



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**

**USO DO MODELO SWAT NA ESTIMATIVA DA VAZÃO E DA
PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIA AGRÍCOLA DO
CERRADO BRASILEIRO**

FLÁVIO HERMÍNIO DE CARVALHO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

PUBLICAÇÃO: 72/2014

**BRASÍLIA/DF
2014**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA

**USO DO MODELO SWAT NA ESTIMATIVA DA VAZÃO E DA
PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIA AGRÍCOLA DO
CERRADO BRASILEIRO**

Flávio Hermínio de Carvalho

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

Profa. Dra. Marilusa Pinto Coelho Lacerda
Orientadora

Dr. Jorge Enoch Furquim Werneck Lima
Co-orientador

Brasília
2014

**USO DO MODELO SWAT NA ESTIMATIVA DA VAZÃO E DA
PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIA AGRÍCOLA DO
CERRADO BRASILEIRO**

Flávio Hermínio de Carvalho

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM AGRONOMIA

APROVADA POR:

**MARILUSA PINTO COELHO LACERDA, Doutora, Professora Associada .
Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – Universidade de Brasília – UnB
(ORIENTADORA) CPF: 434.760.586-20 / e-mail: marilusa@unb.br**

**CÍCERO LOPES DA SILVA, Doutor, Professor Associado.
Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – Universidade de Brasília – UnB
(EXAMINADOR INTERNO) CPF: 261.510.306-72 / e-mail: cicero@unb.br**

**CONCEIÇÃO DE MARIA ALBUQUERQUE ALVES, PhD, Professora Adjunta
Faculdade de Tecnologia – Universidade de Brasília – UnB
(EXAMINADORA EXTERNA) CPF: 355.389.293-53 / e-mail: cmalves@gmail.com**

Brasília, 12 de março de 2014.

FICHA CATALOGRÁFICA

Carvalho, Flávio Hermínio

Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro / Flávio Hermínio de Carvalho; orientação de Marilusa Pinto Coelho Lacerda – Brasília, 2014.

154p.:il

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2014.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA:

CARVALHO, F. H. *Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro*. Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2014, 154p. Dissertação de Mestrado.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Flávio Hermínio de Carvalho

TÍTULO: Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro.

GRAU: Mestre

ANO: 2014

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Nome: Flávio Hermínio de Carvalho

CPF: 852.279.001-91

Endereço: SQN 415 Bloco B apt 308. Brasília-DF

Tel: (61)9636-2040

E-mail: flavioherminio@hotmail.com

AGRADECIMENTOS

Obrigado a Deus Pai, pelo dom da vida e a Nossa Senhora, pelas bênçãos e proteção.

A Gabriela Braga, minha esposa, e a meus filhotes, Júlio e Rafaela, pelo porto seguro que representam em minha vida, por serem meus melhores amigos, minha distração e diversão. Obrigado pelo sorriso, pelos beijos e abraços que recebo todos os dias.

Aos meus pais, Francisco e Marta, pela primorosa educação que me foi transmitida durante toda minha vida. Sem ela eu jamais teria chegado até aqui.

À minha querida orientadora, Marilusa, modelo de profissional docente, extremamente dedicada e apaixonada por seu ofício. Obrigado pelo exemplo de vida e por todo apoio que me deu.

Aos pesquisadores Jorge Enoch, meu co-orientador, Kássia Castro, Manuel Júnior, Aurélio Chaves, Pedro Cunha, Sara Ferrigo e Michael Strauch, pela ajuda na execução deste trabalho.

Aos verdadeiros pesquisadores deste país. Aqueles que visam, muito além da ornamentação de seus próprios currículos, o bem público, compartilhando livremente informações no meio acadêmico e, dessa forma, contribuindo de forma efetiva para o desenvolvimento científico-tecnológico da nação.

“Sê corajoso: porta-te como homem. Guarda os preceitos do Senhor, teu Deus; anda em seus caminhos, observa suas leis, seus mandamentos e seus ensinamentos. Desse modo serás bem-sucedido em tudo o que fizeres e em tudo o que emprenderes”.

1 Reis 2:2-3

ÍNDICE

CAPÍTULO GERAL

I: INTRODUÇÃO	14
II: REFERENCIAL TEÓRICO	16
II.1 Hidrossedimentologia e a produção de sedimentos	16
II.2 Monitoramento hidrossedimentológico e geração de curvas de correlação	19
II.2.1 Curva-Chave de vazão	21
II.2.2 Curva-Chave de sedimentos	22
II.2.3 Utilização da turbidez para estimativa da concentração de sedimentos	24
II.3 Simulação hidrológica	27
II.3.1 Modelos para predição de erosão	30
II.4 Pós-processamento de modelos hidrológicos: análise de sensibilidade, validação e calibração.	34
II.5 Modelagem com o SWAT	39
III. TEORIA E ESTRUTURA DO MODELO SWAT	48
III.1 Fase terrestre do Ciclo Hidrológico	48
III.2 Fase de propagação na rede hídrica	69
III.2.1 Propagação do fluxo de água	69
III.2.2 Propagação de sedimentos	72
IV: OBJETIVOS	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

CAPÍTULO ÚNICO

I: INTRODUÇÃO	90
II: MATERIAIS E MÉTODOS	91
II.1 Descrição da bacia hidrográfica modelada	91
II.2 Materiais utilizados	99
II.2.1 Instrumentação da bacia	99
II.2 .2 <i>Softwares</i>	100
II.3 Trabalho de campo e laboratório	101
II.4 Análise dos dados para construção da curva-chave de sedimentos	104
II.5 Modelagem hidrológica com SWAT	108
II.5.1 Inserção de dados no modelo	108
II.5.1.1 Dados tabulares	109
II.5.1.2 Mapas	116
II.5.2 Delineamento da bacia	116
II.5.3 Configurações finais antes da simulação	119
III: RESULTADOS E DISCUSSÃO	122
III.1 Vazão	122
III.1.1 Resultados da primeira simulação (sem calibração)	123
III.1.2 Resultados após calibração	125
III.2 Sedimentos	135
III.2.1 Resultados antes da calibração	135
III.2.2 Resultados após calibração	136
IV: CONCLUSÕES	145
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	147

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO GERAL

Tabela 1 - Modelos hidrossedimentológicos utilizados em bacias hidrográficas.	32
Tabela 2- Grupos Hidrológicos de solos para definição do valor de CN.	53
Tabela 3- Valores de P e limites de comprimento de rampa com plantio em contorno.	65
Tabela 4- Valores de P e limites de comprimento de rampa quando há plantio em contorno e faixas alternadas de diferentes culturas.	65
Tabela 5 - Valores típicos de K_{ch}	71

