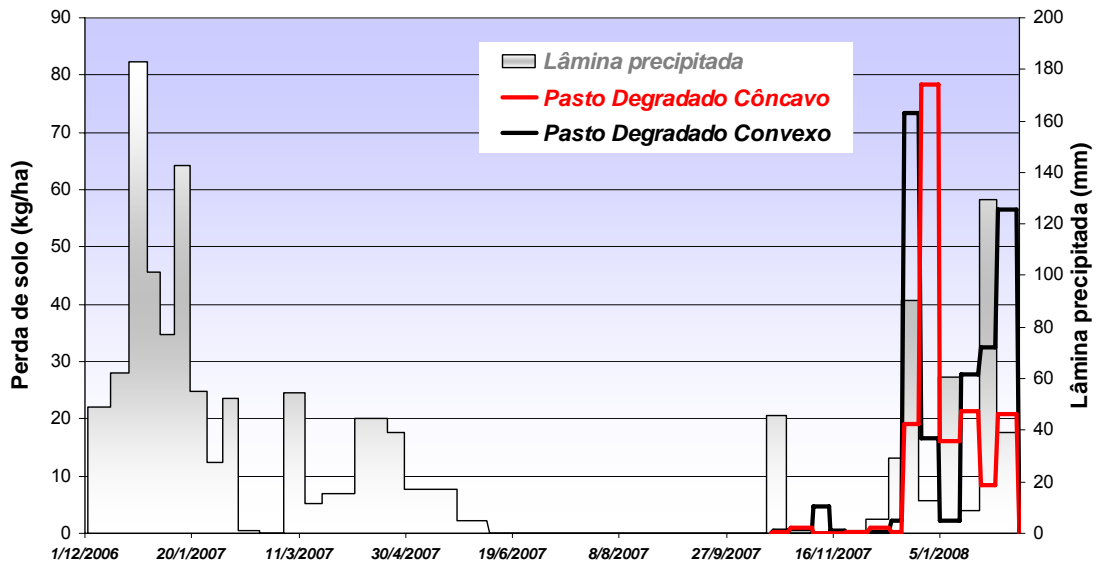


Figura 26 - Lâmina precipitada e perda de solo para a pastagem degradada.

Nestas duas últimas parcelas o fator de conservação dos solos pode ter influenciado nos resultados, pois como se tratavam de duas áreas muito degradadas e com declividades muito próximas, um nível um pouco maior de degradação de uma delas pode ter causado uma perda maior em algum evento de precipitação.

Quanto às parcelas localizadas nos cafezais, estes à época da coleta dos dados, tinham cerca de dez anos de idade e altura de aproximadamente dois metros, com cultivo em regime semiadensado de espaçamento e em curvas de nível.

As Figuras 27 e 28 apresentam os resultados dessas parcelas, denominadas de cafezais côncavo e convexo. Observa-se que, na grande maioria das vezes, a perda de solo ocorrida na parcela do cafezal côncavo foi superior àquela do cafezal convexo. Diferentemente dos resultados das pastagens não-degradadas, a declividade dos terrenos, conforme Tabela 4, parece ter sido determinante na maior produção de sedimentos da parcela côncava (56%) em relação à parcela convexa (27%). A maior declividade contribui para o aumento do fluxo superficial, promove menor infiltração e, conseqüentemente, maior arraste de partículas.

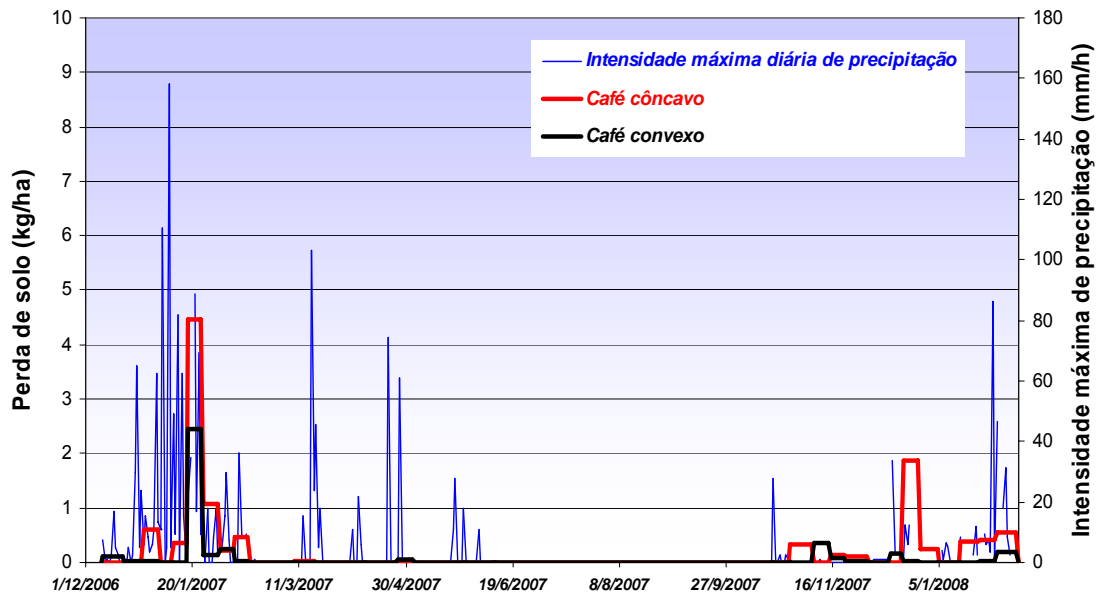


Figura 27 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para o cafezal.

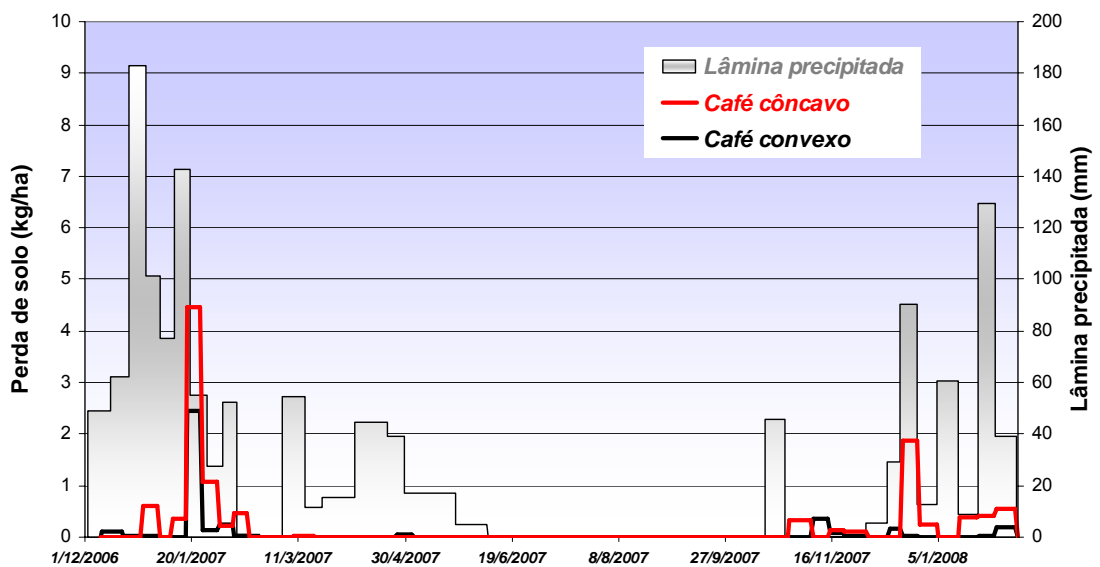


Figura 28 - Lâmina precipitada e perda de solo para o cafezal.

Já as Figuras 29 e 30 mostram a perda de solo em cafezais cultivados em uma região plana cortada por uma estrada rural, sendo o “Café A” localizado na base da encosta (Rampa) e o “Café B” próximo ao curso de água e afastado da encosta (Platô).

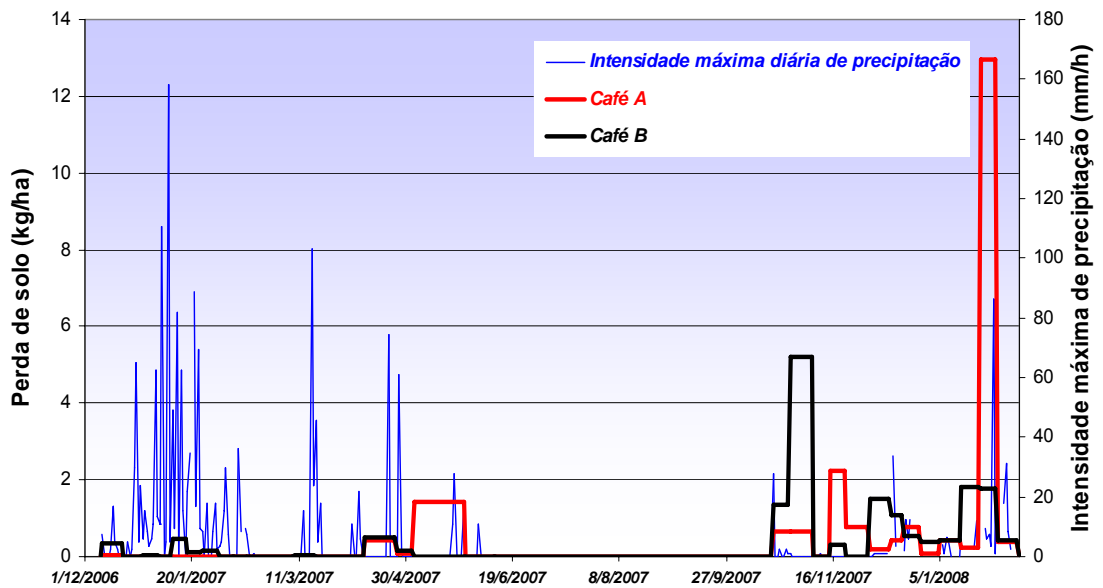


Figura 29 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para cafezal em relevo plano.

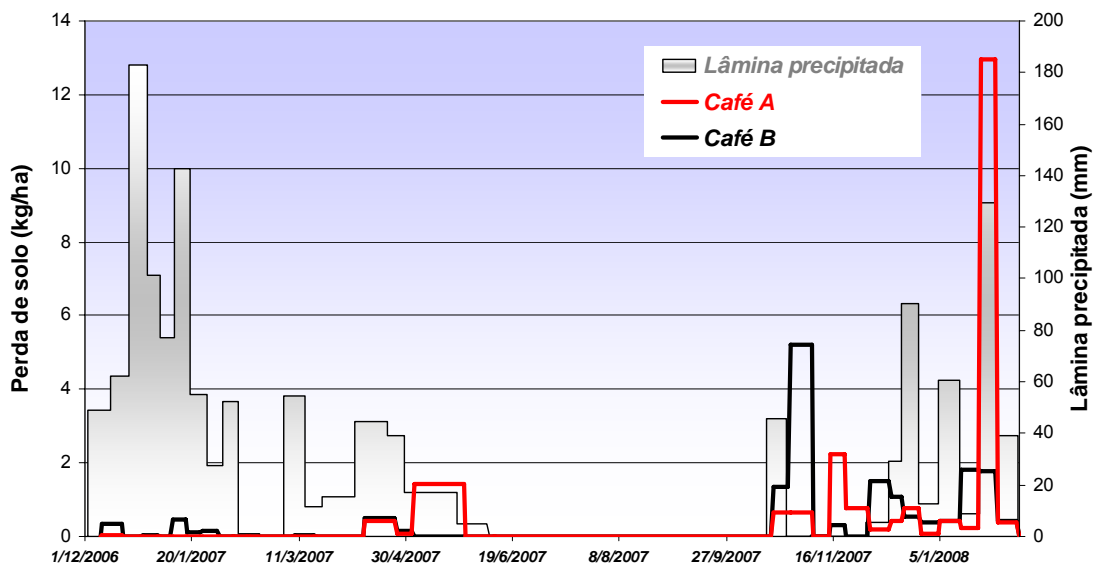


Figura 30 - Lâmina precipitada e perda de solo para cafezal em relevo plano.

Percebe-se que as perdas de solo nestas parcelas foram pouco expressivas no primeiro período chuvoso (2006/2007), aumentando consideravelmente no segundo período (2007/2008), sendo que as maiores perdas se alternaram entre as duas parcelas em cada semana de registros, e mesmo com uma significativa diferença nas declividades das encostas (Café A – 31%; Café B – 7%), não foi possível identificar uma relação entre as declividades e a produção de sedimentos. Entretanto, Pruski et al. (2006) deram uma justificativa para a ocorrência, em alguns momentos, da maior produção da parcela Café B: esta parcela está localizada abaixo do nível da estrada, e segundo os autores,

estradas rurais maximizam a vazão de escoamento ao retirar a cobertura do solo e criarem fluxos preferenciais de enxurrada, aumentando o carreamento de partículas.

Ademais estas discussões a respeito da declividade, é importante realçar, porém, a grande diferença na ordem de grandeza das perdas de solo medidas no cafezal e na pastagem. Enquanto a perda semanal máxima registrada foi de 4,5 kg/ha no cafezal côncavo e cerca de 2,5 kg/ha no cafezal convexo (Figuras 27 e 28), registrou-se um valor de, aproximadamente, 130 kg/ha no pasto côncavo e de cerca de 60 kg/ha no convexo (Figuras 23 e 24). Esta diferença observada nas duas culturas deve-se, principalmente, à densa cobertura vegetal do café, que intercepta as gotículas de chuva, favorece o processo de infiltração de água no solo, diminuindo o escoamento superficial, e, conseqüentemente, o arraste das partículas. Outro fator de influência é a forma de manejo da cultura do café, plantada em curvas de nível, favorecendo, também, a infiltração de água no solo ao atuar como barreira ao escoamento superficial, minimizando o transporte do material erodido.

Além do mais, é importante ressaltar que, exceto por um evento isolado, ocorrido em fevereiro de 2008 no Café A, os valores coletados das perdas de solo nessas culturas de relevo plano assemelharam-se aqueles dos cafezais denominados côncavos e convexos, mesmo com declividades tão distintas. Isto quer dizer que, para esta área de estudo, o tipo de cultura e o manejo têm um peso maior do que a declividade do terreno na produção de sedimentos, haja vista a semelhança dos valores obtidos no cafezal e a grande diferença nas perdas medidas entre as culturas de pastagem e café.

Finalmente, nas Figuras 31 e 32 estão quantificadas as perdas de solo ocorridas em uma mata secundária (capoeira) e em um eucaliptal. Essas parcelas apresentaram uma declividade semelhante em um relevo plano. No primeiro período chuvoso, a perda de solo ocorrida na mata foi superior àquela ocorrida no eucaliptal, chegando a valores máximos de aproximadamente 8,0 kg/ha na mata e 2,0 kg/ha no eucalipto. Entretanto, essa situação se inverteu no ano seguinte, com valores máximos obtidos de 6,0 kg/ha e 1,5 kg/ha para o eucaliptal e a mata, respectivamente. Os resultados apresentados podem ser considerados surpreendentes, pois, a princípio, se

esperava que as perdas registradas na mata fossem sempre menores àquelas do eucaliptal, conforme estudo de Silva (2006b), em função de uma maior cobertura vegetal da superfície da mata, com uma rica camada de folhas (serapilheira), e maior teor de matéria orgânica, condicionando agregados de maior estabilidade e, por consequência, melhor estruturação, maior permeabilidade e menor escoamento.

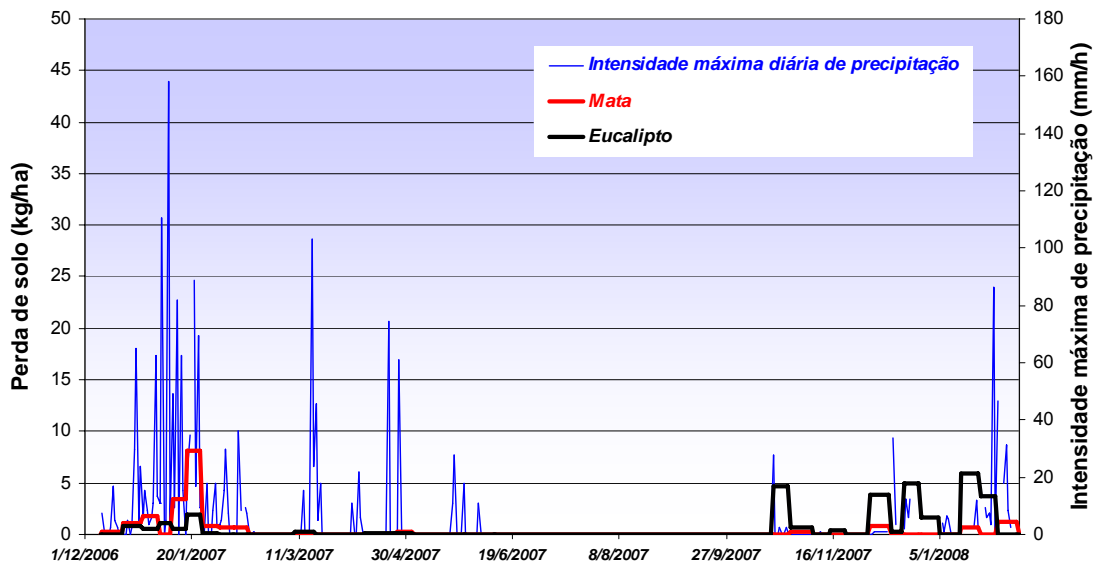


Figura 31 - Intensidade máxima de precipitação e perda de solo para a mata e eucaliptal.

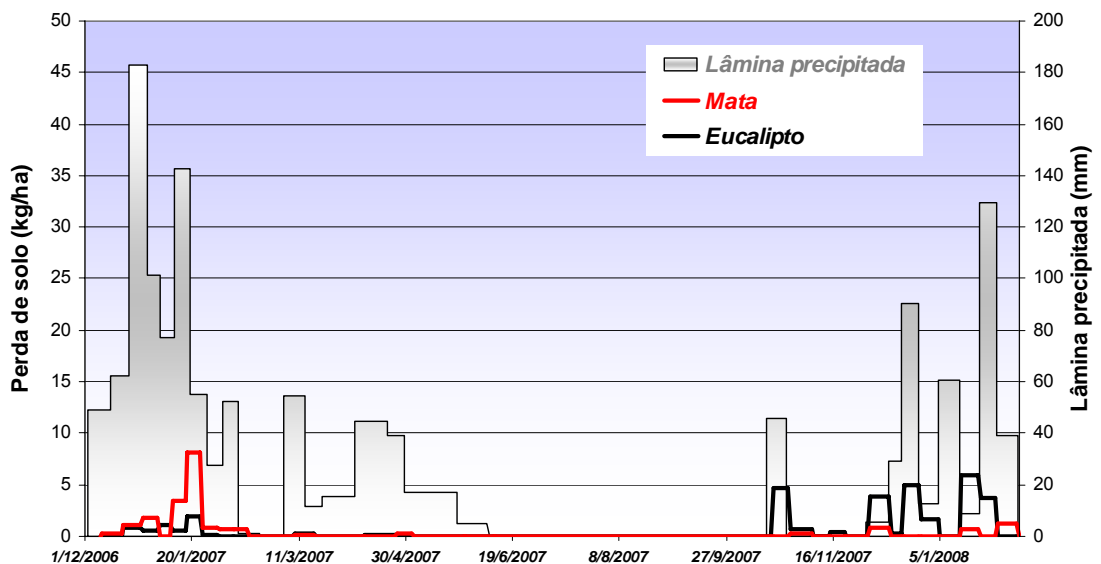


Figura 32 - Lâmina precipitada e perda de solo para a mata e eucaliptal.

A partir destes resultados, conclui-se que o tipo de cultura e o manejo foram os fatores de peso mais significativo na produção de sedimentos na bacia, tendo a

declividade do terreno uma grande importância ao se analisar os resultados obtidos.

Além das perdas de solo nas áreas, foi monitorado o escoamento superficial em cada parcela, diariamente, por meio dos linígrafos. Dessa maneira foi possível conhecer o volume total escoado em cada parcela a cada evento pluviométrico e verificar o balanço hídrico das áreas. A Figura 33 apresenta, como exemplo, a variação diária do escoamento superficial, determinado por um dos linígrafos, instalado na parcela de café côncavo, no dia 23/01/2007.

