

**Universidade Federal do Rio Grande do Sul**

**Instituto de Pesquisas Hidráulicas**

**APLICABILIDADE DO MODELO SWAT (*SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL*)  
NA SIMULAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM UMA PEQUENA BACIA  
HIDROGRÁFICA RURAL**

TALITA UZEIKA

*Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.*

**Orientador:** Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten

**Banca Examinadora:**

Prof. Dr. José Miguel Reichert	CCR/UFSM
Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira	IPH/UFRGS
Dr. Jean Paolo Gomes Minella	PPG-Ciência do Solo/UFRGS

Porto Alegre, Julho de 2009.

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental sob a orientação do Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

*“É melhor tentar e falhar,  
que preocupar-se e ver a vida passar;  
é melhor tentar, ainda que em vão,  
que sentar-se fazendo nada até o final.  
Eu prefiro na chuva caminhar,  
que em dias tristes em casa me esconder.  
Prefiro ser feliz, embora louco,  
que em conformidade viver ...”*

Martin Luther King

## AGRADECIMENTOS

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas, pela excelente estrutura e pelo ambiente favorável à pesquisa.

Ao professor e amigo Gustavo Henrique Merten, pela sugestão do tema, pelo entusiasmo em transmitir seus ensinamentos, por sua atenção, paciência e por verdadeiramente me orientar neste trabalho e em minhas escolhas profissionais.

Aos membros da banca: Dr. José Miguel Reichert, Dr. André Silveira e Dr. Jean Paolo Gomes Minella pelas contribuições e discussões à versão final desse trabalho.

Aos professores Ana Luiza de Oliveira Borges, Edith Beatriz Camaño Schettini e Joel Avruch Goldenfum, pelos ensinamentos passados e, por extensão, aos demais professores do IPH.

À Márcia e à Nadir, pela atenção e ajuda com os assuntos da pós-graduação.

À minha super amiga Michele Moro, pelas conversas, ensinamentos, questionamentos e incentivo que me fizeram amadurecer como profissional e como pessoa, e, principalmente, pelas risadas que ela proporcionou durante minha passagem pelo Laboratório de Sedimentos.

Ao Sr. Bruno Rocha, pelo exemplo de vida, pelos conhecimentos transmitidos e pela amizade dentro e fora do Laboratório de Sedimentos.

Aos amigos do Laboratório de Sedimentos e de monitoramento da bacia de Arvorezinha, Christian Cardoso, Sandro Tuche, Rosália Barili, Guilherme Siviero e Ademir Giongo, pela amizade e pelo apoio durante os trabalhos.

Aos amigos Leandro Conceição e Alexandre Mees, pela parceria no Mestrado e pelas discussões de disciplinas.

À minha professora de inglês e, acima de tudo, amiga, Clarissa Dias, que revisou essa dissertação com grande carinho.

Aos meus amigos Stephan Hund Prates, Priscilla Suzuki, Cátia Mutzemberg, Daniel Magagnin, Silvana Medeiros e Fabiana Lutkemeyer, pelo apoio nas horas de desânimo.

Aos meus colegas de trabalho João Pedro Demore, Caroline Suris, Dionathas Alves, Gustavo Maciel, Nelson Azambuja, Jaime Gomes, Sílvia Reis e Nelson Esquivel Silveira, pela amizade e incentivo na conclusão dessa dissertação.

Ao Dr. Gilberto Ernesto Canali, pela amizade, apoio, confiança, e, principalmente, pela orientação profissional desempenhada.

À minha madrinha, Reni, pelo carinho imensurável e pelo acolhimento inicial aqui em Porto Alegre.

Ao meu padrinho, Mário Uzeika, por me incentivar nos estudos e por ser meu segundo pai, dando-me todo o apoio necessário para o meu crescimento.

A toda minha família, pela sempre carinhosa recepção quando vou para Santa Rosa; pessoas que sempre torcem por mim.

À minha segunda família, Maria de Lourdes e Evangelina Nilson (Chicha), que me acolheram e me incentivaram em todas as minhas escolhas.

À minha noninha, Adelina Brun, pelo carinho, fé, exemplo de perseverança e, principalmente, pelos muitos “Pai-Nossos” e “Ave-Marias” rezados em meu nome.

À minha mãe, Rilda, e irmã, Letícia, pelo amor e carinho, sendo que jamais me abandonaram, sempre juntinhas, me apoiando e ajudando em tudo; mostraram-me que eu não podia baixar a cabeça para as dificuldades. Amo vocês!

Ao Luís Felipe, meu maridinho, pela paciência, pela compreensão, pelo incentivo e pelo amor, sem os quais eu não conseguiria ter chegado até aqui.

Ao meu pai, Nelson, que, mesmo não estando presente fisicamente, me orientou durante toda essa caminhada, incentivando-me com exemplos de caráter e paciência, deixados vivos em minha memória, que foram as principais orientações seguidas; por isso, é a ele quem dedico este trabalho.

Por fim, a todas as pessoas que mencionei e àquelas que não mencionei, que contribuíram direta ou indiretamente para o desenvolvimento deste estudo, meus mais sinceros agradecimentos!

## RESUMO

Modelos matemáticos de predição de erosão e de produção de sedimentos apresentam um grande potencial para serem utilizados no planejamento dos recursos naturais, pois através destes é possível estimar impactos causados pelas atividades agrícolas. Com base nessa premissa, utilizou-se o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), em uma pequena bacia rural (1,19 km<sup>2</sup>) localizada no município de Arvorezinha-RS, para avaliar a sua aplicabilidade e simular a produção de sedimentos em três diferentes cenários de uso e manejo de solo (floresta, cultivo do fumo em sistema convencional e mínimo). A aplicabilidade do modelo foi avaliada através da comparação dos resultados hidrológicos e sedimentológicos simulados pelo modelo, sem utilização da calibração, com valores observados obtidos para uma série de dados de cinco anos de monitoramento hidrossedimentológico (2002-2006). Resultados referentes à aplicabilidade do modelo através da simulação do escoamento superficial para a escala de tempo diário não foram satisfatórios, enquanto que valores mensais e anuais foram mais adequados. Para a vazão líquida, da mesma forma que para o escoamento superficial, as melhores simulações foram verificadas também para vazões mensais e anuais. Já a produção de sedimentos os resultados não foram satisfatórios, tanto para simulações diárias como mensais e anuais. Possíveis razões que explicam os resultados da produção de sedimentos estão relacionados com limitações tanto da equação que simula o aporte de sedimentos (MUSLE), como do equacionamento da propagação dos sedimentos no canal. Os resultados das simulações hidrológicas para diferentes cenários mostraram não haver diferença para o escoamento superficial entre os sistemas convencional e o cultivo mínimo. Em relação à erosão, verificou-se que o cultivo mínimo foi capaz de reduzir em 30% a produção de sedimentos quando comparado com o sistema convencional.

**Palavras-Chave:** uso e manejo do solo, produção de sedimentos e SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*).

## ABSTRACT

Mathematical models to predict erosion and sediment yield have great potential for use in natural resource planning, as they enable the user to estimate impacts caused by agricultural activities. Based on this premise, the SWAT model (Soil and Water Assessment Tool) was applied in a small rural catchment (1,19 km<sup>2</sup>) in Arvorezinha - RS, in Southern Brazil, to evaluate its applicability and to estimate sediment yield under three different soil management scenarios: forest, conventional tillage with tobacco, and minimum tillage with tobacco. The applicability of the model was evaluated by comparing hydrologic and sediment results simulated by the uncalibrated model with observed values obtained over the course of five years (2002-2006) monitoring program. Applicability results for the model based on simulating surface runoff were unacceptable for the daily time scale, although results for monthly and annual time scales were better. This was also true for flow rate, with better simulations on the monthly and annual time scales. However for sediment yield simulations, the SWAT model did not present satisfactory results over any time frame. This may be related to limitations in the equation that simulates sediment load (MUSLE) or to the equivalency of sediment propagation in the canal. Hydrologic simulations for the different soil management scenarios did not show differences in surface runoff between conventional and minimum tillage, although the minimum tillage was shown to reduce sediment yield by 30% when compared with conventional tillage.

**Keywords:** soil use, soil management, sediment yield, SWAT (Soil and Water Assessment Tool).

# SUMÁRIO

Lista de Figuras .....	vii
Lista de Quadros .....	viii
1 INTRODUÇÃO .....	1
1.1 Justificativa e Relevância do Estudo.....	3
1.2 Objetivos .....	4
1.3 Organização do Texto .....	4
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	6
2.1 Ciclo Hidrológico.....	6
2.2 Balanço Hídrico .....	9
2.3 Hidrossedimentação em Bacias Hidrográficas .....	10
2.4 Modelos Hidrossedimentológicos.....	12
2.5 Utilização do Modelo <i>Soil and Water Assessment Tool</i> (SWAT) .....	17
3 MATERIAIS E MÉTODOS .....	21
3.1 Caracterização da Área de Estudo .....	21
3.1.1 Localização da Bacia Hidrográfica.....	21
3.1.2 Características Socioeconômicas.....	23
3.1.3 Clima .....	24
3.1.4 Cobertura Vegetal e Manejo do Solo .....	24
3.1.5 Relevo.....	27
3.1.6 Solos .....	28
3.1.7 Monitoramento Hidrossedimentológico .....	31
3.2 Generalidades do Modelo SWAT .....	38
3.3 Sistemas Computacionais .....	38
3.4 Processo de Funcionamento do Modelo SWAT .....	39
3.4.1 Modelo Numérico do Terreno (MNT) .....	40
3.4.2 Hidrografia da Bacia de Arvorezinha.....	41
3.4.3 Subdivisão da Bacia Hidrográfica .....	41
3.4.4 Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's).....	41
3.4.5 Mapa de Uso e Ocupação do Solo.....	43
3.4.6 Mapa Pedológico .....	44
3.4.7 Balanço Hídrico.....	45
3.4.8 Aporte de Sedimentos.....	46



3.4.9	Retardo dos Sedimentos do Escoamento Superficial .....	53
3.4.10	Sedimentos do Escoamento Lateral e Subterrâneo .....	54
3.4.11	Propagação dos Sedimentos no Canal .....	55
3.4.12	Definição dos Parâmetros de Caracterização da Área de Estudo .....	57
3.5	Planos de Informação (PI's) de Entrada .....	72
3.5.1	Modelo Numérico do Terreno .....	72
3.5.2	Sub-divisões da Bacia Arvorezinha.....	73
3.5.3	Solos Presentes na Bacia Arvorezinha .....	74
3.5.4	Uso e Ocupação dos Solos .....	75
3.6	Simulação de Cenários.....	78
3.7	Análise Estatística dos Resultados.....	79
3.8	Período de Aquecimento do Modelo .....	80
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	81
4.1	Parâmetros Hidrossedimentológicos.....	82
4.1.1	Escoamento Superficial .....	82
4.1.2	Vazão Líquida .....	89
4.1.3	Simulação da Produção de Sedimentos .....	96
4.2	Simulação de Cenários.....	108
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	115
5.1	Conclusões .....	115
5.2	Recomendações.....	116
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	118
	ANEXO A: Banco de Dados de Solos .....	A.01

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Ciclo Hidrológico (Fonte: adaptado de Tundisi, 2003). .....	7
Figura 2.2: Zona saturada e não-saturada do sub-solo (Fonte: Instituto Geológico e Mineiro, 2001). .....	8
Figura 3.1: Localização da bacia hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira, Arvorezinha/RS. .....	22
Figura 3.2: Vista da região próxima à bacia hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira, Arvorezinha/RS. ....	22
Figura 3.3: Preparo do solo para o plantio, baseada no sistema de cultivo convencional (aração e gradagem com uso da tração animal).....	27
Figura 3.4: Lavoura de fumo durante o plantio com revolvimento somente na linha de semeadura (cultivo mínimo). .....	27
Figura 3.5: Lavoura preparada para o plantio direto do fumo. ....	27
Figura 3.6: Cultura de fumo já desenvolvida no sistema de plantio direto. ....	27
Figura 3.7: Distribuição e unidades dos solos da bacia de Arvorezinha. ....	29
Figura 3.8: Estação meteorológica (Davis ®) instalada na bacia de Arvorezinha. ....	32
Figura 3.9: Calha Parshall de concreto. ....	32
Figura 3.10: Sistema de data logger e painel solar do linígrafo de pressão. ....	32
Figura 3.11: Coleta de sedimentos em suspensão através de amostrador USDH-48. ....	32
Figura 3.12: Localização dos pluviômetros e da estação meteorológica na bacia de Arvorezinha. ....	34
Figura 3.13: Método gráfico de separação do escoamento superficial.....	35
Figura 3.14: Amostrador de sedimentos do tipo USDH-48. ....	36
Figura 3.15: Procedimentos para geração da base de dados e simulações do modelo SWAT via SIG. (Fonte: adaptado de Machado, 2002). ....	39
Figura 3.16: Principais componentes do balanço hídrico simulados pelo SWAT (modificado de Neitsch <i>et al.</i> , 2002). ....	46
Figura 3.17: Influência dos valores de surlag e tconc na fração do escoamento superficial e armazenamento de sedimentos (Fonte: Neitsch et al., 2002). ....	54
Figura 3.18: Janela de entrada dos dados climáticos no SWAT. ....	61
Figura 3.19: Janela para entrada dos dados climáticos diários no SWAT. ....	63
Figura 3.20: Localização dos pontos amostrados de solo na bacia de Arvorezinha. ....	64
Figura 3.21: Relação entre a vazão e a precipitação no método SCS de Curva de Número (Fonte: Neitsch et al., 2002). ....	66
Figura 3.22: Janela onde são inseridos os dados de solo requeridos pelo modelo, para cada classe de solo e em cada horizonte. ....	69
Figura 3.23: Modelo Numérico de Terreno (MNT) da bacia de Arvorezinha. ....	72
Figura 3.24: Sub-divisões da bacia de Arvorezinha. ....	73
Figura 3.25: Mapa pedológico da bacia de Arvorezinha. ....	74
Figura 3.26: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2002. .	76

Figura 3.27: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2003. .	76
Figura 3.28: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2004. .	77
Figura 3.29: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2005. .	77
Figura 3.30: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2006. .	78
Figura 4.1: Resultados das simulações de escoamentos superficiais diários obtidos com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.....	84
Figura 4.2: Resultados das simulações de escoamentos superficiais mensais obtidos com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.....	86
Figura 4.3: Resultados das simulações de escoamento superficial anuais obtidos com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.....	87
Figura 4.4: Resultados das simulações de vazões líquidas médias diárias obtidas com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.....	90
Figura 4.5: Resultados das simulações de vazões líquidas mensais obtidas com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.....	93
Figura 4.6: Vazões líquidas mensais (observada e simulada) x precipitação para os anos de 2002 a 2006.....	94
Figura 4.7: Resultados das simulações de vazões anuais observadas e simuladas pelo modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.....	95
Figura 4.8: Processo das etapas de aporte de sedimentos e produção de sedimentos realizado pelo SWAT sobre a bacia de Arvorezinha. ....	97
Figura 4.9: Aporte de sedimentos específico médio simulado por sub-bacia. ....	99
Figura 4.10: Resultados das simulações de produção de sedimentos diárias obtidas com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.....	100
Figura 4.11: Resultados das simulações de produção de sedimentos mensais obtidas com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.....	103
Figura 4.12: Resultados da simulação do escoamento superficial e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 1, 2 e 3.....	109
Figura 4.13: Resultados da simulação da vazão líquida média e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 2 e 3.....	110
Figura 4.14: Resultados da simulação de aporte de sedimentos e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 1, 2 e 3.....	111
Figura 4.15: Resultados da simulação da produção de sedimentos e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 1, 2 e 3.....	112
Figura 4.16: Resultados da concentração de sedimentos e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 1, 2 e 3.....	113

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Número de HRU's resultante por sub-bacia para os anos de 2002 a 2006. ....	42
Tabela 3.2: Classes de uso e ocupação do solo identificadas e resumidas para a bacia de Arvorezinha. ....	43
Tabela 3.3: Classificação de uso e manejo do solo na bacia de Arvorezinha. ....	44
Tabela 3.4: Valores de fator P e limites de comprimento de rampa com plantio em contorno. ....	51
Tabela 3.5: Valores de fator P e limites de comprimento de rampa com plantio em contorno e faixas alternadas de diferentes culturas. ....	51
Tabela 3.6: Parâmetros climáticos calculados a partir dos dados da Estação Meteorológica de Veranópolis. ....	62
Tabela 3.7: Classificação granulométricas do solo. ....	66
Tabela 3.8: Características físicas das classes de solo da bacia de Arvorezinha. ....	69
Tabela 3.9: Calendário agrícola para a cultura de milho. ....	70
Tabela 3.10: Calendário agrícola para a cultura de fumo cultivo convencional. ....	70
Tabela 3.11: Calendário agrícola para a cultura de fumo cultivo mínimo. ....	71
Tabela 3.12: Calendário agrícola para a cultura de fumo plantio direto. ....	71
Tabela 3.13: Sub-bacias geradas pelo SWAT. ....	73
Tabela 3.14: Classes de solo e a área ocupada na bacia. ....	74
Tabela 3.15: Áreas de uso e ocupação do solo da bacia durante o período simulado. ....	75
Tabela 4.1: Aporte de sedimentos específico por sub-bacia e para toda a bacia de Arvorezinha simulado pelo modelo SWAT. ....	98
Tabela 4.2: Resultados dos COE's defasados e corrigidos para as simulações de produção de sedimentos diárias para os anos de 2002 a 2006. ....	102
Tabela 4.3: Resultados da simulação da produção de sedimentos anual obtidos com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006. ....	104
Tabela 4.4: Comparação entre o aporte e produção de sedimentos simulados. ....	105

## 1 INTRODUÇÃO

O uso e o manejo inadequados do solo têm sido um padrão de utilização dos recursos naturais, com consequências negativas ao meio-ambiente. Esse padrão tem sido recorrente não somente em países emergentes, mas também em países desenvolvidos. As principais consequências negativas de tal padrão referem-se à degradação dos solos e dos recursos hídricos. As causas que levam ao uso e ao manejo inadequado estão relacionadas com uma combinação de fatores de natureza sócio-econômica e histórico-cultural. Especialmente nos países em desenvolvimento, a falta de planejamento territorial, o crescimento populacional e as questões econômicas são fatores que concorrem para exploração não racional dos recursos naturais.

Como efeitos negativos dessa condição, têm-se a redução da capacidade produtiva dos solos e a degradação dos recursos hídricos. Esses efeitos têm sensibilizado a sociedade das necessidades de implementação de políticas públicas capazes de reverter esta situação. No meio rural, por exemplo, aspectos relacionados com o uso dos solos fora de sua aptidão agrícola, e muitas vezes associados ao mal manejo, têm favorecido o processo erosivo e a transferência de poluentes com os sedimentos para os recursos hídricos.

O manejo inadequado do solo em áreas agrícolas refere-se à utilização de práticas agrícolas que alteram negativamente as propriedades físicas, químicas e biológicas que, por sua vez, comprometem a função básica do solo que é a de dar suporte a vida animal e vegetal. Fatores como a compactação do solo, a redução da matéria orgânica e a alteração da estrutura do solo concorrem para acentuar o processo erosivo. Com a erosão do solo, os recursos hídricos também são afetados negativamente devido à transferência de sedimentos para os rios juntamente com a carga poluente a eles associada.

Devido a esses e outros impactos resultantes da erosão hídrica, esta deve ser vista como um fator importante a ser controlado. Porém, a natureza complexa de tal fenômeno requer soluções também complexas que devem estar baseadas em práticas de manejo capazes de atenuar a transferência de energia das chuvas diretamente para os solos e de maximização da infiltração da água no solo para reduzir ao máximo o escoamento superficial. Essas premissas podem ser atingidas através do que se considera uso e manejo adequado dos solos. Nesse contexto, a premissa básica é a utilização do solo dentro de sua capacidade de uso e a manutenção quase que permanente do solo coberto para manter ou elevar a matéria orgânica. Em especial, a manutenção da matéria orgânica possibilita manter a estabilidade da estrutura do solo e todo o seu sistema poroso, que é responsável pelo movimento de água no solo.

Todo esse conjunto de ações voltadas para o uso racional dos recursos naturais tem seu efeito maximizado quando a escala de planejamento é a bacia hidrográfica, pois nessa escala é possível contemplar ao mesmo tempo aspectos relacionados com a bacia vertente e também a calha fluvial. Nesse contexto, os modelos matemáticos de predição de erosão e de produção de sedimentos apresentam grande potencial para serem utilizados no planejamento racional ou sustentável dos recursos naturais. Através da modelagem, é possível criar cenários atuais ou futuros, onde modificações de clima, uso e manejo do solo podem ser alteradas para se estudar as respostas causadas à hidrologia, ao solo e à qualidade da água. Através da criação de cenários, é possível buscar formas de organização de uso das terras de forma sustentável, onde a sociedade possa usufruir desses recursos, mas preservando-os para as gerações futuras. Porém, ainda que os modelos sejam ferramentas desejáveis, existe um longo trabalho a ser feito antes que se possa lançar mão dessa importante ferramenta de planejamento. A falta de dados necessários para alimentar os modelos e, especialmente, a ausência de dados hidrossedimentológicos que permitam a sua validação são, possivelmente, os maiores fatores de restrição ao uso dessas ferramentas no Brasil.

Dentre os inúmeros modelos que vem sendo utilizados para o planejamento de bacias rurais, destaca-se o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). Este é um modelo matemático de parâmetro distribuído (quando as variáveis e parâmetros do modelo dependem de espaço e/ou tempo), permitindo que um número de diferentes processos físicos sejam simulados em bacias hidrográficas, com o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, a produção de sedimentos e a qualidade da água.

## 1.1 Justificativa e Relevância do Estudo

Verifica-se que grande parte das regiões mais pobres dos estados do Sul do Brasil coincidem com as regiões de maior fragilidade ambiental, onde o relevo é montanhoso e os solos são rasos e pedregosos. De forma geral, são regiões de formação de escoamento aonde se encontram as nascentes de rios importantes para o abastecimento dos centros urbanos, como, por exemplo, o sistema fluvial Taquari-Jacuí. Segundo a legislação, grande parte dessas regiões são enquadradas como áreas de preservação permanente. Entretanto, seu uso para fins agrícolas as vem degradando intensamente. Como principais causas dessa degradação, pode-se citar: o uso conflitivo das terras, o manejo inadequado do solo e a alienação educacional a qual a população rural é submetida (Minella, 2003).

A maioria dos impactos ambientais proporcionados por esse cenário está sendo estudada pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS, que, desde o ano de 2001, vem realizando um trabalho de pesquisa em uma pequena bacia rural localizada no município de Arvorezinha – RS, avaliando os impactos da agricultura conservacionista sobre a cultura do fumo, que é tradicionalmente cultivada por pequenos agricultores da região.

Sendo a bacia hidrográfica de Arvorezinha uma pequena bacia rural que apresenta características geomorfológicas, hidrossedimentológicas e de ocupação do solo representativa das regiões de encostas degradadas, a quantificação da produção de sedimentos torna-se um estudo imprescindível para alertar e conduzir a população e as autoridades da área sobre a necessidade de reavaliação do uso e manejo do solo. Espera-se, com isso, preservar e recuperar a bacia antes que a situação seja irreversível. Assim, torna-se importante a introdução de ferramentas (modelos) capazes de simular os processos que envolvem essa complexa relação entre o uso e o manejo dos solos e as alterações negativas ou positivas que possam ocorrer com os recursos hídricos.

Deve-se, ainda, considerar que a utilização do modelo SWAT pode auxiliar na seleção de práticas eficientes aplicadas ao solo em pequenas bacias rurais para controlar a erosão e a produção de sedimentos. Além disso, o uso da modelagem a partir da inserção de diferentes cenários de uso, manejo do solo e de mudanças climáticas poderá contribuir para o planejamento do uso racional dos recursos naturais e, posteriormente, servir de suporte à implementação de modelos de gestão ambiental.

## 1.2 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo avaliar a aplicabilidade do modelo hidrossedimentológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para estimar os processos hidrológicos e da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural.

Os objetivos podem ser explicitados mais especificamente da seguinte forma:

- Verificar o desempenho do modelo na simulação de dados hidrológicos e sedimentológicos, sem utilizar nenhuma forma de calibração;
- Simular cenários futuros, para obter uma compreensão global dos efeitos da implementação das práticas de conservação dos solos sobre os processos hidrológicos e sedimentológicos;
- Avaliar a utilização do modelo SWAT como ferramenta a ser introduzida no planejamento do uso e manejo de pequenas bacias hidrográficas.

## 1.3 Organização do Texto

Este texto apresenta-se distribuído em 6 capítulos, divididos e dispostos de forma a torná-lo mais objetivo e conciso. O presente Capítulo apresenta uma breve introdução do tema, a justificativa e os objetivos do trabalho.

Uma revisão bibliográfica é apresentada no Capítulo 2, contendo uma descrição do ciclo hidrológico, conceitos sobre bacia hidrográfica e alterações provenientes de causas naturais e antrópicas. Ainda, são apresentados resultados de estudos onde foi aplicado o modelo SWAT em diferentes cenários de uso e de manejo do solo.

O Capítulo 3 traz a caracterização da área de estudo, descreve os aspectos físicos da bacia hidrográfica de Arvorezinha, bem como seu efetivo monitoramento hidrossedimentológico. Ainda nesse capítulo, é apresentada a metodologia utilizada para a obtenção dos parâmetros climatológicos e físicos do solo, e dos planos de informação (PI's), além da sua aplicabilidade em cenários. A apresentação dos dados de entrada para a bacia hidrográfica estudada é feita neste capítulo.

No Capítulo 4, são vistos os resultados e discussão da aplicabilidade do modelo SWAT utilizado para avaliar e prognosticar o escoamento superficial, a vazão líquida, o aporte e a produção de sedimentos na bacia hidrográfica de Arvorezinha.



O Capítulo 5 é dedicado às conclusões da pesquisa realizada, com algumas recomendações para um futuro aprimoramento da metodologia.

Por fim, o Capítulo 6 apresenta as referências bibliográficas consultadas para a elaboração desta pesquisa.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Na literatura, alguns temas importantes têm sido observados para justificar a aplicação de modelos hidrossedimentológicos em pequenas bacias hidrográficas. Neste capítulo, são discutidos alguns aspectos relevantes da literatura sobre o ciclo hidrológico, balanço hídrico, hidrossedimentação em bacias hidrográficas, modelos hidrossedimentológicos existentes e a utilização do modelo SWAT na simulação da produção de sedimentos. Todos esses aspectos ajudam a compreender onde o presente trabalho se insere e quais os potenciais de aplicações do modelo SWAT para estimar a produção de sedimentos.

### 2.1 Ciclo Hidrológico

O movimento da água ocorre de maneira contínua através de um fluxo, chamado de ciclo hidrológico. Este contempla diferentes estágios que vão desde a precipitação até as águas salinas dos mares e oceanos, onde todos os corpos de água são interconectados, desde a atmosfera até o mar (Xavier, 2005; Meybeck *et al.*, 1996). As fases do ciclo hidrológico são as seguintes:

a) precipitação: compreende toda a água que cai da atmosfera sobre a superfície terrestre, podendo ser líquida (chuva) ou sólida (neve ou gelo);

b) drenagem ou escoamento: movimento de deslocamento da água na superfície da Terra. Esse deslocamento de água pode ser superficial ou subsuperficial, sendo este último responsável pela origem de córregos, lagos e rios e, eventualmente, alcança o mar. A quantidade de água que escoar depende da intensidade da chuva e da capacidade de infiltração

do solo. Quando a água da chuva atinge o solo e escoar sobre ele, inicia-se um processo de dissolução e arraste que transportará material retirado do solo até os corpos d'água;

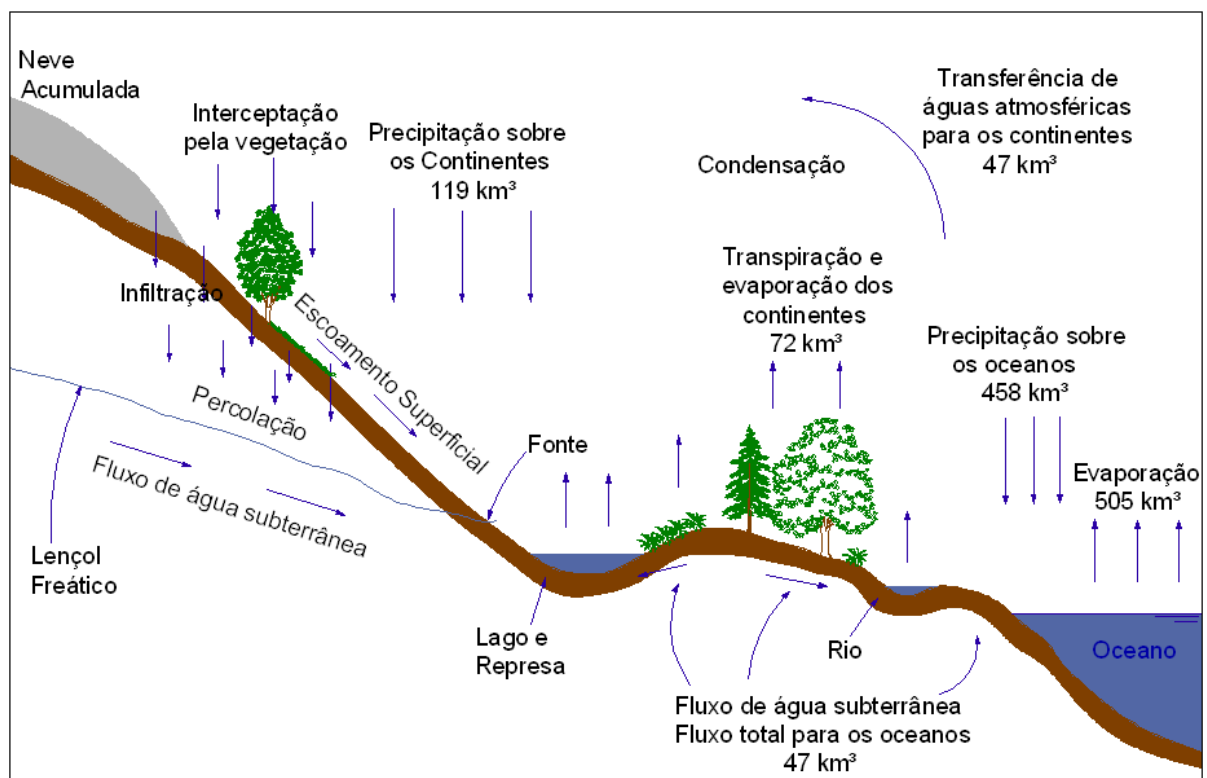
c) infiltração: corresponde a porção de água que penetra no solo;

d) percolação: consiste no movimento de água dentro do perfil do solo. A percolação pode ser rasa, responsável pela alimentação dos corpos d'água superficiais, ou profunda, onde a água é conduzida para grandes profundidades, atingindo os aquíferos;

e) evaporação: processo de transformação da água em estado líquido para a fase gasosa (vapor d'água). A maior parte da evaporação dá-se a partir de oceanos, lagos e rios; porém, os solos também contribuem para esse volume;

f) transpiração: processo de perda de vapor d'água pelas plantas. Esse mecanismo é importante, considerando-se que em uma área coberta com vegetação, a superfície das folhas para evaporação é bastante elevada.

A Figura 2.1 apresenta o ciclo hidrológico com suas peculiaridades, seus principais processos e a mensuração em  $\text{km}^3$  ( $\times 10^3$ ) dos fluxos de evaporação, precipitação e drenagem para os oceanos, considerando todo o globo terrestre.

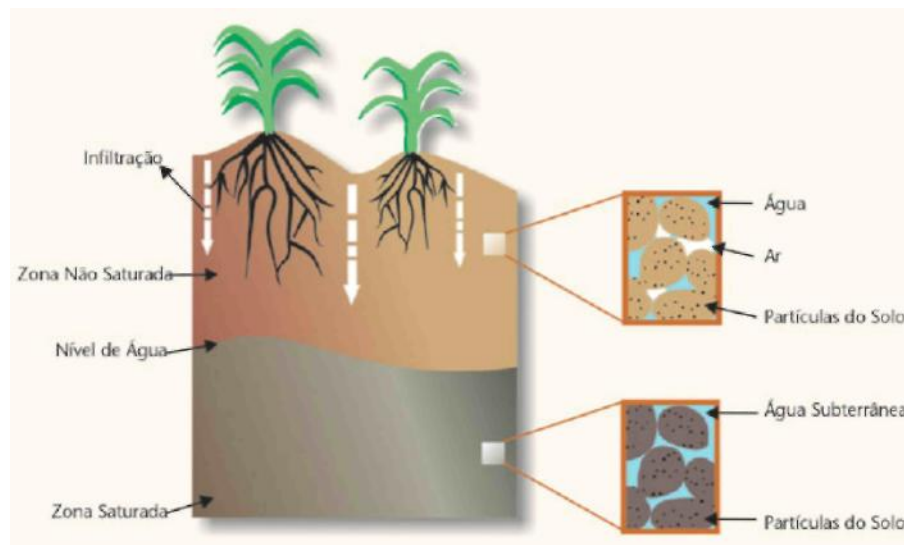


**Figura 2.1: Ciclo Hidrológico (Fonte: adaptado de Tundisi, 2003).**

O ciclo hidrológico está relacionado ao movimento e à troca de água em seus diferentes estados físicos, entre os oceanos, as calotas de gelo, as águas superficiais, as águas subterrâneas e a atmosfera. Esse movimento permanente ocorre devido à energia solar e à

ação gravitacional. Dos continentes, a água é transferida novamente para os oceanos através dos rios ou via escoamento subterrâneo.

O solo representa um compartimento importante em relação ao ciclo hidrológico. O processo de movimento da água nesse compartimento tem início através do processo de infiltração (processo de entrada de água no solo), enquanto que a distribuição da água no perfil do solo ocorre através da percolação. Nesta etapa, a água é redistribuída através da zona não-saturada (zona vadosa) e da zona saturada (Figura 2.2). Além disso, no conjunto solo-plantas ocorre a evapotranspiração, que consiste no total de água perdida para a atmosfera em áreas onde significativas perdas de água ocorrem através da transpiração das superfícies das plantas e da evaporação do solo.



**Figura 2.2: Zona saturada e não-saturada do sub-solo (Fonte: Instituto Geológico e Mineiro, 2001).**

A quantidade de água e a velocidade com que ela circula no compartimento solo são influenciadas por diversos fatores, como a cobertura vegetal, tipo de solo, geologia e temperatura local. A partir deste conjunto de fatores que atuam conjuntamente, pode-se caracterizar este fluxo através de um balanço onde são consideradas as estradas e saídas de água do compartimento solo através do balanço hídrico.

## 2.2 Balanço Hídrico

Balanço hídrico é um sistema contábil de monitoramento da água no solo (Tucci, 1997), sendo resultante da aplicação do princípio da conservação de massa para a água em um volume de solo (Pereira *et al.*, 1997).

O balanço hídrico é uma ferramenta utilizada em diversas áreas do conhecimento, tais como a agrícola, florestal e hidrológica. Dentro das atividades agrícolas, algumas práticas estão diretamente relacionadas com o balanço hídrico, como o manejo e mobilização do solo, irrigação, colheita, entre outros.

De acordo com Tucci (1997), o balanço hídrico de bacias hidrográficas geralmente visa estimar a evapotranspiração, baseando-se em dados de precipitação, evaporação e escoamento superficial e profundo.

O balanço hídrico pode ser efetuado em diversos níveis, escolhendo-se o volume de controle conveniente. Caso esse volume de controle seja uma bacia hidrográfica ou um sistema hídrico particular, a equação hidrológica fundamental é expressa por (Righetto, 1998):

$$Q_e - Q_s = V \quad (2.1)$$

onde  $Q_e$  corresponde a vazão de entrada,  $Q_s$  a vazão de saída e  $V$  é o volume armazenado na bacia ou no sistema hídrico.

A aplicação dessa equação em um intervalo de tempo  $\Delta t$  permite que a equação do balanço hídrico superficial seja expressa da seguinte forma:

$$\Delta V_P = \Delta V_S + \Delta V_Q + \Delta V_I + \Delta V_E \quad (2.2)$$

sendo  $\Delta V_P$  o volume precipitado,  $\Delta V_S$  o volume armazenado na superfície,  $\Delta V_Q$  o volume escoado superficialmente,  $\Delta V_I$  o volume infiltrado e  $\Delta V_E$  o volume evaporado.

Para um volume de controle subsuperficial, o balanço hídrico pode ser expresso por:

$$\Delta V_I = \Delta V_{SOLO} + \Delta V_G + \Delta V_{ET} \quad (2.3)$$

em que  $\Delta V_{SOLO}$  é o volume de água armazenado no solo,  $\Delta V_G$ , o volume percolado e  $\Delta V_{ET}$ , o volume evapotranspirado.

Assim, quando consideramos um volume de controle que inclui a superfície e o perfil de solo, tem-se a seguinte expressão para o balanço hídrico:

$$\Delta V_P = \Delta V_S + \Delta V_{SOLO} + \Delta V_Q + \Delta V_G + \Delta V_E + \Delta V_{ET} \quad (2.4)$$

A avaliação de cada termo da equação do balanço envolve o levantamento de dados observados ou de expressões que expressem o mecanismo de transporte dos volumes. Para quantificação dessas variáveis, utilizam-se modelos empíricos ou determinísticos, com embasamento físico, com ou sem componentes aleatórios ou probabilísticos.

O balanço hídrico pode ser contabilizado para diversos períodos de tempo, variando de horas a anos. As escalas de tempo mais utilizadas estão entre a diária e a anual, ficando a escolha dessa escala temporal a critério da finalidade da contabilidade hídrica (Gomes, 2005).

Segundo Baldissera (2005), cada termo do balanço hídrico pode ser alterado por ações antrópicas, como o desmatamento, a mudança do uso e ocupação do solo e a construção de barragens, atingindo níveis locais e regionais. Consequentemente, qualquer atividade humana que altere os fatores básicos que determinam o balanço hídrico acaba por influir na disponibilidade dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica.

### **2.3 Hidrossedimentação em Bacias Hidrográficas**

Os problemas derivados do aumento da produção de sedimentos torna-se mais preocupante à medida em que há maior desenvolvimento e ocupação do espaço geográfico, tanto do ponto de vista da mobilização como do ponto de vista da sedimentação.

O processo hidrossedimentológico em bacias hidrográficas envolve a produção de sedimentos e a sua transferência para a calha fluvial. A produção de sedimentos é resultado de uma série de processos de erosão e deposição, sendo, assim, dependente das variáveis que afetam a erosão e o transporte difuso e/ou concentrado. A erosão do solo depende da topografia local, das propriedades do solo, do clima e da cobertura vegetal, enquanto que a sua transferência (transporte) para a calha fluvial é influenciada pelo volume de água escoado, pela morfologia da bacia, por características da rede de drenagem e pelo uso do solo (Verstraeten & Poesen, 2001).

A quantidade total de material que é mobilizado em uma bacia hidrográfica é conhecida como erosão bruta ou erosão total, que inclui material particulado e dissolvido.

Contudo, nem todo o material que é destacado de um determinado local da bacia é transferido até seu exutório. Essa condição é decorrente do grau de seletividade de grãos que cada modalidade de erosão apresenta no processo de remoção e transporte, e, principalmente, devido à dinâmica hidrológica dos canais de drenagem da bacia. Segundo Walling (1999), o transporte de sedimentos para os canais aluviais através da erosão do solo atinge aproximadamente 2,3 bilhões de toneladas por ano. Porém, desse total, apenas 1,4 bilhões de toneladas chegam aos oceanos. Deve-se isto à retenção dos sedimentos pelos reservatórios que são construídos ao longo dos rios.

A origem dos sedimentos em suspensão que caracterizam a produção de sedimentos em bacias vertentes pode estar vinculada a dois tipos de fontes: camadas superficiais do solo e camadas subsuperficiais (Knighton, 1998). A mobilização das camadas superficiais do solo é causada pela erosão em entressulcos, sendo os sedimentos das camadas subsuperficiais provenientes dos sulcos e das ravinas, juntamente com os sedimentos originados das margens e do fundo do canal aluvial (Emmett, 1970; Foster, 1971).

De forma geral, nas porções altas de uma bacia hidrográfica há maior erosão e transporte de sedimentos, devido principalmente à acentuada declividade dessas áreas que geram maiores velocidades de escoamento (Kramer & Meyer, 1969). A erosão vai diminuindo da alta para a média bacia, na medida em que as declividades decrescem e as chuvas se tornam menos intensas, fora das regiões montanhosas. Na parte baixa da bacia, há muita formação de depósitos sedimentares, isto é, a maior parte dos sedimentos erodidos se distribui pelos terrenos (Foster, 1995).

Além dos fatores topográficos, a cobertura vegetal desempenha grande influência sobre os processos erosivos e de transporte de sedimentos. De acordo com Cooke & Doornkamp (1990), a cobertura vegetal reduz as taxas de erosão do solo através da proteção contra o impacto da chuva, diminuição da água disponível ao escoamento superficial, decréscimo da velocidade de escoamento superficial e aumento da capacidade de infiltração de água no solo.

O uso e manejo do solo também são fatores de grande importância na produção de sedimentos. O manejo de solo altera as condições de infiltração de água no solo (Verstraeten *et al.*, 2006). A implementação de práticas conservacionistas são medidas que visam o controle de erosão através do aumento da cobertura do solo e da infiltração e do controle do escoamento superficial. Minella (2007), estudando a influência das alterações do manejo na bacia de Arvorezinha, localizada no município de Arvorezinha/RS, através de práticas conservacionistas, como o cultivo mínimo (mínimo revolvimento do solo para possibilitar o cultivo), em substituição ao cultivo tradicionalmente utilizado pelos produtores locais

(mobilização total do solo para o cultivo), constatou, ao final de sua pesquisa, uma redução da erosão proveniente das áreas de cultivo. Por outro lado, esse autor também observou um aumento na erosão do canal aluvial. Esse resultado foi justificado pela manutenção da energia de transporte de sedimentos no canal aluvial, pois, após a redução de suprimento de sedimentos, essa energia transferiu-se para o processo de degradação do canal através da erosão das margens e do fundo.