CAPÍTULO ÚNICO

Tabela 01- Instrumentação da bacia. Situação atual e situação durante o período de calibração do modelo.	100
Tabela 02 – Fonte dos dados de entrada para simulação	109
Tabela 03 – Dados estatísticos de clima a serem informados ao modelo.	111
Tabela 04 – Dados utilizados de perfis dos solos. Horizonte 1.	115
Tabela 05 – Dados utilizados de perfis dos solos. Horizonte 2.	115
Tabela 06 – Dados utilizados de perfis dos solos. Horizonte 3.	115
Tabela 07 – Períodos utilizados e sua função na etapa de simulação. Variável utilizada pelo SWAT: precipitação.	121
Tabela 08 – Períodos utilizados e sua função na etapa de pós-processamento. Variável utilizada pelo SWAT: vazão.	121
Tabela 09 - Classificação dos resultados da função objetivo de Nash-Sutcliffe (ENS) para modelagem com o SWAT em nível mensal.	122
Tabela 10- Comparação entre os anos hidrológicos utilizados na etapa de calibração.	125
Tabela 11 – Parâmetros detectados como de maior sensibilidade em diversos estudos com SWAT no Brasil.	126
Tabela 12- Detalhamento da alteração dos valores dos parâmetros no processo de calibração da vazão.	128
Tabela 13 – Valores de ENS obtidos em simulações com o SWAT em bacias do Distrito Federal. Variável simulada: vazão.	137
Tabela 14 - Detalhamento da alteração dos valores dos parâmetros no processo de calibração dos sedimentos.	139

INDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO GERAL

Figura 1 - Dados de entrada no SWAT e resumo de processos.	40
Figura 2- Representação da fase terrestre do ciclo hidrológico para o cálculo do balanço hídrico pelo modelo SWAT .	50
Figura 3 – Relação entre o escoamento superficial (runoff) e a chuva no método SCS Curve Number.	53
Figura 4 - Influência do Surlag e do tempo de concentração na taxa de deflúvio que vai para os canais.	57
Figura 5 – Dimensões trapezoidais do canal, conforme considerado pelo SWAT .	70

CAPÍTULO ÚNICO

Figura 01- Localização da área de estudo.	92
Figura 02 – Ponto de encontro dos Rios Jardim e Estanislau.	93
Figura 03– Detalhamento da rede hídrica.	94
Figura 04– Média pluviométrica e de temperatura da bacia do Rio Jardim no período de 1997 a 2001.	95
Figura 05- Mapa de solos da bacia na escala 1:50.000.	96
Figura 06- Mapa de uso do solo da bacia na escala 1:50.000.	98
Figura 07 – Imagem LANDSAT 5 (28/12/2012) da bacia.	99
Figura 08 – Mapa de elevação da bacia do Alto Rio Jardim.	100
Figura 09 – Sonda MS5, utilizada neste trabalho.	101
Figura 10 – Estrutura montada para fixação e proteção da sonda.	102
Figura 11 - Amostrador por integração na vertical USDH-48 (A) e o amostrador pontual desenvolvido na Embrapa Cerrados e utilizado neste trabalho(B).	103
Figura 12 - Processo de secagem do material em laboratório.	104
Figura 13 – Registros das maiores alterações na vazão e turbidez ocasionadas por dois eventos chuvosos no período em que a sonda esteve instalada no rio...	105
Figura 14 – Curva de correlação Turbidez x C_{ss} elaborada para a bacia.	106
Figura 15- Curva-chave de sedimentos gerada para a bacia.	108
Figura 16– Etapas sequenciais seguidas neste trabalho.	109

Figura 17 – Localização da estação climatológica.	111
Figura 18 – Interface de entrada para dados de clima diários.	113
Figura 19 – Localização das estações pluviométricas no primeiro período (2006/2007/2008) e do segundo período (2011/2012/2013).	114
Figura 20 – Modelo conceitual para representação das camadas de solo no SWAT.	116
Figura 21 – Mapas inseridos no SWAT previamente à simulação.	117
Figura 22 – Níveis de declividade selecionados para criação das HRUs.	119
Figura 23 – 133 unidades de Resposta Hidrológica (HRUs) foram geradas para a bacia do Alto Rio Jardim.	120
Figura 24 – Análise da vazão simulada pelo SWAT sem calibração quando comparada à vazão observada e à chuva. Escala mensal.	124
Figura 25 – Análise da vazão simulada pelo SWAT após calibração quando comparada à vazão observada. Escala mensal. ENS= 0.71.	131
Figura 26 – Resultados da análise de sensibilidade para vazão.	133
Figura 27 – Gráficos de dispersão. Valor do parâmetro versus função objetivo.	133
Figura 28 – Gráficos da validação mensal da vazão.	136
Figura 29 - Análise da produção de sedimentos simulada pelo SWAT após calibração da vazão quando comparada à produção de sedimentos observada. Escala mensal.	138
Figura 30 - Análise da produção de sedimentos simulada pelo SWAT após calibração quando comparada à produção de sedimentos observada. Escala mensal.	141
Figura 31 – Análise de sensibilidade global para produção de sedimentos.	142
Figura 32 – Produção de sedimentos por sub-bacia.	145
Figura 33 – Confluência dos Rios Jardim e Estanislau.	146

USO DO MODELO SWAT NA ESTIMATIVA DA VAZÃO E DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIA AGRÍCOLA DO CERRADO BRASILEIRO

RESUMO

A poluição difusa em bacias hidrográficas, majoritariamente representada pelos processos de erosão e sedimentação, tem sido constantemente apontada como responsável pela degradação dos recursos hídricos e da fertilidade dos solos em bacias hidrográficas. Nesse contexto, modelos matemáticos têm sido desenvolvidos e aprimorados no intuito de se obter estimativas confiáveis das principais variáveis hidrológicas que ocorrem numa bacia hidrográfica, dentre essas, a produção de sedimentos. Com base nessa premissa, esse trabalho teve como objetivo a avaliação do desempenho do modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) na simulação da vazão e da descarga sólida em suspensão em uma bacia hidrográfica agrícola do Cerrado brasileiro, a bacia do Alto Rio Jardim-DF. Trata-se de uma bacia hidrográfica experimental de 104,86 km². A calibração do modelo foi feita utilizando dados obtidos de um linígrafo e de uma curva-chave de sedimentos gerada para essa bacia, o que propiciou a geração de uma série sintética de fluxo de sedimentos em suspensão. Os valores de concentração de sedimentos para a construção da curva-chave foram obtidos com uso de um turbidímetro associado a coletas pontuais de água submetidas a análise em laboratório. A simulação foi feita para um período de quatro anos. De acordo com os resultados da análise de sensibilidade, CN2 e SOL_K demonstraram ser os parâmetros mais influentes na simulação da vazão e LSSUBBSN, o mais influente na simulação da produção de sedimentos. Índices de desempenho foram aplicados aos resultados do modelo gerando os seguintes números para a avaliação da vazão mensal no período de calibração: Nash-Sutcliffe (ENS)= 0.71 e Índice de correlação(R²)= 0.85. No período de validação, obteve-se ENS = 0.54 e R² = 0.95. Já para a produção de sedimentos os índices aplicados à etapa de calibração mensal foram: ENS =0.26 e R² =0.48. Os resultados mostram que, apesar do modelo ter simulado bem as vazões, o mesmo não aconteceu com a produção de sedimentos. Mesmo utilizando calibração automática com uma ampla gama de parâmetros, o ajuste obtido entre os valores calculados pelo modelo e aqueles observados em campo não foi satisfatório.

Palavras-chave: Modelagem hidrológica, sedimentos, curva-chave, SWAT.