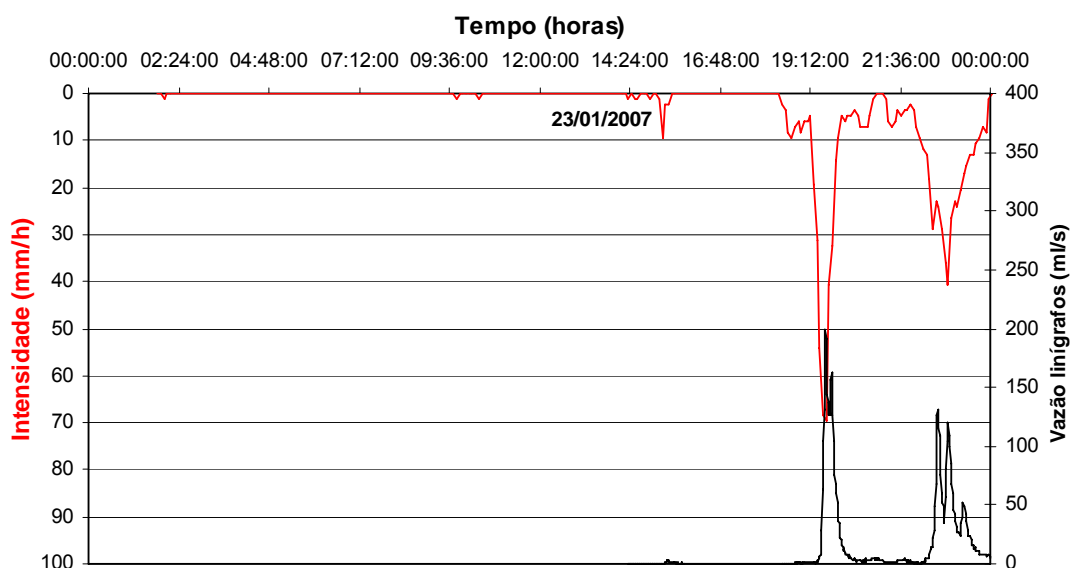


Figura 33 – Variação do escoamento superficial para a parcela de Café Côncavo, em 23/01/2007.

A partir dos dados obtidos em campo, foi possível determinar o coeficiente de escoamento superficial para cada parcela. Na Tabela 14 apresentam-se os valores calculados para o final do ano de 2006, 2007 e início de 2008, que foi o tempo que as parcelas permaneceram em campo:

Tabela 14 – Coeficientes de escoamento superficial determinados em campo

Cultura	Coeficiente de Escoamento Superficial		
	2006 (a partir de 01/12/06)	2007	2008 (até 01/03/2008)
Café A	0,02	0,02	0,04
Café B	0,06	0,03	0,05
Café Convexo	0,03	0,04	0,03
Café Côncavo	0,05	0,09	0,10
Pasto Convexo	0,13	0,16	0,14
Pasto Côncavo	0,25	0,18	0,20
Pasto Convexo Degradado *	-	0,02	0,01
Pasto Côncavo Degradado *	-	0,01	0,01
Mata	0,05	0,04	0,05
Eucalipto	0,01	0,02	0,02

* Início das coletas em out/2007

5.2. MODELAGEM NO SWAT

A implementação do modelo SWAT permitiu um estudo dos processos hidrológicos da bacia. A partir do modelo foi possível estimar a produção de sedimentos, sólidos em suspensão, percolação, escoamento superficial e evapotranspiração para a região. Além de se estudar a situação atual da área, cenários com base em possíveis mudanças em relação ao uso e ocupação do solo e alterações climáticas foram também simulados.

A modelagem teve início com a análise de sensibilidade para a bacia para dar subsídios ao processo de calibração. Tendo sido obtido um bom ajuste do modelo, procedeu-se à verificação dos resultados da modelagem, utilizando dados diferentes daqueles utilizados na calibração, e à análise da influência da divisão da bacia. Ao final, com o modelo calibrado e validado foi realizada a simulação de cenários.

5.2.1. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade foi realizada, inicialmente, pela ferramenta *Sensitivity Analysis* do SWAT. A definição das fontes de incerteza foi baseada na análise dos parâmetros e variáveis de entrada do modelo que indicaram quais foram os

mais sensíveis, ou seja, aqueles que quando modificados, influenciaram de maneira significativa os resultados.

A análise foi realizada, primeiramente, pela Simulação 1 (área total dividida em 25 sub-bacias), considerando-se 4 sub-bacias distintas, conforme ilustra a Figura 34. A SB 1 localiza-se no estuário da bacia, na zona urbana; a SB 12 em uma região predominante por pastagens não degradadas e mata; a SB 17 em região de mata; e a SB 24 na cabeceira da bacia, ocupada por pastagens degradadas ou não.

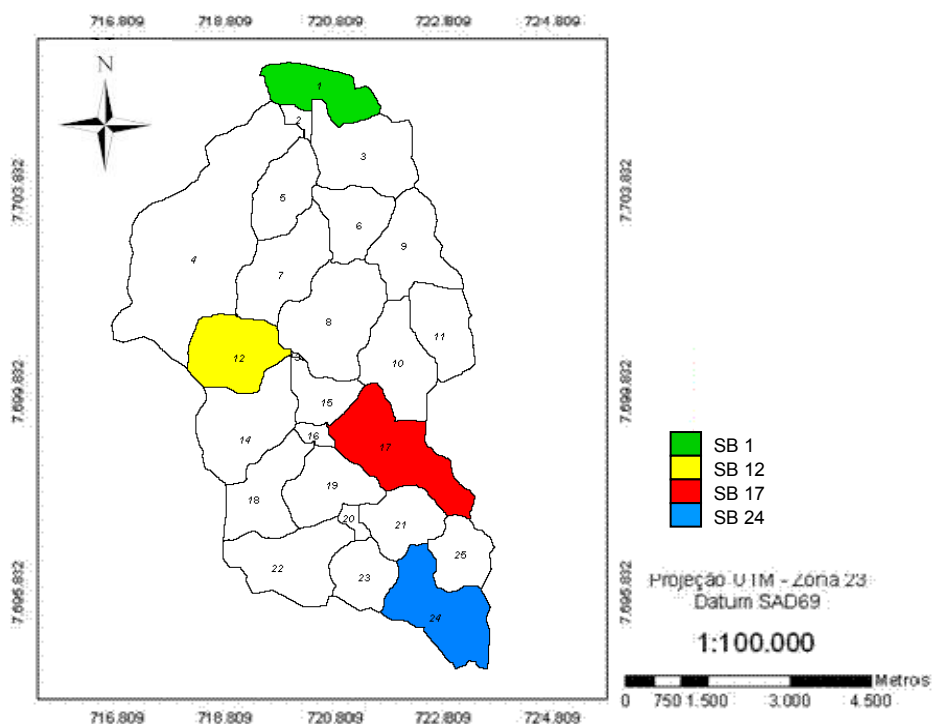


Figura 34 – Sub-bacias da análise de sensibilidade pela Simulação 1.

Como resultado, na Tabela 15 registram-se o código do parâmetro no SWAT, o nome do parâmetro e o nível de sensibilidade variando entre 1 e 28 para a área de estudo nas condições da Simulação 1 para a variável vazão, nas 4 sub-bacias definidas anteriormente.

Os resultados mostram que a sensibilidade dos parâmetros é influenciada pelo uso e ocupação do solo, topografia e outros fatores físicos e climáticos, variáveis em cada sub-bacia, conforme já haviam discutido Schmalz e Fohrer (2009). Por exemplo, na sub-bacia 17, de ocupação predominante por mata, o parâmetro de armazenamento de água na copa das árvores (CANMX) foi o mais sensível, enquanto que nas outras sub-bacias o mesmo não exerceu

tamanho influência. Situação inversa ocorre com o CN. Interessante, também, a variabilidade de sensibilidade da declividade (SLOPE), de pesos distintos nas sub-bacias estudadas. Mas, de um modo geral, os resultados foram semelhantes nas 4 sub-bacias, sendo que dos 27 parâmetros analisados, 15 apresentaram alguma sensibilidade, ou seja, têm influência sobre o escoamento nas condições estudadas, lembrando que o valor 28 significa que o parâmetro não exerce nenhuma influência para a variável analisada. Os resultados apresentados são similares aos obtidos por Mulungu e Munishi (2007), Baltokoski (2008), Lino (2009) e Schmalz e Fohrer (2009).

Tabela 15 – Análise de sensibilidade automática para a variável vazão - Simulação 1

Nome	Ranking			
	SB1	SB12	SB17	SB22
ALPHA_BF - Fator alfa de recessão do fluxo de base	8	6	6	9
BIOMIX – Eficiência de mistura biológica	13	28	11	14
BLAI - Índice de área foliar potencial máxima	28	28	28	28
CANMX - Armazenamento máx. de água na copa das árvores	7	4	1	7
CH_K2 - Condutividade hidráulica efetiva no canal principal	9	7	9	8
CH_N - Coeficiente de Manning (n) para o canal principal	11	11	10	12
CN2 - Número da curva	1	3	8	1
EPCO - Fator de compensação de crescimento da planta	10	10	5	10
ESCO - Fator de compensação da evaporação do solo	5	5	4	5
GW_DELAY – Tempo de retardo do fluxo subterrâneo	28	28	28	28
GW_REVAP – Coeficiente de escoamento subterrâneo	28	28	28	28
GWQMN – Prof. mín. aquífero superficial p/ esc. subterrâneo	28	28	28	28
RCHRG_DP - Fração de percolação para o aquífero profundo	28	28	28	28
REVAPMN - Mínimo de água para ocorrer esc. subterrâneo	28	28	28	28
SFTMP – Temperatura da neve	28	28	28	28
SLOPE - Declividade média da bacia	3	12	28	3
SLSUBBSN - Comprimento médio do declive - rampa lateral	14	28	28	15
SMFMN – Fator mínimo de derretimento da neve	28	28	28	28
SMFMX - Fator máximo de derretimento da neve	28	28	28	28
SMTMP - Temperatura de derretimento da neve	28	28	28	28
SOL_ALB – Albedo do solo	15	9	28	13
SOL_AWC - Capacidade de água disponível	2	1	2	2
SOL_K - Condutividade hidráulica	4	8	7	4
SOL_Z - Profundidade da camada de solo	6	2	3	6
SURLAG - Coeficiente de retardo do escoamento superficial	12	13	12	11
TIMP – Fator defasagem de temperatura de camadas da neve	28	28	28	28
TLAPS – Taxa de produção de neve	28	28	28	28

Já na Tabela 16 são apresentados os resultados, desta vez tanto para vazão quanto para a produção de sedimentos, com níveis variando entre 1 e 35 para as condições da Simulação 1, bacia dividida em 25 sub-bacias, nas 4 sub-bacias anteriormente analisadas.

Tabela 16 – Análise de sensibilidade automática para as variáveis vazão e sedimentos - Simulação 1.

Nome	Ranking							
	Vazão				Sedimentos			
	SB1	SB12	SB17	SB24	SB1	SB12	SB17	SB24
ALPHA_BF - Fator alfa de recessão do fluxo de base	1	6	5	8	3	7	8	9
BIOMIX – Eficiência de mistura biológica	14	13	12	14	6	14	6	16
BLAI - Índice de área foliar potencial máxima	35	35	35	35	35	35	35	35
CANMX - Armazenamento máx. de água na copa das árvores	8	4	1	7	10	8	4	11
CH_K2 - Condutividade hidráulica efetiva no canal principal	9	8	9	9	5	10	13	12
CH_N - Coeficiente de Manning (n) para o canal principal	12	10	10	11	9	12	15	13
CN2 - Número da curva	2	3	7	1	2	1	1	1
EPCO - Fator de compensação de crescimento da planta	10	12	8	10	16	15	11	15
ESCO - Fator de compensação da evaporação do solo	7	5	4	5	11	9	10	8
GW_DELAY – Tempo de retardo do fluxo subterrâneo	35	35	35	35	35	35	35	35
GW_REVAP – Coeficiente de escoamento subterrâneo	35	35	35	35	35	35	35	35
GWQMN – Prof. mín. aquífero superficial p/ esc. subterrâneo	35	35	35	35	35	35	35	35
RCHRG_DP - Fração de percolação para o aquífero	35	35	35	35	35	35	35	35
REVAPMN - Mínimo de água para ocorrer esc. subterrâneo	35	35	35	35	35	35	35	35
SFTMP – Temperatura da neve	35	35	35	35	35	35	35	35
SLOPE - Declividade média da bacia	4	14	35	3	8	3	5	4
SLSUBBSN - Comprimento médio do declive - rampa lateral	15	35	35	15	14	35	35	7
SMFMN – Fator mínimo de derretimento da neve	35	35	35	35	35	35	35	35
SMFMX - Fator máximo de derretimento da neve	35	35	35	35	35	35	35	35
SMTMP - Temperatura de derretimento da neve	35	35	35	35	35	35	35	35

Nome	Ranking							
	Vazão				Sedimentos			
	SB1	SB12	SB17	SB24	SB1	SB12	SB17	SB24
SOL_ALB – Albedo do solo	13	9	35	13	18	13	14	14
SOL_AWC - Capacidade de água disponível	3	1	2	2	4	4	7	2
SOL_K - Condutividade hidráulica	5	7	6	4	17	11	12	10
SOL_Z - Profundidade da camada de solo	6	2	3	6	7	6	3	5
SURLAG - Coeficiente de retardo do escoamento superficial	11	11	11	12	13	2	2	3
TIMP – Fator defasagem de temperatura de camadas da neve	35	35	35	35	35	35	35	35
TLAPS – Taxa de produção de neve	35	35	35	35	35	35	35	35
USLE_C - Fator de cobertura vegetal	35	35	35	35	19	35	35	35
SPCON - Coeficiente linear de fluxo do sedimento	35	35	35	35	1	35	35	35
SPEXP - Coeficiente exponencial de fluxo do sedimento	35	35	35	35	15	35	35	35
CH_COV - Fator de cobertura do canal	35	35	35	35	35	35	35	35
CH_EROD - Fator de erodibilidade do canal	35	35	35	35	35	35	35	35
USLE_P - Fator relativo às práticas de conservação do solo	35	35	35	16	12	5	9	6

Com essa combinação, dos 33 parâmetros analisados, 16 apresentaram alguma sensibilidade tanto para a vazão quanto para a produção de sedimentos, e outros 3 foram sensíveis apenas para os sedimentos produzidos. Nesta análise também nota-se a influência das condições de ocupação das sub-bacias na sensibilidade dos parâmetros do modelo.

Em ambas as análises, os parâmetros que se apresentaram mais sensíveis foram o número da curva (CN), a capacidade de água disponível (SOL_AWC), a declividade média (SLOPE), a condutividade hidráulica do solo (SOL_K), a profundidade das camadas do solo (SOL_Z), o fator alfa de recessão do fluxo de base (ALPHA_BF), o fator de compensação da evaporação do solo (ESCO), o armazenamento de água máximo na copa das árvores (CANMX) e, particularmente, o tempo de retardo do escoamento superficial (SURLAG) e o fator de práticas de manejo da USLE (USLE_P) no caso da produção de

sedimentos, muitos desses já esperados, de acordo com as referências literárias citadas neste trabalho.

A partir destes resultados, definiram-se os parâmetros que tiveram seus valores alterados no modelo para que se procedesse à análise manual da sensibilidade, conforme a equação 9, procurando-se variar os valores de entrada em aproximadamente $\pm 10\%$ do valor do parâmetro, conforme orientação de White e Chaubey (2005).

Os resultados para a análise das variáveis vazão e sedimentos são apresentados na Tabela 17 para as mesmas sub-bacias analisadas anteriormente. Os parâmetros com valores mais próximos a 1 são os mais sensíveis, consoantes com a calibração automática realizada pelo SWAT.

Tabela 17 – Análise de sensibilidade manual para as variáveis vazão e sedimentos - Simulação 1.

Nome	Ranking							
	Vazão				Sedimentos			
	SB1	SB12	SB17	SB24	SB1	SB12	SB17	SB24
ALPHA_BF - Fator alfa de recessão do fluxo de base	9	-	8	9	-	-	-	-
BIOMIX – Eficiência de mistura biológica	17	-	12	16	-	-	3	8
BLAI - Índice de máxima área foliar potencial	-	4	6	5	-	-	5	-
CANMX - Armazenamento máx. água na copa das árvores	7	6	3	15	7	-	-	-
CH_K2 - Condutividade hidráulica efetiva no canal	-	-	-	-	-	-	-	-
CH_N - Coeficiente de Manning (n) para o canal principal	-	-	-	-	-	-	-	-
CN2 - Número da curva	5	5	11	14	1	1	1	1
EPCO - Fator de compensação de crescimento da planta	-	-	-	-	-	-	-	-
ESCO - Fator de compensação da evaporação do solo	6	7	7	-	8	9	-	-
GW_DELAY – Tempo de retardo do fluxo subterrâneo	12	-	13	4	-	-	-	-
GW_REVAP – Coeficiente de escoamento subterrâneo	11	-	9	10	-	-	-	-
GWQMN – Prof. mín. aquífero superficial p/ esc. subterrâneo	13	1	5	8	-	-	-	-
RCHRG_DP - Fração de percolação para o aquífero	10	-	4	3	-	-	-	-
REVAPMN - Mínimo de água para ocorrer esc. subterrâneo	15	-	10	11	-	-	-	-

Nome	Ranking							
	Vazão				Sedimentos			
	SB1	SB12	SB17	SB24	SB1	SB12	SB17	SB24
SFTMP – Temperatura da neve	-	-	-	-	-	-	-	-
SLOPE - Declividade média da bacia	4	-	-	7	3	3	2	4
SLSUBBSN - Comprimento médio do declive - rampa	3	-	15	6	2	7	7	6
SMFMN – Fator mínimo de derretimento da neve	-	-	-	-	-	-	-	-
SMFMX - Fator máximo de derretimento da neve	-	-	-	-	-	-	-	-
SMTMP - Temperatura de derretimento da neve	-	-	-	-	-	-	-	-
SOL_ALB – Albedo do solo	14	8	14	13	-	-	-	-
SOL_AWC - Capacidade de água disponível	2	3	2	2	4	2	-	3
SOL_K - Condutividade hidráulica	8	2	-	12	-	8	-	-
SOL_Z - Profundidade da camada de solo	1	-	1	1	6	4	-	2
SURLAG - Coeficiente de retardo do escoamento	-	-	-	-	-	-	-	-
TIMP – Fator defasagem de temperatura de camadas da	-	-	-	-	-	-	-	-
TLAPS – Taxa de produção de neve	-	-	-	-	-	-	-	-
USLE_C - Fator de cobertura vegetal	-	-	-	18	-	6	6	7
USLE_P - Fator relativo às práticas de conservação do	16	-	-	17	5	5	4	5

De acordo com os resultados da calibração manual, os parâmetros mais sensíveis do modelo em relação à vazão foram a profundidade das camadas do solo (SOL_Z), a capacidade de água disponível (SOL_AWC), o fator de compensação da evaporação do solo (ESCO), o fator alfa de recessão do fluxo de base (ALPHA_BF) e o armazenamento de água máximo na copa das árvores (CANMX), todos esses identificados na calibração automática. Entretanto, ocorreram algumas divergências, como a sensibilidade dos parâmetros GWQMN (profundidade mínima do aquífero superficial para ocorrer escoamento subterrâneo) e BLAI (Índice de máxima área foliar potencial) não identificada na calibração automática e a baixa sensibilidade do número da curva (CN).

Para a análise manual da sensibilidade em relação à produção de sedimentos, os parâmetros mais sensíveis foram o número da curva (CN), a declividade média (SLOPE), a capacidade de água disponível (SOL_AWC), a profundidade das camadas do solo (SOL_Z) e o fator de práticas de manejo da USLE (USLE_P), compatíveis com a análise automática, demonstrando a eficiência e confiabilidade desta ferramenta do SWAT.

Complementando os estudos de sensibilidade, foi realizada a análise automática de sensibilidade para a situação que seria utilizada na calibração do modelo, com a bacia dividida em 392 sub-bacias (Simulação 2), a qual foi o maior nível de discretização possível. Este estudo foi considerado importante para conhecer detalhadamente as sub-bacias nas quais se localizavam as parcelas experimentais e os parâmetros que mais influenciariam nos resultados da produção de sedimentos do modelo, especificamente nestes locais.

As sub-bacias escolhidas para esta análise tinham as mesmas características daquelas utilizadas na Simulação 1, sendo elas: SB 4, SB 223, SB 278 e SB 387, apresentadas na Figura 35. Os resultados da análise de sensibilidade para esta Simulação 2 podem ser vistos na Tabela 18.