A relação entre o uso e manejo do solo e a produção de sedimentos na escala de bacia deve ser preferencialmente estudada através do monitoramento hidrossedimentológico realizado em uma seção da rede de drenagem de uma bacia. Porém, devido à complexidade de fatores que atuam em relação à produção de sedimentos e a sua transferência para a calha fluvial, têm sido recomendados estudos baseados na identificação das fontes de sedimentos (Coleman & Scatena, 1986; Peart & Walling, 1988; Collins *et al.*, 1997; Russel *et al.*, 2001; Walling, 2005; Minella *et al.*, 2008). A partir da identificação das fontes ativas de produção de sedimentos, é possível avaliar o efeito das práticas de conservação do solo sobre a produção de sedimentos.

A solução dos problemas relacionados à hidrossedimentologia mobiliza pesquisadores da área, pois envolve um amplo conhecimento. Nesse sentido, Merten & Minella (2002) mostram que o entendimento das causas e das consequências está nas interfaces dos conhecimentos de engenharia, agronomia e ecologia, e que o controle eficaz, principalmente no que se refere à erosão hídrica, se dá na união desses conhecimentos, seja ele conceitual ou que apresente aplicabilidade em bacias hidrográficas.

Para o desenvolvimento de políticas públicas, inventários de erosão, planejamento conservacionista e projetos de engenharia, estudos relativos ao impacto da erosão sobre os recursos hídricos na escala de bacia hidrográfica tem sido demandados por gestores públicos e tomadores de decisão (Merritt *et al.*, 2003; Toy *et al.*, 2002). Buscando agilizar esses estudos, a modelagem hidrossedimentológica tem sido largamente aplicada.

## **2.4 Modelos Hidrossedimentológicos**

Os modelos hidrossedimentológicos são ferramentas computacionais que se baseiam em equações matemáticas para reproduzir os efeitos dos principais agentes ambientais (clima, solo, topografia e uso do solo) na estimativa dos componentes do processo erosivo (desagregação, deposição e transporte de sedimentos).



Para descrever e estimar a erosão hídrica e a produção de sedimentos, inúmeros modelos e relações foram desenvolvidos nas últimas décadas, variando consideravelmente em seus objetivos, escalas espacial e temporal, e também nas suas bases conceituais (Jakeman *et al.*, 1999; Wasson, 2002; Vente & Poesen, 2005).

Os processos hidrossedimentológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica são extremamente complexos, não podendo ser inteiramente representados por um único modelo. De acordo com Merritt *et al.* (2003), cada tipo de modelo serve para um propósito, sendo que nenhum modelo pode ser aplicado em todas as situações. Assim, a escolha do modelo deve ser feita considerando-se o objetivo específico a ser alcançado pela sua aplicação, sendo que alguns fatores afetam sua escolha:

- Dados requeridos pelo modelo, incluindo as variações temporais e espaciais dos dados de entrada e saída;
- Precisão e validade do modelo, considerando suas premissas básicas;
- Componentes do modelo que refletem sua capacidade;
- Objetivos do usuário do modelo, incluindo sua facilidade de uso, a escala e a forma dos dados de saída; e,
- Necessidade de capacidade computacional.

Os modelos podem ser classificados conforme os processos físicos simulados, os algoritmos que descrevem esses processos e os dados requeridos. Neste contexto, Merritt *et al.* (2003) sugeriram a seguinte classificação para os modelos: os denominados de base física, os conceituais e os empíricos ou de regressão; porém, sabe-se que a maior parte dos modelos não pode ser enquadrada rigidamente dentro de uma única categoria.

Os modelos de base física são baseados na solução de equações que descrevem o fluxo de água e sedimentos em uma bacia, como as equações de conservação de massa e do momento (Bennett, 1974). As equações que descrevem os processos nesses modelos são derivadas em pequenas escalas e sob condições físicas muito específicas, enquanto que, na prática, elas são usadas em escalas muito maiores e em condições físicas muito distintas das originais (Beven, 1989), conduzindo a resultados equivocados.

Os modelos conceituais são baseados tipicamente na representação da bacia como uma série de armazenamentos internos. Geralmente incorporam na sua estrutura os mecanismos de transferência de sedimentos e de geração de escoamento, representando os caminhos de fluxo dentro da bacia como uma série de armazenamentos, cada qual exigindo uma caracterização da sua dinâmica. Eles tendem a incluir uma descrição geral dos processos da bacia sem, no entanto, incluir detalhes específicos das interações entre os processos que demandariam informações mais detalhadas (Sorooshian, 1991). Dessa forma, os modelos conceituais

forneem uma indicação dos efeitos qualitativos e quantitativos das mudançaa de usoa do solo, sem exigir grande quantidade de dados de entrada, espacial e temporalmente distribuídaa. Os valores dos parâmetros são tipicamente obtidos por calibraçãa a partir de dados observados, como vazãa lquida e medidas de concentraçãa.

Os modelos empíricos são os mais simples dos três. Baseiam-se primeiramente na análise de observaçãa e na busca de caracterizar respostas a partir destes dados (Wheater *et al.*, 1993). Por essa razãa, são usados preferencialmente quando há limitaçãa de dados e de parâmetros de entrada, e são muito úteis em uma primeira abordagem para a identificaçãa de fontes de sedimentos.

Dentre os grupos de modelos expostos anteriormente, cada trabalho encontrado na literatura expãa preferências na escolha; porém, duas justificativas enfatizam a utilizaçãa do modelo em uma pesquisa: os processos simulados e os dados de entrada (Merrit *et al.*, 2003). Por exemplo, Thorsen (2001) considera que a capacidade dos modelos conceituais e empíricos na avaliaçãa de prátics conservacionistas é questionável, devido à natureza semiempírica da descriçãa dos processos. Em contrapartida, outros autores acreditam que os modelos conceituais e empíricos, quando aplicados de acordo com o objetivo que foi desenvolvido, podem ser mais precisos que modelos com estruturas mais complexas (Ferro & Minacapilli, 1995; Letcher *et al.*, 1999).

Segundo Santos (2002), a aplicaçãa de modelos distribuídaa com base física requer a avaliaçãa de um número relativamente grande de parâmetros relacionados ao solo, à vegetaçãa e aos aspectos topográficos em uma dimensãa espacial, sendo que, particularmente, dois problemas dizem respeito ao número de medidas e à obtençãa de valores efetivos dos parâmetros representativos na escala da malha empregada no modelo. Visando resolver esses problemas, os cientistas estão estimulando o desenvolvimento de estratégias de coletas de dados em campo e o uso da tecnologia de sensoriamento remoto (Maidment, 2002).

A escala espacial de aplicabilidade dos modelos hidrossedimentológicos é outro fator que deve ser considerado no momento da escolha do modelo, pois, de acordo Rickson (2006), estudos em nível de pequenas escalas são realizados para entendimento dos agentes primários da erosãa hídrica, desagregaçãa pelo impacto da gota da chuva, desagregaçãa e transporte pelo escoamento superficial. Já estudos ao nível de grandes escalas são direcionados para planejamento de áreas, como identificaçãa de áreas de alto risco de erosãa, bem como utilizar o solo para diminuir essa tendênci erosiva.

Os modelos para escala de bacia hidrográfrica devem ser capazes de reproduzir o comportamento da água, sedimentos e poluentes, durante todos os processos que possam ocorrer dentro da bacia. Assim, de uma maneira geral, os modelos dividem os processos de

simulação na bacia vertente e no canal fluvial (Singh & Singh, 2001). A fase de bacia engloba a transformação da precipitação em escoamento dentro da bacia; já na fase de canal, ocorre o cálculo da vazão de saída, sendo conhecidas ou arbitradas a vazão de entrada e as características do canal. Os processos sedimentológicos que ocorrem no canal aluvial são dois: agitação e degradação, sendo que estes são definidos basicamente em função da capacidade de transporte do escoamento, da carga a ser transportada e das condições de erodibilidade do canal (Merritt *et al.*, 2003).

Em síntese, alguns dos modelos são baseados em relações empíricas, apresentando algoritmos simplificados, e outros, por sua vez, utilizam equações de base física, com esquemas computacionais numéricos complexos. Contudo, Borah *et al.* (2008) constataram que os modelos simples às vezes são incapazes de gerar resultados detalhados, e os modelos discretizados são ineficientes e podem ser computacionalmente proibitivos para grandes bacias hidrográficas. Então, encontrar um modelo apropriado para uma aplicação e para um escoamento é uma tarefa desafiadora.

Diversos modelos têm sido desenvolvidos para estimar a produção de sedimentos na escala de bacia hidrográfica. Entre esses podemos citar o modelo ANSWERS - *Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation* (Beasley *et al.*, 1980), o modelo KINEROS - *KINematic runoff and EROSion* (Woolhiser *et al.*, 1990), o modelo ANSWERS - *Continuous* (Singh & Frevert, 2002), o modelo LISEM - *LImburg Soil Erosion Model* (Jetten, 2002) e o modelo SWAT - *Soil and Water Assessment Tool* (Arnold *et al.*, 1998), entre outros.

O modelo ANSWER foi desenvolvido pela Universidade de Purdue em West Lafayette, Indiana. A base conceitual hidrológica foi desenvolvida por Huggins e Monke (1966), enquanto que o componente erosão foi desenvolvido por Foster e Meyer (1972). O ANSWER é um modelo espacialmente distribuído que possibilita simulação de eventos, sendo apropriado para avaliar os efeitos das práticas de manejo do solo sobre a erosão e a produção de sedimentos. Seus principais componentes são: escoamento superficial, infiltração, escoamento subsuperficial, erosão do solo e transporte de sedimentos pelo escoamento superficial. O escoamento superficial é determinado pela equação de Manning e equação da continuidade, e a erosão do solo é determinada pela Equação Universal de Perda de Solo.

O modelo ANSWER-Continuous foi proposto, com base no modelo ANSWER, no Instituto Politécnico da Virginia e Universidade de Blacksburg, Virginia. Nessa versão, é possível calcular o transporte de nutrientes, sendo esse componente desenvolvido com base nos modelos GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987) e EPIC (Williams *et al.*, 1984), entre outros. É

um modelo de simulação contínua de longo período, utilizado para analisar os efeitos de longo período de mudanças hidrológicas e de práticas de gerenciamento de bacias hidrográficas, principalmente práticas agrícolas. Seus principais componentes são: balanço de água diário, infiltração, escoamento superficial, evapotranspiração, desagregação e transporte de sedimentos e nutrientes. O escoamento superficial é também determinado pela equação de Manning e equação da continuidade. Para determinar a desagregação pelo impacto da gota da chuva e pelo escoamento, são utilizados fatores da Equação Universal de Perda de Solo, e, para determinar o transporte e deposição, é utilizada a equação de Yalin modificada.

O modelo KINEROS foi desenvolvido pelo USDA-ARS em Fort Collins, Colorado. É um modelo distribuído, que simula parâmetros hidrossedimentológicos para um único evento e avalia os efeitos das práticas de manejo sobre a erosão e produção de sedimentos. Seus principais componentes são: hidrologia, escoamento superficial, erosão e transporte na superfície do solo, erosão e transporte no canal e estruturas de contenção do escoamento e sedimentos. O escoamento superficial é calculado pelo método da onda cinemática, e a desagregação, pelo impacto da gota da chuva, enquanto o transporte de sedimentos e a deposição são determinados com base na capacidade de transporte de sedimentos.

Outro modelo desenvolvido com propósito de investigar o efeito das práticas conservacionistas na escala de pequenas bacias é o LISEM. Esse foi originalmente desenvolvido para a Província de Limburg, Holanda. É um modelo espacialmente distribuído (ou seja, permite identificar posições de erosão e de depósito), com a finalidade de simular a erosão, transporte e deposição durante e imediatamente após um único evento em uma pequena bacia hidrográfica. O LISEM tem como principais componentes a representação de processos hidrológicos, erosão em sulcos e em entressulcos e a fase de canal (agração e degradação). Além desses, o modelo dispõe de um algoritmo adicional, capaz de simular processos de erosão em ravinas. O escoamento superficial é determinado pelo método da onda cinemática e a equação de Manning. Um aspecto interessante desse modelo que deve ser destacado é que esse procura representar as alterações provocadas pelo manejo das condições de superfície e subsuperfície do solo, como formação da crosta e de camadas compactadas, que têm a ver com o movimento de água no solo e os processos de formação do escoamento.

O modelo SWAT foi desenvolvido pelo USDA-ARS em Temple, Texas. Foi originado, principalmente, do modelo SWRRB (Arnold *et al.*, 1990) e possui característica dos modelos CREAMS (Knisel, 1980), EPIC (Williams *et al.*, 1984), GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987) e ROTO (Arnold *et al.*, 1995). É um modelo de simulação contínua de longo período. Foi desenvolvido para auxiliar no planejamento voltado para a conservação do solo e da água. O modelo possui oito principais componentes: hidrologia, clima, sedimentação,

temperatura do solo, crescimento da vegetação, nutrientes, pesticidas e práticas agrícolas. O escoamento superficial é estimado pelo método da Curva Número e a vazão de pico pelo método Racional Modificado (Neitsch *et al.*, 2002). A produção de sedimentos é determinada pela Equação Universal da Perda de Solo Modificada – MUSLE (Williams, 1975).

Diante desta contextualização de modelos hidossedimentológicos, percebe-se que a simulação de diferentes cenários futuros de forma rápida e de baixo custo, é o principal objetivo de tanto empenho no uso, proposição e validação desse tipo de ferramenta. Pode-se dizer que a modelagem é a uma forma prática, rápida e barata de se simular cenários futuros dos recursos naturais, possibilitando a proposição de soluções para contornar alguma situação subsequente indesejada.

## **2.5 Utilização do Modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT)**

O SWAT é um modelo que gradualmente vem ampliando suas fronteiras no ambiente científico, pois possui um perfil de modelagem que engloba diversos componentes hidrológicos e agrônômicos, tornando-o um modelo versátil para auxiliar órgãos públicos na tomada de decisão diante de situações conflitivas do uso do solo que resultam em intensos processos erosivos (Vaché *et al.*, 2002; Santhi *et al.*, 2003; Chu *et al.*, 2005).

Para a melhor compreensão do funcionamento do modelo SWAT no diagnóstico de processos erosivos, são apresentadas suas características básicas (Arnold *et al.*, 1998):

- O modelo requer informações específicas sobre o clima, as propriedades do solo, a topografia, a vegetação e as práticas de manejo do solo 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 pelo modelo utilizando esses dados de entrada. Um aspecto positivo dessa característica do modelo é que foi desenvolvido para ser aplicado em bacias não monitoradas;
- É computacionalmente eficiente, podendo simular extensas bacias hidrográficas sem gastos excessivos de tempo;
- 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 décadas de simulação. O modelo não foi desenvolvido para simular eventos isolados de precipitação;

- O modelo não requer calibração, caso não existam informações disponíveis e de qualidade (a calibração não é possível em bacias hidrográficas não-instrumentadas).

A utilização do modelo SWAT pode estar vinculada a diversos propósitos, de acordo com o objetivo de cada trabalho; uns visam avaliar o comportamento hidrológico, outros buscam quantificar a produção de sedimentos, baseando-se em diferentes usos e manejo do solo, além de ser aplicado para avaliar a propagação de nutrientes e pesticidas. Nesse contexto, foram selecionados alguns trabalhos da literatura que aplicaram o modelo SWAT, visando ilustrar sua capacidade de reproduzir o comportamento hidrossedimentológico em bacias hidrográficas.

O escoamento superficial é considerado o principal agente de transporte de sedimentos e de poluentes em uma bacia hidrográfica. Dessa forma, Van Liew & Garbrecht (2003) buscaram avaliar o comportamento do modelo SWAT para simular o escoamento superficial em três sub-bacias do Sudoeste de Oklahoma (EUA), considerando diferentes condições climáticas (normais, com deficiência e com excesso hídrico). Resultados mostraram que o modelo foi capaz de simular de forma adequada o escoamento superficial em apenas uma sub-bacia. Para as demais, foi necessário utilizar o processo de calibração para conseguir resultados satisfatórios nas condições de clima normal e com deficiência hídrica. Para as condições de excesso hídrico, o escoamento superficial foi simulado de forma inadequada. Da mesma forma, Govender & Everson (2005), avaliando o comportamento hidrológico de duas pequenas bacias hidrográficas na África do Sul, também encontraram em suas pesquisas melhores resultados na simulação com o SWAT para anos mais secos que anos úmidos. Um consenso entre os autores para explicar esses resultados é que o SWAT possui limitações para quantificar a água disponível no solo.

Utilizando-se bacias experimentais localizadas no Texas, Srinivasan *et al.* (1998) validaram componentes hidrossedimentológicas do modelo SWAT. Nessa validação, foram obtidas taxas de escoamento superficial mensais próximas às observadas; porém, em alguns anos, durante a primavera e o verão, o modelo superestimou o escoamento superficial. Entretanto, essa superestimativa foi justificada devido a chuvas variáveis durante esses períodos. Nas simulações de produção e de transporte de sedimentos realizadas neste estudo, foram obtidos resultados considerados satisfatórios, considerando as limitações do modelo.

O modelo SWAT é um modelo considerado semi-distribuído, o que possibilita identificar fisicamente áreas com diferentes comportamentos hidrossedimentológicos. Essa capacidade de resposta do modelo possibilita tomadas de decisões diferenciadas dentro de uma mesma bacia hidrográfica, através da identificação de áreas onde os processos erosivos ou de contaminação ambiental sejam mais ativos. Nesse sentido, Tripathi *et al.* (2003)

estudaram uma pequena bacia hidrográfica agrícola localizada em Nagwan, na Índia. Neste estudo os autores, através de simulações de escoamento superficial, transporte de sedimentos e perdas de nutrientes, verificaram que o modelo SWAT apresentou desempenho satisfatório. Porém, o outro foco do trabalho foi avaliar o comportamento das sub-bacias geradas pelo modelo, sendo que foi comprovado que nem todas as sub-bacias contribuíram com os volumes de água, sedimentos e nutrientes para o exutório, ficando poucas áreas responsáveis pelos valores mais elevados de perdas desses materiais. Os autores concluíram que, através da aplicação do modelo, foi possível identificar as sub-bacias críticas, que contribuem mais intensamente com os parâmetros hidrossedimentológicos, podendo ser utilizado, de maneira eficaz, no desenvolvimento de planos de manejo de bacias hidrográficas com priorização de áreas críticas.

Com relação à escala temporal de resolução do modelo SWAT, esse é capaz de simular os processos hidrossedimentológicos para intervalos de tempo diário e sub-diário, resultando em respostas mais discretizadas sobre os eventos. Spruill *et al.* (2000) buscaram, em seu trabalho, avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT em reproduzir as vazões diárias em uma micro-bacia rural com área de 5,5 km<sup>2</sup>, localizada no Centro de Estudos da Universidade de Kentucky, nos E.U.A, durante um período de dois anos. Ao analisar os resultados diários, constataram que, devido ao rápido tempo de resposta da bacia decorrente do seu reduzido tamanho, o SWAT não apresentou resultados diários satisfatórios, fornecendo coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) que variaram entre -0,04 e 0,19; porém, ao analisar os dados mensalmente, os valores do COE atingiram 0,58 e 0,89, em cada ano simulado. Os autores concluíram que o modelo SWAT pode ser aplicado em pequenas bacias hidrográficas para simulações de vazão, porém, as análises comparativas mensais se mostraram mais adequadas do que as diárias.

O modelo SWAT também tem sido utilizado no Brasil (Oliveira, 1999; Machado, 2002; Baldissera, 2005; Moro, 2005; Prado, 2005; Minoti, 2006; Adriolo *et al.* 2008). Oliveira (1999) aplicou esse modelo na bacia hidrográfica do rio Jones, na Bahia (755,4 km<sup>2</sup>), para estudar as alterações hidrossedimentológicas provocadas pelos diferentes usos e ocupações no solo nessa bacia. Nesse trabalho, o autor constatou, ao final dos seus estudos, que a redução da vegetação nativa e o aumento da urbanização incrementaram as perdas de solo em aproximadamente 17% durante 13 anos de simulações. Dessa forma, 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 na bacia hidrográfica.

Outro trabalho interessante usando o modelo SWAT no Brasil foi desenvolvido por Machado (2002) e Machado *et al.* (2003). Esses aplicaram o modelo SWAT na bacia do Ribeirão do Marins/SP (59,7 km<sup>2</sup>), onde simularam dois cenários alternativos de uso do solo. No Cenário 1, o uso atual foi mantido e acrescentado uma faixa de mata ciliar de 30 m em toda a extensão dos cursos d'água, e de 50 m ao redor das nascentes, de acordo com o Código Florestal Brasileiro. No Cenário 2, foi simulado o uso com pastagem nas áreas de encostas mais íngremes da bacia, enquanto que as áreas de pastagens foram substituídas por floresta nativa. As simulações dos dois cenários foram comparadas com as condições do cenário atual em termos de produção de sedimentos. Os cenários geraram diferentes padrões espaciais da produção de sedimentos com uma redução de 84,4 % na produção de sedimentos obtida com a substituição da pastagem por vegetação nativa (Cenário 2), e uma redução de 10,8 % com a mudança de uso no Cenário 1.

O modelo SWAT possui aplicabilidade comprovada para auxiliar gestores ambientais em práticas de conservação do solo e água em bacias hidrográficas. Mas, novas perspectivas de sua aplicação dentro de outras áreas, como engenharia de sedimentos, estão sendo avaliadas. Mishra *et al.* (2007) utilizaram o modelo SWAT na calibração e validação da produção de sedimentos na bacia hidrográfica de Banha, localizada a nordeste da Índia com aproximadamente 17 km<sup>2</sup>. O objetivo do trabalho foi verificar a possibilidade de utilização do modelo na estimativa de sedimentos em barragens. Os resultados de produção de sedimentos foram muito satisfatórios, tanto nas simulações diárias quanto mensais ( $R^2$  entre 0,82 e 0,98), mostrando que o modelo pode ser aplicado em pequenas bacias, além de representar uma ferramenta útil para o dimensionamento de estruturas hidráulicas.

Diante de estudos promissores com a utilização do modelo SWAT em diversos locais do mundo, esse modelo torna-se um suporte para resultados e fundamentação científica, motivando discussões e propostas de soluções aos problemas ambientais em bacias hidrográficas.



### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

Neste capítulo, descrevem-se os materiais e métodos utilizados durante a dissertação. São incluídos no capítulo a caracterização da área de estudo, a descrição do modelo SWAT, a base de dados de entrada utilizada neste estudo, além das análises estatísticas utilizadas para avaliar sua aplicabilidade.

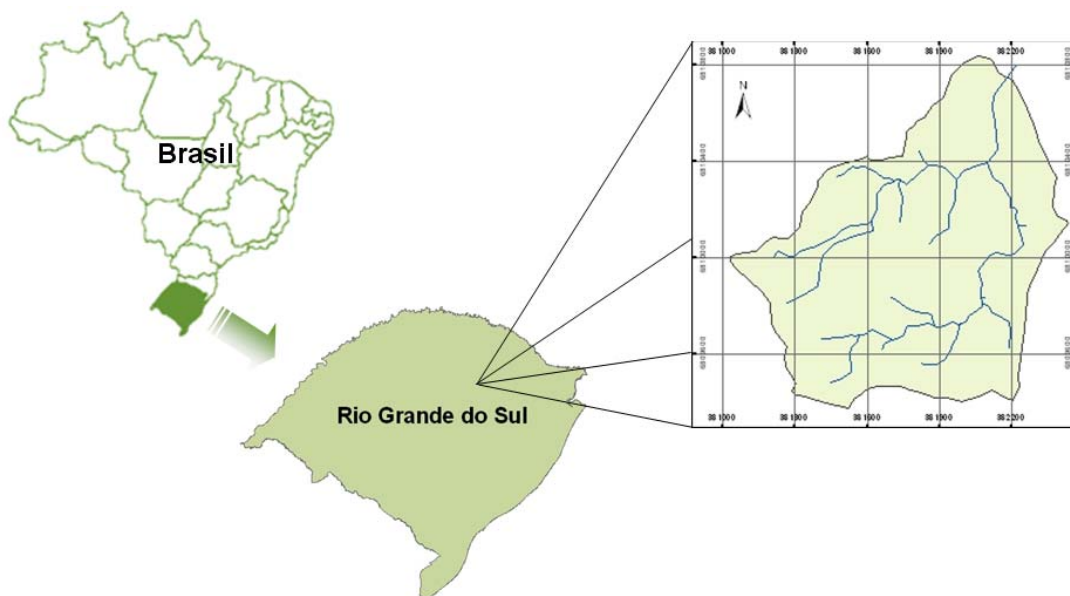
#### **3.1 Caracterização da Área de Estudo**

Na sequência é apresentada a área de estudo, bem como as características socioeconômicas e físicas da região, com o intuito de esclarecer a motivação pela escolha do local da pesquisa.

##### **3.1.1 Localização da Bacia Hidrográfica**

Este estudo foi desenvolvido em uma Pequena Bacia Hidrográfica Rural, localizada na comunidade Cândido Brum, no município de Arvorezinha, região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul (28°52'10" S e 52°10'30" O), distando 212 km de Porto Alegre, como mostra a Figura 3.1.

A área de drenagem da bacia hidrográfica de Arvorezinha é de 1,19 km<sup>2</sup>, tendo o arroio Lajeado Ferreira como principal corpo hídrico, sendo este um rio de cabeceira, afluente na margem esquerda do rio Guaporé, que, por sua vez, está inserido na bacia hidrográfica Taquari-Antas.



**Figura 3.1: Localização da bacia hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira, Arvorezinha/RS.**

A Figura 3.2 ilustra a grande declividade da superfície da bacia hidrográfica de Arvorezinha, sendo característica típica de bacia de cabeceira.



**Figura 3.2: Vista da região próxima à bacia hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira, Arvorezinha/RS.**

### 3.1.2 Características Socioeconômicas

Os solos da região Sul do Brasil têm sido intensamente utilizados com agricultura, estando o plantio de fumo inserido nesse cenário. De uma maneira geral, as áreas de fumo são cultivadas em áreas marginais, ou seja, aquelas sem aptidão agrícola para cultivo intensivo, devido principalmente ao relevo movimentado. Aliado a este aspecto, somam-se os problemas de manejo de solo, onde o preparo com uso do arado promove uma excessiva mobilização do solo e incorporação de resíduos que favorece o processo erosivo e a degradação dos recursos naturais. A degradação desses recursos tem implicações locais, como a perda da capacidade produtiva dos solos devido à erosão e a transferência das camadas mais férteis, através dos sedimentos, para os cursos de água, resultando em implicações negativas aos recursos hídricos.

Conforme apresentado pelo IBGE (2006), a região Sul do Brasil é responsável por 96% da produção nacional do fumo. Ainda, a região Sul do Brasil possui 180.520 famílias produtoras de fumo, e dessas, 65.517 têm entre 1 e 10 ha. O cultivo é feito principalmente por pequenos agricultores, cuja mão-de-obra é basicamente familiar. Nas últimas décadas, tem havido um aumento gradativo do número de famílias produtoras de fumo, do número de hectares plantados e da produção (AFUBRA, 2008).

As famílias residentes na bacia de Arvorezinha têm como principal fonte de renda a cultura do fumo. Devido às características históricas, culturais e topográficas, a região é caracterizada por pequenas propriedades rurais, com mão-de-obra exclusivamente familiar e, de acordo com FEE (2005), essa região apresenta os maiores índices de pobreza do Estado.

Dentro dessa visão, em 2001, o Governo Estadual do Rio Grande do Sul juntamente com o Banco Mundial, financiaram um programa de desenvolvimento, enfocando áreas identificadas como de pobreza rural. Esse programa foi denominado de Programa de Combate a Pobreza Rural (RS-RURAL), que teve como objetivo melhorar a qualidade de vida da população rural através de ações voltadas para a preservação dos recursos naturais e de infraestrutura rural. As ações do programa foram baseadas no incremento das atividades econômicas nas comunidades, no estabelecimento de melhores técnicas de aproveitamento dos recursos naturais e na melhoria do sistema de saneamento, entre outros aspectos (Minella, 2007). Para avaliar as alterações ambientais das ações desse Programa em 2001, foi iniciado o Projeto de Monitoramento Ambiental de Microbacias Hidrográficas sob responsabilidade da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Instituto de Pesquisas Hidráulicas) e da Universidade Federal de Santa Maria (Centro de Ciências Rurais).

### 3.1.3 Clima

De acordo com a classificação de Koppen, a bacia de Arvorezinha está inserida em uma região de clima Cfb – clima temperado, superúmido, mesotérmico, com verões frescos, geadas severas e frequentes, sem estação seca. A temperatura média diária do mês mais quente é inferior a 22 °C, e a do mês mais frio superior a 3 °C. A variação da precipitação anual é de 1250 a 2000 mm, sendo que o volume das chuvas é bem distribuído durante o ano, não havendo uma estação seca ou chuvosa definida. (Nimer, 1990).

De acordo com Quadro *et al.* (1996), a climatologia da região é determinada pelos seguintes fenômenos:

- Sistemas frontais, que são responsáveis por grande parte dos totais pluviométricos registrados;
- Sistemas convectivos de mesoescala; e,
- Relação de anomalias positivas de precipitação e a ocorrência do fenômeno *El Niño*.

Argenta *et al.* (2001) determinaram a erosividade da chuva para a bacia de Arvorezinha conforme o método desenvolvido por Lombardi (1977), obtendo como resultado um valor de 6.540 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Para este estudo, basearam-se em dados de 12 estações pluviométricas distribuídas na região de Arvorezinha e concluíram que os meses onde ocorrem as chuvas com maior erosividade são setembro (1.094 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e outubro (894 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), coincidindo com o período em que o solo está sendo preparado para o plantio de fumo na bacia, o que representa um aumento na suscetibilidade das perdas de solo via erosão hídrica.

### 3.1.4 Cobertura Vegetal e Manejo do Solo

A vegetação pode ser considerada um importante indicador das condições ambientais de uma região, pois protege o solo, reduz o transporte de sedimentos e o assoreamento dos recursos hídricos, além de contribuir para a manutenção da diversidade biológica. Entretanto, nas últimas décadas, as pressões antrópicas têm ocasionado a substituição da paisagem natural por outros tipos de uso do solo, principalmente pelas culturas de erva-mate e fumo, reduzindo as áreas de vegetação natural contínua em fragmentos florestais (Périco & Cemin, 2006).

Na região de inserção da bacia de Arvorezinha, a vegetação nativa é a floresta subtropical da Mata Atlântica brasileira, apresentando grande biodiversidade, porém nitidamente alterada pelo extrativismo e agricultura (Minella, 2007).

Essas alterações iniciaram-se juntamente com o povoamento da região na década de 20, quando começou a exploração do solo com erva-mate, madeira e cultivos de subsistência. Com o aumento populacional e das propriedades, as áreas ocupadas com lavoura cresceram rapidamente atingindo a máxima exploração na década de 60, no qual 75% da área da bacia era ocupada com cultivos agrícolas (Lopes, 2006).

Analisando as características macrorregionais, foi diagnosticado que a bacia do rio Taquari-Antas apresenta quatro regiões fitoecológicas associadas à Mata Atlântica e consideradas como zona de transição: Savana, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Áreas de Tensão Ecológica. Em nível local, a vegetação encontrada é a Floresta Ombrófila Mista, caracterizada originalmente por araucárias, erva-mate, xaxim, cedro, camboatá, imbuía, canela, bugreiro, tarumã, mamica-de-porca, branquilha, goiana serrana, espinheira santa, entre outras (Fundação, 2002).

Atualmente, devido ao processo de expansão agrícola, a região da bacia hidrográfica é caracterizada pela ampla presença de lavouras, restando poucas áreas com vegetação nativa, onde nem as matas ciliares são preservadas.

Como citado anteriormente, a produção de fumo é a principal atividade econômica das propriedades encontradas nessa bacia. O sistema produtivo utilizado pelos agricultores, até o ano de 2003, era baseado no elevado uso de insumos e no intenso revolvimento de solo, realizado entre os meses de agosto e outubro. Além das áreas de cultivo, são encontradas na bacia áreas com pastagem natural, pousio (sistema adotado pelos agricultores, onde o solo é deixado sem cultivar por um determinado período) e floresta secundária. Porém, a partir de 2003, através do Programa RS-RURAL, vem sendo implementadas técnicas de conservação de solo, onde as práticas de adubação verde de inverno e o sistema de cultivo mínimo têm sido adotados em quase 95% da área cultivada com fumo na bacia hidrográfica no ano de 2009 (FAURGS, 2009).

O preparo do solo é uma operação agrícola que objetiva melhorar as condições do solo para a semeadura das culturas. Esse preparo envolve desde grandes mobilizações de solo, através da aração, até a condição onde não há revolvimento, sendo esse sistema de semeadura chamado de plantio direto. Uma condição intermediária é o revolvimento parcial do solo através do chamado cultivo mínimo.

No sistema de preparo considerado convencional (Figura 3.3), as camadas superficiais do solo são revolvidas, objetivando controlar plantas espontâneas e incorporar corretivos e

fertilizantes, aumentar os espaços porosos e com isso aumentar a permeabilidade e o armazenamento de ar e água, facilitando o crescimento das raízes das plantas (Braunak & Dexter, 1989). Entretanto, tal prática pode acarretar sérios problemas com o passar dos anos, principalmente se não for feita com critério. O revolvimento devido a ação dos equipamentos de preparo expõe o solo à ação das chuvas e do escoamento superficial, que atuam como agentes capazes de reduzir o tamanho dos agregados e consequentemente a porosidade do solo.

Na bacia de Arvorezinha, o sistema de plantio convencional do fumo consiste na aração (arado de aiveca), seguida de gradagem (grade de dente), sendo realizadas duas vezes ao ano: na implantação da cultura de inverno, que na maioria das áreas é a aveia (*Avena strigosa*), e na implantação da cultura de verão, que é o fumo. Após estes processos de aração, para o plantio do fumo, é aberta uma verga no solo, na qual é aplicada a adubação de base e em seguida a verga é fechada e remontada, construindo-se assim um camalhão, sobre o qual é plantada a muda de fumo, com um espaçamento de 0,40 m entre mudas. O camalhão é feito seguindo o nível aproximado das curvas de nível, com um espaçamento de 1,20 m entre camalhões, e apresenta uma seção de base de 0,30 m e altura de 0,30 m. Para o caso do cultivo mínimo, os camalhões são construídos antes ou após a implantação da cultura de inverno. Em ambos os casos, parte da superfície do solo é exposta, pois há revolvimento do solo nas linhas do camalhões (Dalbianco, 2009).

O sistema de cultivo mínimo consiste na mobilização do solo somente na linha de plantio, onde é introduzida a adubação e as mudas de fumo, permanecendo sobre a superfície os resíduos vegetais da cultura anterior, o que evita a erosão e o impacto direto das gotas de chuva (Figura 3.4). O sistema de plantio direto é semelhante ao cultivo mínimo, porém o plantio ocorre diretamente sobre os resíduos vegetais, sem haver nenhuma forma de revolvimento do solo (Figuras 3.5 e 3.6). Com a implementação desses dois tipos de manejo, o solo recupera a estrutura, assim a matéria orgânica e os nutrientes ficam concentrados na camada superficial, favorecendo o desenvolvimento da cultura.



**Figura 3.3: Preparo do solo para o plantio, baseada no sistema de cultivo convencional (aração e gradagem com uso da tração animal).**



**Figura 3.4: Lavoura de fumo durante o plantio com revolvimento somente na linha de semeadura (cultivo mínimo).**



**Figura 3.5: Lavoura preparada para o plantio direto do fumo.**



**Figura 3.6: Cultura de fumo já desenvolvida no sistema de plantio direto.**

Neste trabalho, na aplicação do modelo SWAT, foram considerados todos os tipos de cobertura vegetal presentes na bacia, como floresta, fumo, aveia, milho, feijão e pastagem, sendo que, nas áreas de lavoura, também foram discriminados os sistemas de manejo supracitados, como forma de avaliar seus impactos erosivos.

### **3.1.5 Relevo**

O relevo da região está relacionado à litologia e à tectônica regional, distinguindo-se três fases principais: a) plano a suavemente ondulado; b) ondulado; e, c) fortemente ondulado

a montanhoso. Considerando que a rocha basáltica é o material de origem comum a todos os solos, o principal fator diferenciador entre os tipos de solo é o relevo, condicionando os fluxos de água e a drenagem aos processos erosivos e de acumulação de materiais (Lopes, 2006).

De acordo com Minella (2007), o relevo na parte superior da bacia é ondulado, com declividade média de 7%. Nessa área da bacia, em geral, o processo erosivo está associado mais aos fatores antrópicos do que com o relevo. No terço médio e inferior da bacia, entre as cotas 570 e 640 m, o relevo apresenta-se forte ondulado, com vertentes curtas, vales encaixados, alta declividade e solos rasos. Nessa área, o efeito do relevo é mais importante, sendo que a topografia determina um alto potencial erosivo nessa parte da bacia, proporcionando o esculpimento ativo do relevo pela drenagem.

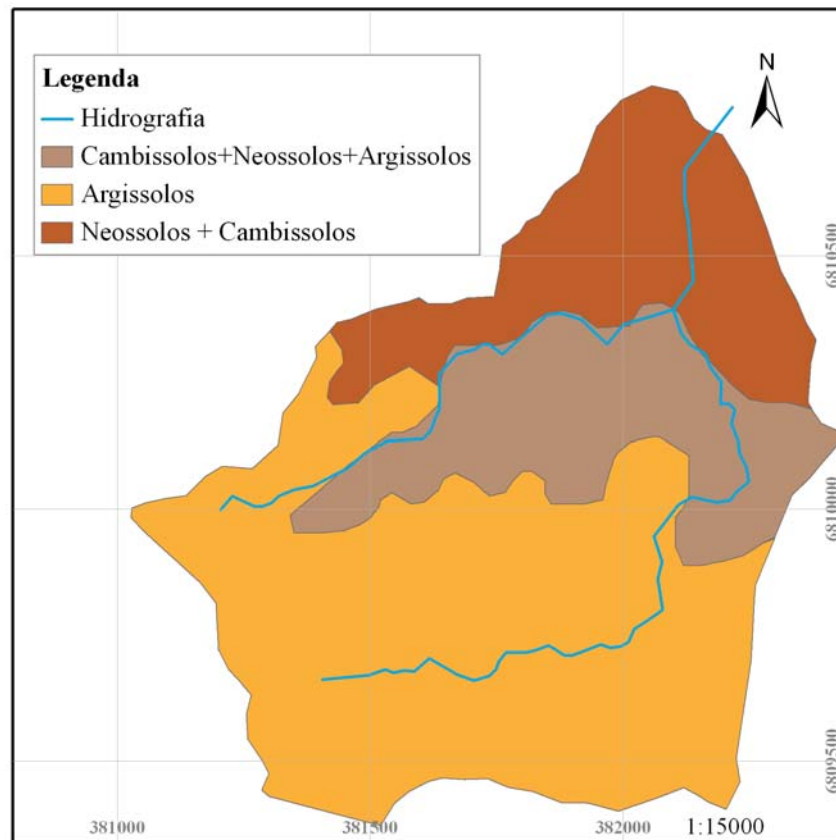
### **3.1.6 Solos**

O conhecimento dos tipos de solos, bem como suas características físicas e morfológicas, possibilita prever o comportamento de cada unidade de solo diante da ação erosiva das chuvas.

Na bacia de Arvorezinha, o levantamento dos tipos de solo foi realizado pela EMATER de Porto Alegre (EMATER, 2002). O tipo de levantamento foi semidetalhado, as unidades de mapeamento foram associações e unidades simples constituídas de classes de solos.

Os solos presentes na bacia hidrográficas são classificados como Argissolos, Cambissolos e Neossolos (EMBRAPA, 2006). Na Figura 3.7, são mostradas as principais unidades e associações de solos encontradas na bacia.





**Figura 3.7: Distribuição e unidades dos solos da bacia de Arvorezinha.**

Através da Figura 3.7, pode-se observar que na parte superior da bacia encontra-se a classe dos Argissolos, que são solos mais profundos, ficando em concordância com o relevo suave ondulado encontrada nessa área da bacia. Na parte inferior, próxima ao exutório, onde o relevo é forte ondulado a montanhoso, os solos são rasos, e as principais classes encontradas são Neossolos e Cambissolos. Na região intermediária da bacia, aparece a associação das três classes de solos.

Na seqüência, é apresentada uma breve descrição das características físicas e morfológicas dessas três classes de solos.

### **3.1.6.1 Argissolos**

Os Argissolos encontrados na microbacia são solos medianamente profundos. A condição de drenagem varia de moderadamente drenado a mal drenado, dependendo da posição que ocupam na paisagem. Alguns apresentam coloração vermelha uniforme em locais

bem drenados, e outros com cores mais brunadas e amareladas em áreas mais úmidas. Normalmente têm uma sequência de horizontes A-Bt-C. No perfil, mostra grande diferenciação entre os horizontes A e B, quanto à cor, bem como na textura mais argilosa no horizonte B, caracterizando a presença de um gradiente textural. Podem, também, apresentar um horizonte B incipiente (presença de saprólito da rocha matriz). Os Argissolos da microbacia apresentam baixa CTC e, portanto, uma capacidade limitada para reter nutrientes disponíveis para as plantas. Entretanto, pelo fato de apresentarem textura franco argilosa no horizonte A e muito argilosa no B (> 60% argila), tem baixa permeabilidade e descontinuidade na infiltração de água na zona de transição do horizonte A para o B. Os Argissolos são solos com elevada acidez na maior parte do perfil, o que se deve aos altos teores de  $Al^{3+}$  trocável ( $\geq 4$  cmolc/kg) e baixa saturação de base (< 50%). Na microbacia, os Argissolos ocorrem tipicamente em situações de relevo suavemente ondulado (declividade inferior a 10%), principalmente próximos as nascentes dos mananciais hídricos, podendo ocupar desde as posições de interflúvio até o terço inferior das coxilhas. Também aparecem nos declives entre 10 a 15%, nos locais considerados úmidos em períodos chuvosos. Além disso, ocupam grandes extensões em relevo regional suavemente ondulado, geralmente situados em relevo regional ondulado, ocupam extensões menores, com relevo local suavemente ondulado.

### 3.1.6.2 Cambissolos

Os Cambissolos são solos em processo de transformação que não apresentam características suficientes para serem classificados em outras classes de solos. A presença de fragmentos de rochas é comum nos Cambissolos, demonstrando seu baixo grau de intemperismo.

Os Cambissolos têm profundidade variando de pouco profunda (< 1,0 m) a profunda (< 1,5 m). Geralmente são bem drenados e apresentam perfis com uma sequência de horizontes A-Bi-C. O horizonte A tem cores escuras, enquanto que o horizonte B tem uma coloração com cores mais amarelada, com presença de fragmentos de saprólito de basalto; no horizonte C predomina o saprólito de basalto (rocha “podre”). A coloração mais brunada do horizonte B é indicativa, da condição de solo melhor drenado, enquanto que a condição amarelada indica condição de moderadamente drenado. Na bacia de Arvorezinha, os

Cambissolos ocupam um relevo forte ondulado, e suave ondulado a ondulado. Todos eles ocorrem associados aos Neossolos e aos Argissolos.