USING THE SWAT MODEL TO ESTIMATE THE STREAMFLOW AND SEDIMENT PRODUCTION IN AN AGRICULTURAL BASIN OF BRAZILIAN SAVANNA

ABSTRACT

Diffuse pollution in watersheds, mostly represented by processes of erosion and sedimentation, have been consistently identified as responsible for the degradation of water resources and soil fertility in watersheds. In this context, mathematical models have been developed and improved in order to obtain reliable estimates of the main hydrological variables occurring in a river, among these, the sediment yield. Based on this premise, SWAT model (Soil and Water Assessment Tool) was used for simulation of streamflow and sediment yield in an experimental watershed of 104.86 km² located in an agricultural area of the Brazilian Cerrado: the Upper Jardim river basin in the Brazilian Federal District. Model calibration was performed using data obtained from a limnigraph and a sediment-rating curve generated for this basin, which allowed the construction of a synthetic flow series of suspended sediment. The values of sediment concentration rating curve were obtained with a turbidimeter associated with laboratory analysis of water samples. The simulation was performed for a four year's period. According to the results of the sensitivity analysis, CN2 and SOL_K proved to be the most influential parameters in the simulation of flow and LSSUBBSN the most influential in the simulation of sediment yield. Efficiency coefficients were applied to the models' results generating the following numbers for streamflow simulation during the calibration period (monthly step): Nash - Sutcliffe (ENS) = 0.71 and correlation index (R^2) = 0.85. During validation, ENS = 0.54 and R^2 = 0.95 was obtained. For sediment yield, rates applied to the monthly calibration step were ENS = 0.26 and R^2 = 0.48. The results showed that, although the model has shown good performance in flow simulations, the same did not happen with the sediment yield. Even with automatic calibration and using a wide range of parameters values, the fit obtained between the values calculated by the model and those observed in the field was not satisfactory.

I. INTRODUÇÃO

A erosão é um problema de duas faces: a primeira relaciona-se à perda das camadas férteis de solo, prejudicando terrenos utilizados para agricultura; a segunda atribui-se à geração, o transporte e a deposição dos materiais erodidos em leitos de cursos d'águas e reservatórios, interferindo nas funções e usos dos mesmos.

Este fenômeno, cuja ocorrência na natureza é própria da evolução da paisagem, pode tomar grandes proporções quando da presença de interferência antrópica. Remoção da cobertura vegetal original, agricultura intensiva, desrespeito às leis ambientais e de ordenamento territorial e a não observância da capacidade de uso do solo são fatores que contribuem para o processo de degradação.

A perda dos atributos do solo, causando o desequilíbrio ambiental, tem início quando as taxas de perdas de solo em determinada gleba ou região excedem a taxa de reposição natural deste. Na maioria dos solos, esta taxa, denominada de tolerância, está entre 9 e 12 toneladas por hectare por ano. Porém, segundo Hernani *et al.* (2002), as áreas cultivadas no país perdem, em média, 19 toneladas de solo por hectare por ano, gerando um prejuízo para o país de 4 bilhões de dólares/ano.

Esses prejuízos aumentam consideravelmente se forem contabilizados os custos *off-site*, ou seja, aqueles que repercutem fora da propriedade rural e não têm relação direta com os prejuízos relativos à perda de produtividade agrícola. Importantes setores da economia brasileira e mundial registram perdas por conta da excessiva sedimentação observada nos corpos d'água (BERTOL *et al.*, 2007).

Para auxiliar no gerenciamento de bacias hidrográficas e, assim, minimizar os efeitos dos processos supracitados, modelos hidrológicos computacionais vêm sendo desenvolvidos e aprimorados. Essas ferramentas podem prever o impacto da agricultura e do uso e ocupação do solo na qualidade e quantidade das águas superficiais e subterrâneas. A utilização desses modelos propicia a previsão de impactos ambientais e a otimização dos custos de gerenciamento.

Os modelos hidrológicos, uma vez alimentados com dados básicos da bacia hidrográfica ou região de interesse, podem fornecer uma série de informações e estimativas sobre as variáveis

hidrológicas do local, tais como a vazão dos rios, a evapotranspiração, dados diversos sobre qualidade da água e água subterrânea, além da produção, transporte e deposição de sedimentos, fenômenos de maior interesse para este estudo.

Tornam-se, assim, importantes instrumentos aos tomadores de decisão na área ambiental, podendo auxiliar, inclusive, na elaboração de cenários em programas de pagamento por serviços ambientais (PSA). Apesar desse tipo de programa estar sendo aplicado desde 2004 no Brasil, não tem sido observada a utilização de modelos para estimar seus impactos.

Dentre os muitos modelos que tentam exprimir a ação dos fatores que exercem influência nas perdas de solo pela erosão hídrica, estão os conceituais distribuídos que simulam os diversos processos no ciclo hidrossedimentológico. Um desses modelos é o SWAT - *Soil and Water Assessment Tool* (ARNOLD *et al.*, 1998), desenvolvido para o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos.

A existência de dados de monitoramento hidrológico de boa qualidade, como medições de descargas líquida e sólida, é fator condicionante para a calibração de modelos como o SWAT. Trata-se de um grande problema para a realidade brasileira, cuja densidade de estações é muito pequena quando comparada a de países desenvolvidos.

A modelagem de processos erosivos é ainda mais crítica nesse contexto, haja vista a situação das estações sedimentológicas, de localização esparsa em território brasileiro. Neste cenário, a construção da curva-chave de sedimentos é de grande utilidade, uma vez que esta pode ser elaborada num período de tempo relativamente curto e apresenta ao pesquisador um provável panorama do funcionamento do fluxo de sedimentos em determinada bacia (MINELLA *et al.*, 2008).

Assim, o objetivo do presente estudo foi testar a eficácia do modelo SWAT em simular a vazão e a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica em área agrícola do Cerrado brasileiro, quando calibrado com dados obtidos pela construção de uma curva-chave de sedimentos.

II. REFERENCIAL TEÓRICO

II.1. Hidrossedimentologia e a produção de sedimentos

O ciclo hidrológico é um processo dinâmico que representa os diferentes caminhos que a água pode percorrer e se transformar ao longo do tempo. Paralelamente ao ciclo hidrológico, existe outro ciclo, aberto, vinculado e dependente do ciclo hidrológico, que envolve o deslocamento, o transporte e o depósito de partículas sólidas presentes na superfície de uma bacia hidrográfica, chamado de ciclo hidrossedimentológico. Diferente das moléculas de água, os sedimentos não terão como voltar ao meio de onde provêm (TUCCI, 2001).

A Hidrossedimentologia é o estudo da erosão hídrica, dos sedimentos fluviais e dos depósitos em rios e reservatórios (CARVALHO, 2008). Sua importância reside no fato do desequilíbrio no aporte de sedimentos ser prejudicial ao meio ambiente, a projetos e operações de obras hidráulicas, bem como à conservação do solo e da água. No Brasil, o seu estudo tem grande relevância por conta das interferências antrópicas, causando diversos problemas pela erosão, transporte de sedimentos nos rios, depósitos em locais indesejáveis e assoreamento.

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999), erosão é o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causado pela água e pelo vento. Esse processo é tão antigo quanto a própria Terra, sendo oriundo de fenômenos naturais que agem continuamente na crosta terrestre, como ocorrência normal do processo de modificação desta e constituindo processo benéfico para a formação do próprio solo (PRUSKI, 2006).