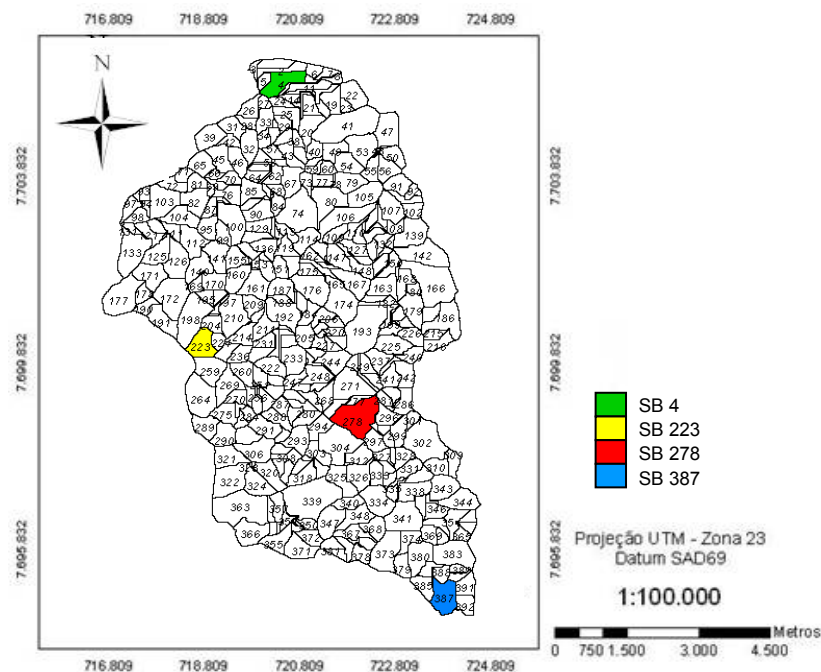


Figura 35 – Sub-bacias da análise de sensibilidade pela Simulação 2.

Tabela 18 – Análise de sensibilidade automática para as variáveis vazão e sedimentos - Simulação 2.

Nome	Ranking							
	Vazão				Sedimentos			
	SB4	SB223	SB278	SB387	SB4	SB223	SB278	SB387
ALPHA_BF - Fator alfa de recessão do fluxo de base	1	6	2	7	1	7	13	4
BIOMIX – Eficiência de mistura biológica	14	35	12	12	12	35	8	17
BLAI - Índice de área foliar potencial máxima	35	35	35	35	19	35	35	35
CANMX - Armazenamento máx. água na copa árvores	6	4	3	8	13	8	4	13
CH_K2 - Condutividade hidráulica efetiva no canal	9	8	9	9	4	10	14	6
CH_N - Coeficiente de Manning (n) para o canal	11	9	10	11	10	14	17	18
CN2 - Número da curva	2	3	8	1	3	1	1	1
EPCO - Fator de compensação de crescimento	12	13	11	10	20	35	16	15
ESCO - Fator de compensação da evaporação	7	5	6	5	7	9	12	8
GW_DELAY – Tempo de retardo do fluxo subterrâneo	35	35	35	35	35	35	35	35
GW_REVAP – Coeficiente de escoamento subterrâneo	35	35	35	35	35	35	35	35
GWQMN – Prof. mín. aquífero superficial p/ esc. subterrâneo	35	35	35	35	35	35	35	35
RCHRG_DP - Fração de percolação para o aquífero	35	35	35	35	35	35	35	35
REVAPMN - Mínimo de água para ocorrer esc. subterrâneo	35	35	35	35	35	35	35	35
SFTMP – Temperatura da neve	35	35	35	35	35	35	35	35
SLOPE - Declividade média da bacia	5	11	5	3	5	2	5	7
SLSUBBSN - Comprimento médio do declive - rampa	15	35	13	14	14	35	11	12
SMFMN – Fator mínimo de derretimento da neve	35	35	35	35	35	35	35	35
SMFMX - Fator máximo de derretimento da neve	35	35	35	35	35	35	35	35
SMTMP - Temperatura de derretimento da neve	35	35	35	35	35	35	35	35
SOL_ALB – Albedo do solo	13	10	14	13	18	12	18	16
SOL_AWC - Capacidade de água disponível	3	1	1	2	6	4	6	2
SOL_K - Condutividade hidráulica	8	7	7	4	16	11	10	11

Nome	Ranking							
	Vazão				Sedimentos			
	SB4	SB223	SB278	SB387	SB4	SB223	SB278	SB387
SOL_Z - Profundidade da camada de solo	4	2	4	6	9	6	5	5
SURLAG - Coeficiente de retardo do escoamento	10	12	35	15	8	3	7	9
TIMP – Fator defasagem de temperatura de camadas da	35	35	35	35	35	35	35	35
TLAPS – Taxa de produção de neve	35	35	35	35	35	35	35	35
USLE_C - fator de cobertura vegetal	35	35	35	35	17	35	35	35
SPCON - coeficiente linear de fluxo do sedimento	35	35	35	35	2	35	2	3
SPEXP - - coeficiente exponencial de fluxo do	35	35	35	35	15	35	15	14
CH_COV - fator de cobertura do canal	35	35	35	35	35	35	35	35
CH_EROD - fator de erodibilidade do canal	35	35	35	35	35	35	35	35
USLE_P - fator relativo às práticas de conservação do	35	35	35	35	11	5	9	10

Os resultados mostram que não há influência do tamanho da sub-bacia na sensibilidade dos parâmetros, pois a variação da importância de cada um deles foi muito pequena. A sensibilidade, conforme foi visto, é influenciada por fatores físicos e climáticos, variáveis em cada sub-bacia (SCHMALZ e FOHRER, 2009).

A análise manual não foi realizada para esta Simulação 2 com a bacia mais discretizada, devido ao grande esforço computacional e de tempo para se rodar a simulação para tantas sub-bacias várias vezes, como necessário, dependendo vários dias, e pelo fato dos resultados das análises automática e manual encontrados na Simulação 1 terem sido compatíveis com esta.

5.2.3. CALIBRAÇÃO DO MODELO

Passo seguinte foi executar o SWAT com os dados das Tabelas 10, 11, 12 e 13. Uma vez que se tenha rodado o programa e quantificado as cargas de sedimentos geradas, é necessário que se realize a calibração do modelo. O primeiro passo na calibração tradicional de modelos é separar a série temporal de dados medidos. Uma série histórica de dados é particularmente importante

por causa da variabilidade natural de ano para ano nos fatores que afetam o transporte de água e sedimentos e a imprecisão do modelo pode ser compensada com um maior período de tempo.

Neste trabalho, a calibração foi realizada a partir do escoamento superficial e da perda de solo medidos em campo em 2007 e se deu, inicialmente, de forma automática. Em seguida, de posse dos resultados da análise de sensibilidade, a qual forneceu os parâmetros de maior influência no modelo, procedeu-se à calibração manual, muito importante para refinar o processo. Mesmo sendo uma tarefa demorada, neste trabalho tendo sido gastos vários dias para a calibração de apenas uma variável, deve ser sempre realizada a fim de garantir que os resultados gerados sejam compatíveis com os de campo.

É importante ter em mente que o sucesso da modelagem e da simulação depende da qualidade do monitoramento e que não há nenhum bom modelo sem o uso de dados obtidos em campo do fenômeno monitorado. Mesmo com uma quantidade pequena de dados (um período chuvoso), os quais eram representativos apenas de algumas culturas da bacia, a calibração foi fundamental para a boa representatividade do modelo, diminuindo as incertezas dos resultados, conforme pode se ver adiante.

O modelo foi gerado a partir de 392 sub-bacias que, como já foi citado, foi a maior discretização possível para a bacia, de modo a obter as informações mais precisas e específicas para os locais em que as parcelas experimentais foram instaladas, seguindo, também, a recomendação de Neitsch et al. (2002) que orientaram definir o maior número de sub-bacias para se incorporar uma maior complexidade de uso e tipo de solo ocorrendo na bacia.

O processo foi dividido em duas etapas, sendo a primeira a calibração de todas as culturas das parcelas de campo, exceto as pastagens não degradadas, para todo o ano de 2007, e a segunda etapa somente para as pastagens não degradadas, já que dispúnhamos de dados apenas a partir de outubro de 2007. Como resultado do processo são apresentados na Tabela 19, além dos dados medidos em campo em 2007, os valores do modelo sem calibração e o resultado da modelagem após o processo de calibração automática realizada pelo SWAT e ajuste manual para as variáveis produção de sedimentos e

escoamento superficial em algumas sub-bacias da BHRSB. Estas sub-bacias foram escolhidas de modo a representar proporcionalmente todas as combinações de uso e ocupação e tipo do solo definidos no modelo final, com 392 sub-bacias.

Para as duas variáveis foi calculado o Coeficiente de Eficiência (COE), o qual teve melhora nítida do modelo sem calibração ($COE_{\text{sedimentos}} = -4,7$ e $COE_{\text{escoamento}} = -1,3$) para a versão final calibrada automática e manualmente ($COE_{\text{sedimentos}} = 0,953$ e $COE_{\text{escoamento}} = 0,999$). Esta melhoria dos resultados também foi evidenciada por Machado (2002), Lopes (2008) e Lino (2009). Os valores finais do COE são considerados muito satisfatórios, tendo em vista a proximidade dos resultados obtidos com os medidos em campo, além de estarem muito acima dos valores citados como adequados pela literatura.

Destaca-se aqui, também, a grande influência do Número da Curva (CN) nos resultados finais calibrados. Para todas as combinações de tipo de solo e cobertura houve necessidade, durante a calibração, de ajustes nos valores inicialmente estabelecidos para o CN, reforçando o que muitos autores já discutiram sobre a influência deste parâmetro na modelagem. Os valores finais calibrados para os parâmetros utilizados no modelo encontram-se na Tabela 28 do Anexo deste trabalho.

Tabela 19 - Resultados do modelo sem calibração e com calibração automática e manual para a produção de sedimentos e escoamento superficial

Sub-bacia	Uso/ ocupação	Classe solo	Produção de sedimentos (t/ha)			Escoamento superficial (mm)		
			Medido em campo	Resultado sem calibração	Resultado com calibração SWAT e manual	Medido em campo	Resultado sem calibração	Resultado com calibração SWAT e manual
10	PSTD	PVA	0,192	0,57	0,194	2,682	31,181	2,687
14	MTAL	LVA	0,015	0,003	0,000	34,307	15,869	34,167
27	MTAL	LVA	0,015	0,003	0,013	34,307	15,869	34,243
28	PSTD	LVA	0,192	0,573	0,185	2,682	4,442	2,577
34	PSTN	LVA	0,285	0,469	0,280	118,309	217,982	117,683
39	PSTD	LVA	0,192	0,341	0,182	2,682	66,694	2,666
69	PSTD	PVA	0,192	0,620	0,180	2,682	60,451	2,809
70	PSTD	LVA	0,192	0,757	0,190	2,682	38,735	2,712
72	PSTN	CX	0,285	0,469	0,257	118,309	217,982	119,860
76	MTAL	PVA	0,015	0,003	0,000	34,307	15,869	34,307
79	MTAL	LVA	0,015	0,003	0,000	34,307	15,869	34,185
81	CAFÉ	CX	0,008	0,477	0,000	92,604	206,239	92,554
87	PSTN	LVA	0,285	0,469	0,263	118,309	217,982	117,582
88	PSTN	PVA	0,285	0,469	0,262	118,309	215,681	116,324
92	MTAL	LVA	0,015	0,403	0,000	34,307	1,395	34,308
97	MTAL	CX	0,015	0,001	0,018	34,307	0,058	34,111
114	PSTN	PVA	0,285	0,469	0,284	118,309	217,982	117,532
121	PSTN	LVA	0,285	0,793	0,366	118,309	216,035	117,238
148	MTAL	PVA	0,015	0,003	0,000	34,307	15,869	34,205
158	MTAL	CX	0,015	0,049	0,046	34,307	15,869	33,260
173	MTAL	GX	0,015	0,003	0,008	34,307	15,869	34,475
182	PSTN	PVA	0,285	0,513	0,287	118,309	215,907	116,925
188	PSTN	LVA	0,285	0,469	0,287	118,309	217,982	117,446
191	PSTD	CX	0,192	0,737	0,193	2,682	99,851	2,758
193	PSTN	CX	0,285	0,469	0,331	118,309	217,982	120,876
197	CAFÉ	CX	0,008	0,685	0,015	92,604	204,320	88,748
204	PSTN	PVA	0,285	0,469	0,298	118,309	217,982	118,250
205	MTAL	LVA	0,015	0,004	0,015	34,307	16,076	34,528
213	MTAL	LVA	0,015	0,003	0,000	34,307	15,869	34,159
217	PSTN	GX	0,285	0,540	0,305	118,309	109,403	118,561
218	PSTN	CX	0,285	0,469	0,311	118,309	216,717	119,127
221	PSTN	GX	0,285	0,469	0,261	118,309	216,717	119,805
227	PSTN	LVA	0,285	0,644	0,298	118,309	217,557	118,210
232	PSTN	PVA	0,285	0,469	0,288	118,309	217,982	118,336
233	MTAL	PVA	0,015	0,005	0,010	34,307	15,622	34,102
237	PSTD	LVA	0,192	0,756	0,191	2,682	20,755	2,773
238	PSTD	CX	0,192	0,756	0,191	2,682	20,755	2,728
243	MTAL	LVA	0,015	0,004	0,017	34,307	16,025	34,492
248	PSTN	PVA	0,285	0,534	0,299	118,309	217,539	118,401
256	PSTN	PVA	0,285	0,251	0,294	118,309	216,717	123,278
264	PSTN	PVA	0,285	0,469	0,285	118,309	216,27	118,341
269	MTAL	PVA	0,015	0,003	0,000	34,307	15,869	34,807
272	CAFÉ	LVA	0,008	0,685	0,000	92,604	165,127	93,453
276	PSTN	PVA	0,285	0,677	0,383	118,309	216,27	118,553
278	MTAL	LVA	0,015	0,010	0,019	34,307	1,507	34,548
283	PSTN	LVA	0,285	0,811	0,375	118,309	217,183	118,051
286	MTAL	PVA	0,015	0,006	0,013	34,307	15,619	34,069
295	MTAL	GX	0,015	0,053	0,053	34,307	33,956	33,956
316	PSTN	LVA	0,285	0,286	0,291	118,309	10,93	118,422
319	PSTN	PVA	0,285	0,523	0,294	118,309	214,285	115,616
327	MTAL	LVA	0,015	0,004	0,017	34,307	16,073	34,522
328	PSTN	PVA	0,285	0,469	0,289	118,309	217,982	118,201
329	PSTN	LVA	0,285	0,697	0,322	118,309	217,907	118,594
336	PSTN	LVA	0,285	0,316	0,291	118,309	217,341	117,433
340	PSTD	LVA	0,192	0,442	0,192	2,682	67,364	2,725
350	PSTN	LVA	0,285	0,248	0,248	118,309	118,436	118,436
357	MTAL	PVA	0,015	0,003	0,000	34,307	15,869	35,223
361	PSTD	PVA	0,192	0,308	0,210	2,682	21,468	2,830
362	PSTN	CX	0,285	0,469	0,278	118,309	217,982	120,430
364	PSTN	LVA	0,285	0,522	0,241	118,309	217,982	118,163
375	CAFÉ	LVA	0,008	0,433	0,000	92,604	164,734	93,012
376	CAFÉ	LVA	0,008	0,387	0,019	92,604	18,869	92,658
383	PSTN	LVA	0,285	0,779	0,360	118,309	218,036	118,653
386	PSTD	LVA	0,192	0,694	0,200	2,682	62,129	5,399
389	MTAL	LVA	0,015	0,146	0,000	34,307	1,546	34,693
			COE	-4,7	0,953	COE	-1,3	0,999

Com o modelo calibrado, é possível apresentar os valores médios para a produção de sedimentos e de escoamento superficial, simulados pelo SWAT e

de acordo com os medidos em campo, para as culturas predominantes da bacia do ribeirão São Bartolomeu, conforme visto na Tabela 20:

Tabela 20 - Produções médias de sedimento e escoamento superficial em 2007

Cobertura/ Ocupação	Produções médias em 2007	
	Sedimentos (t/ha)	Escoamento Superficial (mm)
Pastagem	0,288	116
Café	0,007	92
Mata	0,019	34

* Os valores da perda de solo em 2007 para as pastagens referem-se somente àquelas não degradadas, pois a implantação das parcelas degradadas deu-se somente em outubro/2007, não sendo possível estimar seu valor anual.

Mesmo não tendo sido baseados nos mesmos dados, os valores encontrados para a pastagem são semelhantes àqueles apresentados por CECILIO et al. (2009), que determinaram uma perda média de 200 kg/ha/ano, ou seja, 0,2 t/ha/ano para a região.

As análises da produção de sedimentos e do escoamento superficial não permitiram determinar um valor para cada classe de solo específica, visto que as perdas de solo para uma mesma classe são bastante distintas, em função do tipo de ocupação e manejo existente, conforme pode ser visto na Tabela 19. Além do mais, as coletas realizadas em campo tiveram uma representatividade menor para as classes de solo do que para o uso e ocupação, pois as parcelas estiveram concentradas em latossolos e argissolos, como mostrado na Tabela 6.

Seguindo-se à análise do cenário atual, foi calculado o coeficiente de escoamento superficial das culturas predominantes, de 2006 a 2008, a partir dos dados gerados pelo SWAT, conforme apresentado na Tabela 21.

Tabela 21 – Coeficientes de escoamento superficial determinados através do SWAT

Cobertura/ Ocupação	Coeficiente de Escoamento Superficial		
	2006	2007	2008
Área Urbana	0,66	0,69	0,83
Mata	0,04	0,02	0,10
Pastagem	0,17	0,15	0,18
Café	0,08	0,07	0,24

Percebe-se que os valores obtidos a partir do modelo calibrado são bem próximos àqueles determinados em campo, exceto para a área urbana, para a qual não se tem dados comparativos na Tabela 14. Mesmo com uma boa aproximação dos resultados, é importante ficar atento na escolha dos CN's, os quais podem gerar erros significativos, mesmo com pequenas variações, tendo em vista a alta sensibilidade do parâmetro, conforme já apresentado.

Dos inúmeros modos de apresentação que o modelo dispõe, alguns são particularmente interessantes, como a confecção de um mapa de produção de sedimentos e escoamento superficial, ano a ano, conforme queira o usuário, em cada sub-bacia, em t/ha, como os apresentados nas Figuras 36 e 37.

É fácil observar, a partir da análise dessas Figuras, que as áreas mais e menos críticas de perda de solo e escoamento superficial são coincidentes, ratificando a interdependência desses fatores. Com o auxílio da carta de uso e ocupação dos solos da bacia nota-se, ainda, que a área urbana, ao norte da bacia, é a principal responsável pela produção de sedimentos e escoamento superficial na região. Este resultado é mais que esperado, haja vista o grande volume de material que obstrui e entope as vias pluviais, transportados pelo fluxo superficial, nos períodos de chuva que atingem a cidade de Viçosa.

Na parte intermediária da bacia predomina a mata secundária e vários fatores como, por exemplo, a interceptação das gotas de chuva pelo dossel da mata, maior proteção do solo, existência de serapilheira, maiores teores de matéria orgânica, agregados de maior estabilidade, melhor estruturação e maior permeabilidade do solo, explicam as menores taxas de escoamento superficial e, conseqüentemente, menores perdas de solo registradas na simulação.

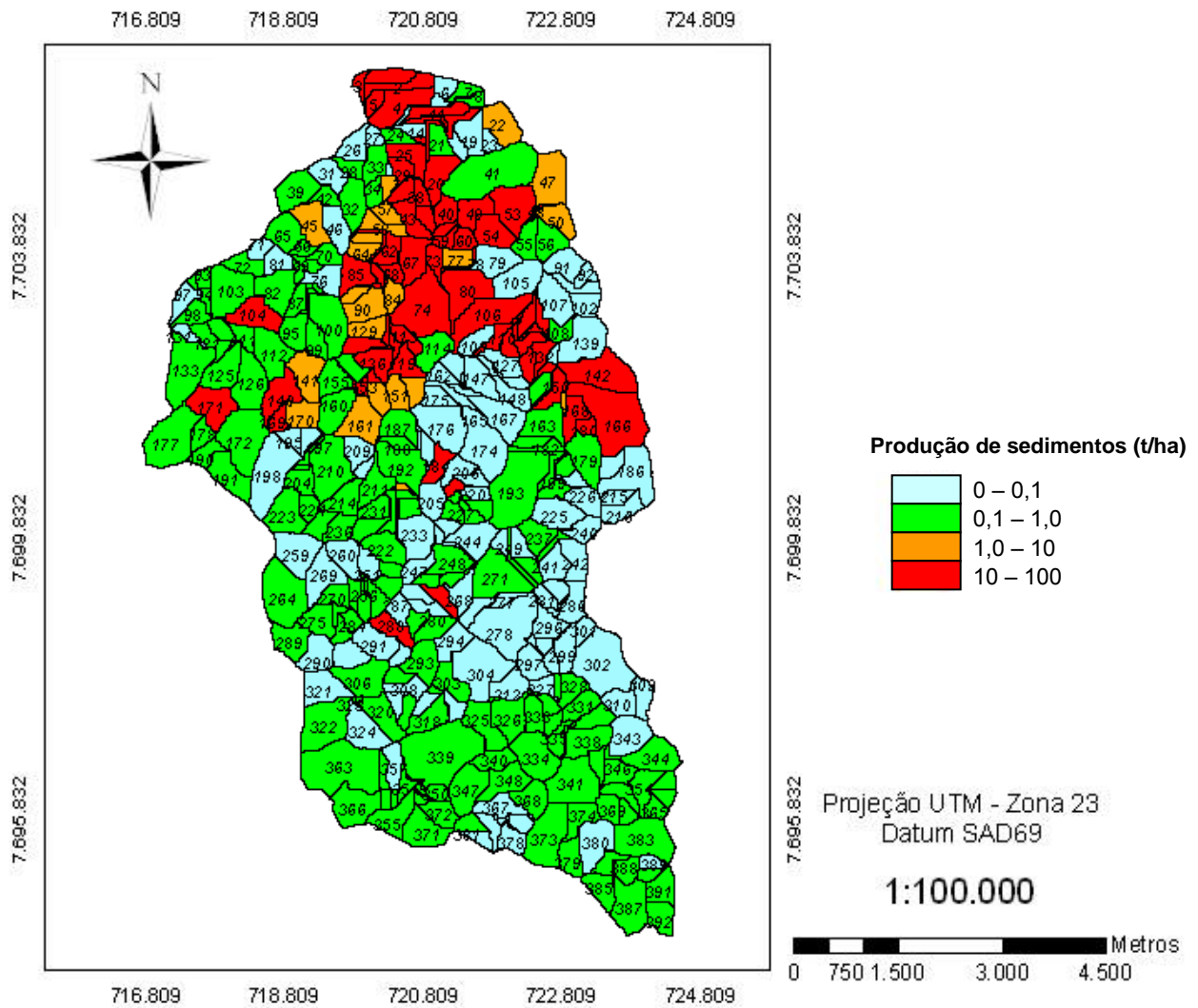


Figura 36 – Mapa de produção de sedimentos para a BRSB em 2007.