### **3.1.6.3 Neossolos**

Os Neossolos são solos pouco profundos (< 1,0 m) a profundos (<1,5 m), apresentando perfis com uma sequência de horizontes A-Cr-R ou A-A/Cr-R, onde a rocha (camada R) situa-se em profundidade maior do que 0,5 m da superfície. O horizonte A tem coloração escura ou avermelhada e está assentado sobre um horizonte Cr geralmente de espessura maior que 1,0 m, constituído por saprólito (rocha “podre”) com alto grau de fraturamento. Devido à condição de relevo que ocupam os Neossolos, geralmente apresentam uma alta pedregosidade, cuja remoção permite um uso mais intensivo com culturas anuais, possibilitando práticas agrícolas mecanizadas. Entretanto, a sua profundidade limitada (em comparação aos Argissolos e Cambissolos) condiciona um volume restrito de água armazenada, podendo afetar a produção agrícola por deficiência de água para as plantas nas estiagens prolongadas. Os Neossolos são encontrados na parte inferior da bacia de Arvorezinha, onde o relevo é forte ondulado e montanhoso.

### **3.1.7 Monitoramento Hidrossedimentológico**

A dinâmica da água e dos sedimentos em uma bacia hidrográfica é, hoje, um aspecto de fundamental importância para qualquer programa de planejamento e gestão dos recursos hídricos, pois de acordo com o seu comportamento pode-se avaliar se a bacia está em equilíbrio ou em processo de degradação.

De acordo com Walling (2003), uma proporção significativa dos sedimentos transportados até os rios provém das áreas agrícolas e a magnitude do processo é reflexo da degradação do solo. Contudo, esse processo numa bacia hidrográfica tem comportamento dinâmico, complexo e depende de diversas variáveis que o monitoramento poderá elucidar. Dessa forma, as informações hidrológicas são úteis para o planejamento e gerenciamento dos

recursos hídricos de uma bacia, e a magnitude quali-quantitativa dos recursos hídricos está diretamente ligada ao seu monitoramento (Paiva, 2001).

Visando avaliar a qualidade de vida na bacia hidrográfica de Arvorezinha, iniciou-se em 2001 um monitoramento multi-criterial das condições físicas e humanas deste local. Este trabalho terá um enfoque nas características físicas da bacia, onde, a seguir, serão descritos os procedimentos utilizados neste estudo.

Primeiramente, foram selecionados os locais adequados para a instalação dos equipamentos, bem como o local para a delimitação da bacia hidrográfica a ser monitorada. Assim, após a implementação da bacia, os equipamentos disponíveis e utilizados neste trabalho foram: uma estação meteorológica (Davis®), calha *Parshall* de concreto, linígrafo de pressão, cinco pluviômetros, um pluviógrafo e amostrador de sedimentos (USDH-48), ilustrados nas Figuras 3.8, 3.9, 3.10 e 3.11.



**Figura 3.8:** Estação meteorológica (Davis®) instalada na bacia de Arvorezinha.



**Figura 3.9:** Calha *Parshall* de concreto.



**Figura 3.10:** Sistema de data logger e painel solar do linígrafo de pressão.



**Figura 3.11:** Coleta de sedimentos em suspensão através de amostrador USDH-48.

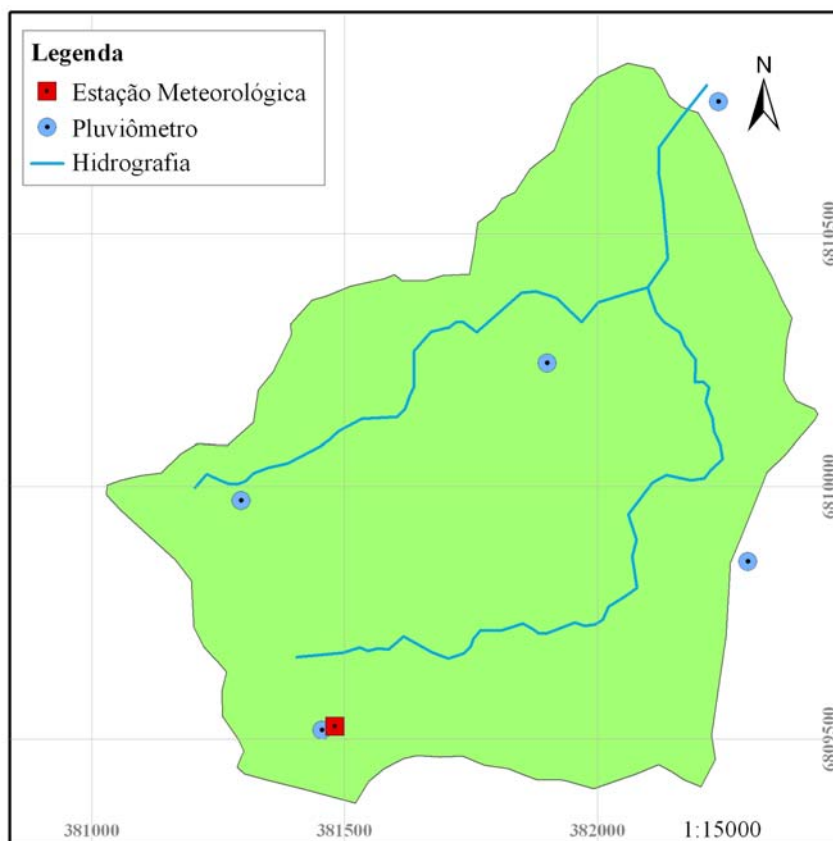
Em 2004, o Programa RS-Rural foi encerrado. Resultados preliminares do projeto de monitoramento mostraram efeitos positivos das ações do programa aos recursos naturais. Porém, devido ao curto período de monitoramento, esses resultados foram pouco conclusivos. A partir de 2005, uma parceria entre a SINDIFUMO, EMATER e a UFRGS-IPH permitiu a continuidade do monitoramento até os dias atuais. Durante esse período, o projeto tem construído um banco de dados e permitido a realização de uma série de dissertações e teses (Minella, 2003; Lopes, 2006; Mello, 2006, Minella, 2007) que contém informações referentes aos impactos que vêm ocorrendo na bacia de Arvorezinha a partir da evolução do cultivo mínimo e das obras de saneamento rural implantadas nessa bacia. Essas informações permitem, hoje, não só sua utilização com fins acadêmicos, mas também a orientação de políticas públicas em relação aos futuros investimentos na conservação dos recursos naturais.

#### **3.1.7.1 Monitoramento da Precipitação**

Para o monitoramento da precipitação, utilizam-se comumente dois tipos de equipamentos, pluviômetros e pluviógrafos, onde ambos são coletores fixos de área conhecida que permitem quantificar o volume de água precipitada em um determinado período de tempo. Os pluviômetros são coletores simples, que necessitam de um observador para medir o volume de água armazenado, sendo as observações realizadas diariamente. Os pluviógrafos são equipamentos que registram o volume de água precipitado automaticamente, podendo ser estipulado o intervalo de tempo da coleta de acordo com a necessidade. Estes são acoplados a um *data logger* e uma fonte de energia, o que permite o armazenamento de dados por longos períodos de tempo.

Na bacia de Arvorezinha encontram-se instalados cinco pluviômetros e um pluviógrafo que está acoplado a uma estação meteorológica, mostrados na Figura 3.12. De maneira a permitir o adequado monitoramento da variabilidade espacial e temporal da precipitação dentro da bacia, o procedimento para instalação dos pluviômetros foi realizado de acordo com as recomendações de Tucci (1993), onde se buscou abranger toda a área da bacia, considerando-se as diferenças na altitude e no relevo. Um pluviômetro foi instalado nas proximidades da estação meteorológica (~4 m) para permitir a calibração dos dados fornecidos pelo pluviógrafo. As leituras nos pluviômetros foram realizadas diariamente por um observador, sendo utilizado o método do polígono de Thiessen (Tucci, 1997) para calcular

as áreas de influência de cada pluviômetro, permitindo a obtenção da precipitação diária através da média ponderada pelas áreas representativas de cada pluviômetro.



**Figura 3.12: Localização dos pluviômetros e da estação meteorológica na bacia de Arvorezinha.**

Porém, devido à existência de falhas nas medições realizadas pelo pluviógrafo (período de calibração) e da necessidade de dados diários para este estudo, optou-se por considerar somente os dados fornecidos pelos pluviômetros.

### 3.1.7.2 Monitoramento da Vazão

Para monitorar a vazão, foi construída no exutório da bacia uma calha *Parshal*, com tamanho de 1,83 m na sua menor seção transversal, que, em conjunto com um linígrafo de pressão, registra dados da altura da lâmina de água.

O sistema consiste na transformação da altura da lâmina da água em vazão através de uma relação pré-estabelecida, que relaciona a altura da lâmina de água com a vazão específica

das dimensões da calha *Parshall*. A equação foi aferida com uso de um micromolinete e é assim apresentada:

$$Q = 4,519.H^{1,595} \quad (3.1)$$

onde  $Q$  representa a vazão em  $L\ s^{-1}$  e  $H$  é a altura da lâmina de água, em centímetros.

O linígrafo, bem como a estação meteorológica, é composto de um *data logger* e um painel solar, que permitem a coleta dos dados instantaneamente e seu armazenamento por longos períodos de tempo, além de dispor de um sensor de pressão (Transdutor Piezo-Resistivo). O intervalo estipulado para as leituras é de 10 minutos, sendo que sua sensibilidade à variação da lâmina de água é de 1 cm.

Os dados de vazão coletados foram organizados de forma a permitir a visualização do início e fim dos eventos (períodos de cheia). Para a determinação do volume de escoamento superficial durante os eventos observados, utilizou-se o método gráfico de separação do hidrograma, onde foram definidos os pontos de início e fim do escoamento superficial, baseando-se na identificação das mudanças na curvatura dos hidrogramas (Figura 3.13). Esse método é utilizado para separar o escoamento de base do escoamento superficial. Depois de definidos os limites, foi realizada a integração da curva delimitada por estes, visando a obtenção do volume total de escoamento superficial.

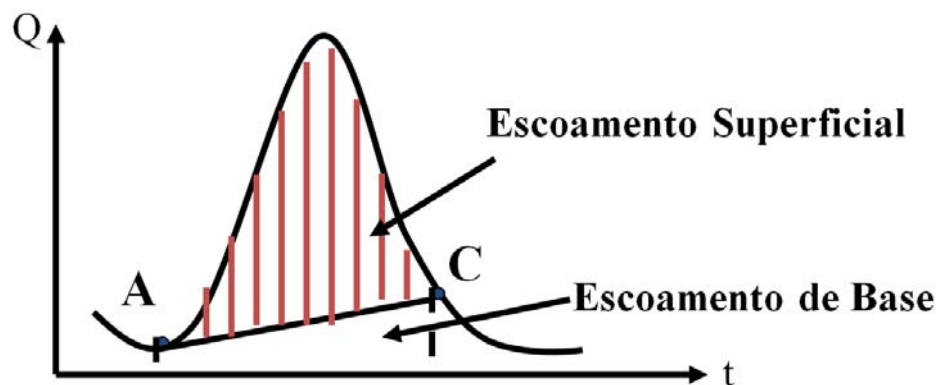


Figura 3.13: Método gráfico de separação do escoamento superficial.

### 3.1.7.3 Monitoramento da Descarga Sólida do Material em Suspensão

A produção de sedimentos de uma seção em uma bacia se refere à integração no tempo da descarga sólida total, ou seja, dos sedimentos transportados em suspensão (materiais

de granulometria fina) e no leito (materiais de granulometria grosseira). No presente estudo, ainda que tenha sido determinada a descarga sólida do leito para alguns poucos eventos, não serão considerados os valores dessa parcela.

A descarga sólida do material em suspensão é determinada a partir do produto entre a vazão e a concentração de sedimentos em suspensão. Essa última variável pode ser obtida através de amostragens realizadas com equipamentos manuais ou automáticos (Edward & Glisson, 1999).

No presente estudo, foi utilizado o método manual para amostragem do escoamento durante os eventos de cheia através de um amostrador do tipo US DH-48 (Figura 3.14). Esse equipamento foi projetado para ser utilizado para amostragens à vau, do tipo integração do perfil, de forma a possibilitar uma amostragem isocinética, ou seja, sem alterar a velocidade do escoamento (Edward & Glisson, 1999).



**Figura 3.14: Amostrador de sedimentos do tipo USDH-48.**

Durante o período estudado, constatou-se que, na bacia de Arvorezinha, o transporte de sedimentos em suspensão mais significativo ocorre durante períodos de média e grande magnitude, que correspondem a vazões acima de 300 e 800 L s<sup>-1</sup>, respectivamente (Minella, 2007). Através de hidrogramas e medições, foi observado que o escoamento de base é, em média, 20 L s<sup>-1</sup>, e a concentração de sedimentos em suspensão em períodos de águas baixas é de aproximadamente 50 mg L<sup>-1</sup>.

Para avaliar a produção de sedimentos em cada evento procurou-se coletar o maior número possível de amostras de sedimentos em suspensão durante a subida e a descida da onda de cheia. As amostras foram então encaminhadas para o Laboratório de Sedimentos do IPH, sendo a concentração determinada pelo método da evaporação (Carvalho, 1994), devido à grande concentração de sedimentos em suspensão apresentadas pelas amostras. As amostragens do escoamento para fins de determinação da concentração de sedimentos em



suspensão foram possíveis durante os eventos, devido à presença de um Hidrotécnico residente na bacia que, além de realizar as amostragens durante os eventos, garantia a manutenção e o cuidado com os equipamentos instalados.

Após obter as concentrações de sedimentos em suspensão e conhecendo a vazão instantânea no momento da coleta (linígrafo), realiza-se a multiplicação desses fatores, obtendo assim a descarga de sedimentos. Assim, a estimativa da produção de sedimentos é obtida através da integração da curva de descarga de sedimentos no tempo (Walling & Collins, 2000):

$$PS = K \cdot \sum_{i=1}^n [Cs_i \cdot Q_i] \quad (3.2)$$

onde  $Cs$  é a concentração de sedimentos em suspensão ( $g L^{-1}$ ),  $Q$  é a vazão ( $L s^{-1}$ ) e  $K$  é um fator de conversão de unidades e quantidade de tempo.

Minella (2007), isolando os eventos monitorados durante os anos de 2002 a 2006, calculou produção de sedimentos para cada evento e com a vazão máxima, retirada dos hidrogramas, realizou uma análise de correlação entre as duas variáveis. Essa análise objetivou a obtenção de uma equação de regressão adequada para estimar a produção de sedimentos a partir da vazão máxima, sendo essa expressa da seguinte forma:

$$PS = 1,50 \cdot Q_{\max}^{1,23}; R^2 = 0,82; \text{ para } Q_{\max} > 20 L s^{-1} \quad (3.3)$$

onde,  $PS$  corresponde a produção de sedimentos do evento ( $kg$ ) e  $Q_{\max}$  é a vazão máxima medida ( $L s^{-1}$ ).

Desta maneira, devido a problemas de ordem logística, não foi possível realizar amostragens para todos os eventos, e também nem sempre foi possível realizar amostragens de forma a cobrir todo o evento, ou seja, subida e descida da onda de cheia. Dessa forma, optou-se por aplicar a Equação 3.3 para determinação da produção de sedimentos para os eventos com vazões superiores a  $20 L s^{-1}$ .

Contudo, sabe-se que, mesmo durante períodos sem chuva, o transporte de sedimentos continua ocorrendo em baixas taxas de descarga. Dessa forma, o cálculo da produção de sedimentos diária para situações onde não ocorreram eventos foi realizado através da Equação 3.4.

$$PS = 0,0864 \cdot Q_{\max} \cdot Cs; \text{ para } Q_{\max} < 20 L s^{-1} \quad (3.4)$$

onde PS é a produção de sedimentos em  $\text{kg dia}^{-1}$ ,  $Q_{\text{máx}}$  é a vazão máxima diária em  $\text{L s}^{-1}$  e Cs é a concentração de sedimentos em suspensão em  $\text{mg L}^{-1}$  (adotada  $50 \text{ mg L}^{-1}$ , pois é a concentração de sedimentos em suspensão média medida durante períodos de águas baixas).

Assim, para efeitos de aplicabilidade do modelo SWAT, serão comparados os valores resultantes da aplicação das equações acima expostas, com os valores calculados pelo SWAT.

### **3.2 Generalidades do Modelo SWAT**

O modelo hidrológico SWAT da interface ArcView foi a ferramenta básica utilizada para estudar as variações da produção de sedimentos da bacia de Arvorezinha, decorrente das alterações do uso do solo durante cinco anos de monitoramento.

### **3.3 Sistemas Computacionais**

A implementação do SIG neste trabalho tem por função a integração e a manipulação das informações importantes, de maneira organizada em diferentes planos de informação temáticos na forma de mapas digitais, com tabelas de dados associadas. Os sistemas computacionais utilizados foram os seguintes:

- Software ArcView v. 3.2; extensões, ArcView Spatial Analyst v. 1.1 e ArcView 3D Analyst v. 1.0 desenvolvidos pela Environmental Systems Research Institute (ESRI), Redlands, CA, EUA;
- Interface ArcView-SWAT versão 2000; desenvolvida pelo Blackland Research Center da Texas Agricultural Experiment Station e USDA Agricultural Research Service.

Na tabulação dos dados e análises estatísticas, foi utilizado o Microsoft Excel (MICROSOFT® EXCEL, 2003).

### 3.4 Processo de Funcionamento do Modelo SWAT

O SWAT é um modelo hidrossedimentológico que opera em escala de bacia, geralmente aplicado em simulações contínuas no tempo, e também pode ser utilizado na obtenção de dados diários e sub-diários. Dessa forma, as informações necessárias para alimentar o modelo devem ser referentes à bacia estudada e os dados tabulares de entrada devem apresentar o intervalo de tempo que se deseja obter nos resultados.

Os dados de entrada (planos de informação cartográficos – PI's e dados tabulares) são inseridos através de uma interface apropriada. Os PI's necessários são: o Modelo Numérico do Terreno (MNT); solos; uso/manejo do solo e delimitação da bacia hidrográfica.

A interface desenvolvida entre o SWAT e o SIG ArcView, além de facilitar a entrada de dados no modelo, subdivide automaticamente a bacia em sub-bacias a partir do MNT, e então relaciona os dados de entrada a cada sub-bacia. Essa interface ainda possibilita que os dados de saída do modelo sejam exibidos utilizando-se de mapas, gráficos e tabelas do ArcView. Os procedimentos para geração da base de dados estão representados na Figura 3.15.

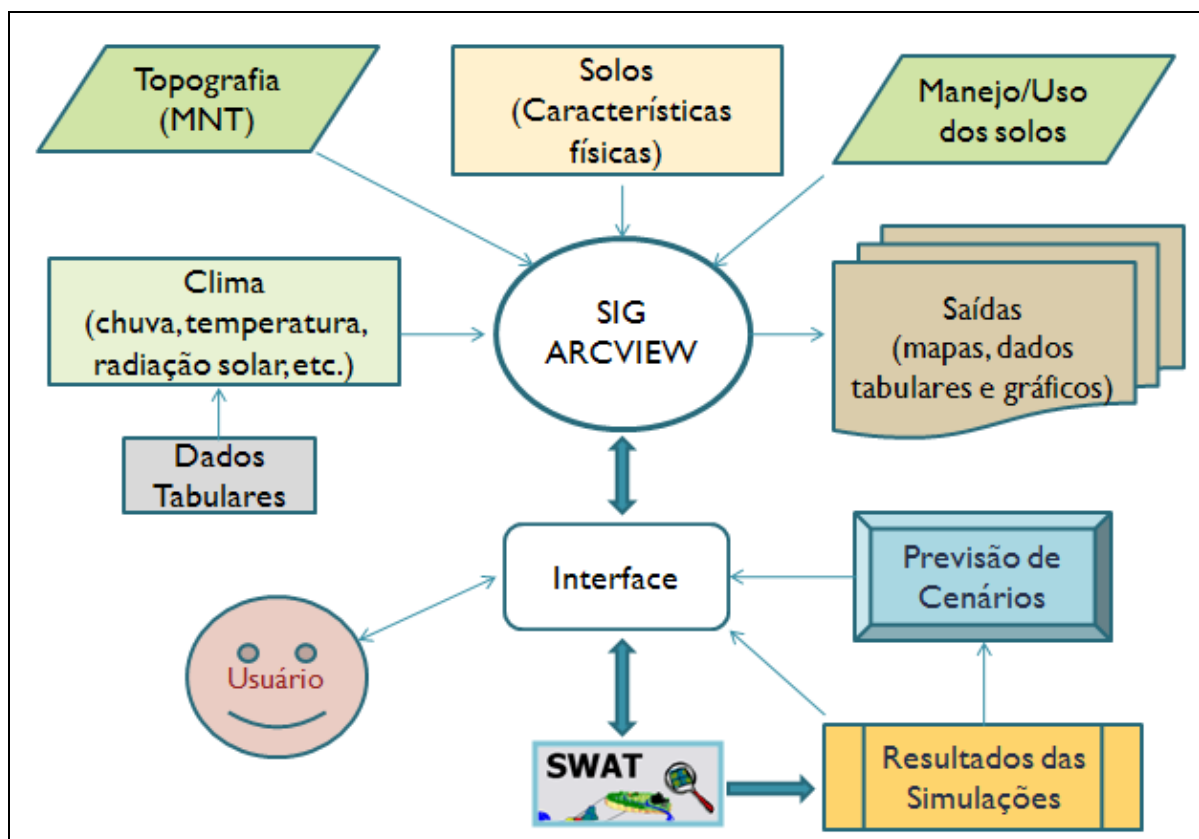


Figura 3.15: Procedimentos para geração da base de dados e simulações do modelo SWAT via SIG. (Fonte: adaptado de Machado, 2002).

Na sequência, são apresentadas detalhadamente as informações requeridas pelo modelo SWAT para assim compreender seu funcionamento e, principalmente, quais são os dados necessários para a sua aplicação.

### 3.4.1 Modelo Numérico do Terreno (MNT)

Um Modelo Numérico de Terreno, geralmente chamado de MNT, é uma representação matemática contínua da distribuição espacial das variações de altitude numa área, sendo obtido a partir das curvas de nível e pontos altimétricos.

A altimetria é gerada e usada geralmente sob forma de uma grade regular de pontos, ou seja, um arquivo *raster*, onde o valor digital corresponde ou é proporcional à média de altimetria da célula que ele representa. O tamanho da célula representada é a resolução do MNT, que depende da maneira com a qual é gerado o MNT e o dado usado, como por exemplo, imagens de RADAR SAR ERS ou, par estereoscópico, SPOT, PAN, ou XS/XI, ou ainda, a partir da vetorialização de curvas de nível existentes e extrapolação e interpolação, para gerar a partir destes vetores um arquivo *raster* de altimetria (Felgueiras, 2001).

De acordo com Chaplot (2004), a dimensão da malha do MNT deve ser escolhida com base na precisão do mapa de uso de solo disponível e vice-versa, tendo constatado em seus estudos que, em malhas superiores a 50m, a produção de sedimentos foi subestimada, o que pode ser explicado pela não-linearidade dos processos erosivos. Dessa forma, pode-se ressaltar que, quanto mais discretizado for o MNT, mais consistentes serão os resultados, uma vez que a rotina de cálculo da produção de sedimentos é baseada na Equação Universal de Perda de Solo Modificada - MUSLE (Williams, 1975), onde parâmetros topográficos, como a declividade e o comprimento de rampa, são determinantes para estimar de forma adequada a produção de sedimentos.

Um aspecto importante na modelagem espacial distribuída é definir adequadamente o delineamento de sub-bacias e a extração da rede de drenagem a partir dos MNT's. A representação do sistema de drenagem de uma bacia hidrográfica e do seu grau de ramificação permite caracterizar a velocidade do escoamento e, conseqüentemente, a propagação dos sedimentos que escoam ao longo desta (Calijuri *et al.*, 1998).

### **3.4.2 Hidrografia da Bacia de Arvorezinha**

Durante a implementação do monitoramento na bacia de Arvorezinha, foi realizado o levantamento da malha hidrográfica com caminhamento na bacia e georreferenciamento com auxílio de GPS (*Global Positioning System*) de navegação da marca GARMIN, com precisão de até 20 metros em toda a área de estudo.

### **3.4.3 Subdivisão da Bacia Hidrográfica**

Para a divisão das sub-bacias, o modelo adiciona automaticamente os pontos confluência de linha d'água que delimitam as sub-bacias a partir do MNT e da malha hidrográfica, calculando o número de sub-bacias, sendo possível alterar manualmente o número de sub-bacias conforme as necessidades do estudo.

Conhecendo a bacia, suas características físicas e hidrológicas, optou-se por definir três sub-bacias que representam áreas visivelmente distintas. Cada sub-bacia é composta por Unidades de Respostas Hidrológicas (HRU's), que são descritas a seguir.

### **3.4.4 Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's)**

De acordo com a maioria dos autores, o modelo SWAT é considerado como distribuído, e a bacia hidrográfica pode ser subdividida em sub-bacias. Cada sub-bacia pode ser parametrizada pelo SWAT, utilizando-se uma série de Unidades de Resposta Hidrológica (*Hydrologic Response Units – HRU's*), de modo a refletir os diferentes tipos de solo, cobertura vegetal, topografia e uso do solo, sendo possível a subdivisão de centenas a milhares de células, cada célula representando uma HRU. Contudo, avaliando as características de subdivisão do modelo, pode-se dizer que este é um modelo semi-distribuído, pois não são as células que respondem a aplicação do modelo, mas sim, um conjunto delas.

As HRU's são partes da sub-bacia que possuem uma única combinação de uso do solo e manejo. Uma ou mais combinações de uso do solo podem ser criadas para cada sub-bacia.

Subdividir a bacia em áreas contendo combinações únicas possibilita ao modelo refletir diferenças na evapotranspiração e outras condições hidrológicas para diferentes usos e solos. O escoamento é calculado para cada HRU e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia. Isso pode aumentar a precisão das predições e fornecer uma melhor descrição física do balanço de água na bacia (Arnold *et al.*, 1998).

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

Ou seja, o modelo fornece duas opções de distribuição de HRU's: uma HRU única ou HRU's múltiplas para cada sub-bacia. Para uma HRU única para cada sub-bacia, seleciona-se o HRU de igual dominância para a categoria de uso do solo, dentro de cada linha divisória das águas. Se HRU's múltiplas são selecionadas, deve-se especificar o nível de sensibilidade de uso da terra e dados de solo que deve ser utilizada para determinar o número específico de HRU's em cada linha divisória das águas. Este segundo passo controla a criação das HRU's com base na distribuição dos diferentes tipos de solo sobre os usos da terra selecionados.

Para este estudo, optou-se pelo uso de HRU's múltiplas com níveis de sensibilidade de 5% para uso da terra e manejo e 5% para as características das classes do solo. Esses níveis de sensibilidade reduzidos foram adotados em função do tamanho da bacia de Arvorezinha. Quanto menor forem esses níveis, maior é a capacidade do modelo de distinguir áreas com diferentes usos e manejo, bem como, as distintas classes de solo presentes na bacia.

Na Tabela 3.1 são apresentados os números de HRU's resultantes, por sub-bacias, da combinação de tipos de solo e uso da terra para cada ano simulado.

**Tabela 3.1: Número de HRU's resultante por sub-bacia para os anos de 2002 a 2006.**

Ano	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3	Total
2002	2	11	6	19
2003	2	11	10	23
2004	2	12	13	27
2005	3	12	11	26
2006	2	13	12	27

Observando a Tabela 3.1, percebe-se que, no ano de 2002, o número de HRU's foi inferior aos demais, considerando-se os mesmos níveis de sensibilidade (5% para o tipo de solo e 5% para o uso da terra). Esse fato decorre da discretização do uso do solo ser mais

simplicada no começo do projeto, devido à indisponibilidade tecnológica para os levantamentos iniciais, havendo aprimoramento dos equipamentos com o desenvolvimento da pesquisa.

### 3.4.5 Mapa de Uso e Ocupação do Solo

A identificação do uso e ocupação do solo foi realizada anualmente através de levantamentos feitos pelo técnico residente na bacia. Cada uso e ocupação do solo foi verificado e delimitado com caminhamento na bacia e georreferenciamento com auxílio de GPS (*Global Positioning System*) de navegação da marca GARMIN, com precisão de até 20 metros em toda a área de estudo. Para auxiliar esta identificação, foi utilizada uma imagem de alta resolução do satélite QuickBird, com resolução espacial que pode chegar a 0,6 m.

Durante os levantamentos anuais realizados na bacia, foram identificados inicialmente treze classes de uso e ocupação do solo. Para facilitar a modelagem, foram realizadas avaliações do comportamento hidrossedimentológico dessas classes, onde se podem definir seis classes de uso e ocupação do solo características da bacia como mostra a Tabela 3.2.

**Tabela 3.2: Classes de uso e ocupação do solo identificadas e resumidas para a bacia de Arvorezinha.**

<b>Classes de uso e ocupação identificadas</b>	<b>Classes de uso e ocupação resumidas</b>
Potreiro	Pastagem
Lavoura de fumo	Fumo
Açude	Água
Área úmida	Água
Pousio	Fumo
Florestas de Eucaliptos	Floresta
Capoeira	Floresta
Sede	Pastagem
Lavoura de feijão	Feijão
Lavoura de milho	Milho
Mato	Floresta
Lavoura de culturas	Fumo
Erva-mate	Floresta

Para a diferenciação entre o manejo do solo durante o plantio do fumo, foram definidas três tipos de classificação: cultivo convencional, cultivo mínimo e plantio direto. Os

usos do solo que primeiramente não eram fumo, e foram enquadrados nessa classe posteriormente, na diferenciação do manejo foram consideradas lavouras de fumo de cultivo convencional, devido principalmente ao nível de exposição do solo a erosão ser elevado nessas classes.

Na Tabela 3.3 são mostradas as classes de uso e ocupação do solo consideradas durante a modelagem, bem como, seus códigos de identificação de entrada no modelo SWAT.

**Tabela 3.3: Classificação de uso e manejo do solo na bacia de Arvorezinha.**

<b>Classes de Uso</b>	<b>Códigos de Identificação</b>
Fumo Cultivo Convencional	TOB1
Fumo Cultivo Mínimo	TOB2
Fumo Plantio Direto	TOB3
Floresta	FRSE
Milho	CORN
Pastagem	PAST
Água	WATR
Feijão	MUNG

Cabe salientar que o modelo SWAT disponibiliza, em seu banco de dados, diversas classes de ocupação e culturas, com suas características físicas, químicas e hidrológicas definidas a partir de experimentos. Assim, o banco de dados apresenta todas as classes presentes na bacia, porém não diferencia o manejo do solo no cultivo do fumo. Dessa forma, baseando-se nos dados da cultura de fumo que o modelo dispõe, alterando os equipamentos de preparo de solo, o período e número de vezes dessa intervenção durante o desenvolvimento da cultura, criaram-se as três classes de manejo do solo para a cultura do fumo.

### **3.4.6 Mapa Pedológico**

O mapa de solos da bacia de Arvorezinha é resultante do levantamento realizado pela equipe da EMATER de Porto Alegre (EMATER, 2002), em uma área maior a qual engloba a área da bacia do arroio Lajeado Ferreira, vetorizado no software *ArcView*® na escala de 1:25.000.

Para a obtenção somente da área de estudo foi feito um recorte desse mapa utilizando a delimitação da bacia. Na execução deste levantamento realizado pela EMATER, levou-se



em consideração a declividade máxima e mínima nos quais foram encontrados os diferentes tipos de solos.

Após a delimitação, obteve-se um mapa com as três classes de solo presentes na bacia e anteriormente descritas.

### 3.4.7 Balanço Hídrico

Conforme apresentado por Neitsch *et al* (2002), o sistema hidrológico simulado pelo SWAT é composto de quatro volumes de controle: (i) reservatório superficial; (ii) reservatório subsuperficial; (iii) reservatório subterrâneo - aquífero raso ou livre; e (iv) reservatório subterrâneo - aquífero profundo (Figura 3.16).

A contribuição desses reservatórios para o escoamento superficial provém do escoamento lateral a partir do perfil de solo e do escoamento de retorno do aquífero raso. O volume que percola do reservatório subsuperficial através do perfil de solo representa a recarga do aquífero raso. A água que percola para o aquífero profundo não retorna para o sistema. O balanço hídrico descrito é representado pela seguinte equação:

$$SW_t = SW + \sum_{t=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad (3.5)$$

sendo:

$SW_t$  = conteúdo final de água no solo (mm);

$SW$  = conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como a diferença entre a umidade de capacidade de campo e o ponto de murcha permanente (mm);

$t$  = tempo (dias);

$R_i$  = precipitação (mm);

$Q_i$  = escoamento superficial (mm);

$ET_i$  = evapotranspiração (mm);

$P_i$  = percolação (mm);

$QR_i$  = fluxo de retorno (ascensão capilar) (mm).

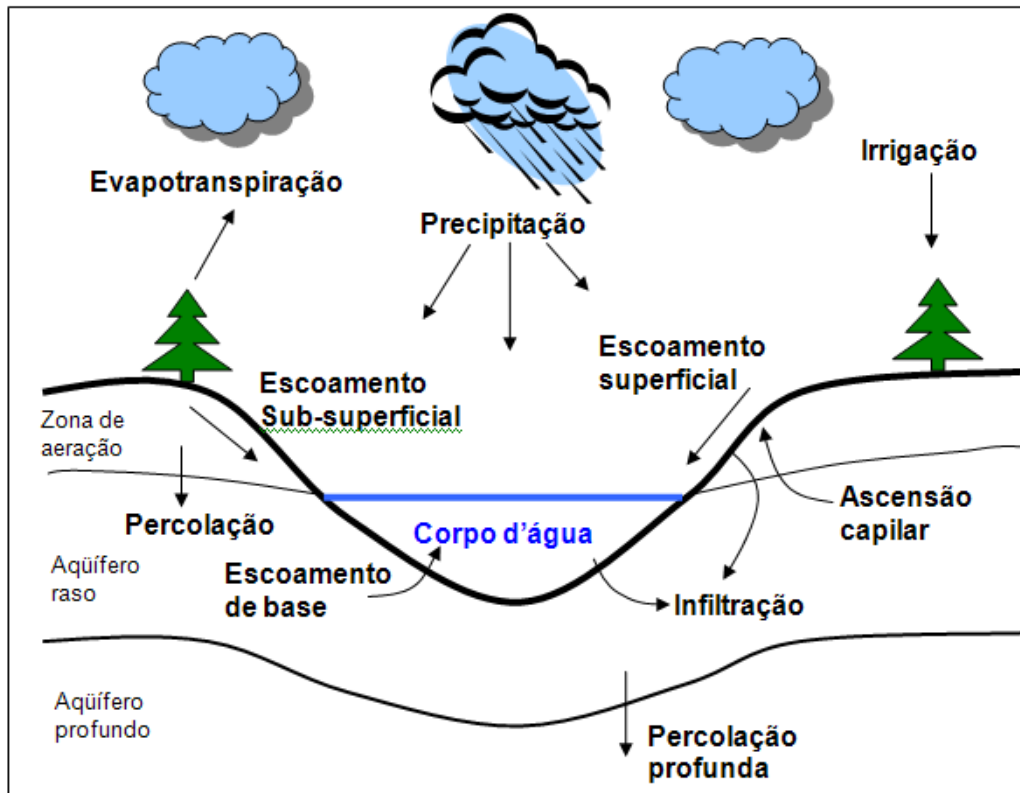


Figura 3.16: Principais componentes do balanço hídrico simulados pelo SWAT (modificado de Neitsch *et al.*, 2002).

### 3.4.8 Aporte de Sedimentos

O modelo SWAT estima o aporte de sedimentos através da Equação Universal de Perda de Solo Modificada – MUSLE (Williams, 1975), a qual se baseia na Equação Universal de Perda de Solo – USLE (Wischmeier & Smith, 1965). A diferença entre as equações consiste na substituição do fator energia cinética da chuva (R) da USLE por um fator de escoamento (Williams, 1975), gerado com base no volume escoado e na vazão de pico. Essa alteração permite prevê-lo aporte de sedimentos em pequenas e médias bacias hidrográficas por meio de análises de eventos individuais. Assim, o SWAT utiliza a MUSLE para calcular o aporte de sedimentos em cada HRU (Unidade de Resposta Hidrológica).

A MUSLE apresenta o seguinte equacionamento:

$$\text{sed} = 11,8 \cdot (Q_{\text{surf}} \cdot q_{\text{peak}} \cdot \text{area}_{\text{hru}})^{0,56} \cdot K_{\text{USLE}} \cdot C_{\text{USLE}} \cdot P_{\text{USLE}} \cdot LS_{\text{USLE}} \cdot \text{CFRG} \quad (3.6)$$

onde:

sed: aporte de sedimentos diária (ton);

$Q_{\text{surf}}$ : volume de escoamento superficial ( $\text{mm H}_2\text{O ha}^{-1}$ );  
 $q_{\text{peak}}$ : vazão de pico ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );  
 $\text{area}_{\text{hru}}$ : área da unidade de resposta hidrológica (HRU) (ha);  
 $K_{\text{USLE}}$ : fator erodibilidade ( $0,013 \text{ ton m}^2 \text{ hr (m}^3 - \text{ton cm)}^{-1}$ );  
 $C_{\text{USLE}}$ : fator de uso e manejo do solo (adimensional);  
 $P_{\text{USLE}}$ : fator de práticas conservacionistas (adimensional);  
 $L_{\text{USLE}}$ : fator topográfico (adimensional);  
 $\text{CFRG}$ : fator de fragmentação esparsa (adimensional).

A seguir, cada termo da MUSLE é discutido separadamente.

### 3.4.8.1 Escoamento Superficial

Segundo Neitsch *et al.* (2002), o modelo utiliza uma formulação modificada do Método da Curva Número (CN), do Soil Conservation Service - SCS (Estados Unidos, 1972), para calcular o escoamento superficial da classe, uso e manejo do solo:

$$Q_{\text{surf}} = \frac{(R_{\text{day}} - 0,2S)^2}{R_{\text{day}} + 0,8S}, R_{\text{day}} > 0,2S \quad (3.7)$$

$$Q_{\text{surf}} = 0, R_{\text{day}} \leq 0,2S \quad (3.8)$$

onde:

$Q_{\text{surf}}$ : volume de escoamento superficial ( $\text{mm H}_2\text{O ha}^{-1}$ );

$R_{\text{day}}$ : precipitação de 24 horas (mm);

$S$ : parâmetro de retenção (adimensional).

O parâmetro de retenção varia: (1) espacialmente, em função dos diferentes tipos de solo, uso e manejo do solo e declividade; e, (2) com o tempo, em função das alterações de umidade do solo. Esse parâmetro está relacionado com a Curva Número pela seguinte equação:

$$S = 25,4 \left( \frac{1000}{\text{CN}} - 10 \right) \quad (3.9)$$

onde:

CN: valor da curva número (adimensional).

A escala da CN não é linear, variando entre 1 e 100; os extremos correspondem, respectivamente, a uma cobertura permeável até uma cobertura impermeável. Assim, para os valores de CN são consideradas três condições:

- CN1: corresponde à Curva Número para a condição I de umidade, situação em que os solos estão secos;

- CN2: corresponde à Curva Número para a condição II de umidade, ou seja, a situação média em que os solos apresentam a umidade correspondente à capacidade de campo, definida como a quantidade de água que o solo pode reter naturalmente quando, após saturado, cessa a drenagem rápida;

- CN3: corresponde à Curva Número para a condição III de umidade, situação em que os solos estão saturados.

Para calcular os valores corrigidos de CN1 e CN3, estes podem ser relacionados com o CN2 por meio das seguintes equações:

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20 \cdot (100 - CN_2)}{100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636 \cdot (100 - CN_2)]} \quad (3.10)$$

$$CN_3 = CN_2 \cdot \exp[0,00673 \cdot (100 - CN_2)] \quad (3.11)$$

### 3.4.8.2 Vazão de Pico

O modelo utiliza o Método Racional Modificado para calcular a vazão de pico (Neitsch *et al.*, 2002).

$$q_{\text{peak}} = \frac{\alpha_{tc} \cdot Q_{\text{surf}} \cdot \text{Área}}{3,6 \cdot t_{\text{conc}}} \quad (3.12)$$

onde:

$q_{\text{peak}}$ : vazão de pico ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$\alpha_{tc}$ : fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração;

$Q_{\text{surf}}$ : volume de escoamento superficial ( $\text{mm H}_2\text{O ha}^{-1}$ );

Área: área da bacia ( $\text{km}^2$ );

$t_{\text{conc}}$ : tempo de concentração da bacia (h);

3,6: fator de correção de unidade.

O  $t_{conc}$  é obtido pela soma do tempo do fluxo superficial (tempo necessário para que o ponto mais remoto da sub-bacia alcance o canal) e do tempo do fluxo no canal (tempo necessário para que o ponto mais remoto do canal alcance o exutório).

### 3.4.8.3 Fator de Erodibilidade do Solo

O fator K de Erodibilidade do solo representa a suscetibilidade do solo em ser erodido, e é dado pelas características intrínsecas do mesmo. Wischmeier *et al.* (1971) desenvolveram a seguinte expressão para calcular o fator erodibilidade do solo:

$$K_{USLE} = \frac{0,00021.M^{1,14} \cdot (12 - OM) + 3,25 \cdot (c_{soilstr} - 2) + 2,25 \cdot (c_{perm} - 3)}{100} \quad (3.13)$$

onde:

$K_{USLE}$ : fator erodibilidade ( $0,013 \text{ ton m}^2 \text{ hr (m}^3\text{- ton cm)}^{-1}$ );

M: parâmetro de tamanho de partícula (adimensional);

OM: porcentagem de matéria orgânica (%);

$c_{soilstr}$ : código usado para classificar a estrutura do solo ( $c_{soilstr}=1$  para estrutura granular muito fina;  $c_{soilstr}=2$  para estrutura granular fina;  $c_{soilstr}=3$  para estrutura granular média ou grossa;  $c_{soilstr}=4$  para estrutura em blocos, laminar ou massiva);

$c_{perm}$ : código para classe de permeabilidade do solo ( $c_{perm}=1$  para permeabilidade rápida;  $c_{perm}=2$  para permeabilidade moderada a rápida;  $c_{perm}=3$  para permeabilidade moderada;  $c_{perm}=4$  para permeabilidade lenta a moderada;  $c_{perm}=5$  para permeabilidade lenta;  $c_{perm}=6$  para permeabilidade muito lenta) e;

O parâmetro de tamanho de partícula é calculado por:

$$M = (m_{silt} + m_{vfs}) \cdot (100 - m_c) \quad (3.14)$$

onde:

M: parâmetro de tamanho de partícula (adimensional);

$m_{silt}$ : porcentagem de silte (0,002 – 0,05 mm de diâmetro);

$m_{vfs}$ : porcentagem de areia fina (0,05 – 0,10 mm de diâmetro);

$m_c$ : porcentagem de argila (<0,002 mm de diâmetro).