Em ambientes tropicais, a erosão hídrica assume importância muito maior do que a eólica. O processo inicia-se com a precipitação, cujas gotas já têm energia suficiente para quebrar agregados do solo ou iniciar o selamento superficial deste. Caso a intensidade de precipitação exceda a de infiltração, gera-se o principal componente do processo erosivo: o escoamento superficial. Este promove o transporte das partículas do solo, que, posteriormente, sofrem deposição (PRUSKI, 2006).

A erosão antrópica, também chamada de erosão acelerada, ocorre quando da intervenção humana nos sistemas naturais. Esse problema encontra-se amplamente disseminado por todos os continentes: de acordo com relatório publicado em 2011 pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2011), 25% dos solos no mundo encontram-se em

estágio avançado de degradação, colocando em risco os sistemas de produção agrícola e a qualidade dos recursos hídricos.

Os relatos sobre a erosão antrópica dos solos e seus impactos são bastante antigos. Primavesi (1952) e Barros (1956) citam o desaparecimento e o colapso de vários povos e civilizações por conta da forte degradação do solo. O povo do Egito antigo, que alicerçou sua riqueza nas terras férteis do vale do Rio Nilo, mais tarde transformadas em desertos; e os ricos impérios dos Incas e Astecas, que tiveram seu declínio acelerado pela monocultura do milho, são dados como exemplos.

Os processos erosivos podem ser controlados quando o manejo do solo é realizado de forma adequada. A implementação de práticas vegetativas e de estruturas mecânicas reduzem significativamente a perda de solo. Estas medidas amenizam a exposição do solo às gotas de chuva pela interceptação pelo dossel e cobertura morta, promovem a melhoria na qualidade estrutural do solo, redução da velocidade do escoamento superficial e aumento na infiltração. Segundo Defersha e Melesse (2012), em estudo de monitoramento realizado na bacia hidrográfica do Rio Mara, no Quênia, a mudança do uso do solo de pastagem para solo descoberto aumentou a produção de sedimentos em 177,4 %.

Na mesma linha, Ferrigo *et al.* (2011) em estudo de modelagem realizado em uma bacia hidrográfica contribuinte ao Lago do Descoberto, no Distrito Federal, simularam a situação atual do escoamento superficial e da produção de sedimentos da bacia e fizeram comparações com dois cenários fictícios. Assim, a aplicação do modelo envolveu a avaliação de três cenários: (1) sem ação antrópica; (2) atual da bacia; e (3) com a bacia inteiramente ocupada por agricultura e urbanização. Entre os cenários, o escoamento superficial apresentou um aumento de 278% e 638% para os cenários 2 e 3 em relação ao 1. A produção de sedimentos apresentou um aumento de 2.514% no cenário 2 e 6.471% no cenário 3, quando comparadas ao 1.

Segundo Antoniazzi (2008) a perda da camada superficial do solo é o maior desafio para a sustentabilidade da agricultura no mundo. O mesmo autor corrobora com a tese de que a erosão hídrica, e o consequente aumento da produção de sedimentos, são as principais causas da degradação dos recursos hídricos em ambientes tropicais e subtropicais úmidos.

Por outro lado, a diminuição do volume natural de aporte de sedimentos também pode ser um problema. A construção de barramentos, com a consequente formação dos reservatórios de água, provoca importantes mudanças nas condições naturais de escoamento. A diminuição da

velocidade de escoamento reduz a capacidade de transportar sedimentos, o que favorece a deposição desses materiais (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

Sendo o sedimento depositado nos reservatórios, deixa de haver alimentação de sólidos para os trechos a jusante, o que ocasiona o desaparecimento dos bancos de areia. Estes efeitos da falta de alimentação de sedimentos para jusante são sentidos até a foz dos rios, cujas transformações podem se apresentar a longo prazo. Este fenômeno pode ser a causa de mudanças que vêm ocorrendo na foz do Paraíba do Sul e na foz do São Francisco, por exemplo (CARVALHO *et al.*, 2000).

Em vista do exposto, faz-se necessário o desenvolvimento de práticas e técnicas que visem à mensuração de tais processos. Essas práticas relacionam-se ao conceito de sedimentometria.

Segundo Carvalho *et al.* (2000), a sedimentometria se refere à medida da quantidade do sedimento transportado pelos cursos d'água. A carga sólida medida é constituída de argila, silte e areia, que são as classes de tamanho em que se dividem as partículas do solo.

A sedimentometria no Brasil tem sido realizada, tradicionalmente, por amostragem de sedimento, análise em laboratório e cálculos de obtenção da descarga sólida, sendo este procedimento considerado um dos métodos indiretos (CARVALHO *et al.*, 2000).

Já os métodos diretos de medição são os que utilizam equipamentos que medem diretamente no curso d'água a concentração ou outra grandeza, como a turbidez. Esses equipamentos incluem os turbidímetros e os ADCPs (*Acoustic Doppler Current Profiler*), entre outros.

A medição da descarga sólida envolve, além da amostragem do sedimento em suspensão, a medida da descarga líquida. Adicionalmente, podem-se obter informações sobre o material do leito, temperatura da água, declividade do gradiente energético da linha d'água, bem como outras medições quando se quer determinar a descarga em suspensão, a descarga do leito (ou arrasto), a descarga de material do leito e a descarga total (CARVALHO *et al.*, 2000).

Os estudos sedimentológicos no Brasil passam, atualmente, por um grande avanço desde a publicação da Resolução Conjunta N° 003 – ANEEL – ANA (ANEEL – ANA, 2010), a qual prevê o monitoramento hidrossedimentométrico, bem como a realização de levantamentos batimétricos periódicos para determinação das reais condições de assoreamento dos reservatórios nacionais (ESTIGONI *et al.*, 2012).

Esse monitoramento é de vital importância para o entendimento das complexas interações entre os processos químicos, físicos, hidrológicos e meteorológicos, que regem o processo erosivo. No entanto, a análise dessas importantes interações dificilmente pode ser feita experimentalmente (PRUSKI, 2006) e, assim, a simulação computacional torna-se a forma mais prática de investigação desses processos.

II.2. Monitoramento hidrossedimentológico e geração de curvas de correlação

A estimativa da produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica pode ser feita avaliando o desprendimento, o transporte e a deposição, mas, em geral, as medidas são feitas diretamente pelo monitoramento da descarga total de sedimentos transportados pelo canal no exutório da bacia, durante um período de tempo. A produção de sedimentos incorpora tanto os sedimentos transportados em suspensão como o material de fundo. Entretanto, a maior parte dos estudos avalia apenas a componente dos sedimentos transportados em suspensão, pois, além da questão de economicidade dos projetos, os efeitos das práticas de manejo do solo sobre a erosão estão relacionados com essa faixa granulométrica (MINELLA, 2007).