Observa-se, ainda, que a produção de sedimentos apresenta uma certa elevação ao sul da bacia, em direção à nascente. Isto pode ser explicado por uma predominância de pastagens nessa região, contribuindo para um maior escoamento superficial.

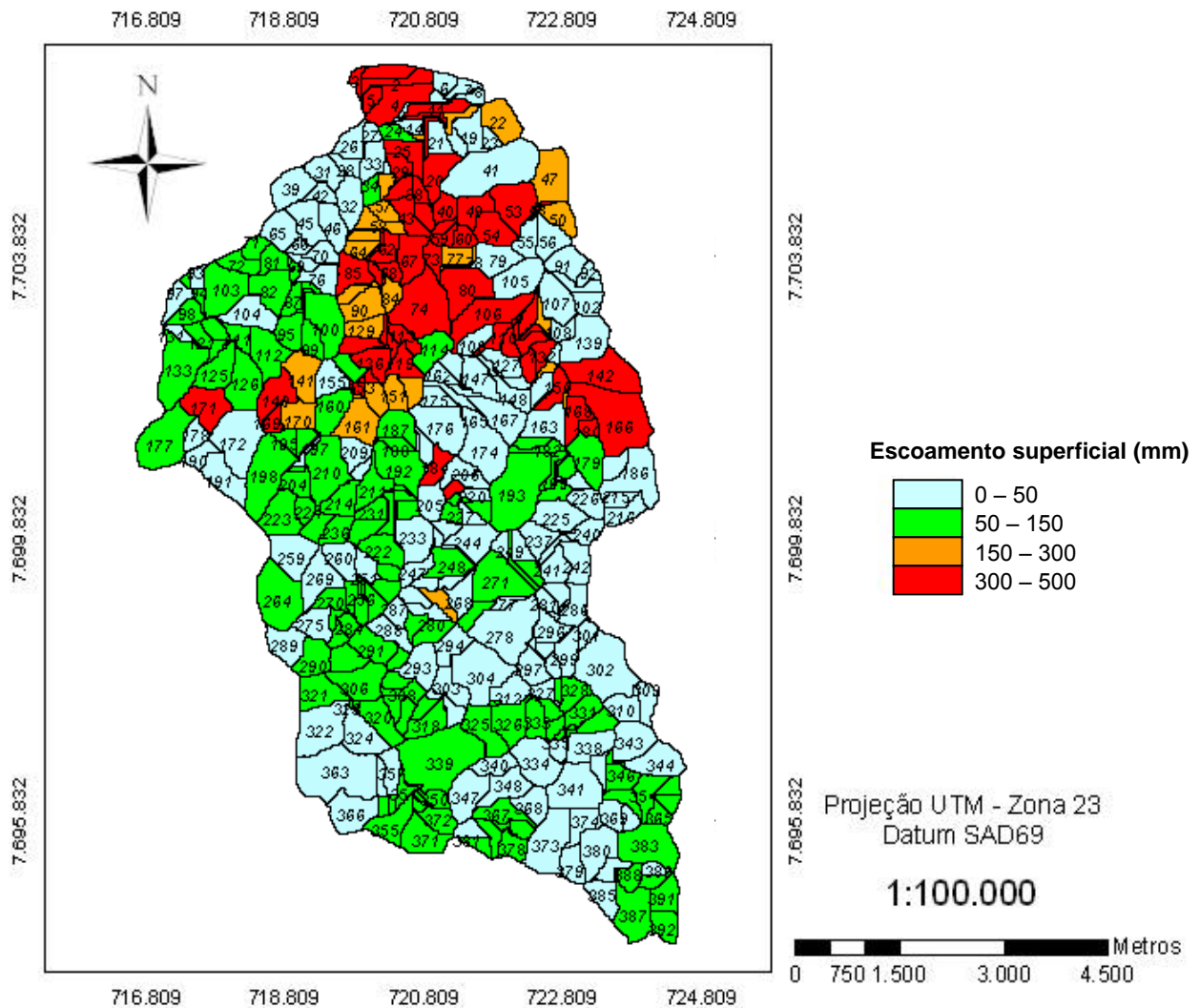


Figura 37 – Mapa de escoamento superficial para a BRSB em 2007.

A partir do modelo foi possível estimar, além da produção de sedimentos produzidos e escoamento superficial, os sólidos em suspensão, percolação, evapotranspiração, dentre outros, para a região. Entretanto, como os dados de campo referiam-se somente aos primeiros, não foi possível realizar a calibração dos últimos que, por essa razão, não foram apresentados neste trabalho.

Como citado anteriormente, a calibração não garante a fidedignidade do modelo, mas pelos resultados apresentados é indiscutível a melhora da resposta do modelo após a realização da calibração. E mesmo com a calibração, Amorim (2004) alerta para o cuidado de se fazer afirmações sobre a validade de um modelo baseado em um ou dois conjuntos de dados. Um grande número de dados deve ser avaliado para decidir quando e como o

modelo deve ser ajustado para fornecer previsões de erosão e escoamento mais precisas. No sentido de iniciar a aplicação dos resultados obtidos pela modelagem na bacia do ribeirão São Bartolomeu, procedeu-se à verificação dos resultados do modelo, mesmo com um conjunto pequeno de dados.

5.2.4. VALIDAÇÃO/VERIFICAÇÃO EM CAMPO

Mesmo com o sucesso da calibração, a fim de se confirmar os resultados obtidos pela modelagem na bacia do ribeirão São Bartolomeu é necessário que se proceda à validação do modelo. Para isso foram utilizados dados de perda de solo e água em dezembro de 2006 e janeiro de 2008, dados não utilizados na etapa de calibração.

Para analisar os resultados da validação do modelo foi novamente utilizado o COE. Os valores obtidos para o COE, nas mesmas sub-bacias da Tabela 19, foram de 0,676 para os sedimentos e de 0,869 para o escoamento conforme apresentado na Tabela 22. Embora tenham sido significativamente inferiores aos alcançados pela modelagem durante o ano de 2007, os valores de COE foram considerados satisfatórios, de acordo com a literatura já citada, com a ressalva de que outras pesquisas devem seguir para poder consolidar a análise aqui apresentada.

Tabela 22 - Resultados da validação do modelo para a produção de sedimentos e escoamento superficial

Sub-bacia	Uso/ ocupação	Classe solo	Produção de sedimentos (t/ha)		Escoamento superficial (mm)	
			Medido em campo	Resultado SWAT	Medido em campo	Resultado SWAT
14	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	9,221
27	MTAL	LVA	0,004	0,002	8,532	6,888
34	PSTN	LVA	0,028	0,027	30,765	23,469
72	PSTN	CX	0,028	0,016	30,765	23,941
76	MTAL	PVA	0,004	0,000	8,532	9,885
79	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	9,216
81	CAFÉ	CX	0,000	0,000	8,546	11,037
87	PSTN	LVA	0,028	0,025	30,765	23,450
88	PSTN	PVA	0,028	0,026	30,765	28,820
92	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	9,239
97	MTAL	CX	0,004	0,001	8,532	9,342
114	PSTN	PVA	0,028	0,023	30,765	34,807
121	PSTN	LVA	0,028	0,048	30,765	27,733
148	MTAL	PVA	0,004	0,000	8,532	9,888
158	MTAL	CX	0,004	0,000	8,532	5,787
173	MTAL	GX	0,004	0,000	8,532	0,000
182	PSTN	PVA	0,028	0,029	30,765	28,858
188	PSTN	LVA	0,028	0,028	30,765	23,429
193	PSTN	CX	0,028	0,042	30,765	34,859
197	CAFÉ	CX	0,000	0,001	8,546	15,994
204	PSTN	PVA	0,028	0,024	30,765	35,016
205	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	6,932
213	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	9,229
217	PSTN	GX	0,028	0,041	30,765	32,041
218	PSTN	CX	0,028	0,019	30,765	23,725
221	PSTN	GX	0,028	0,037	30,765	31,277
227	PSTN	LVA	0,028	0,039	30,765	27,974
232	PSTN	PVA	0,028	0,023	30,765	35,019
233	MTAL	PVA	0,004	0,000	8,532	11,975
243	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	6,932
248	PSTN	PVA	0,028	0,030	30,765	29,090
256	PSTN	PVA	0,028	0,032	30,765	30,293
264	PSTN	PVA	0,028	0,023	30,765	35,016
269	MTAL	PVA	0,004	0,000	8,532	9,936
272	CAFÉ	LVA	0,000	0,000	8,546	12,678
276	PSTN	PVA	0,028	0,038	30,765	29,099
278	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	6,932
283	PSTN	LVA	0,028	0,049	30,765	27,965
286	MTAL	PVA	0,004	0,000	8,532	11,966
295	MTAL	GX	0,004	0,000	8,532	0,000
316	PSTN	LVA	0,028	0,028	30,765	23,630
319	PSTN	PVA	0,028	0,029	30,765	27,736
327	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	6,928
328	PSTN	PVA	0,028	0,024	30,765	35,014
329	PSTN	LVA	0,028	0,042	30,765	27,984
336	PSTN	LVA	0,028	0,038	30,765	26,820
350	PSTN	LVA	0,028	0,024	30,765	23,631
357	MTAL	PVA	0,004	0,000	8,532	6,233
362	PSTN	CX	0,028	0,035	30,765	34,858
364	PSTN	LVA	0,028	0,031	30,765	27,988
375	CAFÉ	LVA	0,000	0,000	8,546	12,511
376	CAFÉ	LVA	0,000	0,001	8,546	16,007
383	PSTN	LVA	0,028	0,047	30,765	27,988
389	MTAL	LVA	0,004	0,000	8,532	9,285
			COE	0,676	COE	0,869

5.2.5. DISCRETIZAÇÃO DA BACIA

Como já se mencionou, o tamanho e o número de sub-bacias podem afetar o processo de modelagem e, conseqüentemente, os resultados. O aumento do

número de sub-bacias nem sempre leva a resultados mais precisos, mas certamente aumenta o esforço computacional e o tempo das simulações. De forma inversa, uma menor divisão poderia não incorporar corretamente as características de tipo do solo e ocupação da bacia, afetando a precisão dos resultados simulados. Nesse sentido, a partir do modelo calibrado e validado para as condições de campo, procedeu-se ao estudo do efeito da discretização da bacia para a avaliação do processo erosivo ao qual ela está sujeita.

A análise foi realizada comparando-se os resultados obtidos com a simulação da bacia dividida em 392 sub-bacias com as novas divisões propostas, utilizando-se os dados da calibração já realizada.

Foram simulados 3 cenários: (i) o primeiro com 24 sub-bacias, que foi o mínimo permitido para a bacia; (ii) o segundo com um valor intermediário de 73 sub-bacias; (iii) e o terceiro com um número relativamente grande de sub-bacias (136), no qual a modelagem já tende a depender um grande esforço computacional e de tempo, sendo necessárias algumas horas para ser concluída.

Na Tabela 23 são apresentados os resultados para os diversos níveis de subdivisão da bacia, e de acordo com eles, não houve alterações significativas na produção de sedimentos e escoamento superficial em função do aumento da discretização da BHRSB.

Tabela 23 - Produções médias de sedimento e escoamento superficial em 2007 para diversos níveis de divisão da BHRSB

Cobertura / Divisões da bacia	Produções médias em 2007							
	Sedimentos (t/ha)				Escoamento Superficial (mm)			
	392 SB	24 SB	73 SB	136 SB	392 SB	24 SB	73 SB	136 SB
Pastagem	0,288	0,263	0,306	0,287	117	86	95	98
Café	0,007	-	0,001	0,001	92	-	72	89
Mata	0,019	0,063	0,068	0,054	34	37	43	43

Para ilustração do comportamento da bacia quanto ao processo erosivo, na Figura 38 são apresentados os mapas da distribuição da produção de sedimentos e escoamento superficial para os cenários de discretização estudados, bem como o modelo original calibrado para comparação dos resultados obtidos.

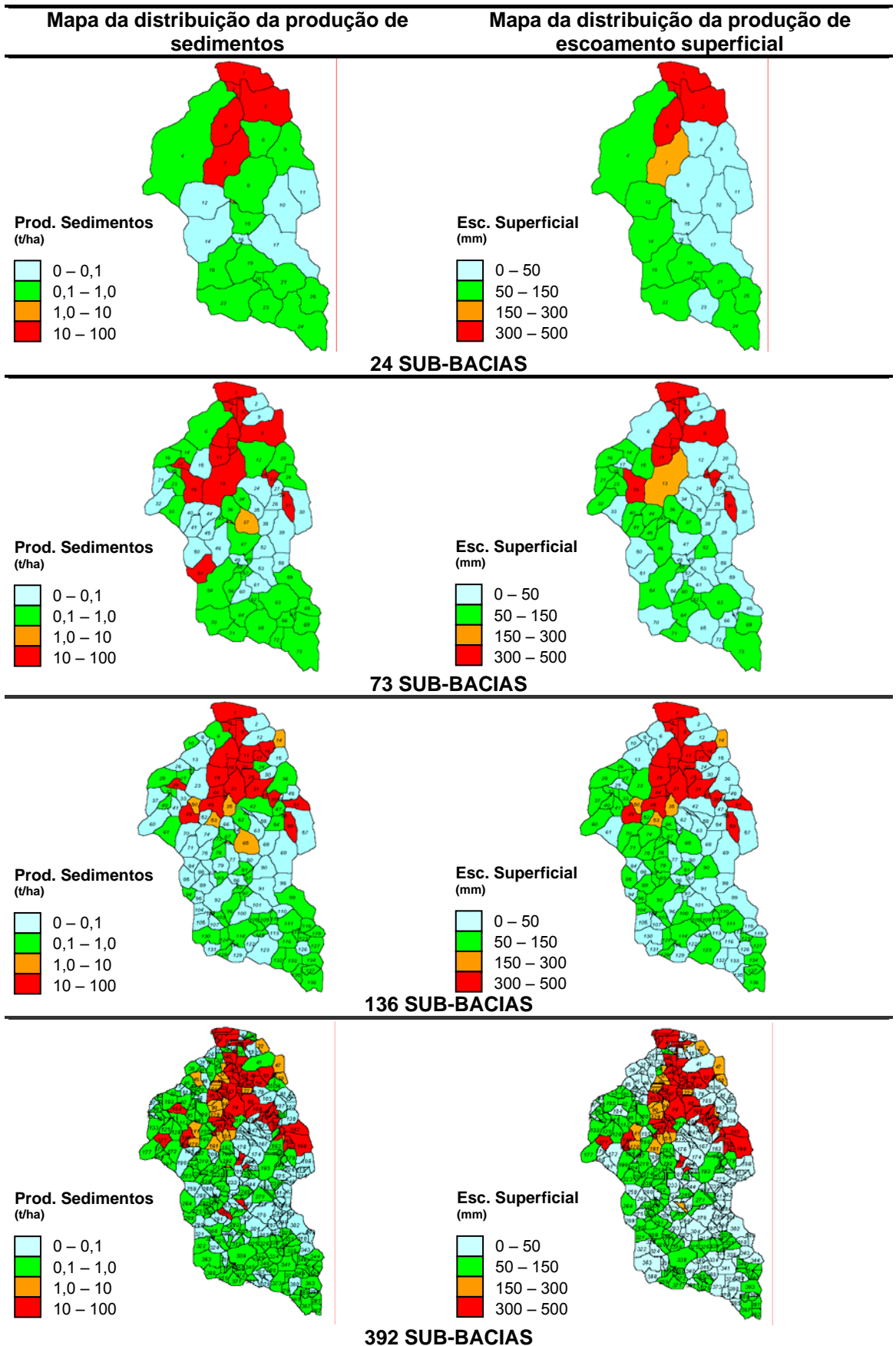


Figura 38 - Mapa da distribuição da produção de sedimentos e escoamento superficial para a BRSB em 2007, para diferentes níveis de divisão da bacia.

Pela Tabela 23 e pela Figura 38 percebe-se que os resultados com as subdivisões (24, 73 e 136 sub-bacias) apresentam valores bastante semelhantes, mas ligeiramente diferentes dos resultados do modelo calibrado. Entretanto, não há uma tendência de aumento ou diminuição da produção de sedimentos e escoamento superficial com o aumento das sub-bacias, do que pode se inferir que a discretização não influencia nos resultados para a bacia do ribeirão São Bartolomeu. Sendo assim, não foi estudado o detalhamento das sub-bacias, utilizando-se as HRU's múltiplas, visto que em nível de sub-bacia houve boa representatividade dos resultados, mesmo com poucas divisões, quando comparados com o modelo calibrado.

5.2.6. SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

A etapa final da modelagem foi a simulação de cenários. Como já foi dito, este tipo de análise possibilita o estudo de medidas preventivas de controle dos processos erosivos e, portanto, é ferramenta essencial na gestão dos recursos ambientais.

Nesse sentido, para o cenário atual da bacia, ilustrado nas Figuras 36 e 37, atenta-se para a progressiva ocupação por pastagem na cabeceira da bacia e preocupação com esta área, que pode se tornar, futuramente, uma região bastante propícia a processos erosivos. Uma antecipação das medidas corretivas a serem tomadas é a análise de um novo cenário, reflorestando parte dessa área de pastagens, por exemplo. Caso as medidas corretivas não sejam tomadas e, ao contrário disso, as pastagens da região atinjam níveis maiores de degradação, o cenário pode passar a ser crítico. Estas simulações foram realizadas no SWAT e estão apresentadas na Figura 39.

No cenário simulado de reflorestamento percebe-se uma significativa redução, tanto da produção de sedimentos, quanto do escoamento superficial. A substituição de cerca de 15% de área de pastagens por mata contribuiria para elevar a taxa de infiltração do solo e a recarga dos aquíferos, reduzindo o escoamento e, por consequência, a perda de solo.

Já no cenário contrário, de simulação do aumento das áreas de pastagens degradadas em 25%, é evidente a intensificação do processo erosivo. Há um

aumento expressivo da faixa de valores de 1 a 10 t/ha/ano para a produção de sedimentos, exatamente nas novas áreas de pastagens simuladas como degradadas. Quanto à produção de escoamento superficial, nesta simulação, o aumento também é verificado, mas em intensidade menor. Nessa situação, como já foi destacado, deve-se prestar atenção ao fator de conservação dos solos, que pode ter influência nos resultados, contribuindo para níveis menores ou maiores de degradação da área, em função dos eventos de precipitação.