A porcentagem de matéria orgânica pode ser calculada:

$$OM = 1,72.Corg \quad (3.15)$$

onde Corg é a porcentagem de carbono orgânico presente na camada de solo analisada.

#### 3.4.8.4 Fator de Uso e Manejo do Solo

O fator de uso e manejo do solo expressa a relação esperada entre as perdas de solo em áreas com culturas agrícolas e vegetação, com áreas continuamente descobertas. Para solos sem vegetação e sem proteção tem-se referencial igual a 1.

Considerando que a eficiência de proteção das plantas ao solo está diretamente relacionada com seu ciclo de desenvolvimento e a geração de resíduos, o SWAT calcula o fator de uso e manejo do solo diário através da seguinte equação:

$$C_{USLE} = \exp\left[\ln(0,8) - \ln(C_{USLE,mm})\right] \exp\left[-0,00115.rsd_{surf}\right] + \ln\left[C_{USLE,mm}\right] \quad (3.16)$$

onde,  $C_{USLE,mm}$  é um valor mínimo do fator de uso e manejo do solo e  $rsd_{surf}$  é a quantidade de resíduos sobre a superfície de solo ( $kg\ ha^{-1}$ ). O valor mínimo do fator de uso e manejo do solo pode ser estimado a partir da seguinte expressão (Arnold & Williams, 1995):

$$C_{USLE,mm} = 1,463 \ln\left[C_{USLE,aa}\right] + 0,1034 \quad (3.17)$$

sendo  $C_{USLE,aa}$  a média anual do fator C da cobertura vegetal considerada.

#### 3.4.8.5 Fator de Práticas Conservacionistas

O fator de práticas conservacionistas representa a relação entre a perda de solo esperada, com determinada prática conservacionista, e a obtida quando a cultura é plantada no

sentido do declive (morro abaixo). Práticas comuns são o plantio em contorno, terraceamento e alternância de culturas.

A Tabela 3.4 a seguir apresenta os valores adotados de  $P_{USLE}$  e os limites de comprimento de rampa para locais onde se adota práticas conservacionistas com plantio em contorno.

Em áreas onde a prática de plantio em contorno é realizada conjuntamente com o plantio de faixas alternadas de diferentes culturas, a Tabela 3.5 é recomendado para a determinação do valor de  $P_{USLE}$ .

**Tabela 3.4: Valores de fator P e limites de comprimento de rampa com plantio em contorno.**

Declividade (%)	$P_{USLE}$	Comprimento máximo (m)
1 - 2	0,60	122
3 - 5	0,50	91
6 - 8	0,50	61
9 - 12	0,60	37
13 - 16	0,70	24
17 - 20	0,80	18
21 - 25	0,90	15

Fonte: Neitsch et al., 2002.

**Tabela 3.5: Valores de fator P e limites de comprimento de rampa com plantio em contorno e faixas alternadas de diferentes culturas.**

Declividade(%)	$P_{USLE}^1$			Faixa (m)	Comprimento máximo (m)
	A	B	C		
1 - 2	0,30	0,45	0,60	40	244
3 - 5	0,25	0,38	0,50	30	183
6 - 8	0,25	0,38	0,50	30	122
9 - 12	0,30	0,45	0,60	24	73
13 - 16	0,35	0,52	0,70	24	49
17 - 20	0,40	0,60	0,80	18	37
21 - 25	0,45	0,68	0,90	15	30

<sup>1</sup> $P_{USLE}A$ : para rotação de cultura com e 2 anos de pousio;

<sup>1</sup> $P_{USLE}B$ : para rotação de cultura e 1 anos de pousio;

<sup>1</sup> $P_{USLE}C$ : para faixas alternadas anuais de cultura.

Fonte: Neitsch *et al.*, 2002.

Para este estudo, como forma de representar o efeito de contenção de sedimentos desempenhado pelos camalhões, montados para o plantio do fumo, nas lavouras dessa cultura

o valor de P adotado foi 0,5. Assim, ao ser aplicado na MUSLE irá reduzir o aporte de sedimentos calculado.

### 3.4.8.6 Fator Topográfico

Os fatores L e S são apresentados em conjunto e denominados “Fator Topográfico”. O comprimento do declive (L) representa a relação de perdas entre um declive de comprimento qualquer e um declive de 22,1 m de comprimento do mesmo solo, mesmas características de chuva, mesmo grau de inclinação e sob mesmas condições de manejo. Grau do declive (S) é a relação de perdas de solo entre um declive qualquer e um declive de 9%, para as mesmas condições.

O fator topográfico é calculado:

$$LS_{USLE} = \left( \frac{L_{hill}}{22,1} \right)^m \cdot (65,41 \cdot \text{sen}^2(\alpha_{hill}) + 4,56 \cdot \text{sen}\alpha_{hill} + 0,065) \quad (3.18)$$

onde:

$L_{hill}$ : comprimento de rampa (m);

$m$ : termo exponencial;

$\alpha_{hill}$ : ângulo do declive.

O termo exponencial,  $m$ , é obtido através da expressão:

$$m = 0,6 \cdot (1 - \exp[-35,835 \cdot slp]) \quad (3.19)$$

onde  $slp$  é a declividade da unidade de resposta hidrológica (HRU) expressa em  $m \cdot m^{-1}$ . A relação entre  $\alpha_{hill}$  e  $slp$  é:

$$slp = \tan\alpha_{hill} \quad (3.20)$$

Analisando o equacionamento utilizado pelo modelo SWAT para o cálculo do fator  $LS_{USLE}$ , constata-se que o comprimento de rampa ( $L_{hill}$ ) é a distância máxima entre os extremos da HRU e a declividade ( $slp$ ) é simplesmente a relação entre esse comprimento de



rampa e a diferença de altimetria nos extremos da HRU. Dessa maneira, já se pode prever falhas na estimativa do aporte de sedimentos, pois essa é uma forma muito simplificada de cálculo desse fator, o qual poderá conduzir a superestimações devido à não consideração dos tipos de terreno (côncavo e convexo).

#### 3.4.8.7 Fator de Fragmentação Esparsa

O fator de fragmentação esparsa é calculado através da seguinte expressão:

$$CFRG = \exp(-0,053 \cdot rock) \quad (3.21)$$

onde, *rock* é a porcentagem de rochas na primeira camada de solo (%).

#### 3.4.9 Retardo dos Sedimentos do Escoamento Superficial

Em grandes bacias com tempo de concentração maior que um dia, somente uma parte do escoamento superficial alcança o canal principal no mesmo dia, assim o SWAT incorpora uma característica de armazenamento de escoamento superficial para retardar a chegada de uma porção desse escoamento ao canal principal juntamente com os sedimentos dessa porção.

A quantidade de sedimento que é liberada para o canal principal é calculada pela equação:

$$sed = (sed + sed_{stor,i-1}) \left( 1 - \exp \left[ \frac{-surlag}{t_{conc}} \right] \right) \quad (3.22)$$

onde:

*sed*: quantidade de sedimento entregue no canal principal durante um dia (ton);

*sed*: quantidade de sedimento gerada na HRU durante um dia (ton);

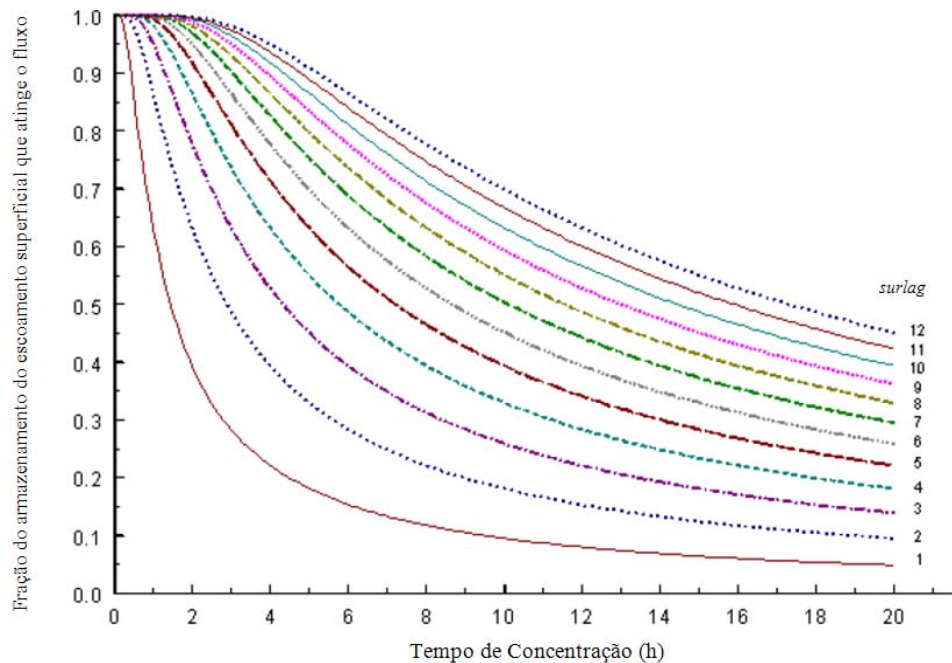
*sed<sub>stor,i-1</sub>*: sedimento retardado no dia anterior (ton);

*surlag*: coeficiente de retardo do escoamento superficial (adimensional);

*t<sub>conc</sub>*: tempo de concentração da HRU (h).

A expressão  $\left(1 - \exp\left[\frac{-surlag}{t_{conc}}\right]\right)$  representa a fração do total de sedimentos disponível

que alcança o canal principal em um dia. Na Figura 3.17, estão plotados os resultados da expressão para diferentes valores de *surlag* e *t<sub>conc</sub>*.



**Figura 3.17: Influência dos valores de *surlag* e *t<sub>conc</sub>* na fração do escoamento superficial e armazenamento de sedimentos (Fonte: Neitsch et al., 2002).**

Observando a Figura 3.17, pode-se notar que o tempo de concentração e a *surlag* decrescem em valor quanto maior é o armazenamento de sedimentos.

Cabe salientar que, para a bacia de Arvorezinha, o fator de retardo dos sedimentos (*surlag*) não é aplicado, devido ao seu tempo de transmissão dos sedimentos para o canal ser inferior a um dia.

### 3.4.10 Sedimentos do Escoamento Lateral e Subterrâneo

O SWAT ainda permite que os sedimentos presentes nos escoamentos lateral e subterrâneo sejam computados no canal principal. Essa quantidade de sedimento proveniente desses escoamentos é calculada da seguinte forma:

$$sed_{lat} = \frac{(Q_{lat} + Q_{gw}) area_{hr} conc_{sed}}{1000} \quad (3.23)$$

onde:

$sed_{lat}$ : sedimento transportado pelo escoamento superficial e subterrâneo (ton);

$Q_{lat}$ : escoamento sub-superficial lateral de um dia (mm H<sub>2</sub>O);

$Q_{gw}$ : escoamento subterrâneo de um dia (mm H<sub>2</sub>O);

$area_{hru}$ : área da HRU (km<sup>2</sup>);

$con_{sed}$ : concentração de sedimentos no escoamento lateral e subterrâneo (mg L<sup>-1</sup>).

### 3.4.11 Propagação dos Sedimentos no Canal

A propagação do sedimento no canal consiste de duas componentes que ocorrem simultaneamente: agradação (ou deposição) e degradação (ou erosão).

Simplificadamente, a partir da definição de potência de escoamento, a quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada em um segmento é função da velocidade de pico no canal:

$$v_{ch,pk} = \frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \quad (3.24)$$

onde  $v_{ch,pk}$  é a velocidade de pico (m s<sup>-1</sup>),  $q_{ch,pk}$  é a vazão de pico (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), e  $A_{ch}$  é a área da seção do canal (m<sup>2</sup>). A vazão de pico é definida como:

$$q_{ch,pk} = prf \cdot q_{ch} \quad (3.25)$$

sendo  $prf$  um fator de ajuste da vazão de pico, e  $q_{ch}$  é a vazão média do canal (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>). O fator  $prf$  pode ser determinado pelo usuário, podendo ser estimado a partir da relação entre a vazão de pico medida e a média das vazões monitoradas no canal. Seu valor pode variar entre 1,0 e 2,0. Neste estudo, o valor de  $prf$  adotado foi o valor máximo (2), devido às vazões médias no canal serem relativamente baixas em relação às vazões obtidas durante eventos extremos.

A quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada na seção é:

$$CONC_{sed,ch,mx} = C_{sp} \cdot v_{ch,pk}^{sp\ exp} \quad (3.26)$$

onde  $conc_{sed,ch,mx}$  é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água ( $\text{ton m}^{-3}$ ),  $v_{ch,pk}$  é a velocidade de pico ( $\text{m s}^{-1}$ ), e  $c_{sp}$  e  $spexp$  valores definidos pelo usuário. O expoente  $spexp$  geralmente varia entre 1 e 2.

Se a concentração máxima de sedimentos calculada pela Equação 3.26 for menor que a concentração de sedimentos no início do processo,  $conc_{sed,ch,i} > conc_{sed,ch,mx}$ , a aggradação é o processo dominante sendo calculada por:

$$sed_{dep} = (conc_{sed,ch,i} - conc_{sed,ch,mx}) \cdot V_{ch} \quad (3.27)$$

onde  $sed_{dep}$  é a quantidade de sedimentos depositados no segmento do canal (ton),  $conc_{sed,ch,i}$  é a concentração de sedimentos no início do processo ( $\text{ton m}^{-3}$ ),  $conc_{sed,ch,mx}$  é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água ( $\text{ton m}^{-3}$ ) e  $V_{ch}$  é o volume de água que passa no segmento ( $\text{m}^3$ ).

Se a concentração máxima de sedimento calculada pela Equação 3.26 for maior que a concentração de sedimento no início do processo,  $conc_{sed,ch,i} < conc_{sed,ch,mx}$ , a degradação é o processo dominante, sendo a degradação do sedimentos calculada por:

$$sed_{deg} = (conc_{sed,ch,mx} - conc_{sed,ch,i}) \cdot V_{ch} \cdot K_{CH} \cdot C_{CH} \quad (3.28)$$

onde  $sed_{deg}$  é a quantidade de sedimentos degradada (ton),  $conc_{sed,ch,mx}$  é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água ( $\text{ton m}^{-3}$ ),  $conc_{sed,ch,i}$  é a concentração de sedimentos no início do processo ( $\text{ton m}^{-3}$ ),  $V_{ch}$  é o volume de água que passa no segmento ( $\text{m}^3$ ),  $K_{CH}$  é o fator de erodibilidade do canal ( $\text{cm h}^{-1} \text{Pa}^{-1}$ ) e  $C_{CH}$  é o fator de cobertura do canal (adimensional). O fator de erodibilidade do canal é considerado normalmente com uma ordem de magnitude menor que o que o valor de erodibilidade do solo (Neitsch *et al.*, 2002). Para este estudo a média dos valores de erodibilidade das classes de solo presentes na bacia foi  $0,035 \text{ ton h MJ}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ , assim o valor considerado para a erodibilidade do canal foi  $0,0035 \text{ ton h MJ}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ .

Depois de realizado o cálculo entre a condição de aggradação e degradação o modelo estima a quantidade de sedimentos propagada no trecho através das equações 3.29 e 3.30.

$$sed_{ch} = sed_{ch,i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad (3.29)$$

sendo  $sed_{ch}$  é a quantidade de sedimentos em suspensão no canal (ton),  $sed_{ch,i}$  a quantidade de sedimentos no início do processo no segmento (ton),  $sed_{dep}$  é a quantidade de sedimentos depositado no segmento do canal (ton) e  $sed_{deg}$  é a quantidade de sedimentos degradada (ton).

$$sed_{out} = sed_{ch} \cdot \frac{V_{out}}{V_{ch}} \quad (3.30)$$

onde  $sed_{out}$  é a quantidade de sedimentos transportada para fora do segmento (ton),  $sed_{ch}$  é a quantidade de sedimentos em suspensão no canal (ton),  $V_{out}$  é o volume de água que sai do segmento no intervalo de tempo considerado e  $V_{ch}$  o volume de água que passa no segmento ( $m^3$ ).

Juntamente com a propagação de sedimentos, o SWAT simula também a propagação de água no canal, sendo que esse processo pode-se basear em duas rotinas de cálculo que são variações do Modelo de Onda Cinemática (Chow *et al.*, 1988): Método da Média Variável (Williams, 1969) e Método de Muskingum (Overton, 1966). Esses métodos são apresentados detalhadamente por Neitsch *et al.*(2002). Neste estudo, o Método da Média Variável foi o selecionado para representar da propagação de água no canal.

### 3.4.12 Definição dos Parâmetros de Caracterização da Área de Estudo

O modelo SWAT possui um banco de dados internamente. Porém, este dispõe somente de informações de estações meteorológicas dos E.U.A. e, referente à pedologia, apenas apresenta características de classes de solos americanos. Dessa forma, para a área em estudo, faz-se necessário entrar com dados climáticos diários e com as características físicas dos solos para bacia hidrográfica de Arvorezinha.

#### 3.4.12.1 Parâmetros Climáticos

Na bacia hidrográfica de Arvorezinha existe uma estação meteorológica. Porém, devido às falhas ocorridas durante o monitoramento, optou-se por selecionar uma estação

meteorológica vizinha à bacia que apresentasse características topográficas e climáticas semelhantes.

Buscando-se essas semelhanças, foi selecionada a Estação Meteorológica de Veranópolis, localizada no município homônimo, nas coordenadas UTM 449.346 m (XPR) e 6.798.812 m (YPR), distando aproximadamente 65 km da área de estudo, a altitude no local é 705 m e sua operação é responsabilidade do Centro de Pesquisa Serra da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO). Para que a caracterização das médias climáticas fosse representativa, foram selecionados 30 anos de dados, entre os anos de 1957 e 1998.

Por sua vez, os dados de precipitação utilizados nas simulações anuais foram obtidos através da precipitação média registrada nos cinco pluviômetros localizados na bacia, já descritos anteriormente. Para as simulações de cenários, que se baseiam na utilização do modelo climático WXGEN inserido no SWAT, foram utilizados os dados pluviométricos da Estação Meteorológica de Veranópolis, por esta dispor de um banco de dados representativo.

#### ***3.4.12.1.1 Parâmetros para o Gerador Climático***

Para simular cenários hipotéticos e até mesmo preencher falhas de dados climatológicos, o SWAT dispõe do modelo Gerador Climático WXGEN, desenvolvido por Sharpley & Williams (1990), que utiliza dados médios para gerar dados climáticos diários.

De acordo com Pontes & Fernandes (2002), para a obtenção de resultados confiáveis, a escolha das estações devem seguir dois critérios. O primeiro é que as séries de dados pluviométricos das estações devem ser superior a 10 anos, exigência também do modelo, e o segundo critério, que as estações situem-se na mesma isozona. Conforme citado anteriormente, a Estação Meteorológica de Veranópolis contempla as características desejadas, apresentando 30 anos de dados e localizando-se mesma isozona da bacia estudada.

Assim as variáveis climáticas são parametrizadas mensalmente (média e desvio padrão) para então serem introduzidas no modelo. A média mensal é obtida através da seguinte equação:

$$X_{mon} = \frac{\sum X_{day,mon}}{yrs} \quad (3.31)$$

onde,  $\sum X_{day,mon}$  é o somatório dos dados diários para cada mês de todos os anos, e  $yrs$  é o número de anos de dados.

Sendo os desvios mensais anuais calculados da seguinte forma:

$$\sigma_{mon} = \sqrt{\frac{(\sum X_{day,mon} - X_{mon})^2}{(yrs - 1)}} \quad (3.32)$$

onde  $\sigma_{mon}$  é o desvio mensal de todos os anos.

#### 3.4.12.1.2 Temperatura no Ponto de Orvalho

Para o cálculo das temperaturas de ponto de orvalho médias mensais foi utilizado o programa *dew02.exe*, desenvolvido por Liersch (2003a), e disponibilizado no seguinte endereço eletrônico: [http://www.brc.tamus.edu/swat/soft\\_links.html](http://www.brc.tamus.edu/swat/soft_links.html). Esse programa faz parte dos *softwares* desenvolvidos para facilitar a inserção dos dados no SWAT, sendo que apresenta a rotina de cálculo descrita seguir.

O cálculo da temperatura no ponto de orvalho (DEWPT) está baseado nos dados de umidade relativa e temperatura do ar, pois a umidade relativa do ar ( $RF$ ) é dada pela relação entre a quantidade de vapor existente no ar e a que existiria se o mesmo estivesse saturado na mesma temperatura. De acordo com Hackel (1999), tem-se:

$$ea = \frac{RF \cdot es}{100} \quad (3.33)$$

onde  $ea$  representa a pressão exercida pela massa de vapor d água existente na atmosfera em mbar, que pode variar de zero a um valor máximo chamado de pressão de saturação de vapor ( $es$ ), no qual este é dependente da temperatura do ar ( $Tar$ ).

Para a estimativa do valor da pressão de saturação de vapor ( $es$ ) utiliza-se seguinte equação (Allens, 1998):

$$es = 0,6108 \cdot e^{\left(\frac{17,27 \cdot Tar}{Tar + 237,3}\right)} \quad (3.34)$$

O resultado da pressão de saturação de vapor ( $e_s$ ) é dado em kPa, sendo necessário multiplicar por 10 para converter para mbar, unidade utilizada na seguinte equação de ponto de orvalho (DEWPT):

$$\text{DEWPT} = \frac{234,18 \cdot \log(e_a) - 184,2}{8,204 - \log(e_s)} \quad (3.35)$$

#### **3.4.12.1.3 Radiação Solar**

A radiação solar (SOLARAV) é um dos parâmetros climáticos monitorados na Estação Meteorológica de Veranópolis. Assim, foram obtidas as médias mensais para 30 anos de dados.

#### **3.4.12.1.4 Estimativa de Precipitação**

Da mesma forma que o cálculo da temperatura do ponto de orvalho, os dados estatísticos da precipitação, como médias, mínimas, máximas, desvio padrão, coeficiente de assimetria (SKEW), probabilidade de dia úmido seguido de dia seco e probabilidade de dia úmido seguido de dia úmido foram obtidos através do programa *pcpstat.exe*, disponibilizado no endereço eletrônico [http://www.brc.tamus.edu/swat/soft\\_links.html](http://www.brc.tamus.edu/swat/soft_links.html), e desenvolvido por Liersch (2003b).

Dessa forma, organizaram-se os dados pluviométricos obtidos na Estação Meteorológica de Veranópolis e utilizou-se o programa *pcpstat.exe*, sendo os resultados apresentados na Tabela 3.6.

Para a estimativa da precipitação máxima de 0,5 horas no mês –RAINHHMX, utilizou-se o valor percentual médio para a duração de 30 minutos de chuvas intensas para posto de Veranópolis, obtido de Beltrame *et al.* (1991). Esse percentual foi multiplicado pela precipitação média mensal (PCPMM), sendo assim obtido o valor em milímetros da precipitação média para cada mês com duração de 30 minutos.

Depois dos cálculos realizados, e todos os parâmetros obtidos para estações climáticas analisadas, digitam-se os valores diretamente no banco de dados (Figura 3.18) do Basins 3.0.



**User Weather Stations**

User Defined Weather Station

Veranopolis

wea43

wea62

wea80

Weather Station Name: Veranopolis

RAIN\_YRS: 30.00 [Years] WELEV: 705.00 [m]

WLATITUDE: -28.94 [Degrees] XPR: 449346

WLONGITUDE: -51.52 [Degrees] YPR: 6798812

Monthly parameters

TMPMX  PR\_W1

TMPMN  PR\_W2

TMPSTDMX  PCPD

TMPSTDMN  RAINHHMX

PCPMM  SOLARAV

PCPSTD  DEWPT

PCPSKW  WNDVAV

Jan.	27.21	Jul.	17.84
Feb.	26.73	Aug.	18.99
Mar.	25.54	Sep.	19.90
Apr.	22.43	Oct.	22.58
May	19.58	Nov.	24.73
Jun.	17.48	Dec.	26.52

[°C]

Delete Load [.wgn] Add New [Modify] Add New Help Exit

**Figura 3.18: Janela de entrada dos dados climáticos no SWAT.**

Como resultado dos cálculos realizados para a estimativa dos parâmetros de entrada no banco de dados do gerador climático WXGEN, a Tabela 3.6 apresenta os resultados para a média de cada mês pra todos os anos da série temporal utilizada.

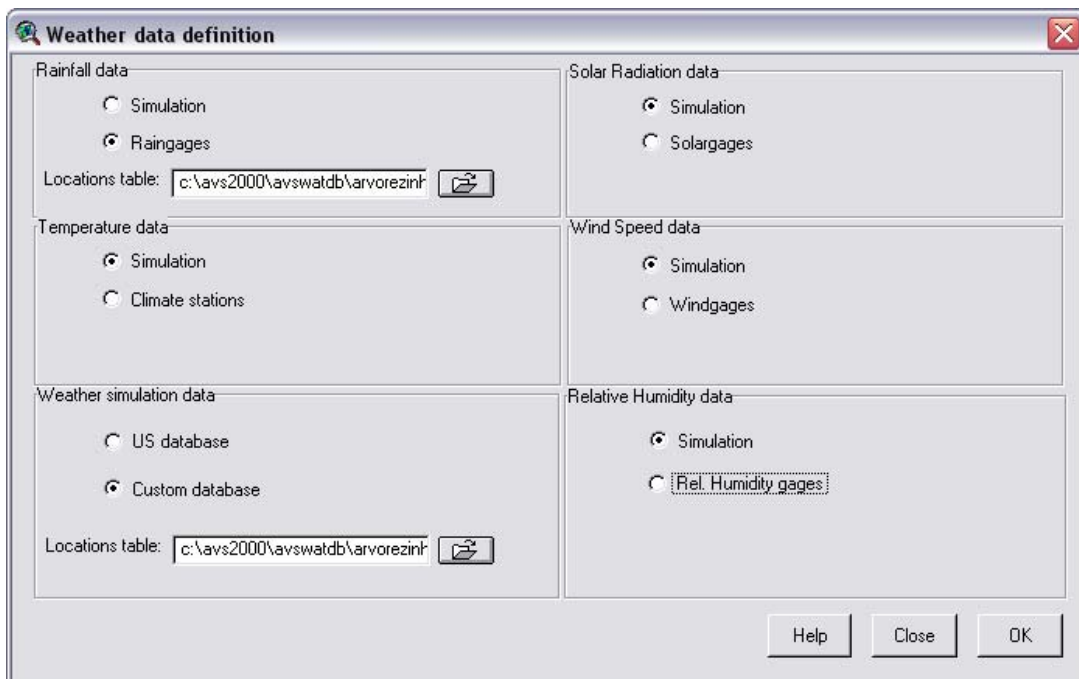
**Tabela 3.6: Parâmetros climáticos calculados a partir dos dados da Estação Meteorológica de Veranópolis.**

Dados	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	27,21	26,73	25,54	22,43	19,58	17,48	17,84	18,99	19,90	22,58	24,73	26,52
TMPMN	16,83	16,82	15,42	12,76	9,74	7,84	8,23	9,01	9,97	12,14	13,82	15,58
TMPSTDMX	3,24	3,11	3,30	3,71	4,07	4,80	5,06	5,34	5,05	4,19	3,87	3,43
TMPSTDMN	2,40	2,33	2,56	3,26	3,89	4,42	4,16	4,16	4,00	3,20	3,03	2,66
PCPMM	146,7	132,2	113,1	110,2	98,6	129,9	128,9	160,9	174,8	153,6	136,2	145,3
PCPSTD	10,23	9,80	9,94	10,40	9,59	11,12	10,42	11,82	12,83	11,42	10,92	11,23
PCPSKW	3,20	3,07	4,51	5,53	4,88	3,98	3,74	3,02	3,20	3,37	3,75	3,42
PR_W1	0,30	0,31	0,25	0,22	0,18	0,24	0,22	0,25	0,26	0,27	0,27	0,25
PR_W2	0,56	0,56	0,48	0,49	0,52	0,51	0,52	0,55	0,61	0,51	0,46	0,48
PCPD	13,03	12,26	10,67	9,64	8,97	10,10	10,18	11,54	12,41	11,51	10,49	10,51
RAINHHMX	45,60	41,12	35,16	34,28	30,66	40,40	40,07	50,01	54,34	47,74	42,36	45,17
SOLARAV	52,38	48,21	42,72	33,98	27,05	23,45	23,84	28,23	33,43	43,67	49,87	53,67
DEWPT	17,62	18,02	16,83	14,18	11,50	9,36	9,63	10,10	10,78	12,92	14,68	16,23
WNDVAV	1,73	1,61	1,70	1,73	1,60	1,83	2,02	2,01	2,12	2,09	1,89	1,80

TMPMX: Temperatura máxima (°C); TMPMN: Temperatura mínima (°C); TMPSTDMX: Desvio padrão da temperatura máxima (°C); TMPSTDMN: Desvio padrão da temperatura mínima (°C); PCPMM: Precipitação média (mm); PCPSTD: Desvio padrão da precipitação (mm); PR\_W1: Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos (%); PR\_W2: Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos (%); PCPSKW: Coeficiente de assimetria para a precipitação máxima; PCPD: Número de dias de precipitação (dias); RAINHHMX: Precipitação máxima de 0,5 hora (mm); SOLARAV: Radiação solar (MJ m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>); DEWPT: Temperatura no ponto de orvalho (°C); e WNDVAV: Velocidade do vento (m s<sup>-1</sup>).

### 3.4.12.2 Parâmetros Diários para a Simulação no Modelo SWAT

O modelo requer dados diários de precipitação (mm H<sub>2</sub>O), temperatura máxima e mínima do ar (°C), radiação solar incidente (MJ m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>), velocidade do vento (m s<sup>-1</sup>), e umidade relativa do ar (%). Assim, definem-se os parâmetros climáticos diários para toda a bacia, que são inseridos diretamente no banco de dados do Basins, conforme Figura 4.19.



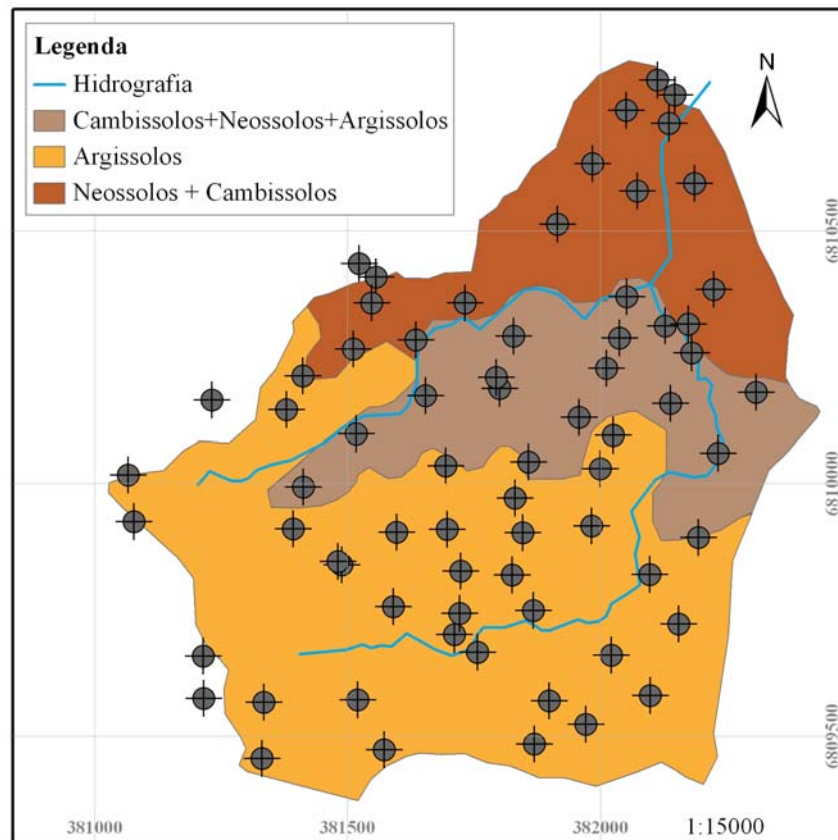
**Figura 3.19: Janela para entrada dos dados climáticos diários no SWAT.**

Para a bacia de Arvorezinha, somente os dados de precipitação diários foram inseridos, sendo os demais gerados pelo WXGEN, com base no banco de dados climáticos da Estação Meteorológica de Veranópolis.

### 3.4.12.3 Parâmetros do Solo

O banco de dados de solo requer informações das características físico-hídricas de cada classe de solo, como os grupos de saturação (HYDGRP), a profundidade de raiz (SOL\_ZMX), porosidade (ANION\_EXCL), profundidade da camada (SOL\_Z), densidade aparente (SOL\_BD), água disponível no solo (SOL\_AWC), condutividade hidráulica saturada (SOL\_K), erodibilidade (USLE\_K), albedo (SOL\_ALB), carbono orgânico (SOL\_CBN) e percentagem de argila, silte, areia e seixo.

Os dados de solo foram obtidos através de ensaios realizados com diversas amostragens em toda a área da bacia, sendo estes apresentados em Dalbianco (2009). A Figura 3.20 ilustra todos os pontos amostrados na bacia de Arvorezinha.



**Figura 3.20: Localização dos pontos amostrados de solo na bacia de Arvorezinha.**

#### **3.4.12.3.1 Grupos Hidrológicos**

Conforme classificação do U.S. Natural Resource Conservation Service (NRCS Soil Survey Staff, 1986) os solos diferem-se em quatro grupos hidrológicos (A, B, C e D), em função dos valores de condutividade hidráulica ( $\text{mm h}^{-1}$ ) de cada classe de solo nos seus horizontes, onde:

- Grupo hidrológico A – solos com alta taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada superior a  $150 \text{ mm h}^{-1}$ , sendo constituídos de areias grossas e apresentando-se excessivamente drenados. Esses solos têm alta taxa de transmissão de água (baixo potencial de escoamento superficial);
- Grupo hidrológico B – solos com moderada taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada entre  $5$  e  $150 \text{ mm h}^{-1}$ , solos constituídos de sedimentos moderadamente grossos a moderadamente finos, e moderadamente bem drenados. Esses solos têm moderada taxa de transmissão de água;

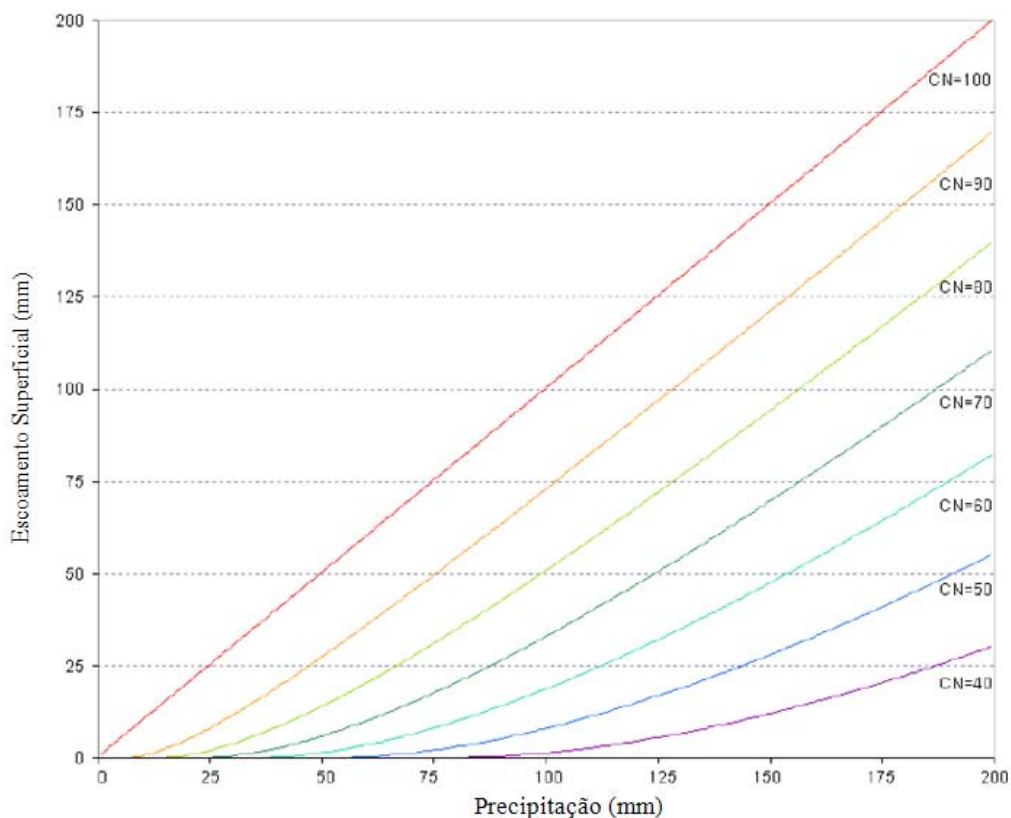
- Grupo hidrológico C – solos com baixa taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada entre 1 e 5 mm h<sup>-1</sup>, com textura moderadamente fina a fina, que impedem o movimento da água nos horizontes. Esses solos têm baixa taxa de transmissão de água (alto escoamento superficial potencial);
- Grupo hidrológico D – solos com baixíssima taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada menor 1 mm h<sup>-1</sup> são solos potencialmente argilosos com altíssimo escoamento superficial potencial. Esses solos têm baixíssima taxa de transmissão de água.

Na definição do grupo hidrológico de cada classe de solo da bacia de Arvorezinha, foram utilizados os valores médios de condutividade hidráulica obtido pelas amostragens realizadas por Dalbianco (2009).

#### **3.4.12.3.2 Curva Número**

O método da Curva Número (CN) foi desenvolvido pelo Serviço de Conservação dos Solos (*Soil Conservation Service - SCS*), do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*United States Department of Agriculture – USDA*), resultando num parâmetro que é utilizado para o cálculo do escoamento superficial que se baseia nas características de permeabilidade do solo, seu uso e condições de umidade antecedente.

Buscando a padronização das curvas, o SCS obteve curvas que correlacionam a precipitação com o escoamento de várias sub-bacias dos E.U.A. (Figura 3.21), onde números adimensionais foram estabelecidos, as chamadas Curvas Número, ou CN's. As tabelas com os valores de CN com relação ao uso e ocupação do solo e o grupo hidrológico utilizados pelo model, podem ser encontradas no manual do SWAT (Neitsch *et al.*, 2002).



**Figura 3.21: Relação entre a vazão e a precipitação no método SCS de Curva de Número (Fonte: Neitsch et al., 2002).**

A variação do valor de CN pode ser de 0 a 100, correspondendo a zero para uma bacia de condutividade hidráulica infinita, e o cem a uma bacia totalmente impermeável.

#### 3.4.12.3.3 Características Granulométricas e Texturais do Solo

Para a caracterização granulométrica do solo, definição das porcentagens de argila, silte, areia e seixo, utilizou-se a classificação recomendada pelo Soil - USDA (1999) e apresentada na Tabela 3.7.

**Tabela 3.7: Classificação granulométricas do solo.**

Classificação Granulométrica	Diâmetro
cascalho	> 2 mm
areia	2 a 0,05 mm
silte	0,05 a 0,002 mm
argila	0,002 mm

Fonte: Soil - USDA, 1999.

O valor de porosidade (ANION\_EXCL) é definido pela relação entre o volume ocupado pelos poros e o volume total do solo. Dalbianco (2009), para determinar a porosidade das amostras de solo, baseou-se no princípio de que o valor do volume poroso corresponde ao volume de água contido nessa amostra saturada.

#### ***3.4.12.3.4 Disponibilidade de Água no Solo e Condutividade Hidráulica***

O cálculo de água disponível no solo considera a faixa de umidade compreendida entre o limite superior de disponibilidade de água às plantas, chamada de capacidade de campo (FC), e o limite inferior de disponibilidade, conhecido como ponto de murcha permanente (WP) (Hillel, 1980).

Para permitir que estes dois limites sejam obtidos mais facilmente, foi redefinido nos termos das tensões em que a água é mantida pelo solo.

A capacidade do campo (FC) é definida como a umidade que um dado solo sustenta sob a ação da gravidade. Na prática, significa a umidade da amostra de solo quando submetida a uma tensão de 0,033 MPa, e o ponto murcha permanente é a umidade do solo na qual as plantas não mais conseguem manter suas folhas túrgidas, considera-se que é a quantidade de água retida no solo em uma tensão de 1,5 MPa.

Contudo, a disponibilidade de água no solo foi obtida por Dalbianco (2009), através da seguinte equação:

$$\text{SOL\_AWC} = \text{FC} - \text{WP} \quad (3.36)$$

A condutividade hidráulica do solo é um parâmetro que traduz a facilidade com que a água se movimenta ao longo do perfil de solo e sua determinação torna-se imprescindível, visto que o movimento da água no solo está diretamente relacionado à produção das culturas agrícolas.

Para a bacia de Arvorezinha, Dalbianco (2009) determinou a condutividade hidráulica do solo com auxílio de um permeâmetro de carga decrescente.

### 3.4.12.3.5 Erodibilidade do Solo

Erodibilidade é um atributo do solo que representa a susceptibilidade do solo em ser desagregado e transportado pela ação de um agente erosivo.

Benatto (2005) determinou a erodibilidade dos solos presentes na bacia de Arvorezinha usando o Método do Nonograma (Wischmeir *et al.*, 1971).

### 3.4.12.3.6 Parâmetros Condizentes ao Albedo e Conteúdo Orgânico

O albedo corresponde à parcela da radiação solar que é refletida ao atingir a superfície do solo, considerando-se principalmente a influência da cobertura vegetal. Dessa forma, o valor do albedo de uma região agrícola pode variar de acordo com a fase do ciclo de cultivo, alternando, assim, entre o solo lavrado e recém-semeado, sem cobertura vegetal, e a fase de crescimento e maturação.