Segundo Minella (2007), a metodologia tradicional de monitoramento hidrossedimentométrico é baseada na obtenção de uma série temporal de dados de precipitação, vazão e concentração de sedimentos que possibilitam o cálculo do fluxo de sedimentos caracterizado pela descarga sólida de sedimentos em suspensão (massa por unidade de tempo) e a produção de sedimentos, que é a integração do fluxo de sedimentos em determinado tempo. A qualidade dos resultados será melhor quanto maior for a frequência de amostragem. Um número maior de amostras em um menor intervalo de tempo aumenta a probabilidade de coincidir o momento da coleta com os eventos de cheia, os quais são os principais responsáveis pela maior parte da produção de sedimentos.

Walling (1990), por exemplo, salienta que a frequência de amostragem afeta sensivelmente a estimativa do fluxo de sedimentos em suspensão. Uma estimativa baseada em amostragem trimestral não corresponde à estimativa de amostragem semanal, diária ou horária, podendo haver uma subestimativa da produção de sedimentos quanto maior for o intervalo entre as medidas (MERTEN *et al.*, 2006). Porém, as principais limitações para a implementação de um monitoramento hidrossedimentométrico de alta frequência dizem respeito às dificuldades logísticas e ao alto custo de coleta e da análise da concentração de sedimentos.

A técnica de amostragem do fluxo de sedimentos deve ser focada na capacidade de coletar uma amostra representativa considerando a variabilidade espacial e temporal na seção de monitoramento (PORTERFIELD, 1977). Isso será definido pelo tamanho da seção de monitoramento e pelas características hidráulicas do escoamento. Estas características irão definir, basicamente, o número de verticais necessárias para cobrir a variabilidade longitudinal da seção, o número de pontos de amostragem em cada vertical, o amostrador de sedimentos mais adequado, além da frequência de amostragem (PORTERFIELD, 1977; HUDSON, 1997). Para riachos e ribeirões, onde a concentração de sedimentos em suspensão varia, principalmente, durante os eventos de chuva de média e alta intensidade, a estratégia de monitoramento deve priorizar a coleta de amostras durante os eventos (MINELLA, 2007).

Diversos autores, dentre eles Carvalho (2008) e Poletto e Merten (2006) afirmam que existem basicamente duas técnicas de amostragem que são utilizadas para monitoramento de sedimentos em rios: a denominada Igual Incremento de Largura (IIL) e a chamada Igual Incremento de Descarga (IID).

O princípio básico do método IIL baseia-se na divisão de uma seção transversal de um rio em segmentos igualmente espaçados, sendo a amostragem realizada em verticais dentro de cada segmento. Procura-se, entre as verticais escolhidas, a que apresenta o maior valor entre o produto velocidade x profundidade, de onde se obtém a primeira amostra e encontra-se o tempo mínimo de amostragem. As outras amostras são coletadas na mesma velocidade de trânsito, e assim, terão volumes diferentes que poderão ser reunidos em uma amostra única para que seja feito apenas uma análise ou poderá se realizar a análise individual (CARVALHO, 2008; SANTOS *et al.*, 2001; BICALHO, 2006).

O método IID condiciona medições por meio da divisão de uma seção transversal em parcelas de igual incremento de descarga. Em cada uma dessas parcelas é tomada uma amostra da mistura água e sedimentos em uma vertical localizada no centro da mesma e esta é considerada como sendo a concentração média da parcela. O método IID se caracteriza pela necessidade de conhecer desde o início, as velocidades e as vazões da seção a ser amostrada, já que como base nessas informações se gera um gráfico que possibilita a identificação das posições e profundidade para amostragem (POLETO; MERTEN, 2006).

Após a coleta, as amostras são analisadas em laboratório para a determinação da concentração de sedimentos em suspensão no instante da medida (C_{ss}), dada em $mg.L^{-1}$. A concentração de sedimentos multiplicada pela vazão instantânea fornece a estimativa da descarga de sedimentos (Q_{ss}), que, integrada no tempo, fornece a estimativa da produção de sedimentos ($ton.dia^{-1}$). As

análises são feitas utilizando a relação entre a quantidade de sedimentos presente na amostra, em massa, dividido pelo volume de amostra coletado. Para amostras com baixa concentração é recomendado o método da filtração e para amostras com alta concentração deve ser utilizado o método da evaporação (WMO, 2009).

Os sedimentos são colocados em movimento, ou têm seus movimentos alterados sempre que ocorrerem alterações no leito do rio ou na bacia hidrográfica. O transporte sólido é um fenômeno complexo que depende de muitas variáveis, onde, muitas vezes, não se encontra uma relação simples que explique as variações encontradas no comportamento do curso que transporta os sedimentos (WILLIANS, 1989).

O trabalho de Williams (1989) descreve vários tipos gráficos de correlações entre vazão e sedimentos e tenta elencar justificativas e situações mais propícias para a ocorrência de cada um. Porém, como se trata de um fenômeno natural com características locais associadas ao comportamento individual de um rio, não permite uma generalização dos resultados obtidos. Por conta dessa complexidade, todos os procedimentos envolvidos no monitoramento hidrossedimentológico devem ser executados de forma extremamente criteriosa.

II.2.1. Curva- Chave de Vazão

Métodos que propiciam o conhecimento direto da descarga líquida em um dado instante são caros e têm medições demoradas. Então, para poder se conhecer a vazão ao longo do tempo busca-se estabelecer relação ligando a altura do nível da água com a descarga, uma vez que obter o valor da referida altura é algo simples (CHEVALLIER, 2004).

Assim, segundo Chevallier (2004), traçar uma curva-chave de vazão é determinar uma representação gráfica da relação cota-descarga a partir de algumas medições distribuídas no intervalo de cotas. É necessário ter um bom conhecimento do terreno e uma compreensão exata do funcionamento hidráulico do canal onde está a régua, para que se possa ter uma correta interpretação das medições de descarga líquida.

O mesmo autor afirma que a representação gráfica da relação h/Q é a forma mais utilizada para elaboração da curva-chave. Toda relação cota x descarga pode ser representada, na sua totalidade ou por trechos sucessivos, por expressões matemáticas. Suas formas mais frequentes são a exponencial e a polinomial.

A seguinte expressão exponencial é frequentemente citada na literatura para a elaboração da curva-chave de vazão (TUCCI, 2001):

$$Q = a.(H - H_0)^b$$

Equação 1

Onde: a, b e H_0 são parâmetros de ajuste; H: nível do rio(m); Q: vazão ($m^3.s^{-1}$)

Para que uma curva seja confiável é necessário que sejam feitas diversas medições em épocas de estiagem e períodos de cheias. Também é importante que o acompanhamento das medições de vazão seja permanente ao longo dos anos, já que modificações da seção transversal ocasionam a não permanência da curva-chave em muitas seções (SANTOS *et al.* 2001).

II.2.2. Curva-Chave de sedimentos

Traçar uma curva chave de sedimentos é estabelecer uma relação entre vazão e concentração de sedimentos instantânea para, então, estimar o fluxo de sedimentos (PHILLIPS *et al.*, 1999). A descarga sólida em suspensão é, por definição, o produto da concentração de sedimentos em suspensão pela vazão líquida medida no momento da amostragem. Essa curva é gerada a partir do monitoramento de eventos de diferentes magnitudes. Com o estabelecimento da curva-chave, a descarga sólida é estimada a partir dos dados monitorados de vazão.