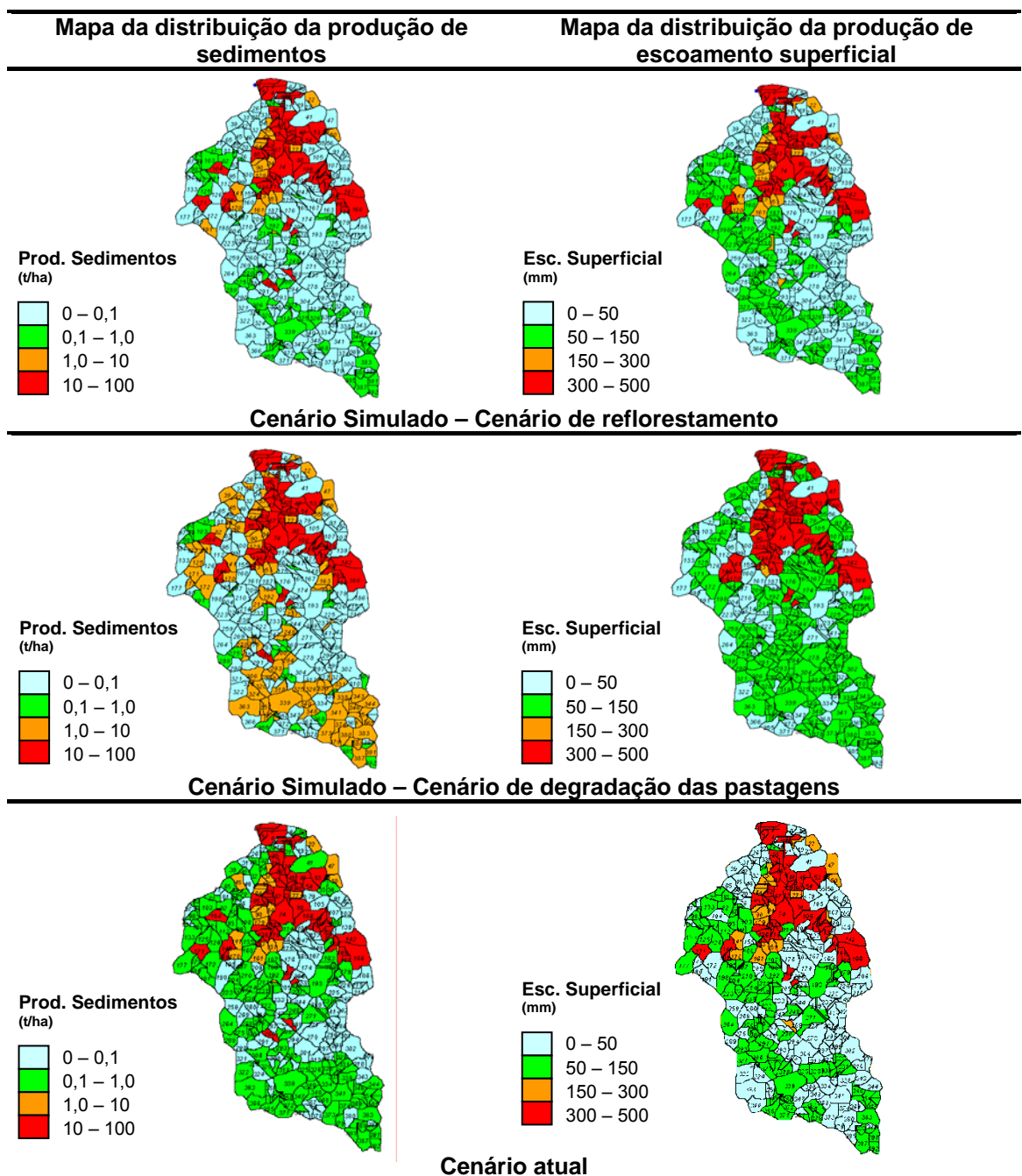


Figura 39 – Simulação da produção de sedimentos na BHRSB em 2006, 2007 e 2008.

Ressalta-se que as taxas de produção de sedimentos e de escoamento superficial seriam os mesmos já apresentados na Tabela 20, pois não houve alteração nas características dos solos e culturas, apenas alteração do uso.

Dando continuidade à simulação de cenários, é interessante que se promova uma modelagem envolvendo os aspectos das mudanças climáticas que têm ocorrido no planeta. Segundo o IPCC (2007), o aquecimento do sistema climático já não é mais um equívoco e estas mudanças têm provocado o aumento da frequência e da intensidade de eventos de extremos climáticos (furacões, tempestades tropicais, inundações, ondas de calor, seca ou deslizamentos de terra) e afetado a duração dos períodos de estiagem e enchente, além de outras consequências como a redução da produção das atividades agrícolas, a perda de qualidade das culturas e alterações significativas da disponibilidade hídrica em muitas regiões (MARENGO, 2004; STRECK e ALBERTO, 2006; NOVO e FERREIRA, 2007; e IPCC, 2007).

As tendências com relação à temperatura e à precipitação já têm sido observadas no mundo. Mudanças nas temperaturas extremas têm sido evidenciadas em todos os lugares nos últimos 50 anos, tendo sido mais frequentes as ondas de calor e frio. A frequência das precipitações mais fortes também tem aumentado sobre a maioria das regiões continentais, bem como secas mais longas e mais intensas, principalmente nas regiões tropicais e subtropicais (IPCC, 2007).

Como já foi dito, estas mudanças no clima são consequência, principalmente, do aumento de CO₂ na atmosfera. No SWAT é possível tanto simular o efeito do acréscimo de CO₂, quanto mudanças na temperatura e precipitação causadas por acréscimos assumidos, mas não simulados, dessa concentração na atmosfera (JHA et al., 2006). Sendo assim, foram realizadas simulações de cenários, considerando as condições climáticas do cenário A1B, definido pelo IPCC (2007), que é um cenário intermediário de emissões de CO₂ na atmosfera, como visto na Tabela 2 e na Figura 6. Vale a pena destacar que este não é um trabalho de previsão das mudanças climáticas e para tanto não foi utilizado nenhum simulador climático para prever as variações na temperatura e precipitação, visto que seria um trabalho extensivo e fora do enfoque desta pesquisa. O objetivo desta simulação é estudar os possíveis

impactos na produção de sedimentos e escoamento superficial a partir de um cenário proposto pelo IPCC. Sendo assim, segundo as previsões, se considerarmos as temperaturas atuais como referência, em 2099 elas poderão sofrer uma elevação de 1,7 até 4,4° C, conforme Tabela 2 e visualizado na Figura 40. As alterações previstas foram baseadas nas projeções multimodelos de circulação geral Atmosfera-Oceano para o cenário A1B (IPCC, 2007).

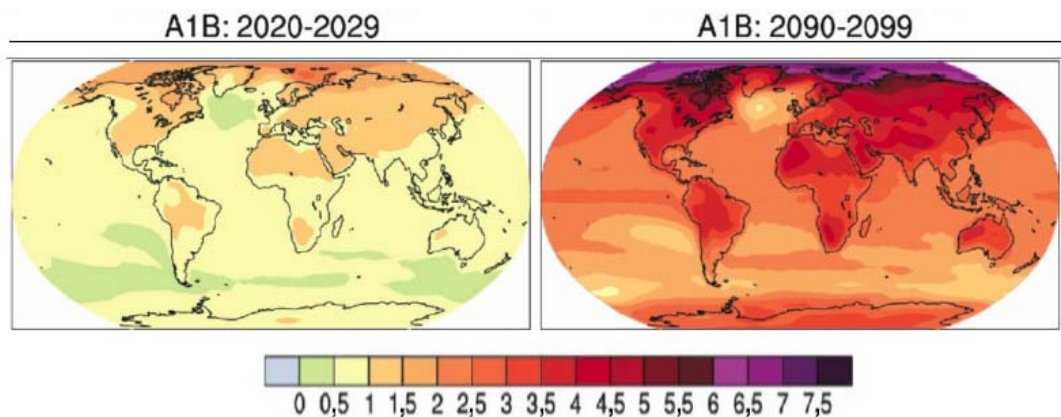


Figura 40 - Alterações previstas na temperatura de superfície para o início e final do século 21 em relação ao período 1980-1999.

Já em relação à precipitação, segundo as previsões, se considerarmos as precipitações atuais como referência, em 2099 poderá haver uma variação entre -5 a 5% no período do verão e entre -20% a -10% no inverno, para a região de Viçosa, como mostrado na Figura 41. Os valores previstos são médias multimodelo baseadas no cenário A1B para dezembro-fevereiro (esquerda) e junho-agosto (direita). As áreas brancas representam intervalos nos quais menos de 66% dos modelos coincidem com o sinal da mudança e as hachuradas representam locais em que mais de 90% dos modelos coincidem com o sinal da mudança³⁸ (IPCC, 2007).

38 Na linguagem técnica do IPCC (2007), "praticamente certo" significa "com mais de 99% de chance"; "extremamente provável" significa "com mais de 95% de chance"; "muito provável" significa "com mais de 90% de chance"; "provável" significa "com mais de 66% de chance"; "mais provável que não" significa "com mais de 50% de chance"; "improvável" significa "menos de 33% de chance"; "muito improvável" significa "menos de 10% de chance"; e "extremamente improvável" significa "menos de 5% de chance".

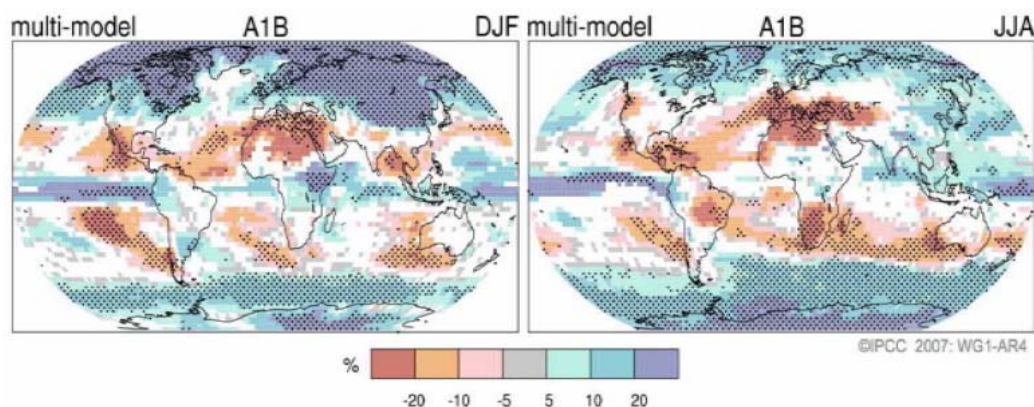


Figura 41 - Alterações relativas da precipitação para o período 2029-2099, em relação a 1980-1999.

Os cenários simulados foram construídos a partir de mudanças nos volumes precipitados e na temperatura média diária, conforme os valores e porcentagens da Tabela 24, seguindo o SRES A1B do IPCC (2007).

Tabela 24 - Cenários de alteração climática simulados pelo SWAT

Cenário	Parâmetro alterado	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	Temp. (°C)	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
	Precip. (%)	-5	-5	-5	-20	-20	-20	-20	-20	-20	-5	-5	-5
2	Temp. (°C)	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
	Precip. (%)	5	5	5	-10	-10	-10	-10	-10	-10	5	5	5
3	Temp. (°C)	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
	Precip. (%) Com maior ocorrência de picos de precipitação(*)	-5	-5	-5	-20	-20	-20	-20	-20	-20	-5	-5	-5
4	Temp. (°C)	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
	Precip. (%) Com maior ocorrência de picos de precipitação(*)	5	5	5	-10	-10	-10	-10	-10	-10	5	5	5

(*) Os cenários 3 e 4 foram construídos a partir dos cenários 1 e 2, respectivamente, mas adicionando-se o efeito da maior ocorrência dos picos de precipitação. Essa situação foi criada pela inclusão de maiores valores históricos de total precipitado diário registrados na região nos dados de entrada referentes à precipitação, ano a ano. Isso quer dizer que, a base de dados climáticos do modelo foi alterada, de modo que apresentasse no futuro um grande pico de precipitação em cada ano.

A partir destes cenários foi possível simular a ocorrência de: (i) períodos de seca mais intensa, a partir da diminuição do total precipitado no inverno, principalmente nos cenários 1 e 3; (ii) períodos de chuva mais intensa no verão, como os evidenciados nos cenários 2 e 4; e (iii) aumento da frequência

das precipitações mais intensas, conforme cenários 3 e 4. Como as variações na precipitação não ocorrem sozinhas, em todos os cenários há o aumento integrado da temperatura média diária em 2,8°, que é a melhor estimativa para o aquecimento da Terra até 2099, conforme destacado na Tabela 2 para o cenário A1B, do IPCC (2007).

Na Tabela 25 são apresentados os valores obtidos para as produções médias de sedimento e escoamento superficial para as simulações realizadas nos 4 cenários de alterações climáticas, bem como o cenário atual para comparação:

Tabela 25 - Produções médias de sedimento e escoamento superficial para diversos cenários de alterações climáticas da BHRSB

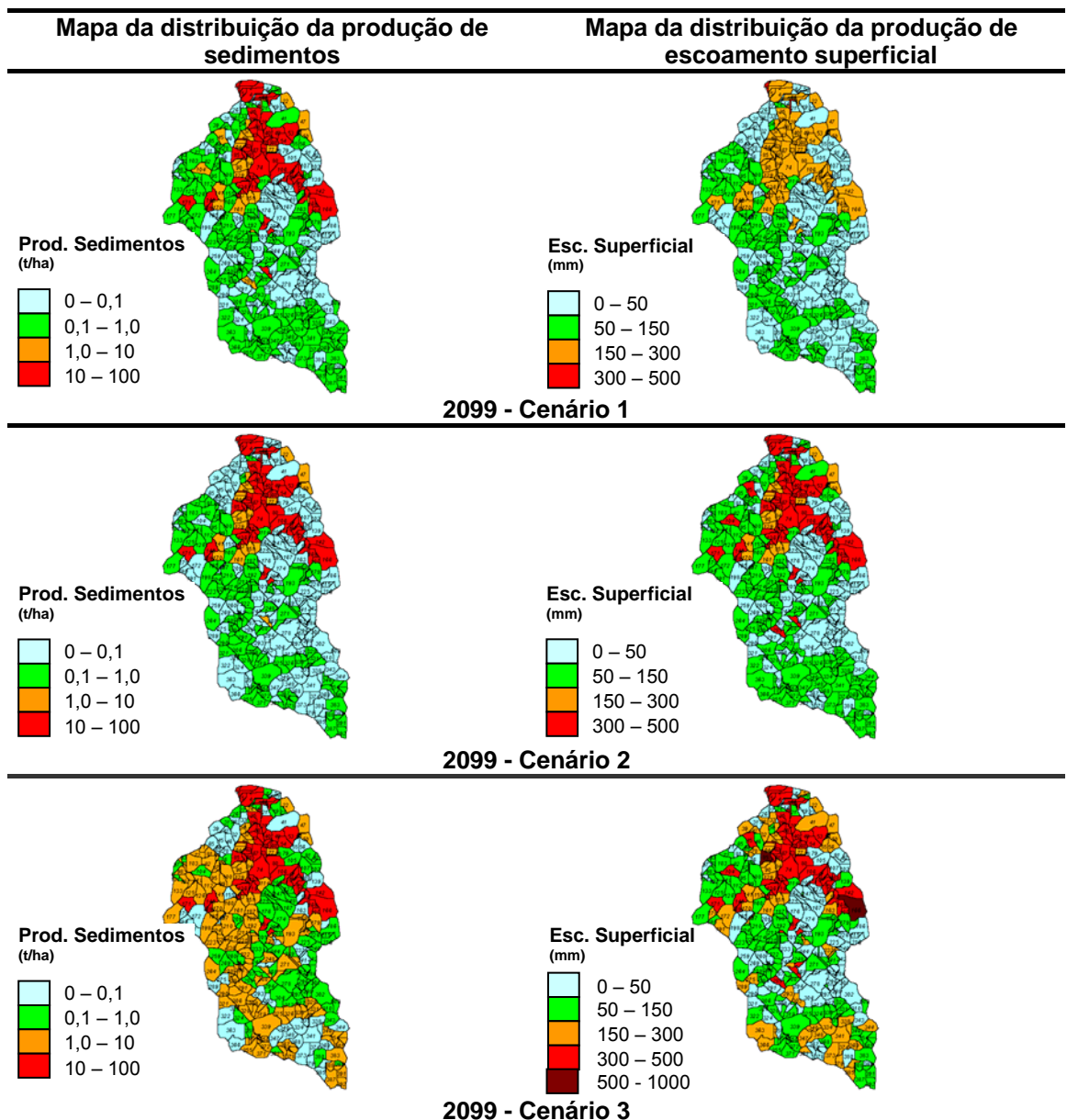
Cobertura Cenários	Produções médias									
	Sedimentos (t/ha)					Escoamento Superficial (mm)				
	2007	2099 (1)	2099 (2)	2099 (3)	2099 (4)	2007	2099 (1)	2099 (2)	2099 (3)	2099 (4)
Pastagem	0,288	0,257	0,333	0,554	0,616	117	93	129	178	213
Café	0,007	0,006	0,008	0,011	0,013	92	74	107	157	190
Mata	0,019	0,015	0,024	0,057	0,065	34	25	42	95	116

Os resultados mostram que a bacia é extremamente sensível às alterações no clima. O Cenário 2099 (1) de redução de 5 a 20 % no volume das precipitações apresentou quedas na produção de sedimentos e escoamento, como esperado, visto que a redução no total precipitado diário e aumento da evapotranspiração, em função do aumento da temperatura, ocasionariam um maior déficit hídrico na região, diminuindo o total escoado e conseqüentemente, pela diminuição da força de arraste das partículas, a produção de sedimentos. Já no cenário 2099 (2) há um aumento no volume precipitado no verão e redução no inverno. Dessa forma, há um leve acréscimo nas produções de sedimento e escoamento superficial durante o ano, mesmo com a redução da precipitação no inverno, neste caso compensada pelo aumento da precipitação no verão, época em que os volumes precipitados são maiores.

Já nos cenários 2099 (3) e 2099 (4), que trazem o conceito de maior frequência dos picos de precipitação, há um grande aumento nas produções de sedimentos e escoamento superficial, indicando que o SWAT, mesmo não desenvolvido para simular eventos isolados de precipitação, interpreta bem a

ocorrência destes picos durante o ano, promovendo a intensificação dos processos erosivos. O aumento das perdas registradas pode ser explicado ao analisar as equações que regem o escoamento superficial, listadas anteriormente (Equações 2 a 5), pois o que ocorreria nestes cenários ao aumentar a frequência dos eventos extremos de precipitação, mantendo-se as demais características da bacia constantes, seria a diminuição do tempo de concentração da bacia, provocando um aumento da vazão de pico e, conseqüentemente, promovendo maiores taxas de erosão.

Na Figura 42 são apresentados os mapas da distribuição da produção de sedimentos e escoamento superficial para os cenários futuros simulados, bem como o cenário atual para comparação dos resultados obtidos.



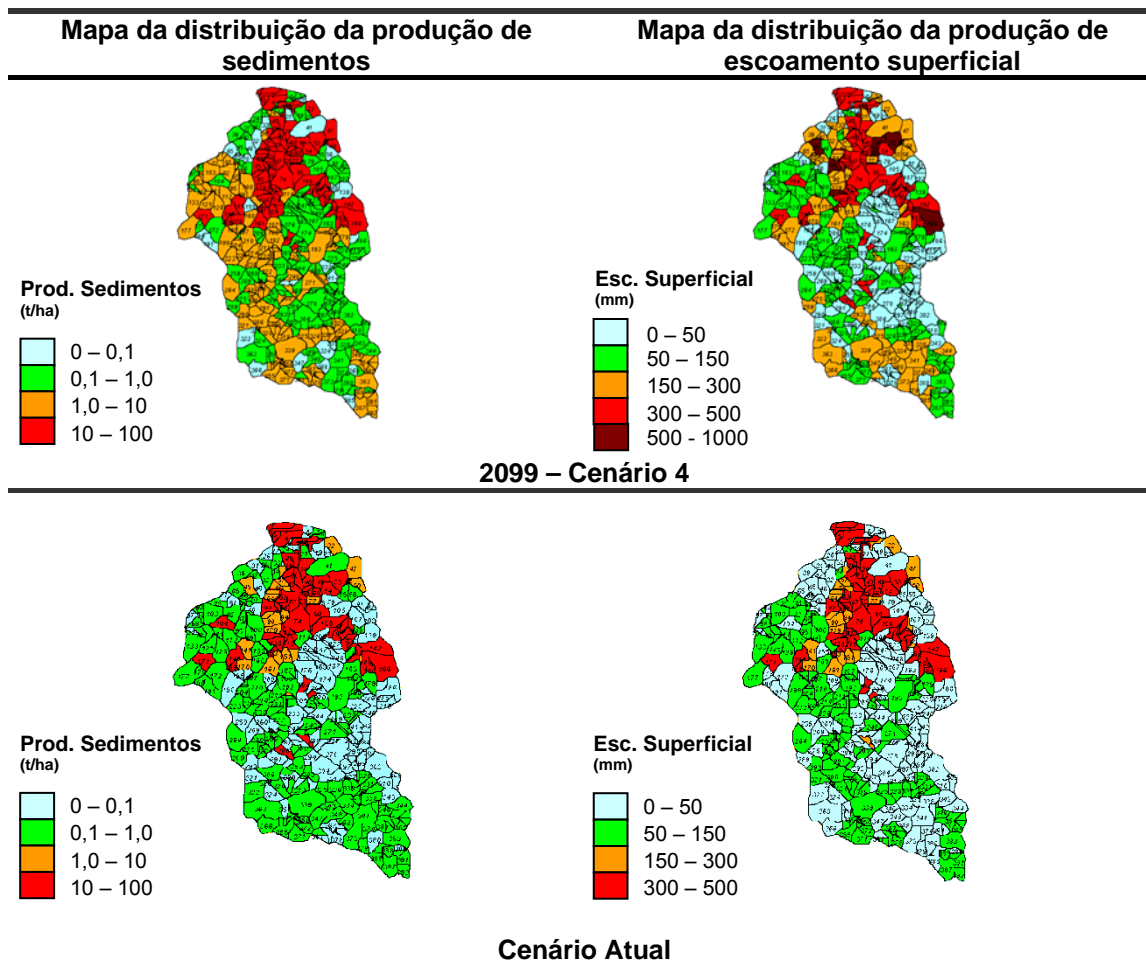


Figura 42 - Mapa da distribuição da produção de sedimentos e escoamento superficial para a BRSB para diferentes cenários futuros de alteração climática.