Para este trabalho, o albedo (SOL\_ALB) foi estimado com base na equação apresentada no NSSH (National Soil Survey Handbook) do USDA (United States Department of Agriculture), a qual considera a cor do solo (Caderneta de Munsell) determinante na definição do albedo como se pode observar:

$$\text{Albedo} = 0.069 \times (\text{valor da cor}) - 0,114 \quad (3.37)$$

onde o *valor da cor* corresponde ao parâmetro de luminosidade no código de cor proposto por Munsell (1975).

O carbono orgânico está diretamente relacionado com o uso e manejo dos solos. Dalbianco (2009) determinou o teor de carbono orgânico no solo (SOL\_CBN) pelo método da combustão úmida descrita em EMBRAPA (1999) e modificada por Rheinheimer *et al.* (2008).

Após todos os parâmetros obtidos, digita-se direto no banco de dados do SWAT cada classe de solo e para cada horizonte, como mostra a Figura 3.22.



**Figura 3.22:** Janela onde são inseridos os dados de solo requeridos pelo modelo, para cada classe de solo e em cada horizonte.

Os valores das características físicas de todas as classes de solo presentes na bacia de Arvorezinha estão contidos na Tabela 3.8.

**Tabela 3.8:** Características físicas das classes de solo da bacia de Arvorezinha.

Dados	Argissolo	Neossolo+Cambissolo	Neossolo+Cambissolo+Argissolo
NLAYERS	1	1	1
HYDGRP	A	A	A
SOL_ZMX	300 mm	300 mm	300 mm
ANION EXC	0,560	0,570	0,590
SOL_Z	300 mm	300 mm	300 mm
SOL_BD	1,10 g cm <sup>-3</sup>	1,10 g cm <sup>-3</sup>	1,10 g cm <sup>-3</sup>
SOL_AWC	0,17 mm mm <sup>-1</sup>	0,19 mm mm <sup>-1</sup>	0,18 mm mm <sup>-1</sup>
SOL_K	293,01 mm h <sup>-1</sup>	236,03 mm h <sup>-1</sup>	350,51 mm h <sup>-1</sup>
SOL_CBN	2,80 %	2,49 %	2,24 %
CLAY	31,37 %	22,68 %	25,86 %
SILT	43,02 %	49,23 %	47,19 %
SAND	25,61 %	28,09 %	26,95 %
ROCK	17,13 %	21,70 %	20,68 %
SOL_ALB	0,09	0,13	0,12
USLE_K	0,32 (0,013 ton m <sup>2</sup> hr (m <sup>3</sup> - ton cm) <sup>-1</sup> )	0,37 (0,013 ton m <sup>2</sup> hr (m <sup>3</sup> - ton cm) <sup>-1</sup> )	0,35 (0,013 ton m <sup>2</sup> hr (m <sup>3</sup> - ton cm) <sup>-1</sup> )

NLAYERS é o número camadas de informação (números de horizontes); HYDGRP é o grupo de mínima saturação hidráulica (A, B, C e D); SOL\_ZMX é a profundidade máxima de solo que a raiz alcança (mm); ANION\_EXCL é a fração de porosidade do solo (fração); SOL\_Z é a profundidade de cada horizonte (mm); SOL\_BD é a densidade do solo (g cm<sup>-3</sup>); SOL\_AWC é a capacidade de água do solo (mm mm<sup>-1</sup>); SOL\_K é a condutividade hidráulica saturada (mm h<sup>-1</sup>); SOL\_CBN é o conteúdo de carbono orgânico do solo (% peso solo); CLAY é a porcentagem de argila no solo (% peso solo); SILT é a porcentagem de silte no solo (% peso solo); SAND é a porcentagem de areia no solo (% peso solo); ROCK é a porcentagem de cascalho no solo (% volume); SOL\_ALB é o albedo do solo (fração); e USLE\_K é o fator de erodibilidade do solo (0,013 ton m<sup>2</sup> hr (m<sup>3</sup> - ton cm)<sup>-1</sup>).

### 3.4.12.4 Calendários Agrícolas

Na diferenciação das três formas de cultivo do fumo citadas anteriormente, o calendário agrícola inserido no modelo é o elemento fundamental para a distinção das rotinas empregadas durante o ciclo dessa cultura.

O modelo SWAT possui em seu banco de dados calendários agrícolas para cada cultura de acordo com o padrão americano, porém estes podem ser alterados conforme a realidade da área simulada.

No caso da bacia de Arvorezinha, foram inseridos calendários agrícolas para as culturas de milho, fumo cultivo convencional, fumo cultivo mínimo e fumo plantio direto, ficando os calendários de feijão, pastagem e floresta de acordo com o banco de dados sugerido pelo modelo.

Nas Tabelas 3.9, 3.10, 3.11 e 3.12 são apresentados os calendários agrícolas montados para as culturas supracitadas.

**Tabela 3.9: Calendário agrícola para a cultura de milho.**

Ano	Operação	Cultura	Mês	Data
1	Semeadura e início da cultura	Milho (CORN)	Setembro	1
1	Aplicação de fertilizantes	Milho (CORN)	Setembro	1
1	Aplicação de pesticidas	Milho (CORN)	Novembro	1
1	Colheita e fim da cultura	Milho (CORN)	Fevereiro	1

**Tabela 3.10: Calendário agrícola para a cultura de fumo cultivo convencional.**

Ano	Operação	Cultura	Mês	Data
1	Colheita	Fumo (TOB1)	Janeiro	1
1	Colheita e fim da cultura	Fumo (TOB1)	Março	15
1	Aração (MOLDBOARD PLOW)	-	Julho	1
1	Plantação e início da cultura	Fumo (TOB1)	Setembro	1
1	Aplicação de fertilizantes	Fumo (TOB1)	Setembro	1
1	Capina (CHISEL PLOW)	Fumo (TOB1)	Outubro	1
1	Aplicação de pesticidas	Fumo (TOB1)	Novembro	1
1	Colheita	Fumo (TOB1)	Novembro	15
1	Colheita	Fumo (TOB1)	Dezembro	1

**Tabela 3.11: Calendário agrícola para a cultura de fumo cultivo mínimo.**

Ano	Operação	Cultura	Mês	Data
1	Colheita	Fumo (TOB2)	Janeiro	1
1	Colheita e fim da cultura	Fumo (TOB2)	Março	1
1	Aração (DISK CHISEL)	-	Abril	15
1	Semeadura e início da cultura	Aveia (OATS)	Mai	1
1	Fim da cultura	Aveia (OATS)	Julho	1
1	Capina (CHISEL PLOW)	-	Agosto	1
1	Plantação e início da cultura	Fumo (TOB2)	Setembro	1
1	Aplicação de fertilizantes	Fumo (TOB2)	Setembro	1
1	Aração (CHISEL PLOW)	Fumo (TOB2)	Outubro	1
1	Aplicação de pesticidas	Fumo (TOB2)	Novembro	1
1	Colheita	Fumo (TOB2)	Novembro	1
1	Colheita	Fumo (TOB2)	Dezembro	1

**Tabela 3.12: Calendário agrícola para a cultura de fumo plantio direto.**

Ano	Operação	Cultura	Mês	Data
1	Colheita	Fumo (TOB3)	Janeiro	1
1	Colheita e fim da cultura	Fumo (TOB3)	Março	1
1	Aração (DISK CHISEL)	-	Abril	15
1	Semeadura e início da cultura	Aveia (OATS)	Mai	1
1	Fim da cultura	Aveia (OATS)	Julho	1
1	Plantação e início da cultura	Fumo (TOB3)	Setembro	1
1	Aplicação de fertilizantes	Fumo (TOB3)	Setembro	1
1	Aplicação de pesticidas	Fumo (TOB3)	Novembro	1
1	Colheita	Fumo (TOB3)	Novembro	1
1	Colheita	Fumo (TOB3)	Dezembro	1

Os equipamentos de preparo de solo agrícola utilizados na modelagem (MOLDBOARD PLOW, CHISEL PLOW e DISK CHISEL) são americanos, porém, assumiu-se, neste trabalho, que causam efeitos semelhantes de aração e de capina aos que ocorrem nas lavouras de fumo.

### 3.5 Planos de Informação (PI's) de Entrada

#### 3.5.1 Modelo Numérico do Terreno

A análise do relevo da bacia foi realizada a partir do georreferenciamento e digitalização das cartas topográficas do IBGE, na escala 1 : 50.000, sendo o desnível entre as curvas de nível de 20 m. A partir disso, com auxílio da ferramenta *topogrid* do Arcview®, interpolaram-se as curvas de nível (Hutchinson, 1996), gerando o Modelo Numérico de Terreno (MNT) para a bacia de Arvorezinha (Figura 3.23), com altitudes variando de 560 a 750 m.

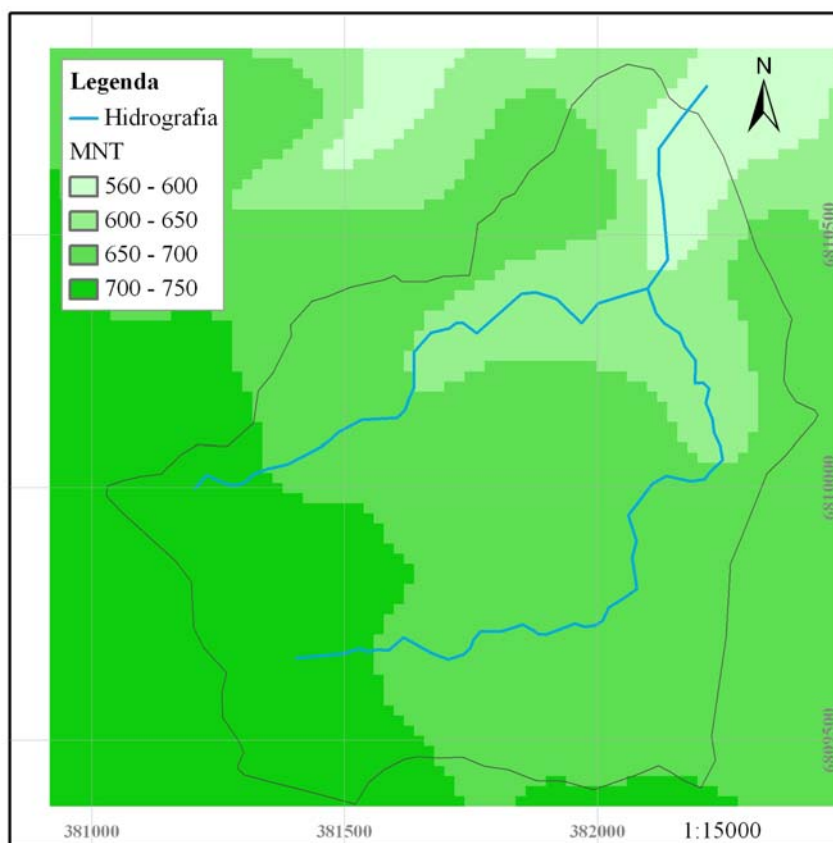


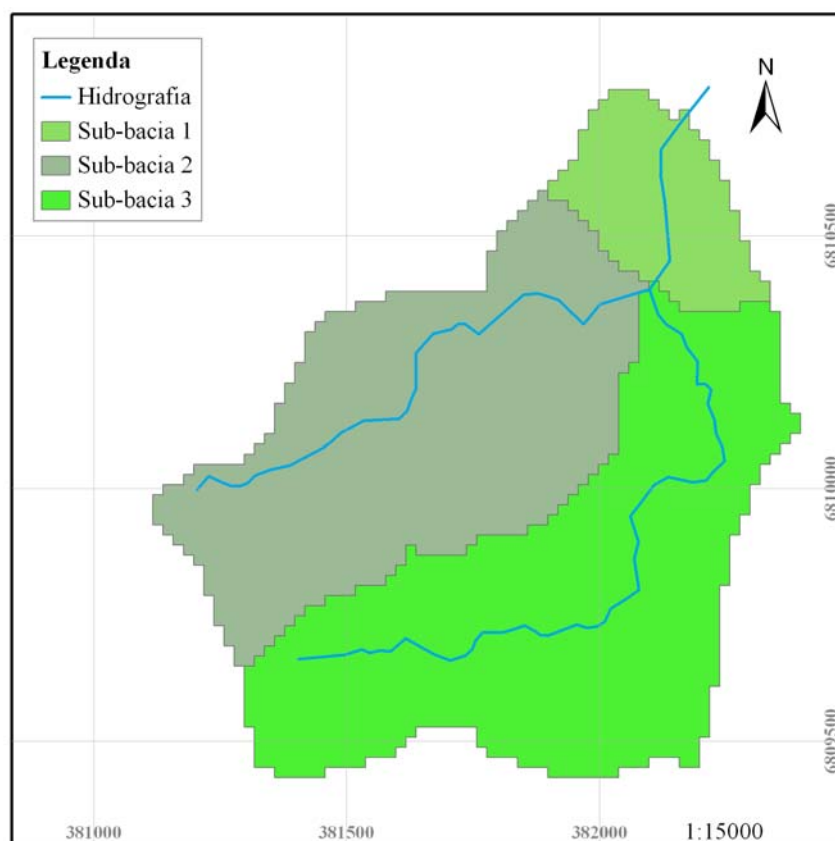
Figura 3.23: Modelo Numérico de Terreno (MNT) da bacia de Arvorezinha.

### 3.5.2 Sub-divisões da Bacia Arvorezinha

Na aplicação do Modelo SWAT à bacia hidrográfica de Arvorezinha, esta foi subdividida em 3 sub-bacias (Figura 3.24). A Tabela 3.13 mostra suas respectivas áreas e elevações médias. O critério para a divisão das sub-bacias foi a determinação de áreas mínimas de 6 ha. Dessa forma, o modelo automaticamente estabelece as confluências que delimitem áreas superiores às definidas pelo usuário.

**Tabela 3.13: Sub-bacias geradas pelo SWAT.**

Sub-bacias	Área (ha)	Elevação média (m)
1	11,04	582,90
2	44,04	673,63
3	51,48	659,81



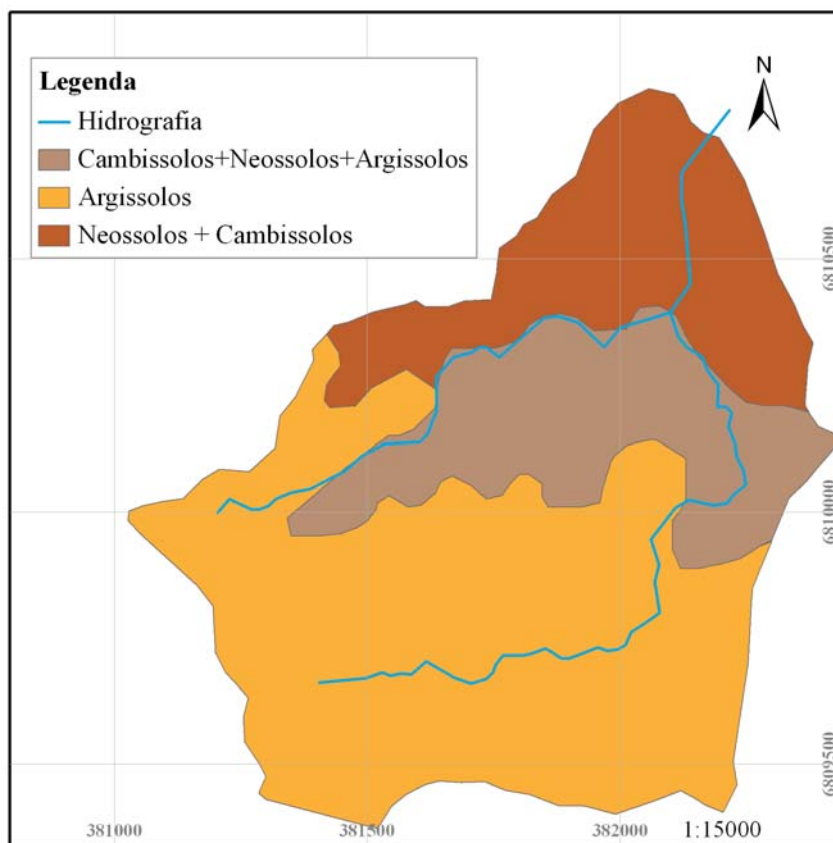
**Figura 3.24: Sub-divisões da bacia de Arvorezinha.**

### 3.5.3 Solos Presentes na Bacia Arvorezinha

Baseado no levantamento pedológico realizado pela EMATER de Porto Alegre (EMATER, 2002), têm-se as 3 principais associações encontradas na bacia de Arvorezinha, conforme mostra a Tabela 3.14 e a Figura 3.25.

**Tabela 3.14: Classes de solo e a área ocupada na bacia.**

Classe	Área (%)	Área (ha)
Cambissolos+Neossolos+Argissolos	20,53	21,88
Argissolos	23,84	25,40
Neossolos+Cambissolos	55,63	59,28
<b>Total</b>	<b>100%</b>	<b>106,56</b>



**Figura 3.25: Mapa pedológico da bacia de Arvorezinha.**

### 3.5.4 Uso e Ocupação dos Solos

Neste trabalho, foram utilizados cinco anos de dados de uso e ocupação do solo, sendo que cada ano apresentou usos diferentes e delimitação de glebas distintas entre os anos, inviabilizando a simulação contínua dos cinco anos de dados. Este fato ocorre pois o modelo SWAT admite somente uma entrada de mapa de uso e ocupação do solo. Dessa forma, cada ano foi simulado isoladamente.

Os mapas de uso e ocupação do solo foram obtidos a partir de levantamentos espaciais realizados anualmente por um hidrotécnico na bacia. As glebas foram delimitadas com auxílio de um GPS com precisão de  $\pm 20\text{m}$ . O hidrotécnico percorreu todas as propriedades anotando as características físicas e qualitativas de cada gleba, ou seja, coletou os dados de uso e manejo de cada área. Em seguida os dados foram inseridos no *software* ArcView® e posteriormente no modelo SWAT.

Após a inserção do mapa de uso e ocupação do solo no modelo, ocorre a reclassificação desse mapa, onde o SWAT busca em seu banco de dados, de acordo com as classes correspondentes, os índices de área foliar máximo, profundidade máxima das raízes da vegetação específica, altura máxima da cultura, energia para a conversão em biomassa, e temperaturas base e ótimas para o crescimento da planta (Machado, 2002).

Na Tabela 3.15 são apresentados os principais usos do solo presentes na bacia de Arvorezinha durante os cinco anos de dados simulados, e nas Figuras 3.26 a 3.30 pode-se visualizar a distribuição desses usos dentro da bacia.

**Tabela 3.15: Áreas de uso e ocupação do solo da bacia durante o período simulado.**

Uso do solo	Área (%)				
	2002	2003	2004	2005	2006
Floresta	52,7	42,3	38,0	33,5	33,5
Pastagem	15,2	12,0	8,7	8,6	9,0
Fumo plantio convencional	24,6	37,4	28,9	16,9	18,2
Fumo cultivo mínimo	-	-	4,2	17,2	16,8
Fumo plantio direto	-	-	12,9	19,0	20,1
Feijão	-	-	-	0,1	-
Milho	7,5	8,3	5,2	2,6	-
Água	-	-	2,1	2,1	2,4

Obs.: O uso do solo tipo água não foi computado nos anos de 2002 e 2003 devido ao baixo detalhamento dos levantamentos nesses anos.

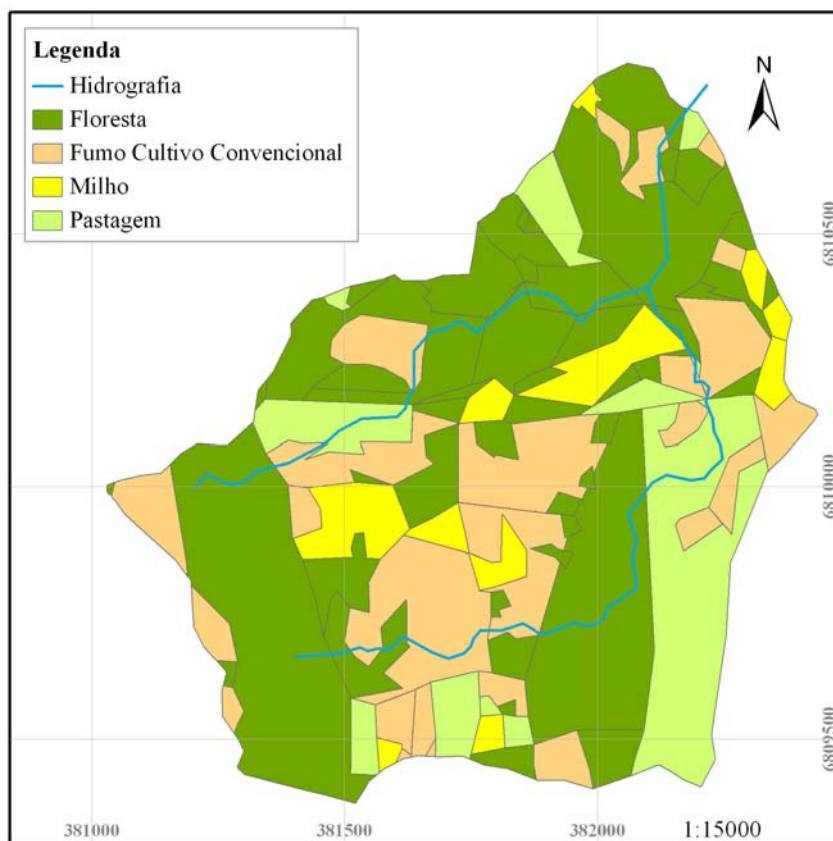


Figura 3.26: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2002.

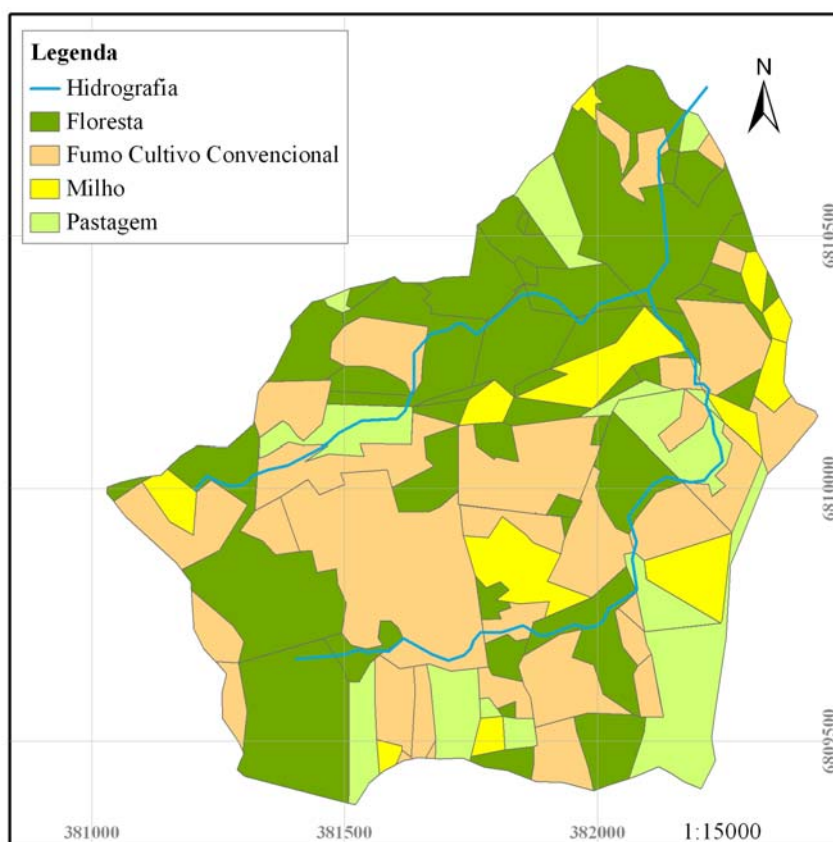


Figura 3.27: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2003.



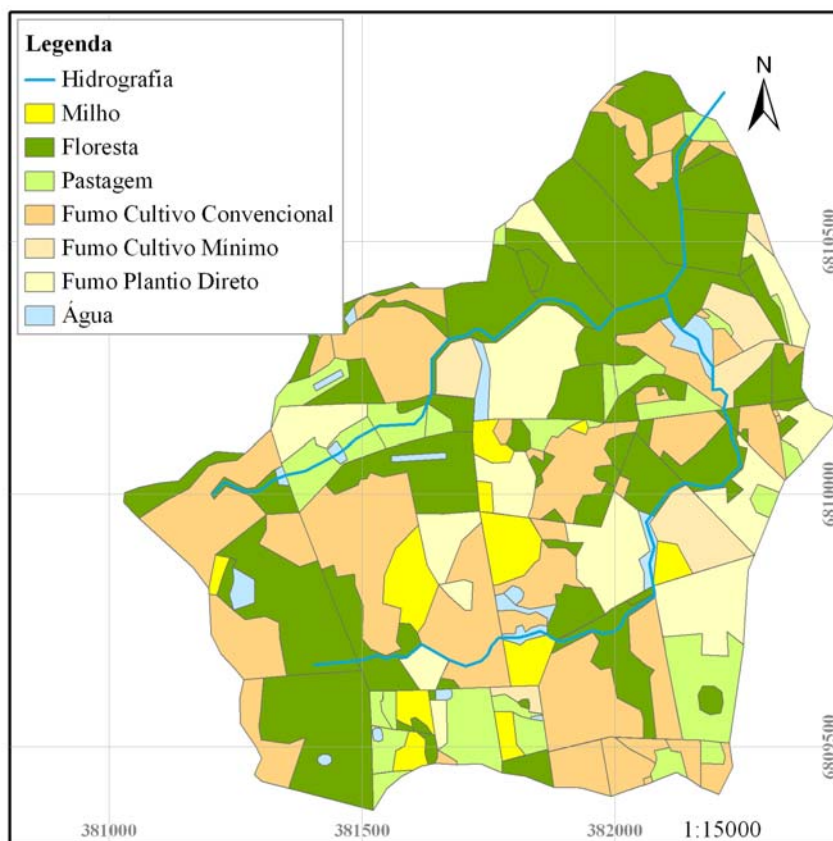


Figura 3.28: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2004.

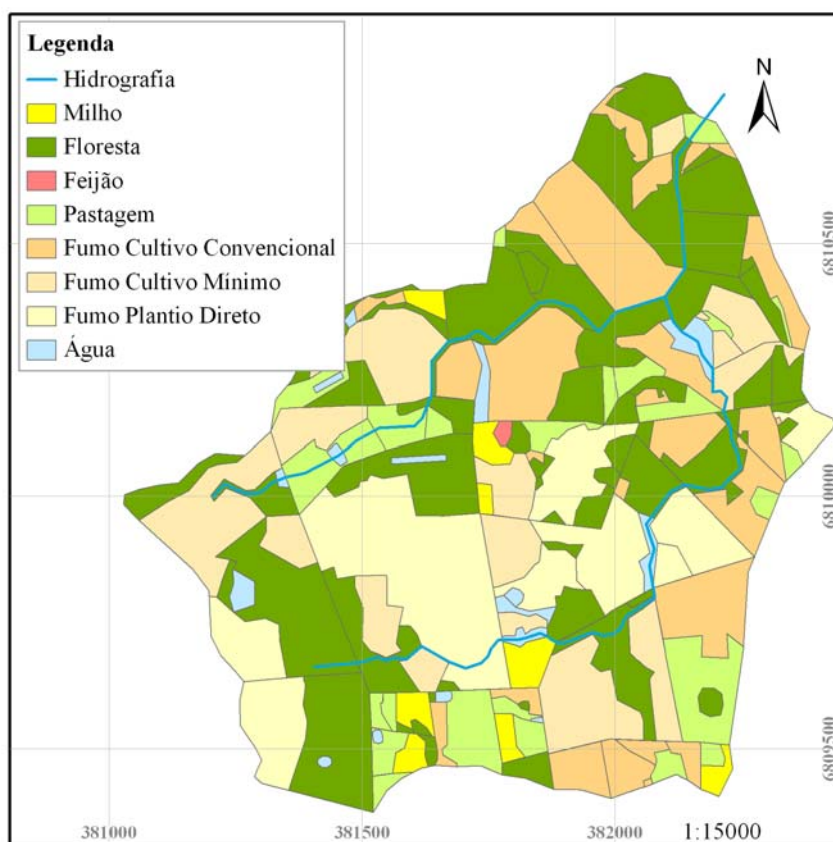
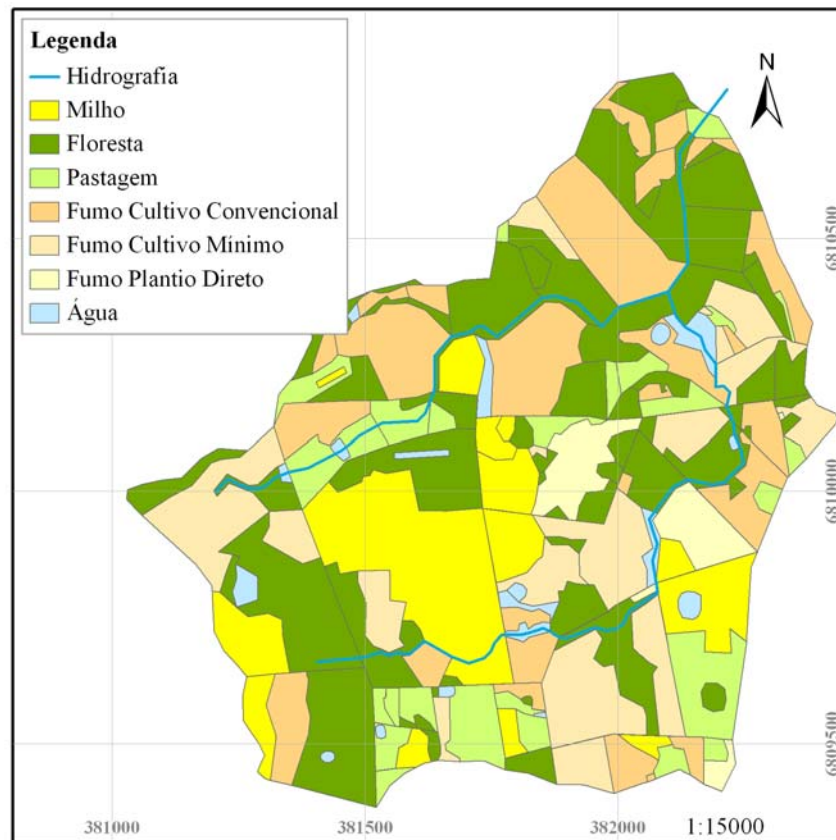


Figura 3.29: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2005.



**Figura 3.30: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia de Arvorezinha para o ano de 2006.**

### 3.6 Simulação de Cenários

Com o objetivo de testar a aplicabilidade do modelo em simular de forma contínua o escoamento superficial, a vazão líquida, o aporte de sedimentos e a produção de sedimentos na bacia de Arvorezinha, e o quanto que as alterações no uso e ocupação do solo interferem nestes parâmetros, três cenários foram definidos considerando as características de solo apresentadas anteriormente:

- Cenário 1: Considerou-se o uso do solo sem interferência humana, onde toda a área da bacia era coberta por floresta;
- Cenário 2: Considerou-se o uso do solo utilizado em 2006, porém todas as áreas de lavoura cultivadas em sistema tradicional (aração e gradagem) para uma sucessão de 44 anos de fumo; e
- Cenário 3: Idem cenário 2, porém adotou-se o cultivo mínimo como forma de preparo do solo para uma sucessão de fumo no verão e aveia-preta no inverno.

### 3.7 Análise Estatística dos Resultados

Durante duas décadas, os modelos hidrossedimentológicos de bacia têm sido importantes ferramentas na avaliação de processos hidrológicos, efeitos de práticas conservacionistas e de qualidade de água (Heathman *et al.*, 2009).

Moriasi *et al.* (2007) realizaram uma revisão detalhada sobre as técnicas de avaliação estatística utilizadas em pesquisa de aplicabilidade do modelo SWAT. Dentre as técnicas com melhor performance destacaram-se o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) (Nash & Sutcliffe, 1970) e a Tendência Percentual (PBIAS), os quais foram empregados neste estudo.

O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) (Nash & Sutcliffe, 1970) consiste na seguinte equação:

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - \bar{E})^2} \quad (3.38)$$

sendo:

$Em$  = evento observado;

$Es$  = evento simulado pelo modelo;

$\bar{E}$  = média dos eventos observados no período de simulação;

$n$  = número de eventos.

O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) indica o quanto os pontos do gráfico de eventos observados versus eventos simulados se aproximam de uma linha com inclinação 1:1. O COE pode variar a partir de negativo infinito a 1, sendo 1 indicativo de um perfeito ajuste.

A Tendência Percentual (PBIAS) foi o segundo critério utilizado para avaliar o desempenho do modelo SWAT para a bacia de Arvorezinha, sendo calculado pela seguinte expressão:

$$PBIAS[\%] = \frac{\sum E - E^*}{\sum E} * 100 \quad (3.39)$$

sendo:

$E$  = evento observado no período analisado;

$E^*$  = evento simulado no período.

O PBIAS representa a tendência média dos valores simulados serem maiores ou menores que os valores observados. Quanto menor o valor do PBIAS, melhor é o ajuste, com zero representando uma simulação perfeita do evento observado. Valores de PBIAS positivos indicam a tendência de subestimação dos dados simulados, enquanto que valores negativos de PBIAS indicam superestimação (Gupta *et al.*, 1999).

De acordo com os estudos de Moriasi *et al.* (2007), os resultados da aplicação do modelo SWAT podem ser considerados satisfatórios quando o COE for maior que 0,50 e o PBIAS estiver no intervalo de  $\pm 25\%$ , sendo estes limites utilizados nas avaliações estatísticas deste trabalho.

### **3.8 Período de Aquecimento do Modelo**

Para as simulações realizadas anualmente na bacia de Arvorezinha, utilizou-se o período de dois anos antecedendo o ano avaliado. Esse procedimento visou o aquecimento (estabilidade) do modelo durante seus processos iterativos para a obtenção dos resultados. Sabe-se que, pois, no instante inicial, o sistema representado pelo modelo não é totalmente conhecido. Entretanto, essas incertezas nas condições iniciais podem ser minimizadas utilizando um período de aquecimento do modelo que permite reduzir os eventuais erros existentes nas condições iniciais (Wagner *et al.*, 2004).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT, foram realizadas simulações sem calibração, pois o modelo SWAT foi desenvolvido com o propósito de ser utilizado em bacias não monitoradas. Assim, optou-se por realizar as análises comparativas entre os valores simulados, a partir da inserção dos parâmetros de entrada do modelo disponíveis para a bacia de Arvorezinha, e compará-los com valores medidos durante cinco anos.

Conforme já comentado anteriormente, o escoamento superficial é o fator que controla a desagregação e o transporte dos sedimentos no modelo SWAT, sendo então de suma importância que o modelo seja capaz inicialmente de modelar adequadamente esse componente.

Assim, serão inicialmente apresentados os resultados hidrológicos simulados pelo modelo SWAT, sendo que essas avaliações deverão contribuir para a interpretação dos resultados da simulação da produção de sedimentos.

Após a análise do comportamento do modelo SWAT na simulação dos parâmetros hidrossedimentológicos, serão apresentados os resultados obtidos da simulação de diferentes cenários visando avaliar a sensibilidade do modelo diante de alterações proporcionadas pelo uso e manejo do solo durante um longo período de tempo.

Os resultados e as discussões referentes às simulações realizadas são apresentados na sequência deste Capítulo, bem como as particularidades ocorridas neste estudo.

## 4.1 Parâmetros Hidrossedimentológicos

A precipitação é o início do ciclo hidrológico para o modelo SWAT, sendo um dos principais dados de entrada no modelo. Dessa maneira, todos os resultados de balanço hidrológico e de propagação, tanto de água quanto de sedimentos, simulados pelo SWAT são dependentes da quantidade de água precipitada na bacia.

O escoamento superficial (SURQ) é o saldo das interações da água na fase de simulação da bacia vertente do modelo SWAT. Suas variações evidenciam o quanto a caracterização física da bacia é fundamental para determinar a quantidade de água que irá efetivamente escoar sobre a superfície, gerando o processo de desagregação e de transferência dos sedimentos para o canal aluvial (aporte de sedimentos).

Quando o escoamento superficial, juntamente com os sedimentos transportados, alcançam a rede de drenagem, inicia-se a fase de canal do modelo, onde a vazão líquida (FLOW\_OUT) e a produção de sedimentos (SED\_OUT) são os resultados decorrentes dessa propagação de água e sedimentos pelo canal. Nessa fase são então simulados processos de agradiação e degradação do canal resultante de um balanço entre a capacidade de transporte do escoamento e a carga disponível para transporte no canal.

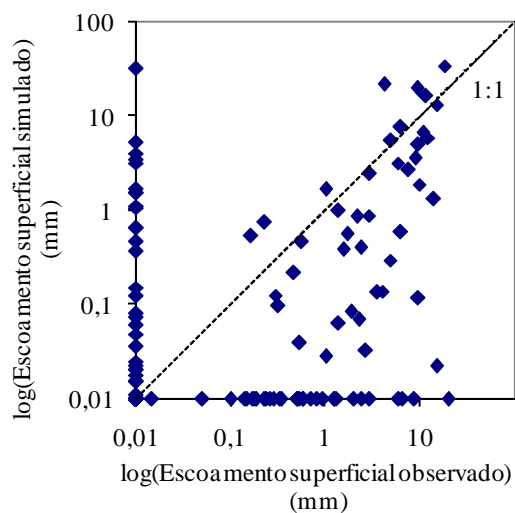
A análise dos resultados das simulações do escoamento superficial, vazão líquida e produção de sedimentos, por representarem tanto a fase de bacia quanto de canal, podem justificar a validade ou não do modelo SWAT ser aplicado para simulações hidrossedimentológicas na bacia de Arvorezinha. A seguir, são apresentados esses resultados.

### 4.1.1 Escoamento Superficial

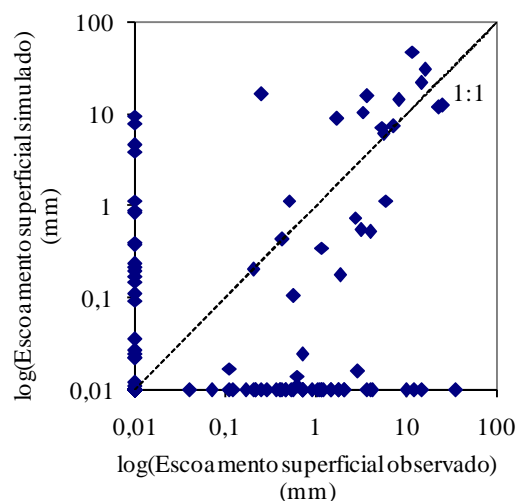
O escoamento superficial gerado na bacia vertente é resultante da diferença entre o volume de água precipitado e o volume infiltrado, sendo o principal componente do balanço hídrico responsável pela desagregação e o transporte de sedimentos (aporte de sedimentos), uma vez que o SWAT utiliza a Equação Universal Modificada (MUSLE) para simular esses processos. Nessa equação, conforme já apresentado, são os valores do volume escoado superficialmente combinados com a vazão de pico que condicionam a desagregação e a transferência dos sedimentos para o canal aluvial. Assim, se o solo apresentar altos valores de condutividade hidráulica e condições de superfície de solo que permitam um fluxo contínuo

de água é esperado que grande parte do volume precipitado possa infiltrar no solo, o que resultaria em escoamentos superficiais de pouco volume e, conseqüentemente, haveria uma capacidade reduzida desse em provocar erosão. Dessa maneira, a análise dos resultados do escoamento superficial (SURQ) simulados pelo modelo SWAT podem explicar as produções de sedimentos resultantes das simulações, ou seja, pode-se compreender a seqüência de cálculos intermediários que resultam em um montante de sedimentos que é gerado na bacia vertente e transferido para o canal aluvial.

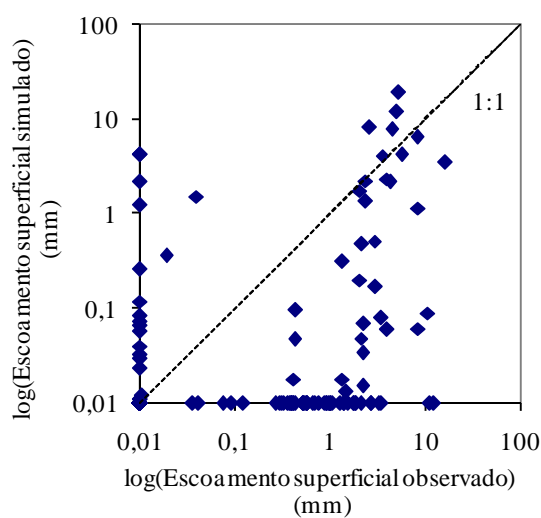
Na seqüência, na Figura 4.1, são apresentados os resultados das simulações diárias de escoamento superficial durante os cinco anos avaliados.