Dessa forma, a curva-chave de sedimentos representa uma relação empírica entre a descarga líquida (Q) e a concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}) ou a descarga sólida (Q_{ss}). Para a elaboração da curva-chave de sedimentos é necessário realizar medições das variáveis descarga líquida e C_{ss} para o período que se deseja estimar a descarga sólida. A descarga líquida é uma variável obtida por intermédio de observações diárias de leitura de régua limimétrica ou mediante registro de linígrafos, enquanto que a C_{ss} , normalmente, é obtida de forma esporádica por meio de medições realizadas manualmente com o uso de técnicas e amostradores apropriados.

Como destacam Minella *et al.*(2008), a medição da concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}) deve estar vinculada às mudanças de nível do rio, especialmente durante episódios de cheias, pois exatamente nesse momento ocorre o maior fluxo de sedimentos. Em realidade, cerca de 70% a 90% dos sedimentos transportados em um rio ocorrem no período de precipitações, principalmente durante eventos intensos (CARVALHO, 2008).

Apesar de serem conhecidas as limitações desse método (WALLING, 1988), a curva-chave de sedimentos tem sido amplamente utilizada para estimar a descarga sólida para os principais rios brasileiros. Diferentes maneiras de calcular a QSS por meio da curva-chave de sedimentos foram exploradas no artigo de Phillips *et al.* (1999).

Glysson (1987) e Poletto e Merten (2006) afirmam que a curva-chave de sedimentos relaciona valores de vazão e descarga sólida e é um procedimento utilizado para extrapolar informações de concentração de sedimentos medidas de forma esporádica para informações de concentração de sedimentos não medidas.

Para o cálculo da descarga sólida em suspensão adota-se, geralmente, o Método Simplificado de Colby (1957), baseado no método modificado de Einstein, que considera que o sedimento se movimenta com a velocidade da corrente em toda a seção transversal, ficando então igual ao produto da descarga líquida pela concentração, conforme equação a seguir:

$$Q_{ss} = 0,0864 \cdot Q \cdot C_{ss}$$

Equação 2

Onde:

Q_{ss} – descarga sólida total em ton.dia⁻¹;

0,0864 – constante de correção de unidades (transforma as unidades de segundos para dia e gramas para toneladas).

Q – descarga líquida em m³.s⁻¹;

C_{ss} – concentração média em mg.L⁻¹ ou ppm.

Após a plotagem dos pares de pontos Q_{ss}/Q , a curva-chave é traçada, mediante equações que busquem apresentar a tendência dos valores apresentados. As equações de ajuste podem ser do tipo linear ($Q_{ss} = b \cdot Q$), polinomial ($Q_{ss} = a \cdot Q^2 + b \cdot Q$) ou potencial ($Q_{ss} = a \cdot Q^b$).

Há uma diversidade de estudos sedimentológicos no Brasil que fazem avaliações e ponderações sobre a construção e utilização da curva-chave de sedimentos.

Lopes (2010), ao realizar diversos estudos hidrossedimentológicos na bacia hidrográfica do Córrego Capão Comprido, no Distrito federal, levantou uma curva-chave de sedimentos com base em mais de 200 amostras coletadas no período de novembro de 2008 até abril de 2009. Foi feita uma comparação entre as vazões e cargas de sedimento obtidas com as curvas-chave

levantadas nesse trabalho, e as obtidas em um trabalho anterior, na mesma bacia, em que as curvas foram estimadas com base em dados que, apesar de medidos no período chuvoso, não incluíam valores altos de vazão e carga de sedimento. Essa comparação mostrou que curvas obtidas sem valores altos levaram a uma grande subestimativa (70%) de carga de sedimento em suspensão.

Na mesma linha, Merten *et al.* (2006) realizaram estudo sobre a utilização da curva-chave para determinação de fluxo de sedimentos em oito postos hidrossedimentométricos no Brasil, além de um posto nos Estados Unidos. Em relação às incertezas dos valores de Q_{ss} estimados, uma simulação foi realizada para um posto que dispõe de medidas diárias de C_{ss} : foram verificadas diferenças da ordem de 50% entre os valores de Q_{ss} totais estimados e medidos.

Já o estudo de Cardoso *et al.* (2012) avaliou os problemas na estimativa da concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}) associados à elaboração e extrapolação da curva-chave de sedimentos com base em dados monitorados. Em uma bacia hidrográfica de Santa Catarina, os autores plotaram pares de pontos correlacionando turbidez com concentração de sólidos em suspensão. A partir dessas amostras foram criadas duas equações de curva-chave por meios do método de regressão, uma linear ($R^2=0,97$) e outra potencial ($R^2=0,85$). As equações geraram resultados parecidos para baixos valores de turbidez, porém, a partir de 20 NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez) as estimativas começaram a divergir, gerando resultados extremamente discrepantes para altos valores de turbidez. Os autores concluem que, para diminuir o erro nos resultados é necessária a coleta de amostras que representem toda a variação de C_{ss} que ocorre no exutório da bacia.

Por fim, Chow *et al* (1988) lembra que todas as curvas de correlação precisam ser checadas periodicamente, devido a diferenças que podem ocorrer com a transformação do perfil de escoamento ou de características da bacia hidrográfica. A deposição de sedimentos, por exemplo, pode gerar leituras de vazões diferentes para uma mesma cota.

II.2.3. Utilização da turbidez para estimativa da concentração de sedimentos

Uma das características da C_{ss} em rios é a sua rápida alteração no tempo, principalmente em bacias menores, onde existe uma rápida resposta hidrossedimentológica (WALLING; WEEB, 1981; ORWIN; SMART, 2005). Desta forma, é necessário realizar o monitoramento com alta frequência de amostragem de sedimentos em suspensão durante eventos de chuva (CLIFFORD *et al.*, 1995). Porém, além de ser operacionalmente complicado, isso também aumenta muito o

custo relacionado ao monitoramento, tanto para coleta quanto para análise das amostras. Uma solução que vem sendo muito utilizada para resolver essa questão é o monitoramento automático da turbidez da água por meio de sensores de turbidez conectados em *dataloggers* (SUN *et al.*, 2001; ORWIN; SMART, 2005; MINELLA *et al.*, 2008).

A estimativa da C_{ss} com uso do turbidímetro apresenta como principal vantagem a aquisição contínua de dados e o baixo custo operacional (MINELLA *et al.*, 2009).

A turbidez é definida como o grau do espalhamento da luz, medida em NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez) por partículas suspensas (SANTOS *et al.*, 2001). Para obtenção de tal parâmetro é desejável que se tenha, além da concentração de sedimentos em suspensão, outras características referentes ao tamanho, composição mineral, cor e quantidade de matéria orgânica.

Alguns autores, como Riley (1998), rejeitam o índice de turbidez como indicador direto da quantificação de sedimentos em suspensão. Segundo este autor, o turbidímetro possui deficiências nas análises do material em suspensão por não distinguir os sedimentos inorgânicos daqueles de matéria orgânica, além de excluir algumas frações de areia. Tais afirmações são corroboradas por Pavanelli e Paglirani (2002) que discutem a respeito de heterogeneidades da composição e granulometria dos sólidos totais que podem comprometer o espalhamento da luz incidida no sensor do turbidímetro. Santos *et al.* (2001) também são enfáticos ao afirmar que as médias de turbidez não permitem o monitoramento da granulometria da curva de sedimentos.