Estas simulações devem servir como subsídio para ações voltadas para o planejamento da bacia na definição de ações que possam conter o processo erosivo e até mesmo como instrumento de acompanhamento das alterações no ambiente, pois refletem o cenário de acordo com as mudanças climáticas previstas para acontecerem nos próximos 90 anos.

5.2.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após todos os estudos, análises e simulações realizadas, pode-se dizer que o ponto forte do SWAT é a combinação dos processos hidrológicos superficiais, subsuperficiais e de transporte pelos canais de fluxo, que são incorporados à simulação. No entanto, cada um desses processos é uma simplificação da realidade e, portanto, sujeitos a incorreções na sua estimativa. Além do mais, cada um deles requer uma gama de variáveis para descrevê-los e a precisão

dos resultados esbarra na falta de dados adequados ou até mesmo na falta de conhecimento científico.

Assim, de uma forma geral, a grande limitação do modelo é a dificuldade de se encontrar parâmetros regionais que abasteçam o banco de dados. Para contornar situações de inexistência de dados, optou-se por utilizar os fornecidos pelo modelo, que no caso deste trabalho foi bastante eficiente, levando a resultados satisfatórios. Porém, mesmo no banco de dados do SWAT inexistem informações a respeito de algumas culturas do Brasil, como no caso deste trabalho, o Eucalipto.

Deve ser registrada, também, a preocupação com a calibração do modelo, cujo processo, mesmo sendo extremamente dispendioso de tempo, foi fundamental para alcançar os resultados obtidos. Assim, é importante que a análise de sensibilidade seja realizada com sucesso para que a calibração seja limitada aos parâmetros de maior influência no modelo.

Nesse aspecto, a menor discretização da bacia pode diminuir sobremaneira o tempo gasto com a análise de sensibilidade e a calibração, que neste trabalho chegou de 4 a 6 dias para cada variável calibrada, utilizando as ferramentas *Sensitivity Analysis* e *Autocalibration* do SWAT.

Por fim, ressalta-se que, por mais que o modelo tenha sido abastecido com todas as informações necessárias e que tenham sido realizadas todas as etapas da modelagem, o conhecimento da área e do comportamento ao processo erosivo é fundamental para analisar e interpretar, à luz da razoabilidade, os resultados obtidos. Assim, é importante maturidade e participação de profissionais multidisciplinares em trabalhos deste tipo, sendo altamente recomendável a formação de um grupo com pesquisadores especializados para aplicações do modelo.

6. CONCLUSÕES

Mesmo sabendo que o emprego de um modelo conceitual requer experiência, maturidade e acúmulo de conhecimento para a obtenção de resultados coerentes e confiáveis, o primeiro trabalho com esse enfoque na bacia do ribeirão São Bartolomeu apresentou resultados satisfatórios e validados para condições de campo, a partir dos dados obtidos nas parcelas experimentais instaladas nas culturas predominantes da bacia.

Tão importante quanto a análise quantitativa das perdas de solo nas culturas, é a análise qualitativa e interpretativa das respostas que a implementação das parcelas experimentais possibilitou, dando subsídios para a interpretação dos resultados da modelagem.

A modelagem na região, utilizando o SWAT, foi bastante satisfatória, tendo o modelo, depois de calibrado, apresentado valores de COE de 0,953 para a produção de sedimentos e de 0,999 para o escoamento superficial. A verificação dos resultados do modelo, utilizando uma série de dados diferente daquela utilizada na calibração, também foi satisfatória, mesmo como um conjunto pequeno de dados.

Dos cenários simulados, dois deles permitiram analisar as alterações nas características hidrossedimentológicas da bacia, a partir da substituição de parte da cobertura de pastagens por mata e por pastagens mais degradadas. Os resultados evidenciaram a eficiência do tipo de cobertura na redução do processo erosivo, como no primeiro caso, e exatamente o contrário no segundo, no qual se verificou o aumento das áreas expostas à erosão.

Já os cenários simulados segundo as previsões para mudança no clima do IPCC são bastante alarmantes, com taxas de produção de perda de solo e escoamento muito superiores às hoje encontradas, podendo chegar até a 3 vezes mais.

Assim, pode-se dizer que, nas condições edafoclimáticas da bacia do ribeirão São Bartolomeu, e nas demais condições de realização do experimento:

- a área urbana é a principal responsável pela produção de sedimentos e escoamento superficial na bacia;

- além das áreas urbanas, as ocupações de pastagens, sob as condições de manejo atual, foram consideradas as de maior impacto ao ambiente, quando se analisou a produção de sedimentos;
- para esta área, o tipo de cultura e o manejo têm um peso maior do que a declividade do terreno na produção de sedimentos, haja vista a semelhança dos valores obtidos no cafezal, sob diferentes declividades, e a grande diferença nas perdas do solo medidas entre as culturas de pastagem e café;
- as perdas de solo são dependentes da frequência das precipitações, que alteraram as condições da superfície, favorecendo ou não a ocorrência do escoamento superficial e conseqüente perda de solo;
- o SWAT é bastante exigente em relação aos dados de entrada, os quais devem ser confiáveis e representativos da área de estudo, sendo fatores determinantes para o sucesso da modelagem;
- a quantidade de informações exigidas pelo modelo é elevada, sendo necessário, portanto, que o refinamento e a obtenção dos dados de entrada se concentrem naqueles de maior influência no modelo. Assim, é necessária a realização da análise de sensibilidade para identificá-los;
- em geral, os parâmetros mais sensíveis do modelo são aqueles relacionados às propriedades físicas do solo e ao manejo, como a capacidade de água disponível, condutividade hidráulica e número da curva;
- os resultados da análise de sensibilidade devem subsidiar a calibração, restringindo a um número menor de variáveis a serem calibradas;
- para a bacia do ribeirão São Bartolomeu, os resultados não são influenciados pela maior ou menor discretização da bacia, o que permite agilizar o processo de análise; e
- o SWAT possibilitou identificar áreas de maior vulnerabilidade ambiental, por meio das simulações de cenários.

Assim, pode-se dizer que neste trabalho, o SWAT foi eficaz, não só na caracterização da produção de sedimentos, identificando áreas mais vulneráveis e críticas, mas também na simulação de cenários ambientais, dentre eles aqueles mais e menos impactantes ao ambiente, servindo com uma

ferramenta muito importante para subsidiar a gestão adequada dos recursos naturais da área.

7. RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

Diante do contexto apresentado neste trabalho, é fácil perceber que a produção e o transporte de sedimentos trazem, como consequências, sérios impactos no ciclo hidrológico e hidrossedimentológico em bacias hidrográficas. Nesse sentido, é importante ter em mente que qualquer manejo dos recursos naturais necessita de avaliação precisa em relação aos aspectos sedimentológicos para alcançar o desenvolvimento sustentável e essa avaliação só pode ser consistente se for baseada em estudos contínuos e representativos. Para tanto, as pesquisas sobre o tema devem continuar a acontecer para validar os resultados aqui alcançados, mas, sobretudo para dirimir dúvidas ou estudar outros aspectos, não abrangidos nesta pesquisa, como os a seguir expostos:

- análise da influência do fator de conservação dos solos nos resultados, que pode ter sido um dos responsáveis para níveis menores ou maiores de produção de sedimentos, em função da degradação da área;
- estudo da localização de parcelas experimentais de forma a serem mais representativas das sub-bacias, além de instalação de um maior número para aumentar a abrangência do estudo, em especial nos solos das classes gleissolo e cambissolo;
- investigação e busca de mais dados para a melhor descrição dos processos simulados pelo SWAT;
- aplicação de outros métodos para determinação da evapotranspiração, como os do tanque Classe A, Priestley e Taylor e Hargreaves;
- análise e quantificação de outros processos simulados pelo SWAT, como evapotranspiração, percolação e escoamento subterrâneo, para melhor compreensão da dinâmica hidrossedimentológica da bacia;
- estudo da rede de canais de fluxo da bacia quanto à propagação líquida e sólida;
- extrapolação dos resultados para outras áreas semelhantes e para a bacia do rio Piranga, da qual faz parte a bacia do ribeirão São Bartolomeu.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIOLO, M. V.; SANTOS, I.; GIBERTONI, R. C.; CAMARGO, A. S. G. 2008. Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos. VI Simpósio Brasileiro sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas. Belo Horizonte – MG. 18 pp.

ALANSI, A. W.; AMIN, M. S. M.; ABDUL HALIM, G.; SHAFRI, H. Z. M. e AIMRUN, W. 2009. Validation of SWAT model for stream flow simulation and forecasting in Upper Bernam humid tropical river basin, Malaysia. Journal: Hydrology and Earth System Sciences Discussions. Vol: 6 Issue: 6. p. 7581-7609.

ALEXANDRINO, E; GOMIDE, J. A.; GOMIDE, C. A. M. 2005. Crescimento e desenvolvimento do dossel de *Panicum maximum* cv. Mombaça. R. Bras. Zootec. vol.34 no.6. p. 2164-2173.

ALFONSI, E. L. 2003. Avaliação do potencial para porta-enxerto de genótipos de Coffea, por meio de características fisiológicas de crescimento, trocas gasosas fotossintéticas e nutrição mineral. Tese de Mestrado. Instituto Agrônomo de Campinas. 87 pp.

ALMEIDA, A. C., SOARES, J. V. 2003. Comparação entre Uso de Água em Plantações de Eucalyptus grandis e Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica) na Costa Leste do Brasil. In: Revista Árvore, v. 27, n.2, Viçosa. p. 159-170.

AMARAL, J. A. T.; RENA, A. B.; AMARAL, J. F. T. 2006. Crescimento vegetativo sazonal do cafeeiro e sua relação com fotoperíodo, frutificação, resistência estomática e fotossíntese.. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 41, n. 3, p. 377-384.

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

AMORIM, R. S. S. 2000. Desprendimento e arraste de partículas de solo decorrentes de chuvas simuladas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa. 74 pp.

- AMORIM, R. S. S. 2004. Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa. 120 pp.
- ARABI, M.; FRANKENBERGER, J. R.; ENGEL, B. A.; ARNOLD, J. G. 2007. Representation of agricultural conservation practices with SWAT. *Hydrol. Process.* Published online in Wiley InterScience.
- ARMAS, E. D.; MONTEIRO, R. T. R.; GREEN, C. 2007. Efeitos da expansão do cultivo de cana-de-açúcar no aporte de atrazina para os corpos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, São Paulo. In: *Simpósio Experiências em Gestão dos Recursos Hídricos por Bacia Hidrográfica*, São Pedro. 20 pp.
- ARNEZ, J. A. 2001. Simulación y modelamiento de los recursos hídricos de la Cuenca del rio Khenko Mayu. *Centro de Levantamientos Aeroespaciales y aplicaciones SIG para el Desarrollo Sostenible de los Recursos Naturales*, CLAS. 76 pp.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; SAMMONS, N. B. 1990. *SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management*. Texas: A&M Univ. Press, College Station. 115 pp.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, F. R.; MAIDMENT, D. R. 1995. Continuous-time water and sediment routing model for large basins. *Hydr. Engin.*, v. 121. p.171-183.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. *JAWRA*, v. 34, n. 1, p. 73-89.
- ASSUNCAO, H. F.; ESCOBEDO, J. F.; CARNEIRO, M. A. C. 2008. Eficiência de uso da radiação e propriedades óticas da cultura do amendoim. *Pesquisa Agropecuária Tropical*. v. 38. n. 3. p. 215-222.
- AZEVEDO NETO, J. M. 1991. *Manual de saneamento de cidades e edificações*. São Paulo: PINI Editora. 220 pp.
- BAHIA, V. G.; CURI, N. CARMO, D. N. 1992. Fundamentos de erosão do solo. *Informe agropecuária*, v. 16, n. 176, p. 25-31.

- BALDISSERA, G. C. 2005. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, MT. Dissertação de Mestrado em Física do Meio Ambiente. Universidade Federal do Mato Grosso. Cuiabá. 132 pp.
- BALTOKOSKI, V. 2008. Modelo SWAT2005 aplicado às sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco/PR. Tese de Mestrado. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, PR. 120 pp.
- BARBIERI JUNIOR, E. 2009. Características estruturais, teores de clorofila e suas relações com o nitrogênio foliar e a biomassa em Capim-Tifton 85. Tese de Mestrado. UFRRJ. 49 pp.
- BARSANTI, P.; DISPERATI, L.; MARRI, P.; MIONE, A. 2003. Soil erosion evaluation and multi-temporal analysis in two brazilian basins. 2nd International SWAT Conference. TWRI Technical Report 266. Baria/Italy.
- BENITES, E. T.; REYNOSO, D. S. F.; MOTA, J. L. O.; SAENZ, E. M. 2004. Calibración del modelo hidrológico SWAT en la Cuenca “El Tejocote”, Atlacomulco, Estado de México. Revista Terra (México, D.F.). v.22, n.4 oct-dic. p. 437-444.
- BENNETT, H. H. 1955. Elements of soil conservation. 2. ed. Tokyo: Kogakusha, 358 pp.
- BERTOLINI, D., LOMBARDI NETO, F. 1993. Manual técnico de manejo e conservação do solo e água. Campinas: Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. v.1, 15 pp.
- BERTONI, J.e LOMBARDI NETO, R. 1990. Conservação do solo. São Paulo: Ícone, 355 pp.
- BIANCHINI JR., I. 1999. A decomposição da vegetação e o consumo de oxigênio nos reservatórios: implicações ecológicas. In: HENRY, R. ed. Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos. Botucatu, Fundibio, FAPESP. Cap. 21, p. 627-650.
- BIESBROUCK, B.; WYSEURE, G.; VAN ORSCHOVEN, J e FEYEN, J. 2002. AVSWAT 2000. Katholieke Universiteit Leuven (K.U.Leuven), Belgium. 199 pp.

- BITTENCOURT, S. e GOBBI, E. F. 2006. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL. Rev. Bras. Ciênc. Solo vol.30 no.3. p. 595–603.
- BLAINSKI, E.; SILVEIRA, F. A.; CONCEIÇÃO, G. 2008. Utilização do modelo hidrológico SWAT para estudos na microbacia hidrográfica do rio Araranguá/SC. Taller International Red Riegos – CYTED. Florianópolis, SC. 11 pp.
- BRACMORT, K. S.; ARABI, M.; FRANKENBERGER, J. R.; ENGEL, B. A., ARNOLD, J. G. 2006. Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. American Society of Agricultural and Biological Engineers. Vol. 49(2). p. 367–374.
- BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D.; RUIZ, H. A.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MARTINEZ, M. A.; SILVA, E. O. 2007. Perdas de solo e caracterização física e micromorfológica de crostas formadas em solos sob chuva simulada. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.27, n.1, p.129-138.
- BRASIL. 1976. Glossário de termos hidrológicos. Brasília, DF: Comissão Brasileira para o decênio hidrológico internacional e departamento nacional de águas e energia elétrica. 291 pp.
- BRIGHT, C. 2003. Estado do Mundo. A Impossível Revolução Ambiental está Acontecendo. Salvador. Uma Ed. 296 pp.
- BRYAN, R. B. 1979. The influence of slope angle on soil entrainment by sheetwash and rainsplash. Earth Surf. Proc., v.4, n. 1, p.43-58.
- CALIJURI, M. C. e BUBEL, A. P. M. 2006. Conceituação de Microbacias. In: Lima, W.P.; Zakia, M. J. B.(eds). As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. RIMA. São Carlos: RIMA, p. 45 - 59.
- CALIJURI, M. C. e OLIVEIRA, H. T. 2000. Manejo da qualidade da água: uma abordagem metodológica. In: CASTELLANO, E. G. e CHAUDRY, F. H. Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias. São Carlos, EESC-USP, p. 39 a 58.

CALIJURI, M. L.; MEIRA, A. D. e PRUSKI, F. F. 1998. Geoprocessamento aplicado aos Recursos Hídricos. In. Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 27. Poços de Caldas, Cartografia, Sensoriamento e Geoprocessamento. Lavras: UFLA, SBEA. p. 200-225.

CAMPOS, C. E. B; LANI, J. L; CUNHA, A. M.; ALVES, M. R. 2003. Qualidade das águas dos córregos Capivara dos Gomes, Turvo Sujo e Grama e aspectos dos solos de suas várzes do planalto de Viçosa, MG. Revista Ceres, 50 (291). p. 641-657.

CARDOSO, I. M. 2003. Sistemas Agroflorestais na Zona da Mata de Minas Gerais: um Processo Contínuo de Aprendizado. Texto da palestra apresentada no Seminário “Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável” - Campo Grande, MS. 18 pp.

CARVALHO, N. O. 2008. Hidrossedimentologia Prática. 2ª Ed. Rio de Janeiro. Interciência. 602 pp.

CASTRO, A. G. 1992. Técnicas de sensoriamento remoto e Sistemas Geográficos de Informações no estudo integrado de bacias hidrográficas. São José dos Campos. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 142 pp.

CECÍLIO, R. A.; RODRIGUES, R. G.; BAENA, L. G. N.; OLIVEIRA, F. G.; PRUSKI, F. F. 2009. Aplicação dos modelos RUSLE e WEPP para a estimativa da erosão hídrica em microbacia hidrográfica de Viçosa (MG). Revista Verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável grupo verde de agricultura alternativa (GVAA). Mossoró, RN. v.4, n.2, p. 39–45.

CHAPLOT, V. 2005. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and $\text{NO}_3\text{-N}$ loads predictions. Journal of Hydrology, v. 312, p. 207-222.

CIBIN R.; SUDHEER, K. P. e CHAUBEY I. 2010. Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model. Hydrological Process. Vol 24, Issue 9. p. 1095-1235.

CLARKE, R. T., DIAS, P. L. S. 2002. As necessidades de observação e monitoramento dos ambientes brasileiros quanto aos recursos hídricos. Centro

de Gestão e Estudos Estratégicos, Secretaria Técnica do Fundo Setorial de Recursos Hídricos. 43 pp.

CHRISTOFOLETTI, A. 1999. Modelagem de Sistemas Ambientais. Ed. Edgard Blucher Ltda. 1ª Ed. 240 pp.

CONFESOR JR., R. B. e WHITTAKER, G. 2007. Sensitivity Analysis And Interdependence Of The SWAT Model Parameters. ASABE – American Society of Agricultural and Biological Engineers. Paper. 072101, 13 pp.

CT-HIDRO. 2004. Gerenciamento dos recursos hídricos do semi-árido do Estado da Bahia, Subprojeto Enquadramento de rio intermitente – Estudo de caso Rio Salitre. UFBA. Depto Eng. Florestal. Grupo de Recursos Hídricos.

DEBELE, B.; SRINIVASAN, R.; PARLANGE, J. Y. 2008. Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. Environmental Modeling & Assessment Volume: 13 Issue: 1 p. 135-153.

DERPSCH, R. et al. 1990. Controle da erosão no Paraná, Brasil: Sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo - Convênio IAPAR e GTZ, Londrina, PR. 272 pp.

DIEZ, T. 2002. Diseño e implementacion de una aplicacion como soporte para toma de decisiones en el estudio de Cuencas Hidrograficas (Data Basin). Memoria CONDESAN 2002. Quinta Parte: Análisis de políticas en los Andes, Anexo 5.1.

DUARTE, P.; GUERREIRO, M. J.; REIA, J.; FONSECA, L. C.; PEREIRA, A.; AZEVEDO, B.; FALCÃO, M.; SERPA, D. 2007. Gestão de zonas costeiras: aplicação à Ria Formosa (Sul de Portugal). Revista Ciência Agronômica, v.38, n.1, p.118-128.

DURAES, F. O. M. 2009. Limitações fisiológicas do milho nas condições de plantio nas regiões tropicais baixas. Acesso, em 20/11/09, pelo site: http://www.infobibos.com/Artigos/2007_1/limitemilho/index.htm.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1982. Atlas climatológico do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte. 60 pp.