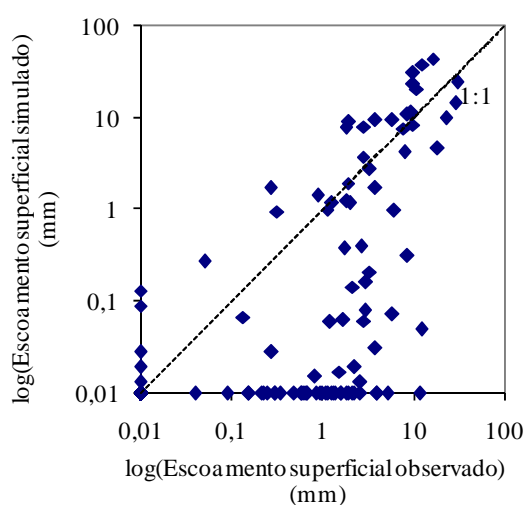
(a) 2002, COE = -0,27 e PBIAS = 27,22%



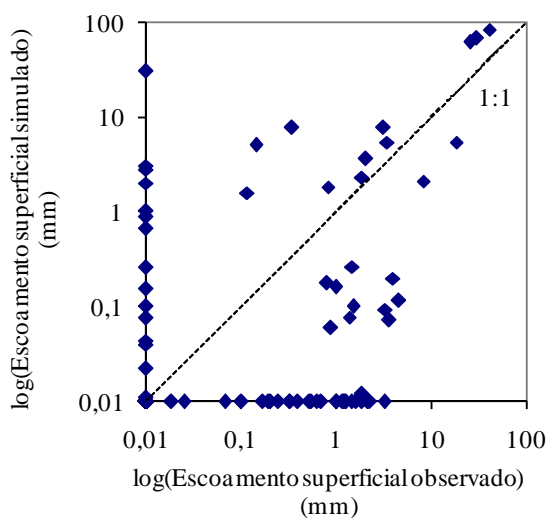
(b) 2003, COE = -0,22 e PBIAS = 10,74%



(c) 2004, COE = -0,07 e PBIAS = 54,30%



(d) 2005, COE = 0,16 e PBIAS = 12,63%



(e) 2006, COE = -0,71 e PBIAS = 56,32%

**Figura 4.1: Resultados das simulações de escoamentos superficiais diários obtidos com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.**



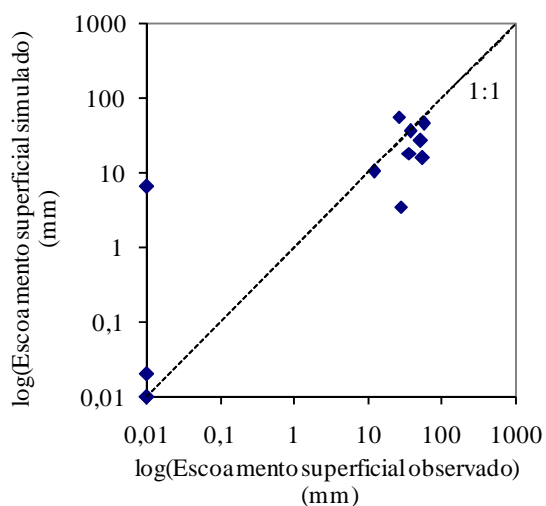
Ao observar os resultados apresentados na Figura 4.1, verifica-se que a comparação dos valores de escoamento superficial diário simulado com os observados não foram satisfatórios, sendo obtidos baixos valores para os Coeficientes de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE). Entre os diferentes anos de simulação, os melhores resultados foram obtidos para os anos de 2003 e 2005, onde o COE foi de -0,22 e 0,16, e o PBIAS 10,74% e 12,63%, respectivamente. De acordo com Moriasi *et al.* (2007), valores de COE  $> 0,50$  e variações de PBIAS de  $\pm 25\%$  demonstram que o modelo é capaz de simular de forma adequada os valores observados.

Pode-se ressaltar que houve a subestimação do escoamento superficial simulado durante a maioria dos eventos de baixa magnitude, e a superestimação dos eventos com maior volume de água precipitado. Esses resultados podem ser justificados pelos elevados valores de condutividade hidráulica medidos na bacia de Arvorezinha e inseridos no modelo. Pois, valores altos de condutividade hidráulica conduzem a altas taxas de infiltração, e consequentemente, reduzem o volume de água da superfície que consistiria o escoamento superficial.

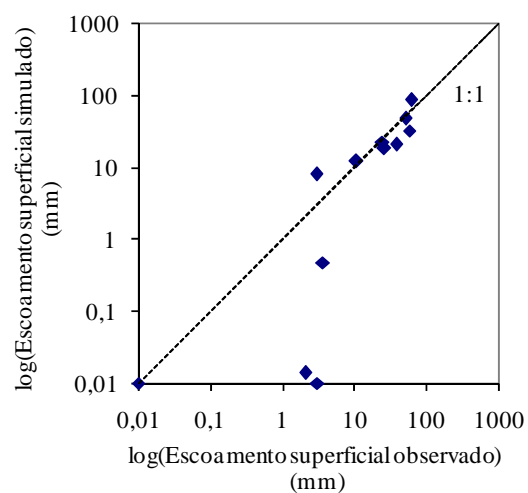
Com relação à diferença de resultados para eventos de grande magnitude, pode-se explicar pela intensidade destes, ou seja, eventos extremos geralmente são caracterizados pela ocorrência de grandes volumes precipitados durante um curto intervalo de tempo. Esse efeito é interpretado pelo modelo como uma condição onde a taxa de precipitação seja superior a taxa de infiltração, resultando em simulações onde o escoamento superficial é maior que o que realmente ocorre. Ao analisar eventos pequenos pode-se perceber que são eventos com intensidades bem menores, podendo durar até as 24 h do dia simulado, o que resulta em grandes volumes de água infiltrados.

Além disso, a condição de umidade antecedente do solo também representa um fator que justifica essa variação nos valores do escoamento superficial, uma vez que na escolha do fator CN, a umidade antecedente é levada em consideração. Erros na simulação da umidade antecedente levam também a erros na simulação do escoamento. Assim, por exemplo, quando o modelo simula uma maior umidade antecedente do que realmente o solo apresenta, menor será a infiltração no solo devido a rápida saturação, resultando, com isso, em um escoamento superficial simulado maior do que observado.

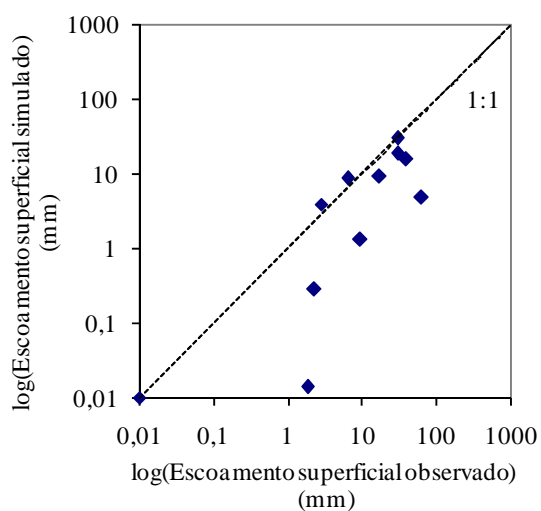
Valores mensais do escoamento superficial simulado e observado são apresentados na Figura 4.2.



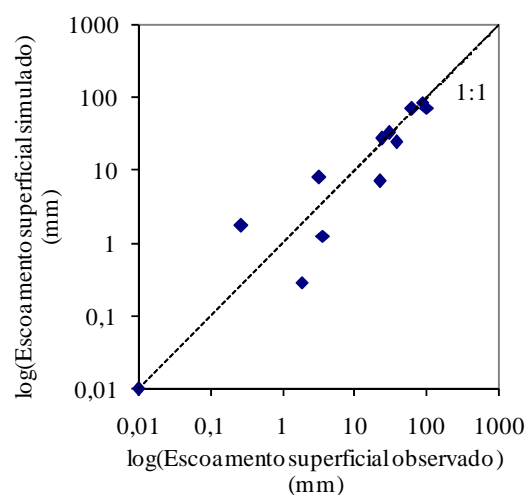
(a) 2002, COE = 0,26 e PBIAS = 27,22%



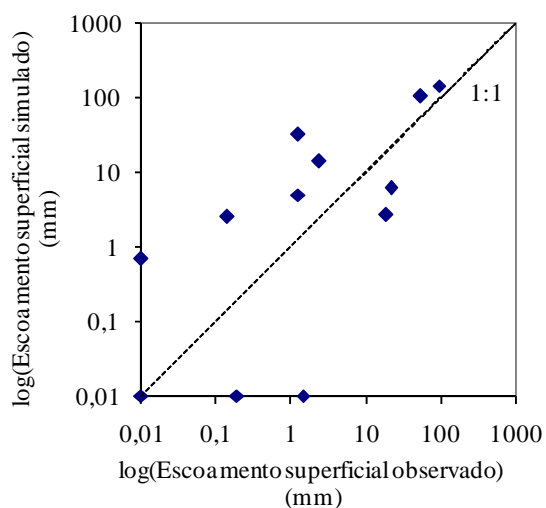
(b) 2003, COE = 0,71 e PBIAS = 10,74%



(c) 2004, COE = 0,02 e PBIAS = 54,30%



(d) 2005, COE = 0,90 e PBIAS = 12,63%

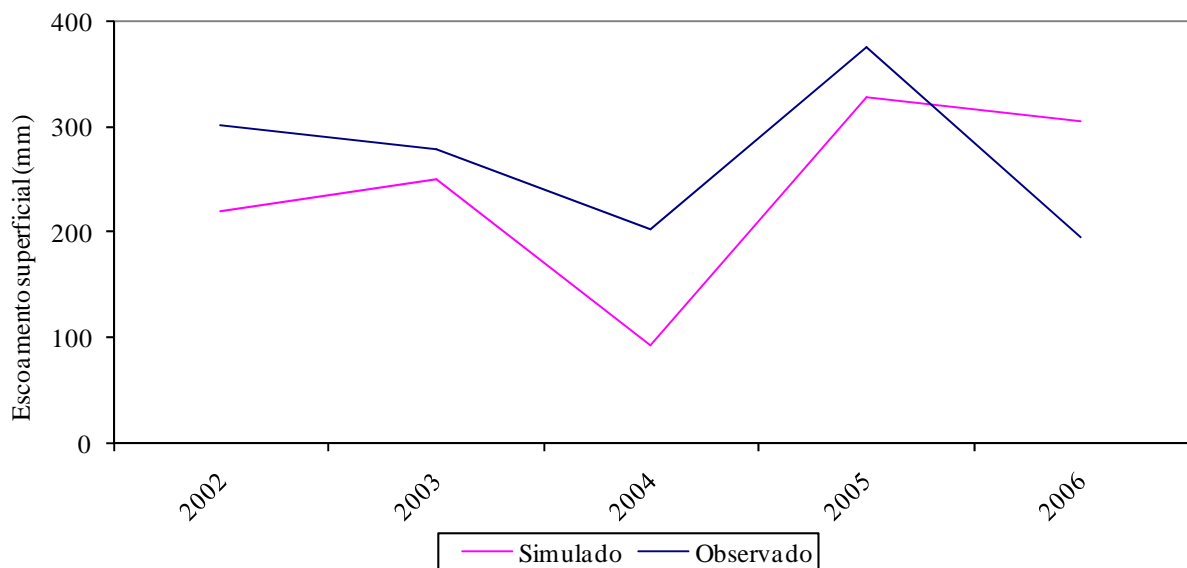


(e) 2006, COE = 0,35 e PBIAS = -56,32%

**Figura 4.2: Resultados das simulações de escoamentos superficiais mensais obtidos com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.**

Ao avaliar os resultados das simulações mensais, pode-se inferir que o modelo apresenta resultados mais satisfatórios se comparados com os resultados diários. O melhor valor de COE foi 0,90 no ano de 2005 que, de acordo Moriasi *et al.* (2007), demonstra uma performance satisfatória do modelo para o parâmetro hidrológico simulado. Por outro lado, observa-se uma subestimação dos dados na maioria dos meses simulados. Ao avaliar a média mensal do escoamento superficial gerado durante os cinco anos, tem-se 22,54 mm para a média medida, em contrapartida, um escoamento médio mensal simulado de 19,88 mm, mostrando uma subestimação de aproximadamente 12%, sendo que este valor de subestimação também foi obtido em estudos realizados por Srinivasan & Arnold (1994) na bacia do rio Seco (EUA - Estado do Texas), com área de 114 km<sup>2</sup>. Considerando os resultados acima apresentados, pode-se dizer que o modelo teve um bom desempenho ao simular os escoamentos superficiais mensais.

Resultados anuais para as simulações de escoamento superficial realizadas pelo SWAT são apresentados na Figura 4.3.



**Figura 4.3: Resultados das simulações de escoamento superficial anuais obtidos com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006**

Semelhantemente, ao analisar as simulações diárias e mensais, pode-se perceber na Figura 4.3 uma subestimação da maioria dos resultados simulados, ao serem comparados com os dados observados, com exceção para o ano de 2006, onde os escoamentos superficiais simulados para esse ano superaram os valores medidos.

Ao analisar os escoamentos superficiais médios anuais, encontra-se o valor de 270,49 mm para os dados observados e 238,55 mm para os simulados, mostrando uma

diferença de 13,4%. A tendência percentual (PBIAS) obtida nas simulações anuais foi de 9,84%, o que, de acordo com Moriasi *et al.* (2007), representa uma simulação satisfatória, ficando entre os limites de adequabilidade ( $\pm 25\%$ ). Além desses aspectos, constatou-se que o ano de 2005 apresentou os melhores resultados mensais de COE, porém, ao analisar anualmente o valor total de escoamento superficial simulado, o ano de 2003 mais se aproximou dos valores observados.

A explicação para as discordâncias do modelo ao simular escoamento superficial pode estar vinculada ao método da Curva Número. Esse método possui uma relação baseada no coeficiente CN, que pode variar de 1 a 100, e depende do uso e manejo do solo, do grupo de solo, da condição hidrológica e da umidade antecedente do solo. Diversos pesquisadores apontam como critério para diferenciação dos grupos de solos a determinação de limites de taxas de infiltração (Tucci, 1997; Mishra *et al.*, 2003 Jain *et al.*, 2006). No entanto, esses limites apresentam grandes variações, quando comparamos diferentes autores. Pruski *et al.* (2004) listou alguns limites propostos para taxas de infiltração por diferentes autores. Analisando esses limites, pode-se verificar a sua grande variabilidade, o que vem a confirmar a falta de padronização na determinação dos mesmos, o que pode ser decisivo na predição do escoamento superficial.

É importante considerar também que os valores de CN utilizados referem-se às condições de solos americanos; portanto, diferentes das condições dos solos brasileiros, o que poderia estar ocasionando erros na escolha do valor de CN e, conseqüentemente, causará uma superestimação ou subestimação do escoamento, evidenciando a elevada sensibilidade do modelo em relação ao valor de CN.

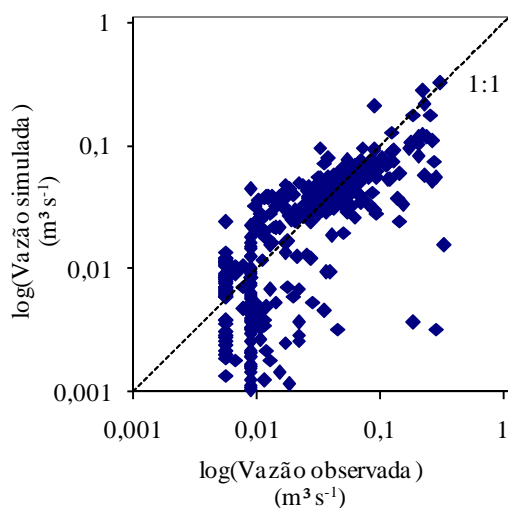
Outro aspecto que poderia explicar as diferenças entre valores de escoamento superficial simulado e observado pode estar relacionado à quantidade de água armazenada no solo, como foi comentado anteriormente. Pois, o CN está diretamente relacionado à umidade antecedente do solo; portanto, se o modelo não calcular corretamente a quantidade de água disponível no solo, o mesmo poderá escolher a condição incorreta de umidade, resultando novamente numa superestimação ou subestimação do escoamento superficial.

Van Liew *et al.* (2007) realizaram simulações com o SWAT com a finalidade de avaliar parâmetros hidrológicos para uma adequada calibração do modelo. Encontram, como parâmetros de grande sensibilidade, a infiltração e o valor do CN, o qual vem comprovar as considerações supracitadas a respeito das possíveis causas do não perfeito ajuste do modelo.

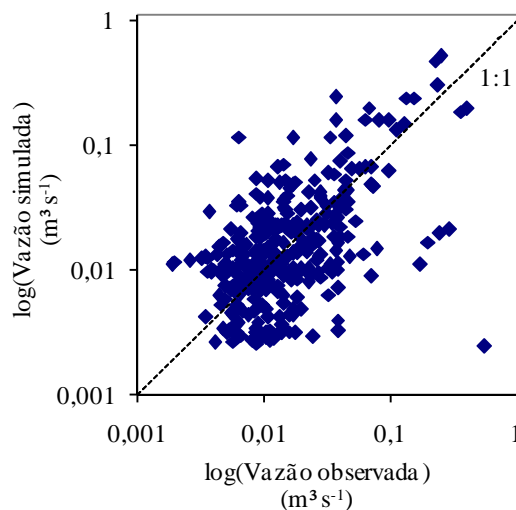
#### **4.1.2 Vazão Líquida**

Objetivando a avaliação da adequabilidade do modelo SWAT para a bacia de Arvorezinha, foram também comparados os valores de vazão líquida (FLOW\_OUT) resultantes da fase de canal do modelo. Para isso, a vazão medida no exutório, através do linígrafo, e a descarga líquida resultante da simulação realizada pelo modelo foram comparadas em passos de tempo diário, mensal e anual.

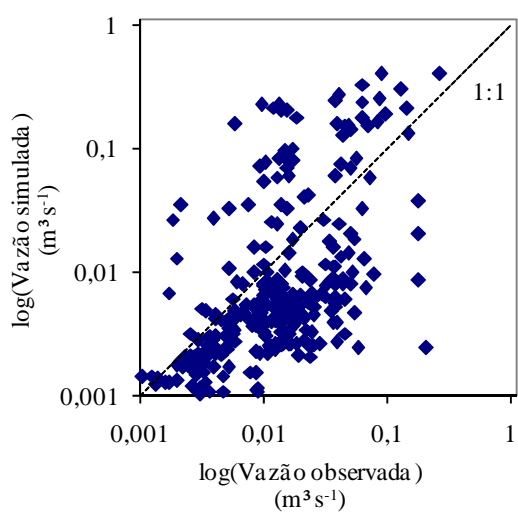
A Figura 4.4 mostra os resultados obtidos para os valores médios de vazão líquida (FLOW\_OUT) medidos e simulados para os cinco anos estudados.



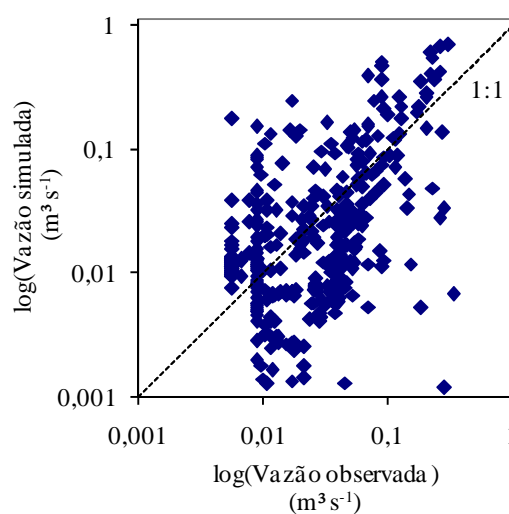
**(a) 2002, COE = 0,44 e PBIAS = 21,03%**



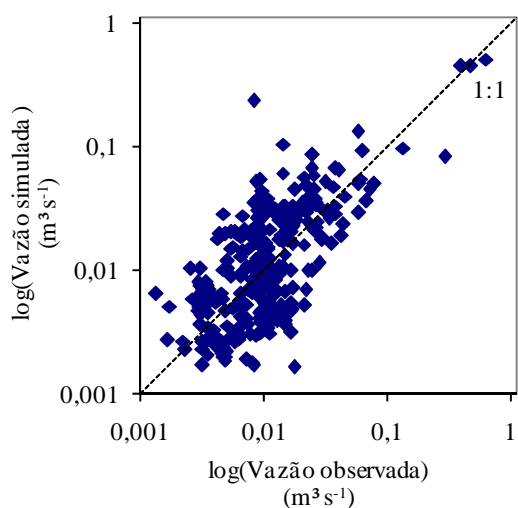
**(b) 2003, COE = 0,09 e PBIAS = -3,42%**



**(c) 2004, COE = -1,94 e PBIAS = -22,39%**



**(d) 2005, COE = -0,38 e PBIAS = -30,99%**



**(e) 2006, COE = 0,79 e PBIAS = -16,63%**

**Figura 4.4: Resultados das simulações de vazões líquidas médias diárias obtidas com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.**

A partir dos resultados diários obtidos e representados pela Figura 4.4, verifica-se que os dados medidos e simulados não apresentaram uma boa relação; por exemplo, o único valor de COE considerado satisfatório ( $> 0,50$ ) foi obtido no ano de 2006 (0,79), os demais ficaram bem inferiores ao valor esperado. Porém, verifica-se que o ano de 2006 apresentou somente 3 eventos de grande magnitude, comportando-se como um ano seco perante os demais anos simulados. Govender & Everson (2005), ao simularem vazão em uma pequena bacia hidrográfica (0,68 km<sup>2</sup>), localizada na África do Sul, verificaram, ao fim dos seus estudos, que o modelo SWAT apresentou melhores resultados em anos secos do que em anos úmidos, semelhante ao que ocorreu nas simulações da bacia de Arvorezinha. Esse diferente comportamento do modelo para anos úmidos e secos pode estar vinculado à dificuldade do modelo simular a água disponível no solo durante os períodos úmidos.

Na análise das simulações de vazão líquida, também deve ser considerada a umidade do solo, pois a vazão é a resposta final do comportamento hidrológico da bacia. Assim, quanto maior a umidade do solo, maior é o escoamento superficial e, conseqüentemente, mais rápida é a transferência de água precipitada para dentro do canal. Caso contrário, se a taxa de infiltração for alta, essa transferência passa a ser subterrânea e ocorre mais lentamente. Dessa forma, se o modelo não simular adequadamente a umidade do solo, os valores resultantes de vazão líquida simulada não se aproximarão dos valores observados, pois pode ocorrer tanto superestimação como subestimação dos resultados.

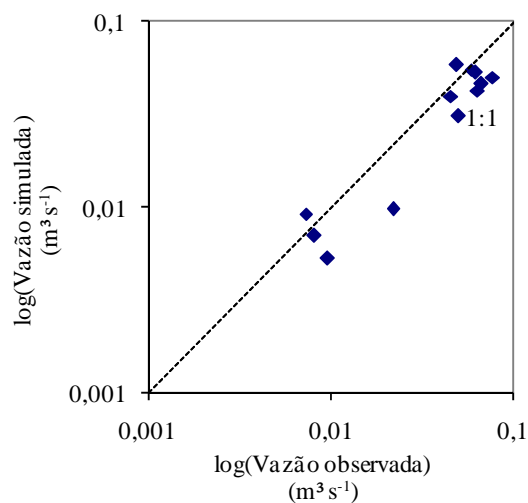
De acordo com Butcher (2001), o SWAT não dispõe de um completo balanceamento de massa dos componentes que simulam a água subterrânea, sendo este um problema comum em modelos para bacias hidrográficas. A representação do tempo de resposta da água subterrânea é maior que o passo de tempo para a simulação dos processos que ocorrem na superfície.

Van Liew & Garbrecht (2003) justificam que as discrepâncias encontradas entre os valores observados e simulados para a vazão líquida são resultantes de simplificações no equacionamento do fluxo de subsuperfície e da transmissão das perdas na fase de canal. Os autores Saleh & Du (2004) vinculam a limitação do modelo SWAT em prever a vazão diária à utilização do Método da Curva Número (Estados Unidos, 1972), pois, na aplicação deste, a duração e a intensidade da chuva não são consideradas, somente o volume total precipitado. Segundo King *et al.* (1999), a utilização do Método de Green & Ampt (1911) com respostas sub-diárias é a forma de evitar erros vinculados a duração e intensidade da chuva em pequenas bacias. Contudo, para isso são necessárias discretizações sub-diárias nos dados de precipitação, o que geralmente não se encontra disponível.

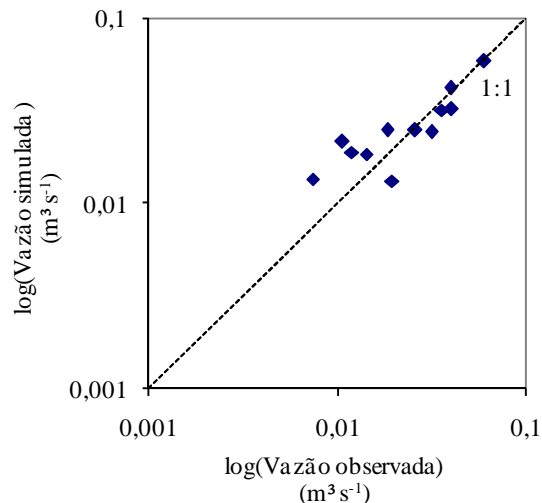
Com relação às tendências percentuais (PBIAS's) entre os dados medidos e simulados de vazão líquida, também foram na sua maioria satisfatórios, variando entre 21,03% (subestimação) e -30,99% (superestimação), onde o valor considerado para um bom ajuste fica entre  $\pm 25\%$  (Moriassi *et al.*, 2007).

Considerando que os resultados tendem a melhorar ao considerar intervalos de tempo maiores de simulações, são apresentados a seguir (Figura 4.5) os valores resultantes de simulações e os valores observados médios mensais da vazão líquida para a bacia de Arvorezinha.

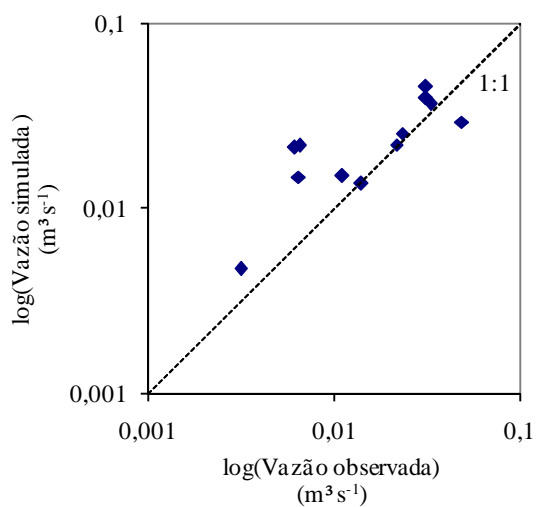




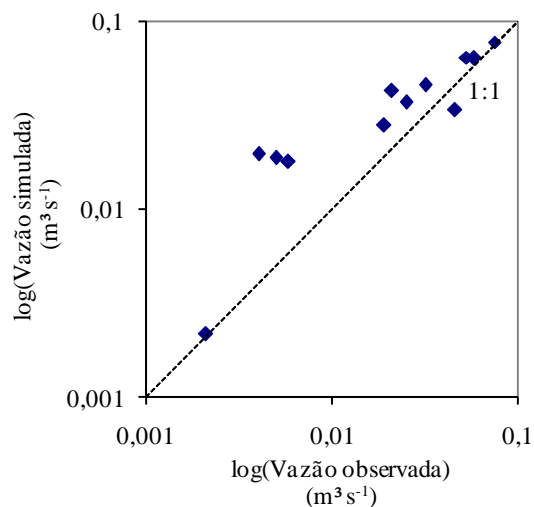
(a) 2002, COE = 0,67 e PBIAS = 21,03%



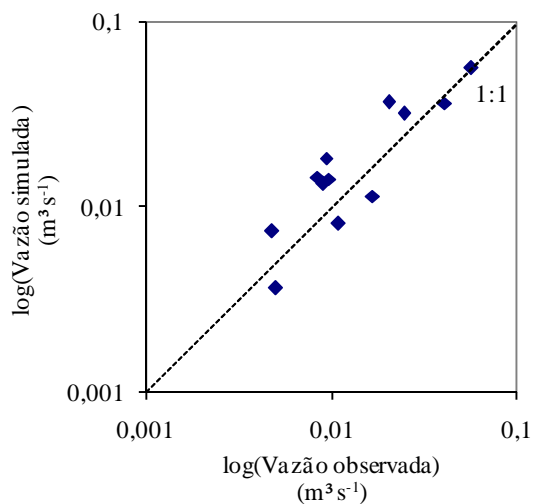
(b) 2003, COE = 0,84 e PBIAS = -3,42%



(c) 2004, COE = 0,45 e PBIAS = -22,39%



(d) 2005, COE = 0,72 e PBIAS = -30,99%



(e) 2006, COE = 0,81 e PBIAS = -16,63%

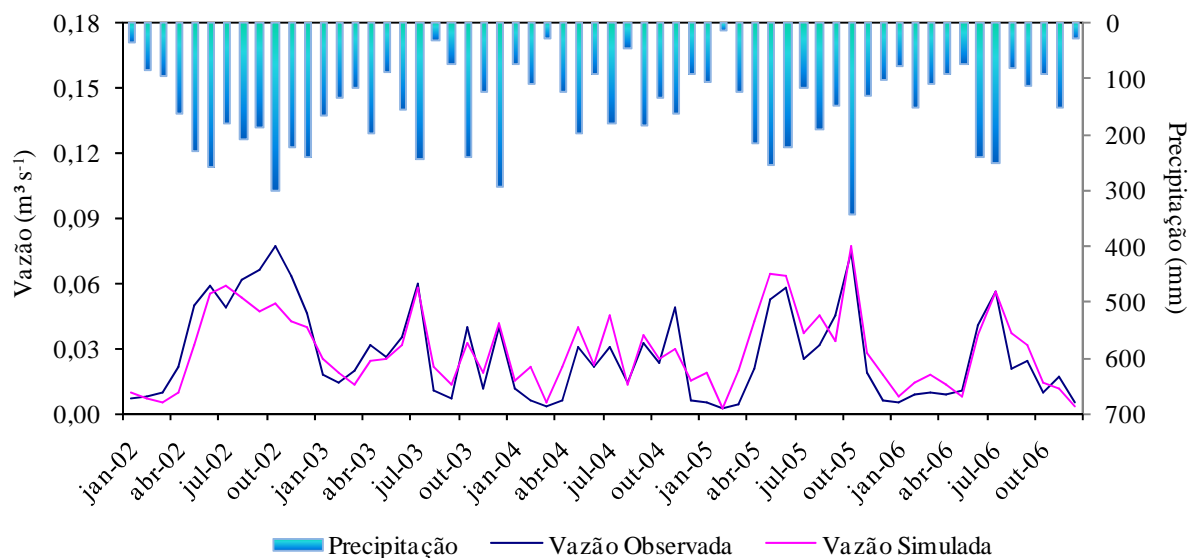
**Figura 4.5: Resultados das simulações de vazões líquidas mensais obtidas com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.**

Ao simular as vazões mensais, observa-se que, no ano de 2003, o COE atingiu o valor de 0,84, evidenciando o bom desempenho do modelo SWAT na simulação de vazão líquida. Além disso, verificou-se que os resultados mensais foram melhores que os diários, pois, segundo Saleh & Du (2004), para simulações mensais há uma compensação devido à atenuação das diferenças entre as vazões simuladas e as observadas diariamente.

Semelhantemente, Manguerra & Engel (1998) simularam a vazão utilizando o modelo SWAT na microbacia hidrográfica Animal Science (3,28 km<sup>2</sup>) e na bacia hidrográfica Greenhill (113,38 km<sup>2</sup>), localizadas no Estado de Indiana, EUA. Os resultados de COE obtidos para comparação das vazões mensais simuladas e observadas foram de 0,69, para a bacia hidrográfica de Animal Science, e 0,48, para a bacia hidrográfica de Greenhill. Os autores concluíram que o SWAT apresentou um bom desempenho se considerado o fato de não ter sido utilizada a calibração do modelo.

Ao comparar as médias mensais de vazão líquida observadas (0,027 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) e simuladas (0,029 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), conclui-se que, mesmo apresentando resultado de COE abaixo de 0,50 no ano de 2004, o modelo foi capaz de reproduzir de maneira adequada as vazões líquidas mensais.

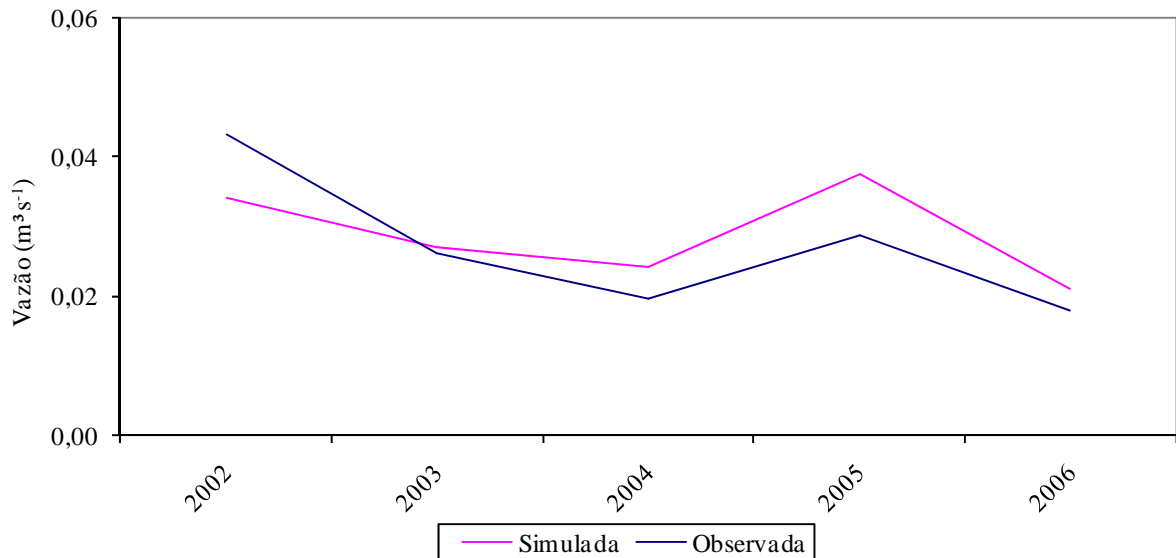
Para a melhor compreensão do comportamento do modelo ao longo do período simulado, na Figura 4.6 são apresentadas as vazões simuladas e observadas mensalmente juntamente com os valores de precipitação medidos.



**Figura 4.6: Vazões líquidas mensais (observada e simulada) x precipitação para os anos de 2002 a 2006**

Observando a Figura 4.6, constata-se o bom desempenho do modelo ao simular as vazões mensais durante os cinco anos de observação, pois o SWAT apresentou boa correlação entre a precipitação e a vazão simulada, evidenciando a adequada transferência de água da fase de bacia para a fase canal.

Os resultados anuais de vazão líquida são apresentados na Figura 4.7.



**Figura 4.7: Resultados das simulações de vazões anuais observadas e simuladas pelo modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.**

Para a análise anual, na Figura 4.7 nota-se que somente no ano de 2002 houve subestimação do valor simulado, ficando o ano de 2003 com os valores de vazão (simulada e observada) muito próximos. Porém, ao comparar o volume anual precipitado, verifica-se que 2002 foi o ano que apresentou o maior volume (2.187 mm) e o ano de 2004 o menor (1.414 mm). Para este trabalho, com ressalvas devido à simulação de apenas cinco anos de dados, pode-se dizer que, em anos com maiores volumes precipitados, o modelo subestima os resultados de vazão. Como essa resposta é anual, pode-se dizer que esse comportamento está vinculado a inadequada estimativa de algum componente do balanço hídrico, como por exemplo, a evapotranspiração, a água subterrânea e as demais perdas. De acordo com Gassman *et al.* (2007), a superestimação da vazão pode estar vinculada à utilização de parâmetros padrões do modelo SWAT, principalmente os parâmetros que governam a movimentação da água nos aquíferos e aqueles que definem as rotinas entre as células de drenagem.

O valor de COE resultante da comparação das vazões anuais simuladas e observadas foi de 0,53. A tendência percentual (PBIAS) obtido para a avaliação anual do SWAT foi de -5,93%, confirmando a proximidade entre os dados mostrada na Figura 4.7.

#### **4.1.3 Simulação da Produção de Sedimentos**

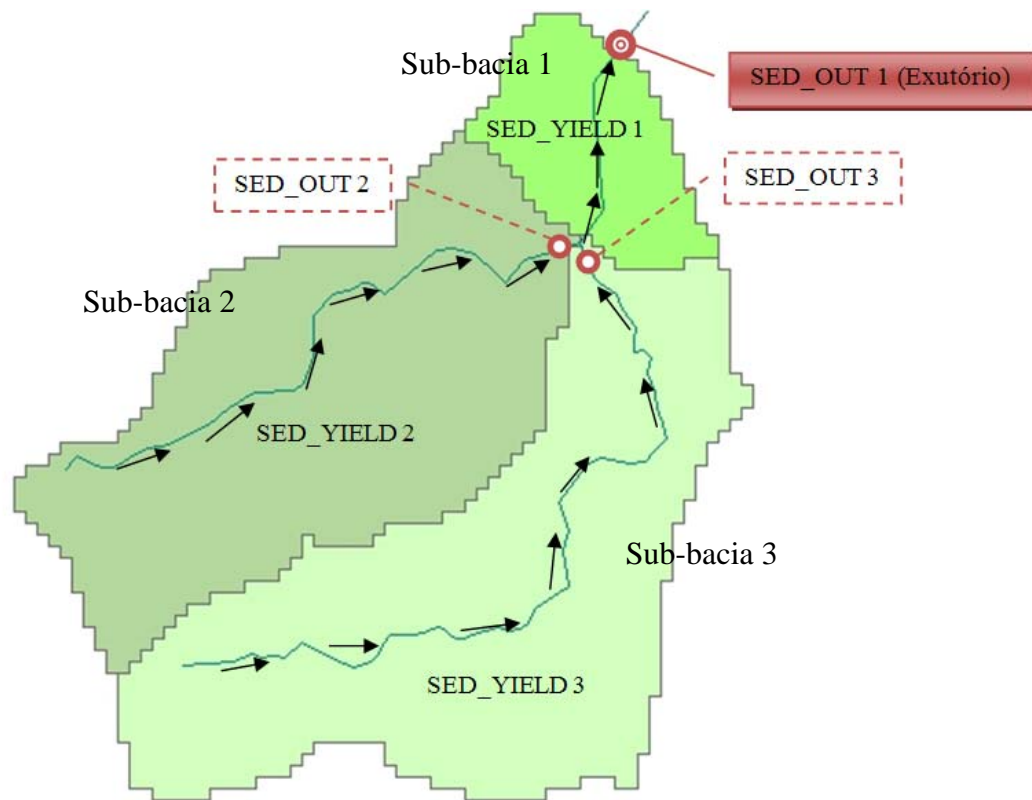
O modelo SWAT foi desenvolvido nos Estados Unidos com o objetivo de auxiliar órgãos ambientais na gestão do uso e do manejo adequado das áreas rurais com o propósito de minimizar os impactos ambientais causados pela agricultura. Admite-se, naquele país, que entre 50 a 60% da carga poluente difusa e pontual que contamina os lagos e rios são provenientes da agricultura (Gburek & Sharpley, 1997). A carga difusa é composta principalmente pelos sedimentos que adsorvem poluentes (metais e agroquímicos) e nutrientes (especialmente o fósforo) e que são transferidos para os corpos de água. Nesse sentido, a quantificação através do monitoramento ou modelagem dos sedimentos produzidos por diferentes usos e manejo de solo torna-se importante para a gestão adequada dos recursos hídricos.

O monitoramento de dados climatológicos e hidrossedimentológicos é ainda precário em todo o mundo, principalmente no Brasil. Dessa maneira, torna-se difícil a utilização de modelos capazes de simular a produção de sedimentos baseando-se em calibrações através de dados monitorados. Contudo, o modelo SWAT, conforme já comentado, é um modelo conceitual que foi originalmente desenvolvido para predizer o impacto do uso e manejo do solo na produção de água, sedimentos e produtos químicos em bacias agrícolas não instrumentadas (Arnold *et al.*, 1998). Assim, com dados disponíveis sobre a área a ser avaliada pode-se aplicar esse modelo como uma ferramenta de avaliação quantitativa e qualitativa.

Dessa forma, a aplicação do modelo SWAT sem calibração visa mostrar uma solução, mesmo com restrições quantitativas (incertezas vinculadas à falta de comparações com valores medidos) para o gerenciamento de bacias hidrográficas, possibilitando a orientação de órgãos de gestão de ambiental na tomada de decisão em relação às práticas de uso e manejo do solo que são capazes de reduzir os impactos ambientais produzidos pela agricultura aos recursos hídricos.

O modelo SWAT calcula o aporte de sedimentos (SED\_YIELD) através da Equação Universal Modificada de Perda de Solo – MUSLE (Williams, 1975). Após realizar a

transferência desses sedimentos gerados nas sub-bacias para o canal, inicia-se a propagação destes para fora da bacia hidrográfica, sendo neste estudo considerada como produção de sedimentos (SED\_OUT) a descarga sólida que passa pelo ponto de controle selecionado (exutório), como ilustrado pela Figura 4.8.



**Figura 4.8: Processo das etapas de aporte de sedimentos e produção de sedimentos realizado pelo SWAT sobre a bacia de Arvorezinha.**

O modelo SWAT aplica a MUSLE em cada HRU (Unidade de Resposta Hidrológica) que compõe as sub-bacias. O somatório do aporte de sedimentos gerado pelas HRU's que compõem uma sub-bacia é o aporte de sedimentos total dessa sub-bacia. Por exemplo, para a sub-bacia 3, seu aporte de sedimentos é o SED\_YIELD 3. Após encontrar um canal de drenagem, ocorre a propagação desse aporte de sedimentos até o exutório. Porém, na saída de cada sub-bacia, há pontos de controle intermediários, que contabilizam a produção de sedimentos de cada sub-bacia; por exemplo, para a sub-bacia 3 é o SED\_OUT 3. No canal principal da sub-bacia 1 ocorrem quatro fontes de contribuição de sedimentos: (a) produção de sedimentos da sub-bacia 2 (SED\_OUT 2); (b) produção de sedimentos da sub-bacia 3 (SED\_OUT 3); (c) aporte de sedimentos da sub-bacia 1 (SED\_YIELD 1) e (d) a erosão do canal. Assim, pode-se concluir que o SED\_OUT 1 representa a produção de sedimentos de toda a bacia.

Considerando que o fluxo de sedimentos na bacia de Arvorezinha é avaliado no exutório da bacia, os valores simulados SED\_OUT 1 foram então comparados com os valores observados.

Após conceituar os processos sedimentológicos deste estudo, pode-se dizer que antes de avaliar a produção de sedimentos que sai da bacia, torna-se necessário analisar se o aporte de sedimentos gerado pelas sub-bacias contribuintes e calculado pelo SWAT, através da MUSLE, está condizente com a realidade.