Estudos realizados por Piccolo *et al.* (1999) em estações de tratamento de água nos municípios de Vitória e Cariacica (ES) com dados de dezoito anos, demonstraram que as correlações entre unidades nefelométricas e sedimentos em suspensão diminuem conforme o aumento da granulometria dos sedimentos da amostra. Não obstante, os resultados apresentaram boa correlação. Trabalhos semelhantes foram propostos por Teixeira e Senhorelo (2000) ao apresentarem correlações de dados nefelométricos e sólidos suspensos de cinco sub-bacias do rio Jucu (ES) baseando-se na avaliação do coeficiente de determinação R^2 . Os autores testaram regressões do tipo linear, exponencial e potencial e também obtiveram boa correlação entre os dois parâmetros, principalmente em dias chuvosos.

Por outro lado, Lewis e Eads (1996) afirmam que a turbidez é um indicador muito melhor do que a descarga líquida para estimar valores dos sólidos em suspensão, desde que os sensores do aparelho estejam devidamente calibrados, embora recomendem cautela ao concordarem com Riley (1998) na afirmação que há uma sensível relação nos índices de turbidez entre tamanho e

composição das partículas em suspensão que devem ser levados em consideração nas análises. Nesse sentido, os autores afirmam que as partículas orgânicas tendem a permanecer mais tempo suspensas do que partículas inorgânicas, assim sendo, alertam para se conhecer a fração de sedimentos orgânicos e inorgânicos nas análises comparativas com os sólidos suspensos.

Clifford *et al.* (1995) concordam com Lewis e Eads (1996) ao afirmarem que as leituras realizadas por meio de um monitoramento contínuo, em séries longas, podem apresentar boa alternativa nas correlações indiretas, substituindo os procedimentos laboratoriais de quantificação de sedimentos em suspensão. Considerando-se os diversos fatores que levam à carência de dados de quantificação de vazão, sedimentos em suspensão e turbidez, incluindo os altos custos de equipamentos e implementos laboratoriais, as alternativas que buscam a minimização de tais fatores são justificáveis.

Conforme Sun *et al.* (2001), o monitoramento com sensor de turbidez geralmente requer o desenvolvimento de uma adequada relação estatística entre os valores de turbidez e os valores de C_{ss}, ou seja, o estabelecimento de uma curva-chave. Para isso são necessárias coletas de amostras de sedimentos em suspensão que representem a variação de C_{ss} que ocorre em toda a área de uma determinada seção transversal. Todavia, a coleta de amostras durante picos de vazão é tarefa difícil de ser realizada, por apresentar perigos durante a amostragem ou por questões de deslocamento e logística.

Manz *et. al* (2010) executaram o monitoramento do transporte de sedimentos em suspensão por meio do registro automático de turbidez, na bacia hidrográfica do Rio Sagrado (PR). Comparativamente ao método tradicional da curva-chave, a série de vazão sólida obtida pelo monitoramento automático apresentou uma média 27,4% inferior, com diferenças significativas principalmente nos picos e recessões dos sedimentogramas.

Em estudo similar, Merten *et. al* (2012), compararam o método da curva-chave de sedimentos com o uso do turbidímetro para estimar o fluxo de sedimentos em suspensão. O estudo foi realizado em dois postos fluviométricos da Agência Nacional das Águas – ANA no Rio Grande do Sul. Os resultados mostraram diferenças nos valores de produção de sedimentos, quando os métodos foram comparados aos valores das medições diárias diretas (com posterior análise em laboratório). Essas foram de - 42%, 4% e 10% para os métodos da curva-chave mediante equações do tipo linear e polinomial e uso de um turbidímetro, respectivamente.

II.3. Simulação Hidrológica

Penman (1961), em interessante análise, definiu Hidrologia como a tentativa de responder à pergunta “o que acontece com a chuva” ? Uma pergunta simples, mas que demanda resposta tão complexa que, para sua construção, é necessário o apoio de avançados modelos matemáticos.

Modelos são representações simplificadas de algum objeto ou sistema, numa linguagem de fácil acesso e uso. São desenvolvidos com o objetivo de entender o sistema e de prever suas respostas em diferentes circunstâncias (TUCCI, 1998).

Dooge (1968) definiu sistema como qualquer estrutura, procedimento, esquema, real ou abstrato que relaciona, em um determinado intervalo de tempo, uma causa ou estímulo com um efeito ou resposta.

Entre as diversas aplicações da modelagem, está a geração de conhecimentos sobre os sistemas ambientais e, entre estes, os hidrológicos. O objetivo de análises de sistemas hidrológicos é estudar o funcionamento do sistema e prever os dados de saída (CHOW, 1988) como a vazão de rios, a recarga subterrânea e os níveis de erosão, tentando, dessa forma, responder a questão proposta por Penman (1961). Neste caso específico, os sistemas são as bacias hidrográficas.

Segundo Tucci (1998), além de entender o comportamento dos sistemas, os modelos hidrológicos também se prestam a avaliar o comportamento futuro destes, por meio de previsões. Exemplos dessa funcionalidade são as previsões de quantidade e qualidade da água resultantes de diversos tipos de usos do solo e de operações de reservatórios; cargas de sedimentos resultantes de diferentes intensidades de precipitação, além das previsões sobre cheias e sua propagação.

O mesmo autor ainda destaca uma terceira funcionalidade dos modelos, que seria o preenchimento de séries históricas. Essas podem se referir a vazão e a dados climáticos, como evapotranspiração, temperatura e umidade relativa.

Singh e Woolhiser (2002) elaboraram uma perspectiva histórica sobre o desenvolvimento e evolução da modelagem hidrológica. Segundo os autores, seu início remonta ao desenvolvimento da própria engenharia civil no século 19 para a construção de rodovias, canais, pontes e sistemas de drenagem. A modelagem hidrológica envolvia, quase que exclusivamente, o desenvolvimento de conceitos e teorias acerca dos componentes do ciclo hidrológico. As primeiras tentativas modelavam cada componente do ciclo de forma isolada.

Apenas na década de 60, com o advento da revolução digital, foi possível a integração de processos e, conseqüentemente, simulações completas para toda uma bacia. O modelo *Stanford Watershed Model-SWM*, atualmente conhecido como *HSPF Hydrological Simulation Program-Fortran* (CRAWFORD; LINSLEY,1966) foi, provavelmente, o primeiro modelo a realizar simulações nesse nível.

Desde então, houve uma proliferação considerável de modelos hidrológicos com ênfase, principalmente, em processos físicos. Entre eles, podemos citar o SWMM (METCALF, 1971), PRMS (LEAVESLEY *et al.*, 1983), NWS *River Forecast System* (BURNASH *et al.*, 1973), SSARR (ROCKWOOD, 1982), *Systeme Hydrologique Europeen-SHE*(ABBOTT *et al.*, 1986), TOPMODEL (BEVEN; KIRKBY, 1979), IHDM (MORRIS, 1980) e outros. Todos esses modelos foram significativamente aprimorados desde então.