- EVANGELISTA, A. W. P. e FERREIRA, P. A. 2006. Análise de sensibilidade do Sistema de Drenagem Agrícola - SDA mediante variação dos parâmetros de entrada. *Ciência e Agrotecnologia (UFLA)*, Lavras, v. 30, n. 1, p. 133-139.
- FAGUNDES, J. L.; SILVA, S. C.; PEDREIRA, C. G. S.; SBRISSIA, A. F.; CARNEVALLI, R. A.; CARVALHO, C. A. B.; PINTO, L. F. M. 1999. Índice de área foliar, interceptação luminosa e acúmulo de forragem em pastagens de *Cynodon* spp. sob diferentes intensidades de pastejo. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v. 56, n. 4, p. 1141-1150.
- FITZHUGH, T. W.; MACKAY, D. S. 2000. Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. *Journal of Hydrology*, v. 236. p. 35-53.
- FOHRER, N.; ECKHARDT, K.; HAVERKAMP, S.; FREDE, H. G. 1999. Applying the SWAT Model as a Decision Support Tool for Land Use Concepts in Peripheral Regions in Germany. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds).. pp. 994-999. 2001. Sustaining the Global Farm. 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May, at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. p. 24-29.
- FONTES, J. R. A.; ARAÚJO, G. A. A.; SILVA, A. A.; CARDOSO, A. A. 2001. Épocas de capina no controle de plantas daninhas na cultura do feijão-mungo-verde [*Vigna radiata* (L.) Wilczek]. *Revista Ceres*, Viçosa, v. 48, n. 275. p. 37-47.
- FOSTER, G. R. 1982. Modelling the erosion process. In: HAAN, C. T., JOHNSON. H. P., BRAKENSIEK, D. L. (Eds.). *Hydrologic modelling of small watersheds*. St. Joseph, Mich.: ASAE, (ASAE Monograph, 5). p. 296-380.
- FRAGOSO, M. M. A. 2008. Estudo hidrológico e de transporte de sedimentos em uma bacia do bioma cerrado: bacia do Córrego Capão Comprido. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília. 86 pp.
- FRANÇA, S.; BERGAMASCHI, H.; ROSA, L. M. G. 1999. Modelagem do crescimento de milho em função da radiação fotossinteticamente ativa e do acúmulo de graus-dia, com e sem irrigação. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Santa Maria, v. 7, n. 1, p. 59-66.

Franco, F. S. 2000. Sistemas agrofloretais: uma contribuição para a conservação dos recursos naturais na Zona da Mata de Minas Gerais. Mestrado em Ciência Florestal. UFV. 147 pp.

FUJIHARA, A. K. 2002. Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do Oeste Paulista com suporte de Geoprocessamento. Dissertação de Mestrado. ESALQ – Piracicaba, 118 pp.

GALVAN, L.; OLÍAS, M.; VILLARÁN, R. F.; DOMINGO, J. M.; NIETO, J. M. 2006.. Modelización hidrológica de la cuenca del río Meca (Huelva, España). V Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua (Cuencas Compartidas, Claves para la Gestión Sostenible del Agua y del Territorio). Faro (Portugal). Universidade Do Algarve. p. 295-296.

GALVAN, L.; OLIAS, M.; VILLARAN, R. F.; SANTOS, J. M. D. 2007. Aplicación del modelo hidrológico SWAT a la cuenca del río Meca (Huelva, España). Geogaceta, 42, p. 63-66.

GARCIA, G. J.; GAMERO, H. G.; GARCIA, L. B. R.; VETTORAZZI, C. A.; KRÖENERT, R.; VOLK, M.; LAUCH, A.; MEYER, B. 2006. Impacto do uso da terra na erosão do solo e no balanço e qualidade de água na bacia do rio Corumbataí- SP. HOLOS Environment, v.6 n.2, 118 pp.

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

GASSMAN, P. W.; JHA, M.; SECCHI, S.; ARNOLD, J. 2003. Initial calibration and validation of the SWAT model for the Upper Mississippi River Basin. Diffuse Pollution Conference Dublin. p. 35–40.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. 2007. The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions, Trans. ASAE, 50(4), p. 1211–1250.

- GHAFFARI, G.; KEESSTRA, S.; GHODOUSI, J.; Ahmadi, H. 2009. SWAT-simulated hydrological impact of land-use change in the Zanzanrood Basin, Northwest Iran. *Hydrological Processes*. 24(7). p. 892-903.
- GOMES, M. A. 2005. Solos, Manejo e Aspectos Hidrológicos na Bacia Hidrográfica dos Araújos, Viçosa - MG. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Viçosa, 107 pp.
- GONÇALVES, F. A. 2004. Determinação de características físicas do solo e validação do desempenho do modelo WEPP na predição de erosão hídrica. Projeto de Pesquisa. Depto. de Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa. 24 pp.
- GONÇALVES, F. A. 2008. Validação do modelo WEPP na predição de erosão hídrica para condição edafoclimática da região de Viçosa-MG. Tese de Doutorado. Depto Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa. 116 pp.
- GOUVEA, J. R. F. 2008. Mudanças climáticas e a expectativa de seus impactos na cultura de cana-de-açúcar na região de Piracicaba, MG. Dissertação de Mestrado. ESALQ – USP. Piracicaba. 98 pp.
- GRIEBELER, N. P.; PRUSKI, F. F.; JÚNIOR, D. M.; SILVA, D. D. 2001. Avaliação de um modelo para a estimativa da lâmina máxima de escoamento superficial. *R. bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 25, p. 411-417.
- GRIGG, N. S. 1996. *Water resources management: principles, regulations, and cases*. New York: McGraw-Hill Book. 540 pp.
- GUERRA, A. J. T. 1998. Processos erosivos nas encostas. In: *Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. p. 149-210.
- GUERREIRO, M. J.; ABREU, I; BARROS, M. 2005. Variação anual e mensal de parâmetros meteorológicos na região do Algarve, Portugal. *Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia*. Porto. ISSN 1646-0499. p. 40-50.
- GUIMARÃES, D. P.; SILVA, G. G. C.; SANS, L. M. A.; LEITE, F. P. 2007. Uso do modelo de crescimento 3-PG para o zoneamento do potencial produtivo do

eucalipto no estado de Minas Gerais. Revista Brasileira de Agrometeorologia, Piracicaba. v. 15, p. 189-195.

HAHN, D. T., MOLDENHAUER, W. C., ROTH, C. B. 1985. Slope gradient effect of erosion of reclaimed soil. Transactions of the ASAE, v.28, n.3, p. 805-808.

HAMLETT, J. M., MILLER, D. A., DAY, R. L., PETERSON, G. W., BAUMER, G. M., RUSSO, J. 1992. Statewide GIS-based ranking of watersheds for agricultural pollution prevention. Journal of Soil and Water Conservation. v. 47, n. 5, p. 399 – 404.

IPCC – Relatório do IPCC/ONU – Novos Cenários Climáticos. 2007. EcoLatina - Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática. Paris. 21 pp.

JARDIM, R. R.; PORTO, E. M. V.; ALVES, D. D.; VITOR, C. M. T.; SILVA, M. F.; LIMA, M. V. G.; SANTIAGO, R. L. 2009. Altura do dossel, índice de área foliar e interceptação luminosa de cultivares de *Cenchrus ciliaris* submetidos à adubação nitrogenada. In: III Fórum de Ensino, Pesquisa, Extensão e Gestão, 2009, Montes Claros, MG. Anais. 3 pp.

JEONG, J.; KANNAN, N.; ARNOLD, J.; GLICK, R.; GOSSELINK, L.; SRINIVASAN, R. 2010. Development and Integration of Sub-hourly Rainfall–Runoff Modeling Capability Within a Watershed Model. Water Resour Manage. 23 pp.

JHA, M. 2009. Hydrologic Simulations of the Maquoketa River Watershed Using SWAT. Center for Agricultural and Rural Development (CARD). Publications 09-wp492. Iowa State University. 24 pp.

JHA, M., GASSMAN, P. W., SECCHI, S., GU, R. e ARNOLD, J. 2002. Impact of Watershed Subdivision Level on Flows, Sediment Loads, and Nutrient Losses Predicted by SWAT. Working Paper 02-WP 315. Center for Agricultural and Rural Development. Iowa State University. 27 pp.

JHA, M.; ARNOLD, J. G.; GASSMAN, P. W.; GIORGI, F.; GU, R. 2006. Climate change sensitivity assessment on Upper Mississippi River Basin streamflows using SWAT. Journal of American Water Resources Association 42(4). p. 997-1016.

- JUNQUEIRA, C. A. R. e SILVA, R. S. 2008. Avaliação ambiental aplicável a bacias hidrográficas no meio urbano: análise dos métodos AMORIM & CORDEIRO, PESMU e SWAT. REA – Revista de estudos ambientais v.10, n. 2, p. 6-23.
- KIM, H. K.; KANG, M. S.; PARK, S. W. ;CHOI, J. Y.; YANG, H. J. 2009. Auto-calibration for the SWAT Model Hydrological Parameters Using Multi-objective Optimization Method. The Korean Society of Agricultural Engineers, v.51, no.1, p. 1-9.
- KINELL, P. I. A. 2001. Slope length factor for applying the USLE-M to erosion in grid cells. Soil & Tillage Research, v. 58, p. 11-17.
- KRYSANOVA, V. e ARNOLD, J. G. 2008. Advances in ecohydrological modelling with SWAT—a review. Hydrological Sciences Journal. 53: 5. p. 939 - 947.
- LAGROTTI, C. A. A. 2000. Planejamento Agroambiental no município de Santo Antônio do Jardim – SP: Estudo de caso na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Jardim. Tese de doutorado apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI. 124 pp.
- LANE, L. J.; RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; LAFLEN, J. M. 1992. Development and application of modern soil erosion prediction technology. Australian Journal of Soil Research, v.30, n.6, p.893-912.
- LANG, K. J., PRUNTY, L, SCHROEDER, S. A., DISRUD, L. A. 1984. Interrill erosion as an index of mined land erodibility. Transactions of the ASAE, v.27, n.1, p. 99-101.
- LANI, J. L.; MENDONÇA, B. A. F.; BARDALES, N. G.; BURAK, D. L.; FERNANDES FILHO, E. I.; PACHECO, A. A. 2007. Estimativas para a Classe dos Cambissolos na Região de Viçosa, Minas Gerais. XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Gramado, RS. 5 pp.
- LANTARON, J. H.; RODRÍGUEZ ROJAS, M.I., AVILÉS BENÍTEZ, A. 2004. Modelos integrales de cuencas hidrográficas y prognosis de escenarios de gestión. SWAT aplicado a la cuenca del Guadalfeo, en IV Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua, Tortosa. http://alojamientos.us.es/ciberico/archivos_word/132b.doc.

- LATTANZI, A. R.; MEYER, L. D.; BAUMGARDNER, M. F. 1974. Influences of mulch rate and slope steepness on interrill erosion. *Soil Sci. Soc. Amer.*, v. 38, n. 6, p. 946-950.
- LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, N. G. 2002. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth*. n. 27 p. 645–654.
- LINO, J. F. L. 2009. Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do Rio Preto (SC) com o modelo SWAT. Tese de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 150 pp.
- LINO, J. F. L.; CORSEUIL, C. W.; KOBAYAMA, M.; MALUTTA, S.; UDA, P. K.; BORTOLOTTI, N. L.; SANTOS, I. 2009. Análise da vazão da bacia hidrográfica do rio Preto com o modelo SWAT. In XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande: ABRH, Anais. 20 pp.
- LISBOA, R. L. L. 2006. Estimativas para a classe dos Cambissolos na região de Viçosa, Minas Gerais. Tese de Mestrado. UFV. 89 pp.
- LOCH, R. J. e SILBURN, D. M. 1996. Constraints to sustainability – soil erosion. In: CLARKE, I. e WYLIE, P. B. (eds.) *Sustainable crop production in the subtropics: an Australian Perspective*. QDPI.
- LOPES, N. H. Y. 2008. Análise da produção de água e sedimentos em microbacias experimentais com o modelo SWAT. Tese de Mestrado, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. 154 pp.
- MACHADO, R. E. 2002. Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 152 pp.
- MACHADO, R. E. e VETTORAZZI, C. A. 2003. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (SP). *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 27, p. 735-741.

- MALLMANN, C. E. S. e BERTO, J. L. 2007. Simulação do crescimento potencial de pastagens de Tifton 85. XXX Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional, Florianópolis. Anais. 7 pp.
- MARENGO, J. 2004. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no Semi-árido do Brasil. CPTEC/INPE. 16 pp.
- MELLEROWICZ, K. T.; REES, H. W.; CHOW, T. L.; GHANEM, I. 1994. Soil conservation planning at watershed level using the Universal Soil Loss Equation with GIS and microcomputer technologies: A case study. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 49, n. 2, p. 194–199.
- MELESSE, A. M.; SETEGN, S. G.; MCCLAIN, M.; WANG, X. 2009. Sensitivity Analysis and Validation of SWAT Model for Prediction of Stream Flow and Sediment Yield in the Rio De La Plata Basin, Puerto Rico. AGU Fall Meeting, San Francisco, USA. p. 14-18.
- MELO JUNIOR, A. S. . 2003. Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha SP*. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. 295 pp.
- MERMUT, A. R.; LUK, S. H.; ROMKENS, M. J. M.; POESEN, J. W. A. 1997. Soil loss by splash and wash during rainfall from two loss soils. *Geoderma*, v.75, n. 3, p. 203-214.
- MINELLA, J. P. G. 2003. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma pequena bacia rural. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 73 pp.
- MINOTI, R. T. 2006. Abordagens Qualitativa e Quantitativa de Micro-bacias Hidrográficas e Áreas Alagáveis de um Compartimento do Médio Mogi-Superior/SP. Dissertação (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. 231 pp.
- MOHAMMED, Y. 2009. Climate change impact assessment on soil water availability and crop yield in Anjeni Watershed Blue Nile Basin. Tese de Mestrado. Arba Minch University, Ethiopia. 123 pp.
- MONTOYA, J. D. V. 2003. Generación de modelos digitales hidrológicos y de pérdida de suelo y su comparación con métodos tradicionales en la Cuenca del

Río Claro (Suroeste Antioqueño). Universidad Nacional de Colômbia. Facultad de Ciencias Agropecuárias. 106 pp.

MORO, M. 2005. A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos. Dissertação de Mestrado em Agronomia. Área de concentração: Irrigação e Drenagem. Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Piracicaba. 100 pp.

MOURA, E. V. L.; SOUZA, E. A.; ANDREA, M. V. 2009. Pastagens degradadas: Em busca da solução. Acesso em 19/09/2009. http://artigocientifico.tebas.kinghost.net/uploads/artc_1172064306_84.doc. 8pp.

MULETA, M. K. e NICKLOW, J. W. 2005. Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *Journal of Hydrology* 306. p. 127–145.

MULUNGU, M. M e MUNISHI, S. E. 2007. Simiyu River catchment parameterization using SWAT model. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, Volume 32, Issues 15-18*, p. 1032-1039.

NASCIMENTO, I. S.; MONKS, P. L.; SILVA, J. B. 2008.. Efeito de cortes outonais e hibernais sobre o desempenho produtivo do capim elefante cv. Cameroon. Recife: *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 3. n.2. p. 191-196.

NASR, A.; BRUEN, M.; PARKIN, G; BIRKINSHAW, S.; MOLES, R.; BYRNE, P. 2003. Modelling phosphorous loss from agriculture catchments: a comparison of the performance of SWAT, HSPF and SHETRAN for the Clarianna Catchment. *Diffuse Pollution Conference*. 31: Agriculture. Dublin. 6 pp.

NEARING, M. A.; LANE, I. J.; LOPES, V. I. 1994. Modelling soil erosion. In Lal, R. (ed.), *Soil erosion: Research Methods*. p. 127–156.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R. 2002. *Soil and Water Assessment User's Manual*. Version 2000. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service e Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station. 412 pp.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R. 2005. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2005. Temple, TX: Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. 476 pp.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R. 2010. Soil and Water Assessment Input/Output File Documentation. Version 2009. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service, Blackland Research Center - Texas AgriLife Research, Texas Water Resources Technical Report nº 365. 604 pp.

NEVES, F. F. 2005. Análise prospectiva das áreas de risco à erosão na microbacia hidrográfica do Rio Bonito (Descalvado – SP), potencialmente poluidoras por dejetos de granjas. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 199 pp.

NOVO, M. E. e FERREIRA, J. P. C. L. 2007. Alterações Climáticas e seus Impactos em Recursos Hídricos Subterrâneos de Zonas Insulares – Metodologias de Vulnerabilidade às Alterações Climáticas. IV Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa. APRH – Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. 11 pp.

NUNES, J. P. e PACHECO, N. R. 2004. Informação Geográfica e Modelação para a Gestão de Bacias Hidrográficas - Consequências das alterações climáticas para os processos hidrológicos e erosivos: potenciar a informação geográfica para a gestão ambiental. ESIG 2004, Oeiras. 13 pp.

OLIVEIRA, M. Q. C. 1999. Impacto de mudanças no uso do solo nas características hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica do rio Joanes e sua repercussão na zona costeira. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal da Bahia/BA. 93 pp.

OMANI, N.; TAJRISHY, M. e ABRISHAMCHI, A. 2007. Modeling of a River Basin Using SWAT Model and GIS. 2nd International Conference on Managing Rivers in the 21st Century: Solutions Towards Sustainable River Basins, Kuching, Sarawak, Malaysia. 8 pp.

- PAIM, J. B. e MENEZES, J. T. 2009. Estimativa do balanço sedimentar da bacia do rio Tijucas (SC - Brasil) a partir da aplicação do modelo hidrológico SWAT. *Revista Geográfica Acadêmica*. V. 3, p. 5-14.
- PARANÁ. 1989. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. Manual técnico do subprograma de manejo e conservação do solo. Curitiba. 306 pp.
- PESSOA, M. C. P. Y.; LUCHIARI, A. J.; FERNANDES, E. N.; LIMA, M. A. 1997. Principais modelos matemáticos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas. Jaguariúna. EMBRAPA, CNPMA. Documentos 8. 83 pp.
- PICON, A. 2001. Developing the required database to run the Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Source (BASINS) for the Jobos Bay watershed. University of Puerto Rico. 87 pp.
- PIMENTEL, D., ALLEN, J., BEERS, A., GUIRAND, L., LINDER, R., McLAUGHLIN, P., MEER, B., MUSSONDS, D., PERDUE, D., POISSON, S., SIEBERT, S., STONER, K., SALAZAR, R., HAWKINS, A. 1987. World agriculture and soil erosion: Erosion threatens world food production. *BioScience*, n. 37, v. 4, p. 277-283.
- PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETE, M. E. 2002. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: Schiavetti, A.; Camargo, A.F.M. (Eds.). *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. Ilhéus: Editus, cap. 1, p. 17-36.
- PRADO, T. B. G. 2005. Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jundiá-Mirim. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico de Campinas. 72 pp.
- PRUSKI, F. F. 1997. Aplicação de modelos físicos-matemáticos para a conservação de água e solo. In: Silva, D.D.; Pruski, F.F. *Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura*. Brasília. MMA-SRH-ABEAS. p. 129- 171.
- PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D. 2003. *Escoamento Superficial*. Viçosa: UFV, 88 pp.

- QUEIROGA, R. C. F. 2007. Relação fonte: dreno em Melão Cantaloupe cultivado em ambiente protegido. Tese de Doutorado. UFV. 120 pp.
- RADIN, B. 2002. Eficiência de uso da radiação fotossinteticamente ativa pelo tomateiro cultivado em diferentes ambientes. Tese de Doutorado – UFRGS. 127 pp.
- RANIERI, S. B. L. 1996. Avaliação de métodos e escalas de trabalho para determinação de risco de erosão em bacia hidrográfica utilizando Sistema de Informações Geográficas (SIG). São Carlos, Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 128 pp.
- RANIERI, S. B. L. 2000. Estimativa da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba (SP) utilizando os modelos USLE e WEPP. Piracicaba, Dissertação (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 95 pp.
- RENNO, C. D. 2004. Construção de um sistema de análise e simulação hidrológica: aplicação a bacias hidrográficas. Tese de Doutorado em Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE, Brasil. 146 pp.
- REUNGSANG, P.; KANWAR, R. S.; JHA, M.; GASSMAN, P. W.; AHMAD, K.; SALEH, A. 2009. Calibration and validation of SWAT for the upper Maquoketa River Watershed. International Journal of Agricultural Engineering 16(1-2). p. 35-48.
- RIBEIRO, D. S. 2008. Parâmetros agrometeorológicos de ambiente protegido com o cultivo de abóbora italiana sob adubação orgânica. Tese de doutorado. Universidade Federal de Pelotas. 103 pp.
- RIBEIRO, R. C.; ROSSIELLO, R. P.; BARBIERI JR, E.; LIMA, E. S. 2009. Estabelecimento da leguminosa *Desmodium ovalifolium* em pastagens de *Brachiaria humidicola*: altura de plantas e Irradiância fotossintética. Rev. de Ciên. da Vida, RJ, EDUR. v. 29, n. 1. p. 07-13.
- RIZZINI, C. T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica (florístico - fitossociológica) do Brasil. Revista Brasileira Geográfica, v.25, n.1, p. 3-64.