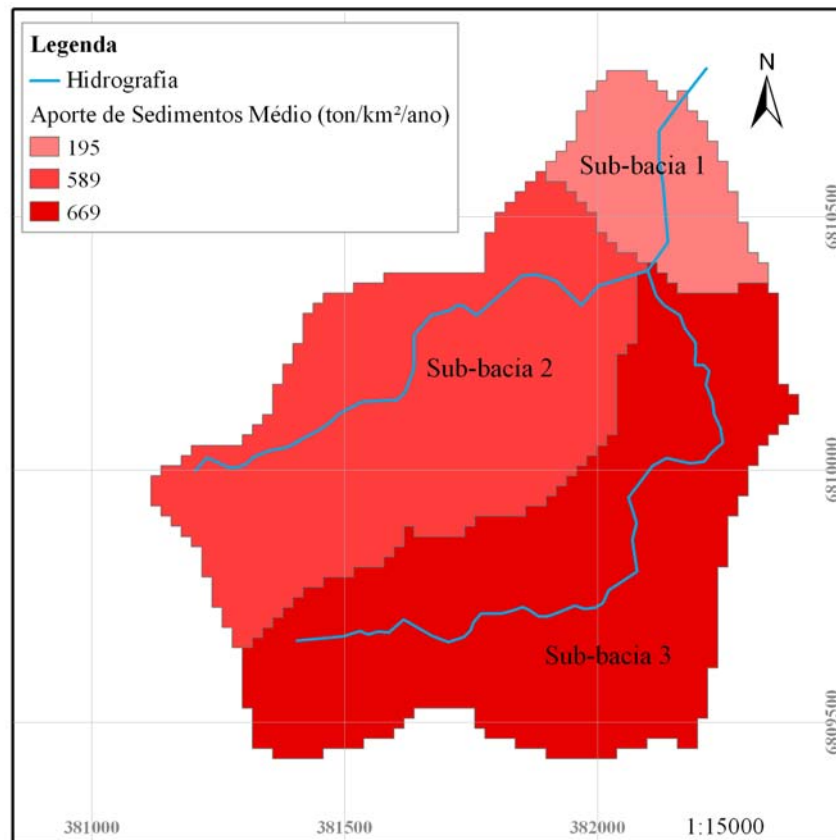
Na Tabela 4.1 são apresentados os resultados dos aportes de sedimentos específicos simulados anualmente para cada sub-bacia e para toda a bacia de Arvorezinha.

**Tabela 4.1: Aporte de sedimentos específico por sub-bacia e para toda a bacia de Arvorezinha simulado pelo modelo SWAT.**

Ano	Aporte de Sedimentos Específico (ton km <sup>2</sup> ano <sup>-1</sup> )			
	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3	Bacia
2002	321	1.012	890	881
2003	193	802	969	820
2004	7	117	201	146
2005	83	301	416	334
2006	374	714	870	754

A partir dos resultados anuais de aporte de sedimentos, mesmo não havendo comparação com dados medidos, pode-se fazer uma avaliação relativa da variação anual do aporte de sedimentos e a comparação entre as sub-bacias. Neste contexto, anualmente observa-se que o modelo não foi capaz de reproduzir os efeitos das alterações do manejo do solo que ocorreram principalmente nas sub-bacias 2 e 3. Entre os anos de 2002 a 2006 houve um incremento significativo das áreas de fumo em cultivo mínimo e, com isso, seria esperado que o modelo fosse capaz de representar essas alterações através da redução progressiva do aporte de sedimentos.

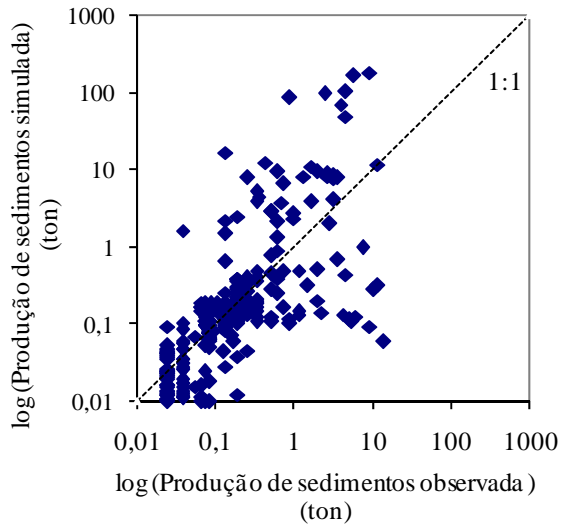
Na Figura 4.9 é mostrado o aporte de sedimentos específico médio obtido a partir dos cinco anos simulados em cada sub-bacia.



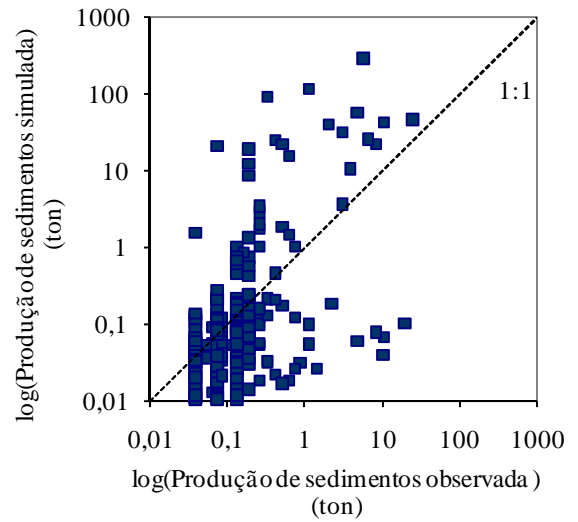
**Figura 4.9: Aporte de sedimentos específico médio simulado por sub-bacia.**

A partir da Figura 4.9 pode-se observar que a sub-bacia 3 resultou no maior aporte de sedimentos médio específico ( $669 \text{ ton km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ), apresentando a maior taxa de perda de solo, seguida da sub-bacia 2 com comportamento semelhante ( $589 \text{ ton km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ), o que pode ser justificado por ambas as sub-bacias apresentarem ação antrópica mais intensa que a sub-bacia 1 ( $195 \text{ ton km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ), na qual a maior parte da superfície é coberta por floresta.

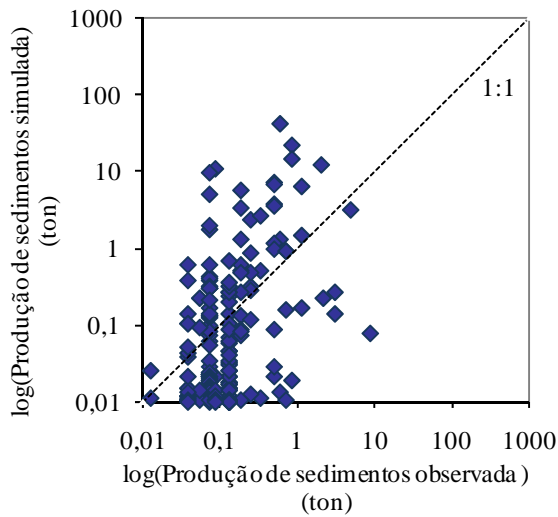
Na Figura 4.10 são apresentados os gráficos comparativos entre a produção de sedimentos monitorada durante os anos de 2002 a 2006 e a produção de sedimentos simulada (SED\_OUT 1) diariamente pelo modelo SWAT. Juntamente aos gráficos, são apresentados os resultados das análises estatísticas empregadas neste estudo: Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) e Tendência Percentual (PBIAS).



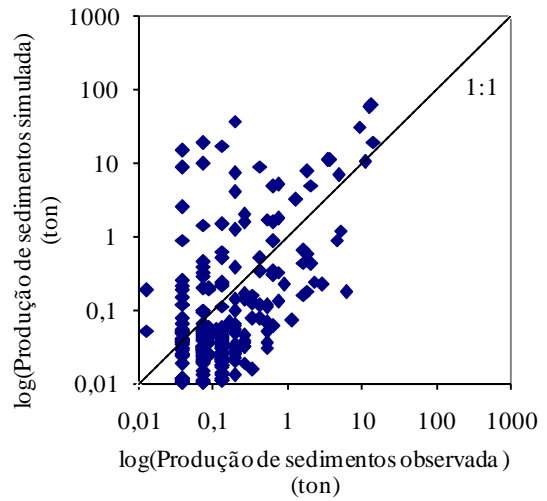
(a) 2002, COE = -12,20 e PBIAS = -339,98%



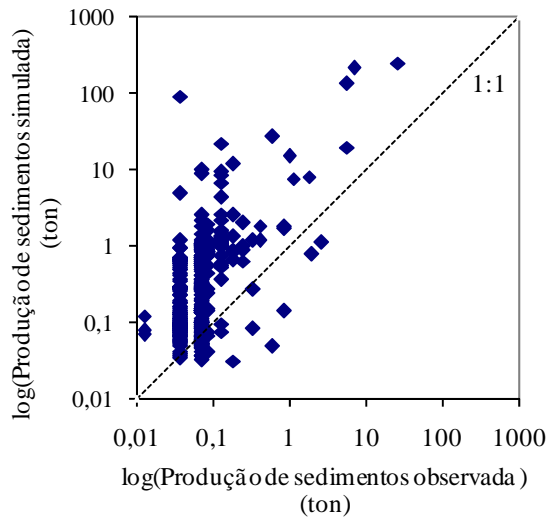
(b) 2003, COE = -17,36 e PBIAS = -274,72%



(c) 2004, COE = -7,77 e PBIAS = -122,22%



(d) 2005, COE = -9,82 e PBIAS = -167,09%



(e) 2006, COE = -145,58 e PBIAS = -1.001,56%

**Figura 4.10: Resultados das simulações de produção de sedimentos diárias obtidas com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.**



Analisando os resultados ilustrados pela Figura 4.10, pode-se observar que em todos os anos o modelo não apresentou respostas satisfatórias, ou seja, o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) não se aproximou do valor unitário e os desvios resultantes para a produção de sedimentos não tendeu ao valor nulo. Para todos os anos, os resultados simulados superestimaram os valores medidos de produção de sedimentos diária, representados pelos COE's negativos resultantes. Melhores resultados foram obtidos nos anos de 2004 e 2005, considerando o PBIAS e o COE.

Essas melhores aproximações com a realidade, nesses dois anos, podem ser justificadas ao analisarem-se as precipitações ocorridas nos demais anos, os quais apresentaram eventos extremos, onde o modelo superestimou excessivamente a produção de sedimentos, conduzindo as análises estatísticas a resultados com baixa correlação com os dados medidos, como, por exemplo, em 2006, o COE foi de -145,58 e o PBIAS desse ano chegou a -1.356,21%.

Buscando respostas às discrepâncias nos resultados estatísticos diários, observou-se a série de dados e, ao compará-los dia-a-dia, pode ser constatada uma defasagem de um dia no tempo de resposta do modelo. Na maioria dos eventos, o modelo apresentou valores para a produção de sedimentos no dia seguinte à precipitação, como a comparação da análise estatística é diária, foram confrontadas grandes produções de sedimentos medidas (no dia do evento) com valores nulos simulados, pois o modelo ainda não tinha respondido à precipitação ocorrida. Da mesma forma, no dia seguinte à precipitação, o modelo respondeu com a produção de sedimentos, sendo que, na bacia, o monitoramento não mostrava mais produção de sedimentos. Esse retardo está vinculado ao passo de tempo diário, pois a entrada dos dados de precipitação no modelo são diários, assim o modelo não possui definido o tempo de duração e a intensidade dos eventos, que somente seriam possíveis com discretizações sub-diárias para compreender que o evento não durou o dia todo e sim alguns minutos ou horas desse dia.

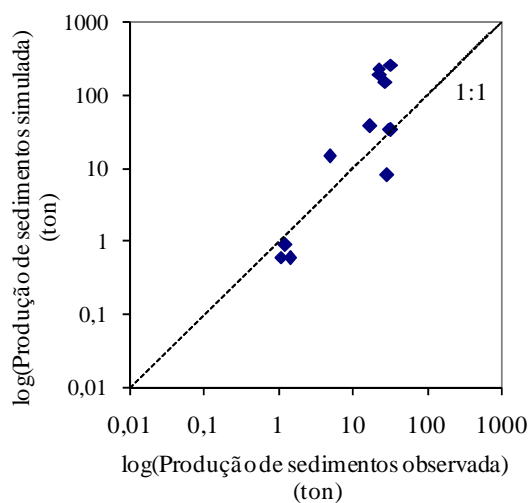
Para verificar a influência desse retardo diário de resposta do modelo na produção de sedimentos, alterou-se manualmente o dia de resposta do modelo, levando-o para o dia que ocorreu a precipitação, podendo assim ser comparadas a produção de sedimentos simulada e a produção de sedimentos medida no dia correto. Na Tabela 4.2 são mostrados os resultados do COE defasado e corrigido para a produção de sedimentos diária para os anos de 2002 a 2006.

**Tabela 4.2: Resultados dos COE's defasados e corrigidos para as simulações de produção de sedimentos diárias para os anos de 2002 a 2006.**

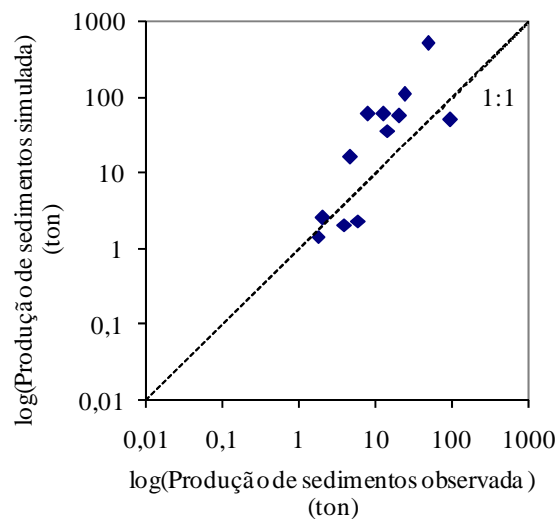
<b>Ano</b>	<b>COE defasado</b>	<b>COE corrigido</b>
2002	-12,20	-12,12
2003	-17,36	-14,82
2004	-7,77	-5,58
2005	-9,82	-8,17
2006	-145,58	-139,93

Conforme previsto, o retardo da resposta das simulações de produção de sedimentos diárias influencia nos resultados de COE obtidos. Em todos os anos, houve uma redução do coeficiente de eficiência, porém essa defasagem não explica na sua totalidade os resultados insatisfatórios obtidos nas simulações diárias. Contudo, pode-se dizer que os resultados mensais e anuais são mais confiáveis que os dados diários para a bacia de Arvorezinha, pois nestes, os efeitos da defasagem são reduzidos devido aos somatórios.

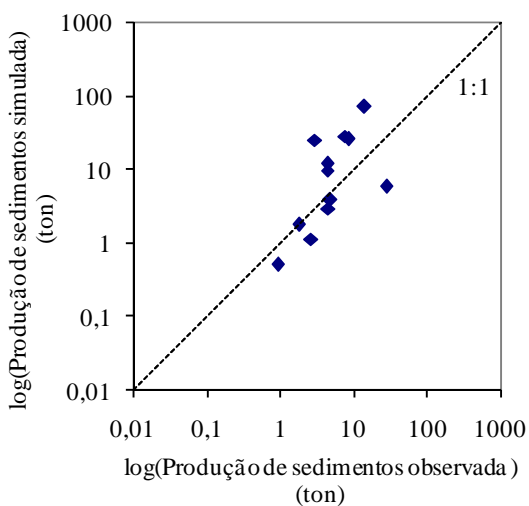
Constatando essas restrições durante as simulações diárias, partiu-se para análises estatísticas mensais da produção de sedimentos. Na Figura 4.11 são apresentados os resultados das simulações mensais durante os cinco anos de monitoramento.



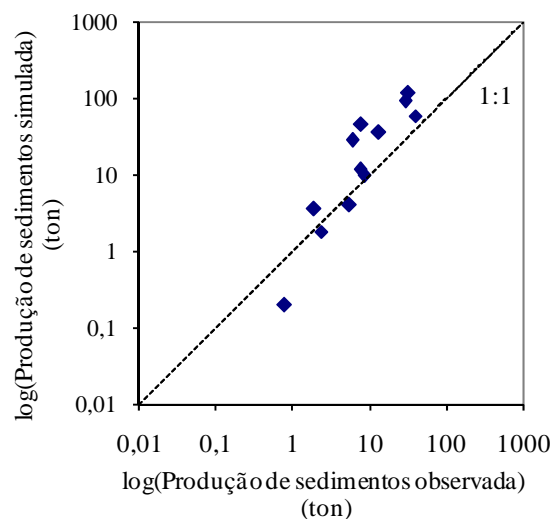
(a) 2002, COE = -77,38 e PBIAS = -339,98%



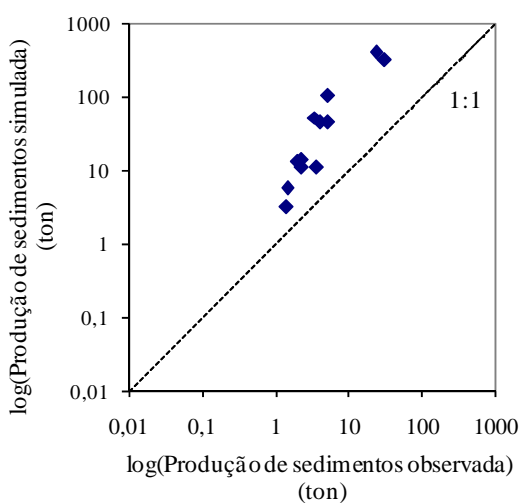
(b) 2003, COE = -27,89 e PBIAS = -274,72%



(c) 2004, COE = -7,06 e PBIAS = -121,91%



(d) 2005, COE = -6,53 e PBIAS = -167,09%



(e) 2006, COE = -241,63 e PBIAS = -1101,56%

**Figura 4.11: Resultados das simulações de produção de sedimentos mensais obtidas com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.**

Semelhantemente aos resultados obtidos nas simulações diárias, ao computar a produção de sedimentos mensalmente, foram obtidos resultados insatisfatórios. Durante todos os anos avaliados, houve uma superestimação dos dados simulados. Analisando os resultados de COE, o ano de 2005 foi o que apresentou o valor mais próximo da unidade (-6,53), ficando o ano de 2006 com o pior coeficiente de eficiência (-241,63).

Ainda, visualizando os resultados mensais de produção de sedimentos e comparando-os com os valores diários, percebe-se que a superestimação dos dados diários que ocorrem nos cinco anos simulados mantém-se como resultado das simulações mensais.

O resultado do PBIAS de -1.101,56% entre os dados simulados e observados evidenciam o insatisfatório desempenho do modelo SWAT ao simular a produção de sedimentos para a bacia de Arvorezinha.

Visando a melhora dos resultados com a redução da discretização do tempo, comparou-se os dados anuais resultantes apresentados na Tabela 4.3.

**Tabela 4.3: Resultados da simulação da produção de sedimentos anual obtidos com o modelo SWAT para os anos de 2002 a 2006.**

Ano	Produção de Sedimentos (ton)	
	Observada	Simulada
2002	218,83	983,51
2003	230,63	907,07
2004	72,31	187,85
2005	141,88	406,49
2006	69,02	1.020,99

Durante todos os anos estudados houve superestimação da produção de sedimentos, tornando-se mais evidentes nos anos de 2002 e 2006, tanto que, ao fazer a comparação dos resultados de produção de sedimentos anual entre os cinco anos observados e simulados, obtém-se um COE de -84,24.

A produção de sedimentos média anual observada na bacia de Arvorezinha foi de 146,53 ton ano<sup>-1</sup>, enquanto que pelo modelo SWAT foi obtida uma média de 701,18 ton ano<sup>-1</sup>, ou seja, o modelo superestimou em, aproximadamente, cinco vezes a média anual. Similarmente, Shirivastava *et al.* (2003) ao simular a produção de sedimentos na pequena bacia de Chhokeranala (17,31 km<sup>2</sup>), no leste da Índia, justificou as discrepâncias encontradas em seus resultados alegando que as equações da rotina de cálculo da propagação no canal são simplificadas e consideram as dimensões do canal como estáticas durante a simulação. Essa hipótese é válida, pois se sabe que, durante a fase de canal, ocorrem diversas alterações na

forma deste, as quais são de suma importância para a propagação dos sedimentos na escala de bacia considerada neste trabalho.

Para avaliar a transferência do aporte de sedimentos para fora da bacia, contabilizado através da produção de sedimentos é apresentada a Tabela 4.4, sendo que, se a produção de sedimentos for maior que o aporte, indica que está ocorrendo a degradação do canal (valor negativo), caso contrário, está havendo deposição (valor positivo) de sedimentos no canal.

**Tabela 4.4: Comparação entre o aporte e produção de sedimentos simulados.**

<b>Ano</b>	<b>Aporte de Sedimentos SED_YIELD (ton)</b>	<b>Produção de Sedimentos SED_OUT (ton)</b>	<b>Degradação / Deposição (ton)</b>
2002	1.000,91	983,51	17,40
2003	930,64	907,07	23,57
2004	165,99	187,85	-21,85
2005	379,23	406,49	-27,26
2006	856,33	1.020,99	-164,67

Comparando os resultados obtidos no aporte de sedimentos (SED\_YIELD), calculado pela Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MUSLE), e a produção de sedimentos (SED\_OUT), que é a quantidade de sedimentos que efetivamente sai da bacia hidrográfica, verifica-se que ocorre deposição no canal somente nos dois primeiros anos, havendo erosão no canal nos demais anos. Esses resultados confirmam aqueles verificados por Minella *et al.* (2008) em um estudo realizado na bacia de Arvorezinha. Nesse trabalho, os autores verificaram que a degradação do canal aumentou com a introdução das práticas conservacionistas, ou seja, a erosão no canal foi mais intensa quando predominou lavouras de fumo com cultivo mínimo. Os resultados foram explicados pelo princípio de conservação da energia de transporte de sedimentos no canal aluvial, uma vez que reduzindo o suprimento de sedimentos, pela introdução de um manejo conservacionista, essa energia transferiu-se para o processo de degradação do canal através da erosão das margens e do fundo.

Conhecendo o desempenho do modelo SWAT ao simular escoamento superficial, vazão líquida e aporte de sedimentos, pode-se dizer que, para os dois primeiros parâmetros citados, se verificou uma satisfatória relação entre os dados medidos e simulados, sendo o aporte de sedimentos foi avaliado somente para comparações relativas entre as simulações anuais. Porém, ao analisar os resultados de produção de sedimentos, verifica-se que mesmo ocorrendo deposição no canal, o valor de sedimentos que sai na bacia é elevado se comparado com os valores observados; conseqüentemente, se pode dizer que o aporte de sedimentos está sendo superestimado.

O cálculo do aporte de sedimentos é realizado através da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) que contempla parâmetros de uso e manejo do solo, hidrológicos e topográficos (parâmetro LS da equação). A superestimação pode estar relacionada a qualquer um destes parâmetros; porém, ao inserir os dados no modelo SWAT, conhecendo as características da bacia de Arvorezinha, o único valor que é estimado automaticamente pelo modelo a partir do MNT é o fator LS (comprimento e declividade de rampa). Além disso, sabe-se que este fator exerce uma enorme influência na estimativa do aporte de sedimentos.

O modelo SWAT aplica a MUSLE para cada HRU, considerando o comprimento de rampa a distância entre os pontos extremos da HRU, e a declividade baseia-se na relação entre a diferença altimétrica e a distância entre esses pontos. Esse método simplificado de cálculo do fator LS pode explicar a superestimação obtida, pois o fator LS utilizado pela MUSLE foi obtido através de estudos realizados em rampas uniformes de 22,1 m de comprimento e 9,0 % de declividade, o que não ocorre nas HRU. Ao utilizar somente os extremos de cada HRU, dificilmente haverá deposição, pois os pontos selecionados são o mais alto e o mais baixo, sempre positivo, o que não é verdade, pois o terreno não é uniforme ao longo da rampa considerada, havendo pontos de deposição, como, por exemplo, os camalhões utilizados no cultivo do fumo e o pé das encostas de superfície côncavas. Segundo Mansor *et al.* (2002), a discretização espacial do fator LS é um dos maiores desafios para a modelagem matemática da erosão principalmente, tendo em vista a grande complexidade do relevo em uma bacia hidrográfica.

Estudos detalhados do comportamento da erosão em solos durante aproximadamente 50 anos, considerando alterações nas características da declividade, mostraram que o aumento do comprimento de rampa (L) e da declividade das encostas (S) resulta em maiores velocidades de escoamento superficial e, conseqüentemente, aumentam a erosão (Haan *et al.*, 1994). Sendo o comprimento de rampa definido por Wischmeier & Smith (1978) como a distância entre o ponto de origem do escoamento até um ponto onde o escoamento encontra um canal ou uma condição que favoreça a deposição dos sedimentos, pode-se inferir que ao fator LS não está considerando as características geomorfológicas ao longo da rampa, não contabilizando, assim, pontos de deposição. Visando solucionar as incoerências encontradas nos valores de aporte de sedimentos através da aplicação da MUSLE, devido à determinação do fator LS estimado pelo modelo SWAT, como o caso deste estudo, diversas aproximações e algoritmos estão sendo desenvolvidos. Dentre estes estudos pode-se citar: Moore & Burch (1986), que desenvolveram um algoritmo baseado na teoria da potência do escoamento; Desmet & Govers (1996), que utilizaram o conceito de área de contribuição para elaborar seu

algoritmo; e Cowen (1993), que desenvolveu técnicas de rede de triangulação para estimar o fator LS.

Com relação aos camalhões, utilizando a resolução de células de 20x20 m para o MNT, não é possível representá-los. Porém, para reproduzir o seu efeito de contenção de sedimentos ao longo do terreno, adotou-se valor de 0,5 do fator P (práticas conservacionistas) nas lavouras de fumo. Ou seja, mesmo considerando o efeito de deposição nos camalhões, os valores de aporte de sedimentos foram elevados.

A constatação feita em campo, da existência de pontos deposicionais nos pés das encostas pode ser também considerada uma justificativa para o baixo desempenho do modelo SWAT nas simulações de aporte de sedimentos. Em diversos pontos da bacia, verifica-se a deposição de grandes volumes de solo erodido nas lavouras em depressões próximas ao canal aluvial, evidenciando que nem todo o solo destacado nas encostas atinge o fluxo. Esse pode ser o motivo dos valores observados de produção de sedimentos estarem tão abaixo em relação aos valores simulados, pois para a interpretação do modelo SWAT, devido à forma de obtenção do fator LS já descrita, a maior parte o aporte de sedimentos gerados pelas bacias atingem o canal, dificilmente havendo pontos de deposição.

Cabe ressaltar que existem incertezas que podem recair sobre o monitoramento, pois nem todos os eventos foram medidos, sendo que, dentre os medidos, não foi possível, em alguns casos, monitorar o evento por completo, principalmente devido ao tempo de concentração da bacia de Arvorezinha ser muito rápido. Contudo, para obter a produção de sedimentos diária foram utilizadas equações de correlação, sobre as quais estão embutidos erros decorrentes das aproximações.

Em suma, o modelo SWAT apresentou uma boa performance ao simular os parâmetros hidrológicos (escoamento superficial e vazão líquida), porém seu desempenho para os parâmetros sedimentológicos (aporte e produção de sedimentos) não foi satisfatório, havendo superestimação da produção de sedimentos em todas as simulações. Além disso, não foi possível relacionar os dados hidrológicos com a resposta na produção de sedimentos, isso provavelmente devido à superestimação dos resultados através da aplicação da MULSE, sendo que esses valores elevados impossibilitam ao modelo ser sensível às alterações no comportamento hidrológico.

## 4.2 Simulação de Cenários

Para estimar as alterações hidrossedimentológicas devido a diferentes usos e manejos, o modelo SWAT foi utilizado na simulação de 3 cenários diferentes, que são apresentados na sequência.

Ainda que conhecidas as incertezas do modelo, a partir das simulações apresentadas acima, optou-se por empregar esse para sua adequada finalidade, que é estimar cenários futuros para um grande período de tempo. O objetivo dessas simulações de cenários é guiar as ações presentes de forma a evitar ou reduzir os impactos ambientais da agricultura sobre a bacia de Arvorezinha. Para avaliar essas alterações, baseou-se na condição testemunha, ou seja, como a bacia se encontrava originalmente (floresta), em situações onde não houve a intervenção do Programa RS-Rural (plantio convencional) e quando as práticas de conservação de solos recomendadas pelo programa (adubação verde de inverno e o cultivo mínimo) foram adotadas pela totalidade dos agricultores da bacia.

O Cenário 1 visou representar a bacia sem alterações antrópicas, ou seja, toda a bacia estava coberta por floresta. Nesse cenário espera-se reduzida produção de sedimentos devido à proteção vegetal oferecida pela floresta juntamente com a inexistência de revolvimentos no solo, ficando a produção de sedimentos vinculada principalmente a erosão não-antrópica.

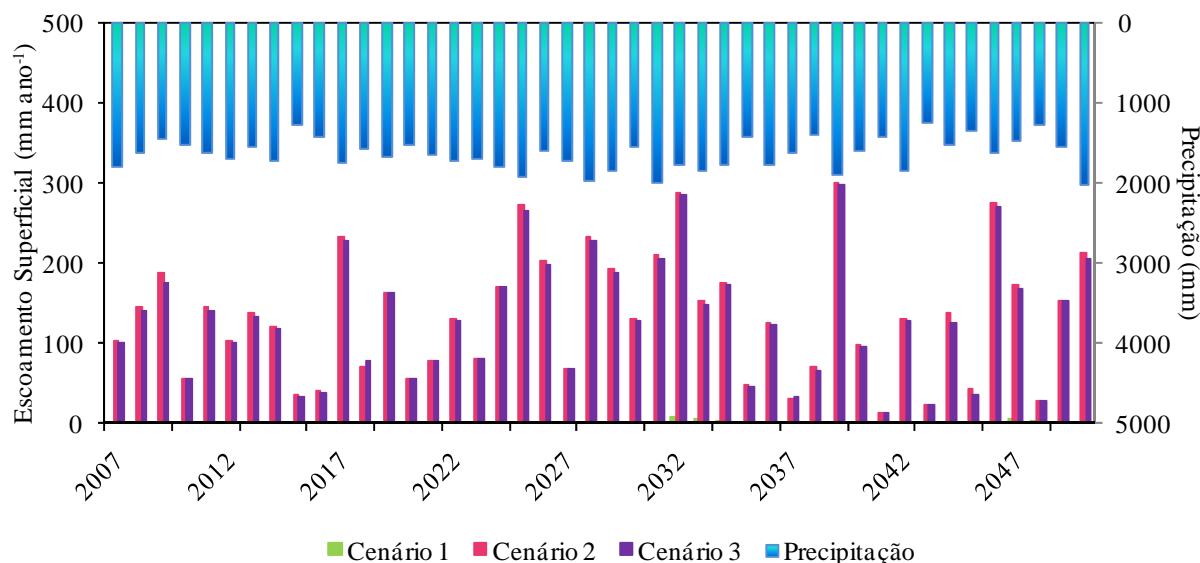
Para esse cenário o período simulado foi a partir do ano de 2007 até 2050, supondo não ter havido interferência na bacia com o passar do tempo.

No Cenário 2, o manejo selecionado para a avaliação dos parâmetros hidrossedimentológicos foi o plantio de fumo baseando-se na técnica de manejo convencional, onde o solo é totalmente mobilizado para a introdução da cultura do fumo e no inverno as lavouras permanecem em pousio, ou seja, com vegetação espontânea. Para esta simulação considerou-se que todas as áreas de lavouras do ano de 2006, que apresentavam diversas culturas, fossem substituídas pelo cultivo do fumo com manejo convencional, que representa a forma menos conservacionista de cultivo do fumo. As simulações ocorreram durante o período de 2007 a 2050.

Com relação ao Cenário 3, o manejo do solo escolhido para foi o plantio de fumo baseando-se na utilização da adubação verde de inverno e na implantação da cultura do fumo em cultivo mínimo. Semelhantemente ao Cenário 2, considerou-se que todas as áreas de lavouras do ano de 2006, que apresentavam diversas culturas, fossem substituídas pelo fumo com cultivo mínimo. As simulações desse Cenário também ocorreram durante o período de 2007 a 2050.



A Figura 4.12 mostra os resultados de escoamento superficial como forma de comparação entre os três cenários de uso e manejo do solo acima descritos durante os anos entre 2007 a 2050.



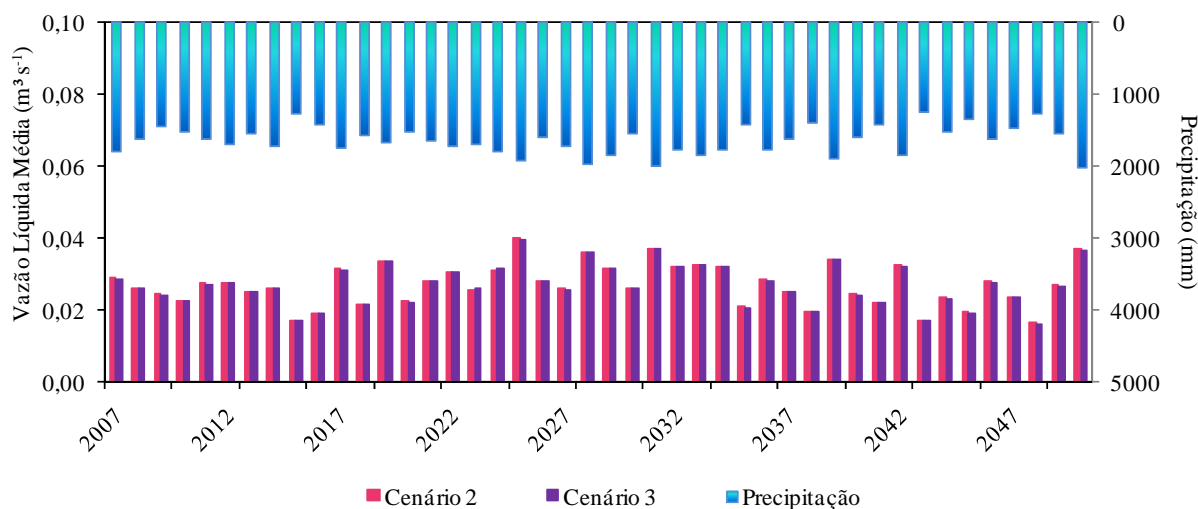
**Figura 4.12: Resultados da simulação do escoamento superficial e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 1, 2 e 3.**

Analisando o comportamento do escoamento superficial obtido da simulação durante 44 anos, apresentado na Figura 4.12, pode-se verificar a quase inexistência de formação de escoamento superficial no Cenário 1, onde se considerou a situação da bacia sem ação antrópica, evidenciando ação de proteção do solo desempenhada pela cobertura original (florestas).

Ao observar os resultados para os Cenários 2 e 3, percebe-se semelhança de comportamento do escoamento superficial. Porém, ao analisar as médias anuais do período simulado (Cenário 2 = 132 mm e Cenário 3 = 130 mm), constata-se que, mesmo sendo reduzida a diferença entre esses valores, o modelo apresentou uma pequena sensibilidade à alteração de manejo aplicada nos dois cenários. O cultivo convencional do fumo leva a uma alteração da estrutura do solo que reduz a infiltração e condiciona um maior escoamento superficial, se comparado com o fumo cultivo mínimo.

Após avaliar as diferenças no escoamento superficial para os três cenários, ou seja, o comportamento da água na fase de bacia vertente, na Figura 4.13 são apresentados os resultados da fase de canal através da vazão líquida média obtida anualmente para os Cenários 2 e 3, pois o Cenário 1 apresentou alguns dias com valores de vazões líquidas médias nulos, o que, na realidade, não deveria acontecer. Assim, pode-se concluir que, para o Cenário 1, o

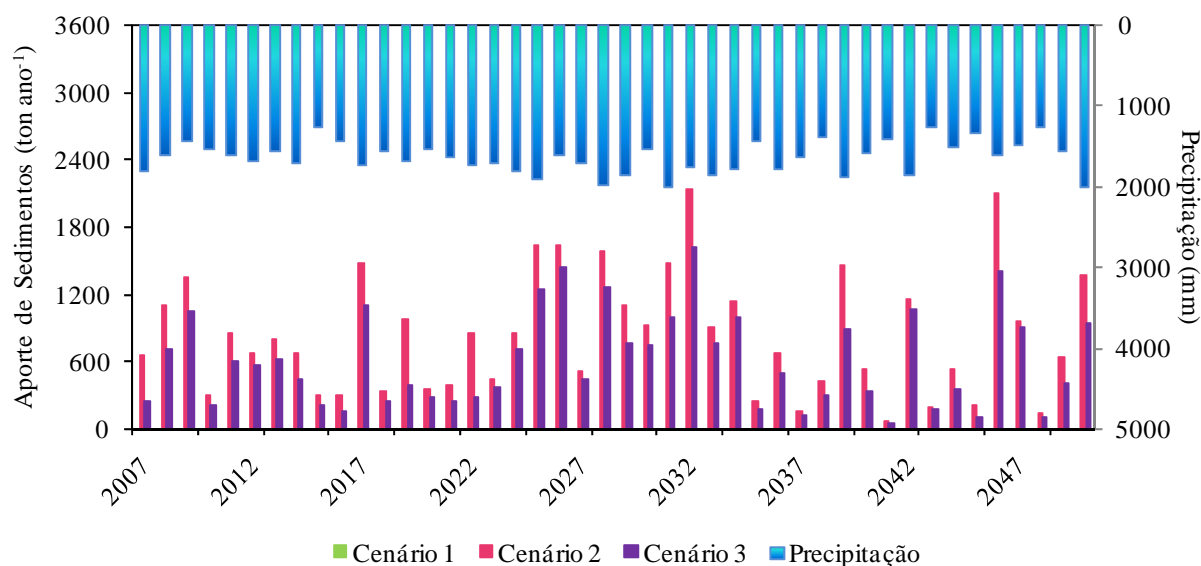
modelo não foi capaz de simular as vazões líquidas. Esse fato pode estar vinculado à superestimação da evapotranspiração, devido à cobertura do solo ser integralmente composta por floresta.



**Figura 4.13: Resultados da simulação da vazão líquida média e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 2 e 3.**

Com relação à fase de propagação da água no canal, representada na Figura 4.13 através da vazão líquida para os dois cenários (Cenário 2 e 3), verifica-se que o modelo SWAT não reproduziu os efeitos das alterações de manejo nas vazões líquidas médias anuais. As médias das vazões anuais para o Cenário 2 e 3 foram aproximadamente  $0,027 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para os dois cenários.

Na Figura 4.14 são apresentados os resultados das simulações de aporte de sedimentos para os 3 cenários hipotéticos abordados, durante o período de 2007 a 2050.



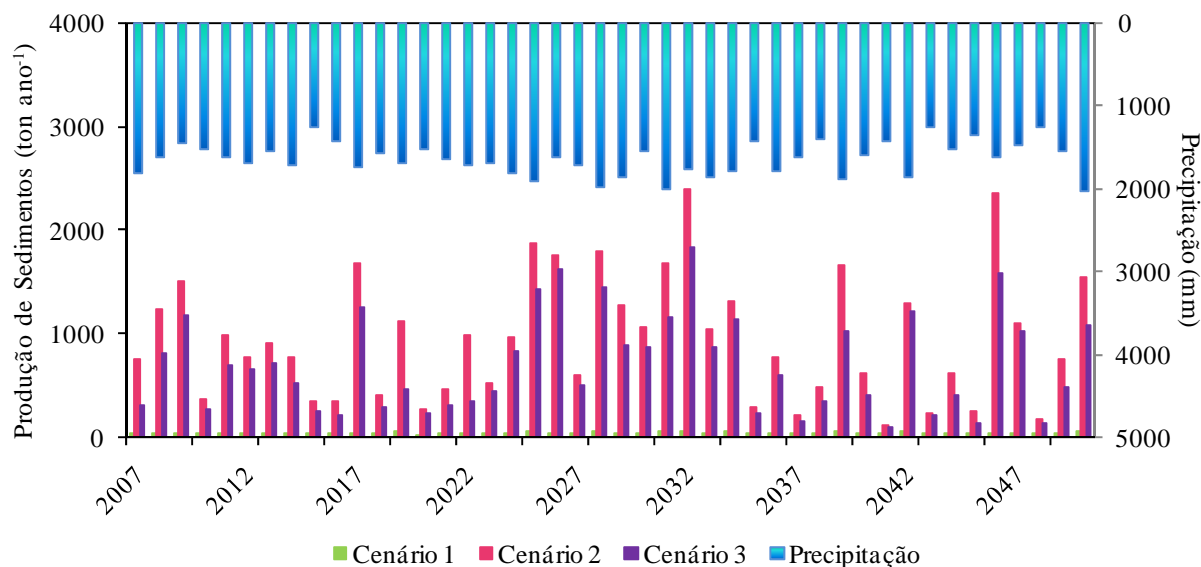
**Figura 4.14: Resultados da simulação de aporte de sedimentos e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 1, 2 e 3.**

Observando os resultados de aporte de sedimentos para os diferentes cenários de uso e manejo do solo avaliados, constata-se que a produção de sedimentos no Cenário 1, onde o solo está protegido pela floresta, foi nula durante os 44 anos simulados, enquanto nos Cenários 2 e 3, onde as atividades agrícolas abrangem a maior parte da bacia, a erosão mostrou-se acentuada.

Como o aporte de sedimentos é calculado pela MUSLE, onde o escoamento superficial é um dos fatores deste equacionamento, e considerando que nas simulações anteriormente apresentadas o volume escoado foi quase nulo, percebe-se coerência nos resultados.

Análogo aos resultados de escoamento superficial, o aporte de sedimentos também mostrou distinção entre os manejos adotados no cultivo do fumo, evidenciando que a forma de cultivo convencional realmente torna o solo mais susceptível a erosão se comparado ao cultivo mínimo. Comparando as médias anuais dos cenários com plantio de fumo, percebe-se que o aporte de sedimentos no Cenário 2 (829 ton) foi aproximadamente 40% superior ao Cenário 3 (601 ton).

Por fim, a Figura 4.15 mostra a produção de sedimentos anual simulada para os três cenários, sendo este parâmetro decorrência das interações de água e sedimentos na fase de bacia e de canal.



**Figura 4.15: Resultados da simulação da produção de sedimentos e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 1, 2 e 3.**

Os resultados de produção de sedimentos anuais mostraram conexão com os resultados de aporte de sedimentos apresentados anteriormente, ficando evidente a transferência dos sedimentos erodidos na bacia para dentro do canal.