ROMANOVSKI, Z. 1997. Levantamento Preliminar das Nascentes do Ribeirão São Bartolomeu – Viçosa: UFV, MG. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal). 61 pp.

ROMANOWICZ, A. A.; VANCLOOSTER, M.; ROUNSEVELL, M.; LA JUNESSE, I. 2005. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. *Ecological Modelling*, n. 187, p. 27-39.

RODRIGUES, L. 2002. Aplicação da técnica de avaliação de terrenos na bacia do córrego dos Macacos, Uberlândia, MG, com ênfase em erosão dos solos. Tese de Mestrado. UFU. 140 pp.

SANTHI, C.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R. 2006. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. *Environmental Modelling & Software* 21 p. 1141 – 1157.

SANTOS, F. G.; CHAVES, M. A.; SILVA, M. W. R.; SOARES, R. D.; FRANCO, I. L.; PINHO, B. D. 2008. Índice climático de crescimento para os capins *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, *Cynodon dactylon* cv. Tifton 85 e *Panicum maximum* cv. Tanzânia e relação com a produção de massa seca. *Ciência Animal Brasileira (UFG)*, v. 9, p. 627-637.

SANTOS, M. E. R. 2007. Características da forragem e produção de bovinos em pastagens de capim-braquiária diferidas. Tese de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Viçosa. 100 pp.

SANTOSH, T., KOLLADI, R.; SURYA, T. 2010. Influence of Scale on SWAT Model Calibration for Streamflow in a River Basin in the Humid Tropics. *Water Resources Management*. Published online: 12/06/2010. DOI 10.1007/s11269-010-9676-y.

SATHIAN, K. K. e SIMALA, P. 2009. Calibration and validation of a distributed watershed hydrolic model. *Indian Journal of Soil Conservation*. Volume: 37, Issue: 2. p. 100-105.

- SARTORI, A. 2004. Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos. Tese de Mestrado. Unicamp. 161 pp.
- SBRISSIA, A. F. e SILVA, S. C. 2008. Comparação de três métodos para estimativa do índice de área foliar em pastos de capim-marandu sob lotação contínua. R. Bras. Zootec., v.37, n.2. p. 212-220.
- SCHAEFER, C. E. R. G.; LIMA, H. N.; COSTA, O. V.; PASSOS, R. R. 1998. Levantamento de Solos, Paisagem e Uso Agrícola do Córrego São Bartolomeu, Viçosa, MG. Viçosa. UFV, 46 pp.
- SCHAEFER, C. E. R. G.; SILVA, D. D.; PAIVA, K. W. N.; PRUSKI, F. F.; ALBUQUERQUE FILHO, M. R.; ALBUQUERQUE, M. A. 2002. Pesq. Agropec. Bras., Brasília, v. 37, n. 5, p. 669-678.
- SHAW, R.; DOHERTY, J.; BREBBER, L.; COGLE, L.; LAIT, R. 1998. The Use of Multiobjective Decision Making for Resolution of Resource Use and Environmental Management Conflicts at a Catchment Scale. In: EL-SWAIFY, S.A.; YAKOWITZ, D.S. (eds.). Multiple Objective Decision Making for Land, Water and Environment Management. Boca Raton. Lewis Publishers,.Cap. 57, p. 697-716.
- SCHMALZ, B e FOHRER, N. 2009. Comparing model sensitivities of different landscapes using the ecohydrological SWAT model. Advances in Geosciences., 21, p. 91–98.
- SCHUOL, J.; ABBASPOUR, K. C.; YANG, H.; SRINIVASAN, R.; ZEHNDER, A. J. B. 2008. Modeling blue and green water availability in Africa, Water Resour. Res., 44 pp.
- SCHUCK, M. R.; PAULA, V. A.; DUARTE, G. R. B.; MENDEZ, M. E. G.; DUARTE, L.; BECKMANN, M. Z.. 2004. Análise da temperatura e umidade relativa do ar em ambiente protegido nos estádios fenológicos do tomateiro. Anais do XIII Congresso de Iniciação Científica e VI Encontro de Pós-Graduação.
- SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. 2003. Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas. São Carlos, RiMa, 140 pp.

- SILVA, M. C. 2001. Efeito da temperatura na germinação de sementes de manduirana (*Senna macranthera* (Collad.) Irwin et Barn. – Caesalpinaceae). Revista Brasileira de Sementes, Brasília, vol. 23, n.1, p. 92-99.
- SILVA, E. P. 2006a. Geoprocessamento na discriminação de pastagens degradadas utilizando rede neural artificial em imagem IKONOS II .Tese de Doutorado. UFV. 77 pp.
- SILVA, P. M. O. 2006b. Modelagem do escoamento superficial e da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, Alto do Rio Grande, MG. Tese de Doutorado. UFLA. 155 pp.
- SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; CURI, N.; OLIVEIRA, P. M. 2008. Simulação da variabilidade espacial da erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica de Latossolos no sul de Minas Gerais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 2125-2134.
- SILVA, J. M. A.; PRUSKI, F. F.; RODRIGUES, L. N.; CECILIO, R. A. 2009. Modelo para obtenção do hidrograma de escoamento superficial em bacias hidrográficas. Revista Brasileira de Ciências Agrárias (Agrária). Vol. 4, nº 1. p. 78-84.
- SMITH, D. D. e WISCHMEIER, W. H. 1957. Factors affecting sheet and rill erosion. Trans. Am. Geophys. Union, v.38, n.6, p. 889-896.
- SMITH, M. 1991. Report on the expert consultations on revision of FAO methodologies for crop water requirements. Rome: FAO. 45 pp.
- SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C.; PENCHEL, R. M.. 1997. Balanço hídrico de plantações de eucalipto a partir da estimativa de transpiração pelo método de Penman-Monteith. In: Internation Union of Forest Research Organizations (IUFRO) Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts, 1997, Salvador, Ba. Proceedings of IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts. Colombo : Centro Nacional de Pesquisas de Florestas - CNPF/EMBRAPA. v. 4. p. 52-61.
- SOBRINHO, N. L. C. 2000. Uma análise do balanço hídrico de Presidente Prudente. Tese de Mestrado. UFV. 117 pp.

- SOUTO, A. R.; CRESTANA, S. 2000. Identificação das áreas potenciais de produção de sedimentos com o modelo AGNPS e técnicas de SIG em uma microbacia hidrográfica. *Rev. Bras. de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 4, n. 4, p. 429-435.
- SOUZA, C. K.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V. e PEREIRA, G. T. 2003. Influência do relevo e erosão na variabilidade espacial de um Latossolo em Jaboticabal (SP). *R. Bras. Ci. Solo*, 27. p. 1067-1074.
- SOUZA, M. N. 2004. Degadação e recuperação ambiental e desenvolvimento sustentável. Tese de Mestrado. UFV. 371 pp.
- SOUZA, R. M.; SANTOS, I.; KOBAYAMA, M. 2009. O modelo SWAT como ferramenta para a gestão de recursos hídricos: avaliação de vazões de outorga na bacia hidrográfica do Altíssimo Rio Negro. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande. Anais. Campo Grande. V. 1. p. 1-14.
- SRINIVASAN, R. e ARNOLD, J. G. 1994. Integration of the basin-scale water quality model with GIS. *Water Resources Bulletin*, v.30, n.03, p. 453-462.
- STRECK, N. A. e ALBERTO, C. M. 2006. Simulação do impacto da mudança climática sobre a água disponível do solo em agroecossistemas de trigo, soja e milho em Santa Maria, RS. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.36, n.2. p. 424-433.
- TAPIA-VARGAS, M.; TISCAREÑO-LÓPEZ, M.; STONE, J. J.; OROPEZAMOTA, J. L.; VELAÂZQUEZ-VALLE, M. 2001. Tillage system effects on runoff and sediment yield in hillslope agriculture. *Field Crops Research*. v.69, p. 173-182.
- TEIXEIRA, M. C. L. e COELHO, D. J. S. 2001. Oficina de Planejamento do Ribeirão São Bartolomeu, EMATER-MG, IEF. 39p.
- TRIPATHI, M. P.; PANDA, R. K.; RAGHUWANSHI, N. S. 2003. Identification and prioritization of critical sub-watersheds for soil conservation management using the SWAT model. *Biosystems Engineering*, v. 85, n. 3, p. 365-379.
- TUCCI, C. E. M. 1993. Hidrologia: Ciência e aplicação. Porto Alegre: Editora da Universidade: UFRGS, Edups; ABRH. 943 pp.
- TUCCI, C. E. M. 1998. Modelos Hidrológicos. Porto Alegre: Ed. Universidade: UFRGS; Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 943 pp.

TUCCI, C. E. M. 2002. Regionalização de Vazões. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, Cap. 1, p. 13-22.

TRUNG, L. B. 2005. An Application of Soil and Water Analysis Tool (SWAT) for Water Quality of Upper Cong Watershed, Vietnam. School of Engineering and Technology. Asian Institute of Technology. 99 pp.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM. 1991. Status of desertification and implementation of the UN plan of action to combat desertification. UNEP, Nairobi, Kenya. 78 pp.

UZEIKA, T. 2009. Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural. Tese de Mestrado. UFRS. 129 pp.

VALDIVIESO, F. O. e NARANJO, G. A. 2003. Aplicación del modelo SWAT para la estimación de caudales y sedimentos en la cuenca alta del rio Catamayo. Tercer Congreso Latinoamericano de Manejo de Cuencas Hidrográfica. 8 – 13 de junio. Arequipa – Peru. 11 pp.

VAN LIEW, M. W. e SAXTON, K. E. 1983. Slope steepness and incorporated residue effects on rill erosion. Transactions of the ASAE, v.26, n.6. p. 1738-1743.

VAN GRIENSVEN, A. V. 2009. Sensitivity, autocalibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005. Artigo técnico. Disponível em: <http://gis-vrac.vrac.iastate.edu/icrw/download/PrintOut/SWAT2005_manual_sens_cal_unc.pdf>. Acesso em: 10 ago.

VARANOU, E.; PIKOUNIS, M.; BALTAS, E.; MIMIKOU, M. 2003. Application of the SWAT model for the sensitivity analysis of runoff to landuse change, Proc. II International Swat Conference, Bari, Italy.

VENÂNCIO, A.; MARTINS, F.; CHAMBEL, P.; NEVES, R. 2006. Modelação Hidrológica da Bacia Drenante da Albufeira de Pracana. 5º Congresso Ibérico, Gestão e Planeamento da Água. 14 pp.

VERTUAN, C. A. 2003. Fluxos de transpiração de três variedades de cana-de-açúcar sob altas condições de demanda hídrica. Tese de Mestrado. Unicamp. 133 pp.

- WATSON, D. A. e LAFLEN, J. M. 1986. Soil strength, slope, and rainfall intensity effects on interrill erosion, Transactions of the ASAE, v.29, n.1. p. 98-102.
- WHITE, K. L e CHAUBEY, I. 2005. Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model. Journal of the American Water Resources Association. 41(5). p. 1077-1089.
- WILKINSON, B. H. 2005. Humans as geologic agents: A deep-time perspective. Geology, v. 33, n. 3, p. 161-164.
- WILLIAMS, J. R. 1975. Sediment-yield prediction with Universal Soil Equation using runoff energy factor. In: Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources, ARS-S-40. Washington, D. C.: U. S. GPO. p. 244-252.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. Washington D.C., USDA, Agriculture Research Service (Agriculture Handbook, 735). 58 pp.
- XAVIER, A. C.; SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C. 2002. Variação do índice de área foliar em clones de eucalipto ao longo de seu desenvolvimento. Revista Árvore, SIF; UFV, v. 26, n. 2, p. 421-427.
- XAVIER, F. V. 2009. Contribuição metodológica ao estudo da produção e distribuição espacial de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Manso, utilizando o modelo AVSWAT. UFMT. Dissertação de Mestrado. 166 pp.
- XIE, H.; NKONYA, E. e WIELGOSZ, B. 2010. Evaluation of the SWAT Model in Hydrologic Modeling of a Large Watershed in Nigeria. Water Resource Management. AfricaWRM.
- ZACHAR, D. 1982. Soil erosion. Amsterdam: Elsevier Scientific (Developments in Soil Science 10). 547p.
- ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; AGUIAR, L. J. G.; RANDOW, C.; KRUIJT, B.; CARDOSO, F. L.; MANZI, A. O. 2009. Estimativa do Índice de Área Foliar (IAF) e Biomassa em pastagem no estado de Rondônia, Brasil. Acta Amazonica, v. 39, p. 335-348.

ZHANG, X.; SRINIVASAN, R.; VAN LIEW, M. 2008. Multi site calibration of the SWAT model for hydrologic modeling. American Society of Agricultural and Biological Engineers. Vol. 51(6). p. 2039-2049.

ZHANG, X.; SRINIVASAN, R.; BOSCH, D. 2009. Calibration and uncertainty analysis of the SWAT model using Genetic Algorithms and Bayesian Model Averaging. Journal of Hydrology. Volume 374, Issues 3-4, 15 August 2009, p. 307-317.

ZINGG, A. W. 1940. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. Agricultural Engineering, v. 21, n.2, p. 59-64.

ZONTA, J. H. 2007. Avaliação do modelo de Green-Ampt-Mein-Larson em condições de campo. Tese de Mestrado. UFV. 76 pp.

ANEXOS

Tabela 26 - Características físicas dos solos das parcelas experimentais

PARCELAS EXPERIMENTAIS	γ (kN/m^3)	Granulometria			Limites de Atterberg		
		Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	LL (%)	LP (%)	IP (%)
Mata - Horizonte A	27,21	48	23	29	45	29	16
Mata - Horizonte B	27,68	34	14	52	67	37	30
Café côncavo - Horizonte A	27,36	41	23	36	57	35	22
Café côncavo - Horizonte B	27,38	42	19	39	55	29	26
Eucaliptal - Horizonte A	27,92	41	15	44	66	35	31
Eucaliptal - Horizonte B	27,97	23	15	62	71	37	34
Café Convexo - Horizonte A	26,81	42	16	42	48	30	18
Café Convexo - Horizonte B	26,84	29	10	61	60	34	26
Café A - Horizonte A	27,62	49	24	27	58	30	28
Café A - Horizonte B	27,31	37	25	38	70	38	32
Café B - Horizonte A	27,37	27	36	37	78	47	31
Café B - Horizonte B	27,67	17	37	46	85	45	40
Pasto Côncavo - Horizonte A	26,69	44	27	29	53	33	20
Pasto Côncavo - Horizonte B	27,51	39	19	42	68	35	33
Pasto Convexo - Horizonte A	27,36	43	20	37	50	29	21
Pasto Convexo - Horizonte B	27,42	34	12	54	63	34	29
Pasto Convexo Degradado - Horizonte A	27,13	56	16	28	46	32	14
Pasto Convexo Degradado - Horizonte B	27,60	37	11	52	56	35	21
Pasto Côncavo Degradado - Horizonte A	26,89	62	21	17	62	37	25
Pasto Côncavo Degradado - Horizonte B	27,10	47	23	30	63	35	28

Tabela 27 - Características químicas dos solos das parcelas experimentais

PARCELAS EXPERIMENTAIS	P	K	Na	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	MO	Zn	Fe	Mn	Cu
	mg/dm ³			cmol _c /dm ³			dag/kg	mg/dm ³			
Mata Horizonte A	2,9	62	-	3,1	0,4	0,0	4,0	0,7	32,0	75,1	1,2
Mata Horizonte B	1,2	20	-	0,7	0,2	0,0	1,7	0,4	34,1	14,7	2,2
Café côncavo Horizonte A	1,1	54	-	2,0	0,4	0,0	2,9	2,0	31,8	40,2	1,1
Café côncavo Horizonte B	0,7	12	-	1,8	0,3	0,0	1,3	3,9	61,3	25,8	3,6
Eucalipto Horizonte A	1,2	90	-	3,0	4,9	0,0	2,7	3,4	35,0	94,9	6,6
Eucalipto Horizonte B	1,8	17	-	2,5	4,2	0,0	1,4	0,6	31,6	28,8	5,4
Café Convexo Horizonte A	13,0	142	-	2,0	0,6	0,1	3,7	0,8	14,6	16,6	0,4
Café Convexo Horizonte B	0,6	32	-	0,8	0,2	0,7	2,2	20,3	36,6	6,1	1,2
Café A Horizonte A	3,2	87	-	6,6	2,0	0,0	2,9	6,2	131,5	161,3	4,0
Café A Horizonte B	0,3	25	-	2,0	0,6	0,1	1,4	2,7	108,1	30,7	4,9
Café B Horizonte A	4,6	39	-	4,8	1,8	0,0	3,3	3,4	53,9	56,4	2,8
Café B Horizonte B	0,4	6	-	1,5	0,5	0,0	1,2	0,3	71,4	18,5	4,0
Pasto Côncavo Horizonte A	0,8	56	-	1,6	0,8	0,1	3,5	0,9	49,2	27,5	1,8
Pasto Côncavo Horizonte B	0,2	6	-	0,4	0,2	0,1	1,3	0,2	32,8	9,9	1,6
Pasto Convexo Horizonte A	0,7	26	-	0,7	0,4	0,7	3,0	0,6	39,8	22,1	1,3
Pasto Convexo Horizonte B	0,0	5	-	0,3	0,1	0,3	1,3	0,2	20,9	4,0	1,5
Pasto Convexo Degradado Horizonte A	0,9	66	-	2,1	0,7	0,0	4,3	1,6	77,6	51,6	1,2
Pasto Convexo Degradado Horizonte B	0,5	16	-	1,7	0,2	0,0	1,7	0,4	23,1	10,6	1,5
Pasto Côncavo Degradado Horizonte A	4,3	81	-	3,3	0,8	0,0	3,5	5,48	317,0	98,5	3,9
Pasto Côncavo Degradado Horizonte B	0,5	9	-	2,3	0,2	0,0	1,3	1,2	84,6	33,7	3,0

Tabela 28 – Dados utilizados na modelagem após a calibração

Variável	Uso e Classe de Solo												
	Café	Mata	Pastagem não degradada	Pastagem não degradada	Mata	Pastagem não degradada	Mata	Café	Pastagem não degradada	Pastagem degradada	Pastagem degradada	Pastagem degradada	Mata
	Cx	LVA	Gx	PVA	Cx	LVA	PVA	LVA	Cx	LVA	PVA	Cx	Gx
<i>Sol AWC</i>	0,00 - 0,12	0,02 - 0,12	1,00	0,06 - 0,15	0,00 - 0,12	0,02 - 0,12	0,06 - 0,15	0,02 - 0,12	0,00 - 0,12	0,02 - 0,12	0,06 - 0,15	0,00 - 0,12	0,00 - 0,08
<i>Ch Erod</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Gw Revap</i>	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020
<i>Ch N</i>	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
<i>CN2</i>	71,25 - 82,5	67,2 - 74,1	80,0 - 81,3	79,0 - 85,75	61,0 - 75,0	78,4 - 85,3	68,1 - 75,5	75,25 - 81,7	74,7 - 85,5	79,9 - 84,4	72,6 - 85,7	89,0	32,0 - 33,0
<i>Esco</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Sol K</i>	2,0	12,5	10,0	12,5	2,0	12,5	12,5	12,5	2,0	12,5	12,5	2,0	1,0
<i>Rchrg Dp</i>	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
<i>Epc0</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Ch Cov</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Ch k2</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Revapmin</i>	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
<i>USLE P</i>	0,00 - 0,01	0,00 - 0,02	0,02 - 0,03	0,01 - 0,11	0,01 - 0,04	0,01 - 0,12	0,00 - 0,01	0,00 - 0,01	0,01 - 0,20	0,15 - 2,50	0,20 - 2,90	0,17 - 0,55	0,01 - 0,04
<i>Alpha Bf</i>	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048	0,048
<i>Biomix</i>	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200
<i>Canmx</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Sol Alb</i>	0,25	0,15 - 0,25	0,16	0,18 - 0,25	0,25	0,15 - 0,25	0,18 - 0,25	0,15 - 0,25	0,25	0,15 - 0,25	0,18 - 0,25	0,25	0,16
<i>Gw Delay</i>	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0	31,0
<i>Gwqmn</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Prof. solo</i>	350 - 1500	200 - 800	150 - 350	200 - 800	350 - 1500	200 - 800	200 - 800	200 - 800	350 - 1500	200 - 800	200 - 800	350 - 1500	150 - 350