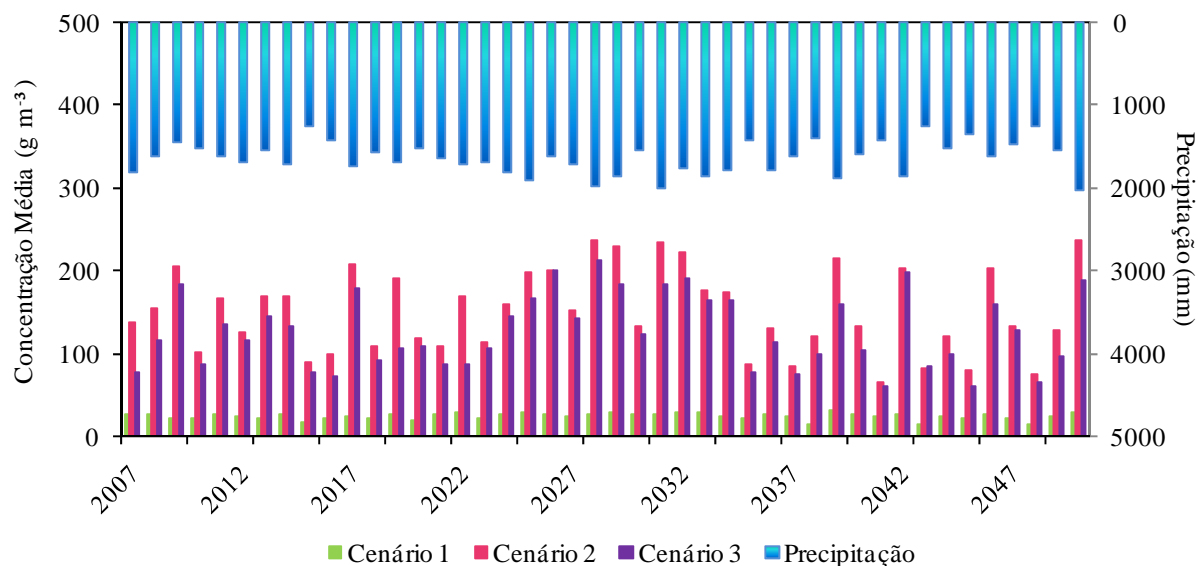
Na produção de sedimentos também é refletida a importância das práticas conservacionistas pois através dos resultados verifica-se uma maior produção de sedimentos no Cenário 2, onde o solo está mais exposto devido ao manejo utilizado neste cenário. A média anual da produção de sedimentos no Cenário 2 (946 ton) é aproximadamente 35% superior ao Cenário 3 (697 ton) onde o cultivo do fumo é realizado com a mínima intervenção.

O Cenário 1 não apresentou valores de aporte de sedimentos. Porém, nas simulações de produção de sedimentos, o valor médio anual foi de 42 toneladas que representam, em termos de balanço de sedimentos, a porção dos sedimentos erodida do canal. Ao comparar o aporte de sedimentos e a produção de sedimentos para os Cenários 2 e 3 também pode-se constatar que está havendo degradação do canal, pois os sedimentos provenientes das bacias é inferior ao valor que está sendo exportado no exutório.

Ao comparar os valores da degradação no canal, para os dois cenários agrícolas, percebe-se que no Cenário 2 apresentou um valor superior de erosão no canal (117 ton) que o Cenário 3 (96 ton). Esse resultado contraria aqueles verificados por Minella *et al.* (2008) e apresentados anteriormente, onde os autores constataram que a degradação do canal aumentou

com a introdução das práticas conservacionistas. Assim, pode-se dizer que essa condição não foi possível de ser reproduzida pelo modelo para períodos de longo tempo.

Para a melhor compreensão dos efeitos de uso e manejo do solo para cada cenário, também foram analisados os resultados de concentração de sedimentos simulados no exutório da bacia vertente. Esses resultados são apresentados na Figura 4.16.



**Figura 4.16: Resultados da concentração de sedimentos e precipitação anual (2007 a 2050) para os Cenários 1, 2 e 3.**

As concentrações de sedimentos médias simuladas para os três cenários também mostraram que o Cenário 1 apresenta as menores concentrações de sedimentos por não apresentar intervenção antrópica. Comparando os resultados entre os dois cenários que contemplam atividades agrícolas, observa-se que os valores médios anuais da concentração de sedimentos, para o Cenário 2, foi 20% maior que o Cenário 3.

Comparando as concentrações médias anuais obtidas pelo modelo para os três cenários com os valores de concentração medidos na bacia de Arvorezinha, pode-se constatar que, para o Cenário 1 ( $24 \text{ g m}^{-3}$ ), a média está inferior ao valor obtido no monitoramento em águas baixas ( $50 \text{ g m}^{-3}$ ). Esse resultado era esperado, pois considerando toda a superfície coberta por florestas, conseqüentemente o suprimento de sedimentos no canal é reduzido, conduzindo as concentrações menores que as medidas atualmente. Com relação aos Cenários 2 e 3, as concentrações médias anuais foram de  $150$  e  $126 \text{ g m}^{-3}$ , respectivamente. Esses valores são aproximadamente três vezes superiores à concentração medida nas condições de águas baixas. Porém, ao estimar a média anual de concentração de sedimentos durante o período de monitoramento, através da produção de sedimentos e do volume escoado anualmente, o valor

da concentração de sedimentos observada é de  $195 \text{ g m}^{-3}$ , ou seja, de uma ordem de grandeza semelhante aos valores simulados.

Mesmo conhecendo as limitações no desempenho do modelo ao simular os parâmetros hidrossedimentológicos para a bacia de Arvorezinha, devido às comparações realizadas com dados monitorados, pode-se dizer que, nas simulações dos cenários para longo período (44 anos), o modelo foi sensível às alterações de uso e manejo do solo para os parâmetros relacionados aos sedimentos (aporte, produção e concentração), porém não revelando sensibilidade ao reproduzir a vazão líquida e o escoamento superficial. O fato do modelo ser sensível ao uso e manejo do solo somente para os parâmetros sedimentológicos tem sua explicação vinculada à aplicação da MUSLE, que gera o aporte de sedimentos, pois nesta são inseridos os fatores C (fator de uso e manejo do solo) e P (fator de práticas conservacionistas), que diferem os usos e manejos do solo para cada cenário. Por outro lado, o escoamento superficial e a vazão líquida possuem maior relação com as características físicas do solo, sendo que estas foram mantidas constantes para os três cenários.

## 5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 5.1 Conclusões

Os resultados deste estudo demonstraram que o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) utilizado sem calibração foi capaz de reproduzir os escoamentos superficiais e as vazões líquidas de forma satisfatória para a bacia de Arvorezinha, exceto para a escala temporal diária. Os resultados diários de escoamento superficial não apresentaram bons coeficientes de eficiência devido ao tempo de concentração da bacia ser inferior a um dia; assim, a intensidade e a duração dos eventos não são considerados corretamente. Com relação às discrepâncias encontradas entre os valores observados e simulados para a vazão líquida, pode-se justificá-los devido às simplificações no equacionamento do fluxo de subsuperfície e da transmissão das perdas na fase de canal.

Nas simulações de produção de sedimentos, pode-se verificar que o modelo não apresentou um bom desempenho, havendo superestimação dos resultados para todas as escalas temporais (diária, mensal e anual). Na análise dos motivos que conduziram a esses resultados insatisfatórios, pode-se constatar que o fator LS possui grandes limitações ao ser aplicado em escala de bacia hidrográfica. A forma de determinação do fator LS não considera as variações geomorfológicas da bacia; dessa maneira, não identifica pontos deposicionais, principalmente nos pés das encostas. Além disso, constatou-se que o equacionamento da propagação dos sedimentos no canal aluvial é muito simples, não considerando, por exemplo, a variação granulométrica dos sedimentos transportados e as alterações dinâmicas que ocorrem na calha do canal.

Para as simulações de cenários, os resultados hidrológicos demonstraram que o modelo não foi sensível às alterações de uso e manejo do solo. Porém, ao analisar os resultados referentes a sedimentos (aporte, concentração e produção), pode-se constatar que houve diferenças ao comparar os três cenários. O fato do modelo ser sensível ao uso e manejo do solo somente para os parâmetros sedimentológicos tem sua explicação vinculada à aplicação da MUSLE, pois, nessa, são inseridos os fatores C (fator de uso e manejo do solo) e P (fator de práticas conservacionistas), que possibilitaram a diferenciação entre os usos e manejos do solo. Por outro lado, o escoamento superficial e a vazão líquida possuem maior relação com as características físicas do solo, sendo que estas foram mantidas constantes e com isso não foi possível diferenciar os três cenários.

Contudo, ao final deste estudo pode-se inferir que baseado nos resultados encontrados nesse trabalho o modelo SWAT não é adequado para simular a produção de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas rurais. Porém, se houver readequações em sua estrutura de cálculo, principalmente com relação à forma de cálculo do aporte de sedimentos e da propagação destes no canal aluvial, este poderá apresentar aplicabilidade em bacias de pequena escala.

## **5.2 Recomendações**

Diante dos resultados obtidos é possível fazer diversas considerações sobre a aplicação do modelo SWAT.

Ao realizar as simulações diárias, foi possível constatar a necessidade de aquecimento do modelo, pois as simulações iniciais se caracterizam por valores superestimados, havendo um ajuste dos resultados com o decorrer do tempo de simulação. Para solucionar esse problema, recomenda-se inserir períodos de dados de precipitação anteriormente ao ano que se deseja iniciar a simulação

Para solucionar as limitações do equacionamento da determinação do fator LS, sugere-se testar os algoritmos desenvolvidos por Moore & Burch (1986), Desmet & Govers (1996) e Cowen (1993) em substituição a maneira com a qual o modelo determina o fator LS.

Recomendam-se estudos mais detalhados de validação do modelo para estimativas relacionadas com o movimento de água no solo (evapotranspiração, infiltração, percolação e percolação profunda).



Além disso, recomenda-se avaliar a possibilidade da aplicação de outras formulações para o cálculo da propagação dos sedimentos no canal, pois o equacionamento utilizado pelo SWAT é simplificado. Assim, para melhor representar a realidade, deve-se considerar a distribuição granulométrica dos sedimentos transportados, o transporte por arraste e a variação dinâmica do canal fluvial.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRIOLO, M.V.; SANTOS, I.; GIBERTONI, R.C.; CAMARGO, A.S.G. 2008. Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos. In: SIMPÓSIO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6., 2008, Belo Horizonte. **Anais**. Belo Horizonte: Comitê Brasileiro de Barragens. v. 1. p. 1-17.

ARGENTA, D.P.B.; PANTE, A.R.; MERTEN, G.H.; FLORIANO, R.F. 2001. Avaliação do índice de erosividade da produção norte-nordeste do estado do Rio Grande do Sul. In: SALÃO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 13., 2001, Porto Alegre. **Livros de resumos**. Porto Alegre: UFRGS. p. 37, resumo 101.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 34, n. 1, p. 73-89.

ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; MAIDMENT, D.R. 1995. Continuous-time water and sediment-routing model for large basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, New York, v. 121, p. 171-183.

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. College Station: Texas A&M University.

ASSOCIAÇÃO DOS FUMICULTORES DO BRASIL. 2008. **Fumicultura no Brasil**: dados da safra 2007/2008. Santa Cruz do Sul. Disponível em: <<http://www.afubra.com.br>>.

BALDISSERA, G.C. 2005. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT** 144 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso.

BEASLEY, D.B.; HUGGINS, L.F.; MONKE, E.J. 1980. ANSWERS: a model for watershed planning. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 23, n. 4, p. 938-944.

- BELTRAME, L.; LANNA, A.; LOUZADA, A. 1991. **Chuvas intensas**. Porto Alegre: IPH/UFRGS.
- BENATTO, L. 2005. **Estimativa de perdas de solo através da equação universal de perdas de solo em uma pequena bacia hidrográfica rural sob cultivo do fumo**. Porto Alegre: IPH/UFRGS. Relatório de Bolsa de Iniciação Científica.
- BENNET, J.P. 1974. Concepts of mathematical modelling of sediment yield. **Water Resources Research**, Washington, v. 10, n. 3, p. 485-492.
- BEVEN, K. 1989. Changing ideas in hydrology - the case of physically based models. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 105, p. 157-172.
- BORAH, D.K.; KRUG, E.C.; YODER, D. 2008. Watershed sediment yield. In: GARCIA, M.H. (Ed.). **Sedimentation engineering: processes, measurements, modeling, and practice**. Reston: American Society of Civil Engineers. p. 827-858. (ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, n. 110).
- BRAUNACK, M.V.; DEXTER, A.R. 1989. Soil aggregation in the seedbed: a review. I. Properties of aggregates and beds of aggregates. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 14, p. 259-279.
- BUTCHER, J.B. 2001. Forecasting future land use for watershed assessment. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 35, n. 3, p. 555-565.
- CALIJURI, M.L.; MEIRA, A.D.; PRUSKI, F.F. 1998. Geoprocessamento aplicado aos recursos hídricos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998, Poços de Caldas. **Anais**. Lavras: UFLA/SBEA. p. 200-225.
- CARVALHO, N.O. 1994. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM/ELETROBRÁS. 372 p.
- CHAPLOT, V.; SALEH A.; JAYNES D.B.; ARNOLD, J.G. 2004. Predicting water, sediment and NO<sub>3</sub>-N loads under scenarios of land-use and management practices in a flat watershed. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 154, n.1/4, p. 271-293.
- CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. 1988. **Applied hydrology**. New York: McGraw-Hill. 572 p.
- CHU, T.W.; SHIRMOHAMMADI, A.; MONTAS, H.; ABBOTT, L.; SADEGHI, A. 2005. Watershed level BMP evaluation with SWAT model. In: ASAE ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 2005. Saint Joseph. (ASAE Paper n. 052098).
- COLEMAN, D.J.; SCATENA, F.N. 1986. Identification and evaluation of sediment sources. In: HADLEY, R.F. (Ed.). **Drainage basin sediment delivery**. Wallingford: IAHS. p. 3-18. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n.159).
- COLLINS, A.L.; WALLING, D.E.; LEEKS, G.J.L. 1997. Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. **Catena**, Amsterdam, v. 29, p. 1-27.

COOKE, R.U.; DOORNKAMP, J.C. 1990. **Geomorphology in environmental management**. Oxford: Clarendon.

COWEN, J. 1993. A proposed method for calculating the LS factor for use with the USLE in a grid-based environment. In: ESRI ANNUAL USER CONFERENCE, 13., 1993. **Proceedings**. Palm Springs, CA: Environmental Systems Research Institute. p. 65-74.

DALBIANCO, L. 2009. **Variabilidade espacial e estimativa da condutividade hidráulica e caracterização físico-hídrica de uma microbacia hidrográfica rural**. 116 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria.

DESMET, P.J.J.; GOVERS, G. 1996. Comparison of routing algorithms for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies. **International Journal of Geographical Information Science**, London, v. 10, n. 3, p. 311-331.

EDWARDS, T.E.; GLYSSON, G.D. 1999. **Field methods for measurement of fluvial sediment**. Reston, Va.: U.S. Geological Survey. 89 p. (Techniques of Water Resources Investigations of the U.S. Geological Survey, Book 3, Chapter C2).

EMATER. 2002. **Levantamento de solos da MBH Lajeado Ferreira, município de Arvorezinha**. Porto Alegre. 39 p.

EMBRAPA. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 412 p.

EMBRAPA. 2006. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 306 p.

EMMETT, W.W. 1970. **The hydraulics of overland flow on hillslopes**. Washington: U.S. Govt. Print. Off. 68 p. (Geological Survey Professional Paper 662-A).

ESTADOS UNIDOS. Soil Conservation Service. 1972. **SCS national engineering handbook**: section 4 Hydrology. Washington.

FAURGS. 2009. **Monitoramento hidrossedimentométrico e da qualidade da água da bacia hidrográfica do Arroio Lageado Ferreira em Arvorezinha – RS**: relatório anual. Porto Alegre: UFRGS/IPH-SINDITABACO. 26 p.

FELGUEIRAS, C.F. 2001. **Modelagem numérica de terreno**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. cap. 7

FERRO, V.; MINACAPILLI, M. 1995. Sediment delivery processes at basin scale. **Hydrological Sciences Journal**, Wallingford, v. 40, n. 6, p. 703-717.

FOSTER, G.R. 1971. The overland flow processes under natural conditions. In: INTERNATIONAL SEMINAR FOR HYDROLOGICAL PROFESSORS, 3., 1971, West Lafayette. **Biological effects in the hydrological cycle**: proceedings. West Lafayette: Purdue University. p. 173-185.

FOSTER, I.D.L. 1995. Lake and reservoir bottom sediments as a source of soil erosion and sediment transport data in the UK. In: FOSTER, I.D.L.; GURNELL, A.M.; WEBB, B.W. (Ed.). **Sediment and water quality in river catchments**. Chichester: Wiley. p. 265-283.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. 2002. **Região hidrográfica do Guaíba**: Taquari-Antas. Porto Alegre. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>.

GASSMAN, P.W.; REYES, M.; GREEN, C.H.; ARNOLD, J.G. 2007. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future directions. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v. 50, n. 4, p. 1211-1250.

GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 267-277.

GOMES, S. 2005. **Ajuste e avaliação de um modelo de balanço hídrico descendial e estudo dos limites de sua utilização em algumas localidades no estado do Paraná**. 103 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

GOVENDER, M.; EVERSON C.S. 2005. Modelling streamflow from two small South African experimental catchments using the SWAT model. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, p. 683-692.

GREEN W.H.; AMPT G.A. 1911. Studies on soil physics: part I. The flow of air and water through soils. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 4, n. 1, p. 1-24.

GUPTA, H.V.; SOROOSHIAN S.; YAPO P.O. 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, v. 4, n. 2, p. 135-143.

HAAN, C.T.; BARFIELD, B.J.; HAYES, J.C. 1994. **Design hydrology and sedimentology for small catchments**. Amsterdam: Academic. 588 p.

HACKEL, H. 1999. **Meteorologie**. 4. Aufl. Stuttgart: Ulmer.

HEATHMAN, G.C.; LAROSE, M.; ASCOUGH II, J.C. 2009. SWAT evaluation of soil and land use GIS data sets on simulated stream flow. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 64, n. 1, p. 17-32.

HILLEL, D. 1980. **Fundamentals of soil physics**. New York: Academic. 413 p.

HUTCHINSON, M.F. 1996. A locally adaptive approach to the interpolation of digital elevation models. In: INTERNATIONAL CONFERENCE / WORKSHOP ON INTEGRATING GIS AND ENVIRONMENTAL MODELING, 3., 1996, Santa Fe. **Proceedings**. Santa Fe: National Center for Geographic Information and Analysis. Disponível em: <<http://www.ncgia.ucsb.edu/conf>>.

JAIN, M.K.; MISHRA, S.K.; SINGH, V.P. 2006. Evaluation of AMCdependent SCS-CN-based models using watershed characteristics. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 20, n. 4, p. 531-552.

JAKEMAN, A.J.; GREEN, T.R.; BEAVIS, S.G.; ZHANG, L.; DIETRICH, C.R.; CRAPPER, P.F. 1999. Modelling upland and in-stream erosion, sediment and phosphorus transport in a large catchment. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 13, n. 5, p. 745-752.

JETTEN, V. 2002. **LISEM user manual**: version 2.x. Utrecht: Utrecht Centre for Environment and Landscape Dynamics, Utrecht University. 48 p.

KING, K.W.; ARNOLD, J.G.; BINGNER, R.L. 1999. Comparison of Green-Ampt and curve number methods on Goodwin creek watershed using SWAT. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 42, n. 4, p. 919-925.

KNIGHTON, D. 1998. **Fluvial forms & processes**: a new perspective. Oxford: Oxford University. 383 p.

KNISEL, W.G. 1980. **CREAMS**: a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management system. Washington: Department of Agriculture, Science and Education Administration. 643 p.

KRAMER, L.A.; MEYER, L.D. 1969. Small ammounts of surface mulch reduce soil erosion and runoff velocity. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 12, p. 638-641.

LEONARD, R.A.; KNISEL, W.G.; STILL, D.A. 1987. GLEAMS: groundwater loading effects on agricultural management systems. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, p. 1403-1428.

LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J.; MERRITT, W.S.; MCKEE, L.J.; EYRE, B.D.; BAGINSKA, B. 1999. **Review of techniques to estimate catchment exports**. Sydney South: Environmental Protection Authority. 139 p. (EPA Technical Report, 99/73).

LIBOS, M.I.P.C. 2002. **Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em geoprocessamento**. 269 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

LIERSCH, S. 2003a. **The Programs dew.exe and dew02.exe**: user's manual. Berlin.

LIERSCH, S. 2003b. **The Program pcpSTAT**: user's manual. Berlin.

LIMA, E.B.N.R. 2001. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. 184 p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

LOPES, F. 2006. **Utilização do modelo Century para avaliar a dinâmica do carbono do solo em uma pequena bacia hidrográfica rural**. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

MACHADO, R.E. 2002. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 154 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Irrigação e Drenagem. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A.; XAVIER, A.C. 2003. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 727-733.

MAIDMENT, D.R. 1993. Developing a spatially distributed unit hydrograph by using GIS. In: NATCHNEBEL, H. P.; DOVAR, K. (Ed.). **Application of geographic information systems in hydrology and water resources**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 181-192.

MANGUERRA, H.B.; ENGEL, B.A. 1998. Hydrologic parameterization of watersheds for runoff prediction using SWAT. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 34, p. 1149-1162.

MANSOR, M.T.C; FERREIRA, L.; ROSTON, D.M.; TEIXEIRA FILHO, J. 2002. Parâmetro para avaliação do potencial de risco de erosão. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 1., 2002, Aracaju. **Anais**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros. 1 CD-ROM.

MELLO, N.A. de. 2006. **Efeito do sistema de manejo nos atributos do solo, movimentação de sedimentos e exportação de carbono orgânico numa microbacia rural sob cultura do fumo**. 248 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. 2003. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 18, p. 761-799.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38.

MEYBECK, M.; KIMSTACH, V.; HELMER, R. 1996. Strategies for water quality assessment. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2nd. ed. London: E & FN Spon. ch. 2, p. 23-57.

MINELLA, J.P.G. 2003. **Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma pequena bacia rural**. 80 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

MINELLA, J.P.G. 2007. **Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso do manejo do solo nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural do Rio Grande do Sul.** 162 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; REICHERT, J.M.; SANTOS, D.R. 2007. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, p.1637-1646.

MINELLA, J.P.G.; WALLING, D.E.; MERTEN, G.H. 2008. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 348, p. 546-563.

MINOTI, R.T. 2006. **Abordagens qualitativa e quantitativa de microbacias hidrográficas e áreas alagáveis de um compartimento do médio Mogi-Superior - SP.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MISHRA, S.K.; SINGH, V.P.; SANSALONE, J.J.; ARAVAMUTHAN, V. 2003. A modified SCS-CN method: characterization and testing. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 17, p.37- 68.

MISHRA, A.; FROEBRICH, J.; GASSMAN, P.W. 2007. Evaluation of the SWAT model for assessing sediment control structures in a small watershed in India. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v. 50, n. 2, p. 469-478.

MOORE, I.D.; BURCH, G.J. 1986. Sediment transport capacity of sheet and rill flow: application of unit stream power theory. **Water Resources Research**, Washington, v. 22, n. 8, p. 1350-1360.

MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; VAN LIEW, M.W.; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v. 50, n. 3, p. 885-900.

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.** 100 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz”, Universidade de São Paulo.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part 1: a discussion of principles. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 10, n. 3, p. 282-290.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. 2002. **Soil and water assessment tool – user’s manual: version 2000.** Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station. 458 p.



- NIMER, E. 1990. Clima. In: FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geografia do Brasil: região sul**. Rio de Janeiro: IBGE. v. 2.
- 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.
- PAIVA, E.M.C. de. 2001. Evolução de processo erosivo acelerado em trecho do Arroio Vacacai Mirim. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n. 2, p. 129 – 135.
- PEART, M.R.; WALLING, D.E. 1988. Techniques for establishing suspended sediment sources in two drainage basins in Devon, UK: a comparative assessment. In: BORDAS, M.P.; WALLING, D.E. (Ed.). **Sediment budgets**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 267-279. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 174).
- PEREIRA, A.R.; VILLA NOVA, N.A.; SEDIYAMA, G.C. 1997. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: FEALQ. 183 p.
- PÉRICO, E.; CEMIN, G. 2006. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 70, p. 9-21.
- PONTES, S.H.N.; FERNANDES, I.V. 2002. Atualização do método das isozonas para a região Amazônica. In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E PÓS-GRADUAÇÃO DO ITA, 8., 2002, São José dos Campos. **Anais**. São José dos Campos: Instituto Tecnológico de Aeronáutica.
- 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 Agrônomo de Campinas.
- PRUSKI, F.F.; BRANDÃO, V.S.; SILVA, D.D. 2004. **Escoamento superficial**. 2. ed. Viçosa: UFV. 87 p.
- QUADRO, M.F.L.; MACHADO, L.H.R.; CALBETE, S.; BATISTA, N.N.M.; OLIVEIRA, G.S. 1996. Climatologia de precipitação e temperatura. In: NOBRE, C.A. (Ed.). **Climanálise especial**: edição comemorativa de 10 anos. Cachoeira Paulista: Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/products/climanalise>>.
- RHEINHEIMER, D.S.; CAMPOS, B.C.; GIACOMINI, S.J.; CONCEICAO, P.C.; BORTOLUZZI, E.C. 2008. Comparação de métodos de determinação de carbono orgânico total no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, n.1. p. 435-440.
- RICKSON, R.J. 2006. Management of sediment production and prevention in river catchments: a matter of scale? In: OWENS, P.N.; COLLINS, A.J. (Ed.). **Soil erosion and sediment redistribution in river catchments**: measurement, modeling and management. Wallingford: CABI. p. 228-238.

RIGHETTO, A.M. 1998. **Hidrologia e recursos hídricos**. São Carlos: Eesc-USP. 819 p.

RUSSEL, M.A.; WALLING, D.E.; HODGKINSON, R.A. 2001. Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 252, p. 1-24.

SALEH, A.; DU, B. 2004. Evaluation of SWAT and HSPF within BASINS program for the Upper North Bosque River watershed in central Texas. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 47, n. 4, p. 1039-1049.

SANTHI, C; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. 2003. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in the Big Cypress Creek watershed. In: TOTAL Maximum Daily Load (TMDL) environmental regulations II: proceedings of the 8–12 November 2003 conference, Albuquerque, New Mexico. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers. p. 384-394. (ASAE Publication, n. 701P1503).

SANTOS, R.C. 2002. **Classificação textural aplicada à cobertura do solo de uma bacia hidrográfica usando sensoriamento remoto**. 153 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

SHARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R. 1990. **EPIC – Erosion productivity impact calculator**: 1. model documentation. Washington: U.S. Department of Agriculture. 145 p.(Agricultural Research Service. Technical Bulletin, 1798).

SHRIVASTAVA, R.K.; TRIPATHI, M.P.; DAS, S.N. 2004. Hydrological modelling of a small watershed using satellite data and Gis technique. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, New Delhi, v. 32, n. 2. p. 145-157.

SINGH, P.; SINGH, V.P. 2001. **Snow and glacier hydrology**. Dordrecht: Kluwer. 742 p. (Water Science and Technology Library, v. 37).

SINGH, V.P.; FREVERT, D.K. (Ed.). 2002. **Mathematical models of small watershed hydrology and applications**. Highlands Ranch: Water Resources Publications. 950 p.

SOIL taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Washington: Soil Conservation Service. 754 p. (Agriculture Handbook. United States Department of Agriculture, n. 436).

SOIL taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 1999. 2nd. ed. Washington: U.S. Dept. of Agriculture, Natural Resources Conservation. 869 p. (Agriculture Handbook, n. 436).

SOROOSHIAN, S. 1991. Parameter estimation, model identification and model validation: conceptual type models. In: BOWLES, D.S.; O'CONNEL, P.E. (Ed.). **Recent advances in the modelling of hydrological systems**. Dordrecht: Kluwer Academic. p. 443-467.

SPRUIILL, C.A.; WORKMAN, S.R.; TARABA, J.L. 2000. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 43, n. 6, p. 1431-1439.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G. 1994. Integration of the basin-scale water quality model with GIS. **Water Resources Bulletin**, Herndon, v. 30, n. 3, p. 453-462.

THORSEN, M.; REFSGAARD, J.C.; HANSEN, S.; PEBESMA, E.; JENSEN, J.B.; KLEESCHULTE, S. 2001. Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 242, p. 210-227.

TOY, T.J.; FOSTER, G.R.; RENARD, K.G. 2002. **Soil erosion: processes, prediction, measurement and control**. New York: John Wiley. 338 p.

TRIPATHI, M.P.; PANDA, R.K.; RAGHUWANSHI, N.S. 2003. Identification and prioritisation of critical sub-watersheds for soil conservation management using the SWAT model. **Biosystems Engineering**, London, v. 85, n. 3, p. 365-379.

TUCCI, C.E.M. 1997. Escoamento Superficial. In: TUCCI, C.E.M. (Ed.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. da Universidade/UFRGS. cap. 11, p. 391-441. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 4).

VACHE, K.B.; EILERS, J.M.; SANTELMANN, M.V. 2002. Water quality modeling of alternative agricultural scenarios in the U.S. Corn Belt. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 38, n. 3, p. 773-787.

VAN LIEW, M.W.; GARBRECHT, J. 2003. Hydrologic simulation of the Little Washita River experimental watershed using SWAT. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 39, n. 4, p. 977-986.

VAN LIEW, M.W.; GREEN, C.H.; STARKS, P.J. 2007. Unit source area data: can it make a difference in calibrating the hydrologic response for watershed-scale modeling? **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 62, n. 3, p.162-170.

VENTE, J.; POESEN, J. 2005. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. **Earth Science Reviews**, Amsterdam, v. 71, p. 95-125.

VERSTRAETEN, G.; POESEN, J. 2001. Factors controlling sediment yield from small intensively cultivated catchments in a temperate humid climate. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 40, p. 123-144.

VERSTRAETEN, W.W.; VEROUSTRAETE, F.; VAN DER SANDE, C. J.; GROOTAERS, I.Y.; FEYEN J. 2006. Soil moisture retrieval using thermal inertia, determined with visible and thermal spaceborne data, validated for European forests. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 101, p. 299-314.

- WAGENER, T.; WHEATER, H.; GUPTA, H. V. 2004. **Rainfall-runoff modeling in gauged and ungauged catchments**. London: Imperial College. 306 p.
- WALLING, D.E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 410. p. 223-240.
- WALLING, D.E. 2005. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 344. p. 159-184.
- WALLING, D.E.; COLLINS, A.L. 2000. **Integrated assessment of catchment sediment budgets: a technical manual**. Exeter: University of Exeter. 168 p.
- WALLING, D.E.; COLLINS, A.L.; MCMELLIN, G.K. 2003. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 497, p. 91-108.
- WASSON, R.J. 2002. What approach to the modelling of catchment scale erosion and sediment transport should be adopted? In: SUMMER W.; WALLING D. E. (Ed.). **Modelling erosion, sediment transport and sediment yield**. Paris: UNESCO. p. 1-11. (Technical Documents in Hydrology, 60).
- WHEATER, H.S.; JAKEMAN, A.J.; BEVEN, K.J. 1993. Progress and directions in rainfall-runoff modeling. In: JAKEMAN, A.J.; BECK, M.B.; MCALEER, M.J. (Ed.). **Modelling change in environmental systems**. Chichester: John Wiley. p. 101-132.
- WILLIAMS, J.R. 1969. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 12, n. 1, p. 100-103.
- WILLIAMS, J.R. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds. **Water Resources Bulletin**, Herndon, v. 11, n. 5, p. 965-974.
- WILLIAMS, J.R.; JONES, C.A.; DYKE, P.T. 1984. A modeling approach to determine the relationship between erosion and soil productivity. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 27, p. 129-144.
- WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.V. 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 26, n. 5, p. 189-193.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. 1965. **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains**. Washington: U.S. Department of Agriculture. 47 p. (Agriculture Handbook, n. 282).
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. 1978. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: U.S. Department of Agriculture. 58 p. (Agricultural Handbook, n. 537).

WOOLHISER, D.A.; SMITH, R.E.; GOODRICH, D.C. 1990. **KINEROS, a kinematic runoff and erosion model**: documentation and user manual. Washington: Agricultural Research Service. 130 p.

XAVIER, C.F. 2005. **Avaliação da influência do uso e ocupação do Solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná**. 167 f. Dissertação (Mestrado em Solos) – Universidade Federal do Paraná.

## ANEXO A: BANCO DE DADOS DE SOLOS

## Argissolos

Pontos	Coordenadas (UTM)		Porosidade	Profundidade	Camadas	Densidade	Retenção de Água	Condutividade Hidráulica	Carbono Orgânico	Argila	Silte	Areia	Rochas	Albedo	K USLE
	X	Y													
A1	381822	6809668	56,38	300	1	1,163	0,174	210,57	2,82	33,38	39,82	26,80	41,03	0,093	0,032
A10	381932	6809491	49,45	300	1	1,240	0,100	62,01	1,62	22,13	47,71	30,15	20,66	0,093	0,032
A11	382031	6809529	54,31	300	1	1,128	0,177	128,30	1,73	27,11	57,00	15,88	0,99	0,093	0,032
A12	382155	6809585	59,67	300	1	1,082	0,224	245,72	2,99	31,33	40,72	27,95	19,38	0,093	0,032
A13	382210	6809723	47,91	300	1	1,166	0,112	140,57	2,48	28,81	41,24	29,95	22,75	0,093	0,032
A2	381778	6809703	58,14	300	1	0,986	0,169	196,61	2,20	27,61	45,46	26,93	15,70	0,093	0,032
A3	381788	6809743	61,80	300	1	1,032	0,212	275,85	1,85	34,92	35,25	29,83	28,38	0,093	0,032
A4	381660	6809756	49,73	300	1	1,346	0,122	190,14	2,19	28,60	45,16	26,24	15,04	0,093	0,032
A5	381561	6809837	56,79	300	1	1,201	0,167	413,08	2,42	27,69	42,70	29,61	16,73	0,093	0,032
A6	381293	6809661	58,69	300	1	1,145	0,126	253,87	2,71	40,12	38,15	21,73	6,32	0,093	0,032
A7	381294	6809579	50,86	300	1	1,265	0,136	197,02	2,08	39,94	40,87	19,19	0,87	0,093	0,032
A8	381410	6809572	-	300	1	-	-	-	4,78	50,17	32,17	17,66	1,64	0,093	0,032
A9	381591	6809576	54,57	300	1	1,238	0,216	65,15	2,22	40,26	34,31	25,43	2,55	0,093	0,032
B1	381149	6810011	45,81	300	1	1,302	0,116	53,58	1,79	31,77	44,61	23,62	4,94	0,093	0,032
B12	382018	6810121	66,07	300	1	0,958	0,284	325,04	5,47	32,03	44,92	23,04	12,64	0,093	0,032
B5	381310	6810154	47,88	300	1	1,165	0,153	221,27	2,13	36,70	39,52	23,78	8,31	0,093	0,032
B7	381553	6809844	52,84	300	1	1,295	0,140	171,80	2,10	30,73	43,97	25,30	7,66	0,093	0,032
B8	381764	6809906	53,44	300	1	1,051	0,052	360,23	2,24	30,35	40,85	28,80	31,48	0,093	0,032
C11	382042	6809912	62,90	300	1	0,933	0,158	563,31	2,35	21,19	50,80	28,02	20,13	0,093	0,032
C12	382059	6810023	69,48	300	1	0,703	0,193	377,59	8,54	21,99	49,37	28,64	7,91	0,093	0,032
C13	382154	6809819	59,43	300	1	0,898	0,174	515,51	3,60	38,41	39,38	22,21	10,63	0,093	0,032
C14	381407	6809463	58,22	300	1	0,880	0,161	372,54	6,79	30,07	47,06	22,87	0,00	0,093	0,032
C15	381160	6809921	50,76	300	1	1,183	0,209	406,29	1,42	28,31	50,14	21,55	3,50	0,093	0,032
C17	381895	6809966	60,85	300	1	0,956	0,180	338,21	1,80	28,18	53,82	18,00	6,77	0,093	0,032
C21	382084	6810087	53,74	300	1	1,073	0,236	240,98	2,07	27,21	41,31	31,49	6,95	0,093	0,032
C22	381642	6809480	57,54	300	1	1,028	0,151	488,77	2,14	46,05	35,69	18,26	3,05	0,093	0,032
D1	381454	6810136	57,82	300	1	0,951	0,240	248,73	2,39	29,03	49,40	21,57	26,46	0,093	0,032
D11	381960	6809575	54,02	300	1	1,104	0,172	453,15	1,61	21,68	43,25	35,07	28,83	0,093	0,032
D12	382080	6809663	57,39	300	1	1,044	0,207	412,12	2,51	21,44	39,45	39,10	35,87	0,093	0,032
D13	381909	6809899	49,76	300	1	1,235	0,311	61,14	2,27	33,11	42,73	24,15	17,83	0,093	0,032
D14	381889	6809818	55,11	300	1	1,053	0,056	270,53	1,58	25,52	50,25	24,23	19,20	0,093	0,032
D18	381930	6809749	64,21	300	1	0,683	0,108	566,23	5,90	30,44	26,14	43,42	56,72	0,093	0,032
D19	381790	6809825	56,38	300	1	1,026	0,199	273,15	2,47	31,57	44,39	24,04	28,09	0,093	0,032
D2	381485	6810201	55,37	300	1	0,891	0,107	420,70	4,15	26,46	55,01	18,54	18,19	0,093	0,032
D20	382248	6809890	53,41	300	1	1,081	0,225	292,66	2,62	24,91	46,49	28,59	21,46	0,093	0,032
D3	381583	6810253	59,72	300	1	0,930	0,206	268,69	2,10	22,23	49,74	28,03	31,80	0,093	0,032
D6	381467	6809907	54,06	300	1	1,160	0,208	350,91	2,29	51,12	28,08	20,80	19,54	0,093	0,032
D7	381666	6809900	58,97	300	1	1,045	0,193	409,16	2,06	39,55	37,87	22,58	31,08	0,093	0,032
Média			56,04	300,00	1,00	1,07	0,172	293,01	2,80	31,37	43,02	25,61	17,13	0,093	0,032

## Neossolos+Cambissolos

Pontos	Coordenadas (UTM)		Porosidade	Profundidade	Camadas	Densidade	Retenção de Água	Condutividade Hidráulica	Carbono Orgânico	Argila	Silte	Areia	Rochas	Albedo	K USLE
	X	Y													
B10	382184	6810297	62,63	300	1	0,96	0,36	95,89	3,07	25,99	50,961	23,05	5,12	0,128	0,037
B14	381798	6810342	55,38	300	1	1,12	0,29	56,64	3,30	23,31	61,144	15,54	2,75	0,128	0,037
B2	381594	6810418	56,26	300	1	1,00	0,20	205,60	1,47	46,91	32,935	20,15	37,07	0,128	0,037
B3	381626	6810392	54,32	300	1	1,16	0,15	245,05	1,62	30,66	46,252	23,09	14,18	0,128	0,037
B4	381618	6810342	51,97	300	1	1,14	0,18	204,48	1,46	19,51	37,911	42,58	42,75	0,128	0,037
B9	382235	6810245	54,96	300	1	1,15	0,22	79,63	1,20	29,35	48,716	21,93	5,12	0,128	0,037
C1	382203	6810744	54,83	300	1	1,09	0,29	52,19	2,99	15,30	55,569	29,13	28,37	0,128	0,037
C2	382191	6810689	52,28	300	1	1,09	0,17	104,56	1,53	20,99	57,249	21,76	24,15	0,128	0,037
C3	382130	6810558	51,07	300	1	1,10	0,12	147,11	1,28	11,96	24,296	63,75	5,54	0,128	0,037
C4	382109	6810714	60,47	300	1	0,95	0,20	-	1,01	11,83	39,108	49,06	26,78	0,128	0,037
C5	382044	6810611	63,78	300	1	0,76	0,14	585,04	1,99	16,52	66,639	16,84	32,30	0,128	0,037
C6	382169	6810772	54,10	300	1	1,09	0,26	130,49	3,42	17,10	48,043	34,85	9,42	0,128	0,037
C7	382278	6810368	61,68	300	1	0,94	0,16	424,01	1,67	17,14	52,656	30,21	37,02	0,128	0,037
C8	382229	6810301	58,82	300	1	0,97	0,18	-	1,37	22,41	59,254	18,34	6,24	0,128	0,037
D16	382241	6810573	61,75	300	1	0,59	0,04	571,36	6,71	28,77	52,689	18,54	32,00	0,128	0,037
D17	381976	6810494	55,37	300	1	1,00	0,14	402,38	5,77	25,05	54,303	20,65	38,34	0,128	0,037
Média			56,85	300,00	1,00	1,01	0,19	236,03	2,49	22,68	49,23	28,09	21,70	0,128	0,037

## Neossolos+Cambissolos+Argissolos

Pontos	Coordenadas (UTM)		Porosidade	Profundidade	Camadas	Densidade	Retenção de Água	Condutividade Hidráulica	Carbono Orgânico	Argila	Silte	Areia	Rochas	Albedo	K USLE
	X	Y													
B11	382071	6810216	58,16	300	1	1,06	0,24	45,47	2,06	24,42	46,98	28,60	14,58	0,116	0,035
B13	381865	6810177	59,79	300	1	1,05	0,15	414,63	2,03	35,25	40,58	24,17	31,61	0,116	0,035
B6	381486	6809987	53,87	300	1	1,15	0,20	222,73	2,23	31,41	40,64	27,95	13,27	0,116	0,035
C10	382359	6810169	59,93	300	1	0,96	0,19	433,28	1,88	22,88	58,32	18,80	18,99	0,116	0,035
C16	381858	6810198	60,64	300	1	0,95	0,12	470,03	2,05	47,78	37,42	14,79	20,75	0,116	0,035
C18	381921	6810036	59,63	300	1	0,98	0,19	276,45	2,29	17,26	51,80	30,94	24,04	0,116	0,035
C19	382096	6810274	60,28	300	1	0,93	0,18	409,96	1,57	26,33	45,43	28,24	24,64	0,116	0,035
C20	382110	6810354	61,26	300	1	0,79	0,10	611,99	1,67	23,41	56,93	19,66	7,64	0,116	0,035
C9	382194	6810148	62,95	300	1	0,89	0,14	421,41	3,74	21,41	48,66	29,93	8,15	0,116	0,035
D10	381892	6810278	56,16	300	1	1,03	0,14	202,93	2,03	15,06	39,15	45,79	33,16	0,116	0,035
D15	382286	6810052	61,34	300	1	0,93	0,14	382,23	1,28	24,37	53,26	22,36	17,54	0,116	0,035
D4	381703	6810270	57,62	300	1	0,97	0,19	478,49	2,32	21,17	50,77	28,07	25,88	0,116	0,035
D5	381761	6810028	60,76	300	1	0,85	0,19	513,34	1,98	25,41	47,36	27,23	30,28	0,116	0,035
D8	381588	6810089	58,48	300	1	0,98	0,27	74,21	2,87	25,17	43,72	31,11	16,28	0,116	0,035
D9	381722	6810163	60,73	300	1	0,92	0,24	300,49	3,58	26,55	46,83	26,63	23,45	0,116	0,035
Média			59,44	300	1	0,96	0,18	350,51	2,24	25,86	47,19	26,95	20,68	0,116	0,035