Tucci (1998) fornece algumas definições para melhor compreensão do sistema e do modelo que o representa. Tratam-se dos conceitos de “fenômeno”, “variável” e “parâmetro”. Segundo este autor, fenômeno é um processo físico que produz alteração de estado no sistema como, por exemplo, a precipitação, a evaporação e a infiltração. Variável, por sua vez, é um valor que descreve quantitativamente um fenômeno variando no espaço e no tempo como, por exemplo, a vazão que descreve o estado do escoamento. Já os parâmetros são valores que caracterizam o sistema, também podendo variar com o espaço e com o tempo como, por exemplo, a rugosidade de uma seção de um rio.

Discussões sobre aspectos relacionados à classificação de modelos podem ser encontrados em, Vertessy *et al.*(1993), Tucci (1998) e Moreira (2009). Os modelos podem ser classificados sob diferentes aspectos. Comumente, são classificados de acordo com o tipo de variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos), o tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou conceituais), a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos), a existência ou não de relações espaciais (concentrado ou distribuídos) e a existência de dependência temporal (estacionários ou dinâmicos).

Um modelo é dito estocástico quando pelo menos uma das variáveis envolvidas tem comportamento aleatório. Caso os conceitos de probabilidade sejam negligenciados durante elaboração de um modelo, este será denominado determinístico. Note-se, no entanto, que uma variável de entrada pode ser aleatória, mas o modelo, ainda assim, é determinístico quando cada valor de entrada produz um único valor de saída. Sistemas multivariados não-lineares podem

levar a resultados caóticos que erroneamente são interpretados como variáveis aleatórias (MOREIRA, 2009).

Os modelos podem ser empíricos, quando utilizam relações baseadas apenas em observações, ou conceituais, quando procuram descrever todos os processos que envolvem determinado fenômeno estudado. Em geral, os modelos empíricos são bastante simples e pouco robustos. São baseados em análises estatísticas, como métodos de correlação e análise de regressão. Por conta da metodologia empregada, são chamados de modelos do tipo “caixa preta” (TUCCI, 1998).

Já os modelos conceituais são aqueles em que as funções utilizadas consideram os processos físicos envolvidos no sistema. São também conhecidos como modelos de base física, ou baseados em processos. São mais complexos, pois, neste caso, os processos hidrológicos, tais como a infiltração, evaporação e escoamento, são modelados através de conceitos físicos. Assim, esses modelos se utilizam do conhecimento científico existente para simular os processos hidrológicos através de equações que retratam seu comportamento dentro do sistema natural (TUCCI, 1998).

Por exemplo, o cálculo da variação do nível do lençol freático é bastante complexo e tem a necessidade de envolver o uso de modelos detalhados e multivariados, que geralmente requerem um bom conjunto de informações e uma parametrização cuidadosa antes que eles possam ser executados.

Deve ser ressaltado que muitos autores estabelecem a definição de “modelo semiconceitual” como um nível intermediário entre os modelos empíricos e os conceituais, ou de base física, agregando características comuns destes. Os modelos semiconceituais misturam aspectos conceituais dos processos e equações empíricas que se ajustam ao comportamento observado.

Apesar dos fenômenos naturais variarem continuamente no tempo, na maioria das vezes, estes são representados por modelos discretos. A escolha do intervalo de tempo (passo) no qual o modelo será executado depende basicamente do fenômeno estudado, da disponibilidade de dados e da precisão desejada nos resultados. Em geral, quanto menor o intervalo de tempo maior será a precisão dos resultados, aumentando também o custo computacional para geração destes resultados (VERTESSY *et al.*, 1993).

Segundo Tucci (1998), os modelos ainda podem ser classificados como concentrados ou distribuídos. O modelo é dito concentrado quando não leva em consideração a variabilidade espacial da bacia. Já o modelo é considerado distribuído quando suas variáveis e parâmetros

dependem do espaço e/ou tempo. Modelos distribuídos mais realistas consideram também a existência de relação espacial entre elementos vizinhos.

O mesmo autor pondera que, na prática, não existem modelos totalmente distribuídos. Todo modelo, dependendo de sua metodologia, ou da própria resolução e qualidade dos dados de entrada, torna-se concentrado em seu menor nível de discretização. No caso do modelo SWAT, este nível é representado por uma Unidade de Resposta Hidrológica (HRU, em inglês), conceito que será melhor detalhado adiante.

II.3.1. Modelos para predição de erosão

Pruski (2006) discutiu sobre o aspecto histórico da predição de erosão. Segundo esse autor, em sua fase inicial, entre 1890 e 1947, os estudos relacionados à erosão limitavam-se ao entendimento e à descrição qualitativa dos principais fatores que afetavam o processo erosivo. Exemplos desse período são os trabalhos de Cook (1936) e Ellison (1947).

Cook (1936) já havia reconhecido, naquela época, a complexidade do fenômeno erosivo, inclusive a independência de escala dos processos hidrológicos e sedimentológicos dentro de uma bacia hidrográfica. Além disso, foi o pioneiro na definição dos fatores que regem o processo erosivo, como erodibilidade do solo, erosividade da chuva e da enxurrada e proteção da cobertura vegetal.

Trabalhos experimentais desenvolvidos no Meio Oeste dos EUA, no período de 1940 a 1954, resultaram na obtenção de equações de perda de solo que incluíam os efeitos do comprimento e da declividade da encosta, das características do solo, das práticas conservacionistas e das condições de uso e manejo do solo. A inclusão do fator chuva ocorreu num momento posterior, dando origem à chamada Equação de Musgrave (1947) (PRUSKI, 2006).

Anos mais tarde (1954 a 1965), agências de pesquisa e extensão dos Estados Unidos propuseram aquele que viria se tornar o mais popular modelo para predição de erosão até os dias atuais, a Equação Universal de Perdas de Solos – USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Essa equação, de base empírica, não leva em consideração, de forma individualizada, os processos físicos envolvidos na erosão, como o desprendimento e transporte de partículas do solo. Na USLE são apenas discriminadas as significâncias dos diferentes fatores que regem o processo erosivo (PRUSKI, 2006).

Wischmeier e Smith desenvolveram a equação universal de perda de solo por intermédio do levantamento de dados de mais de 10.000 parcelas experimentais submetidas a condições naturais e artificiais. A equação é definida como:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

Equação 3

onde A é a perda de solo ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$); R é o fator erosividade da chuva em $MJ \cdot mm / (ha \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1})$; K é o fator erodibilidade do solo em $t \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} / (ha \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1})$; L é o fator comprimento de rampa, baseado nos valores, em metros, do comprimento de rampa (adimensional); S é o fator declividade, baseado nos valores, em porcentagem, da declividade (adimensional); C é o fator uso e manejo (adimensional) e P é o fator práticas conservacionistas (adimensional).

Deve-se atentar ao fato de que a USLE estima a erosão bruta em determinada área, e não a produção de sedimentos (MINELLA, 2008). Em outras palavras, uma parte do sedimento erodido dentro da bacia encontrará seu caminho no exutório e será representado como produção de sedimento. Outra parte do sedimento erodido poderá ser depositado e armazenado, temporariamente ou permanentemente, nas encostas ou nos próprios canais.

A USLE sequer trabalha em nível de bacias, tendo que ser adaptada para isso. Alguns autores utilizam o conceito de “razão de transferência de sedimentos” (SDR, em inglês), para a aplicação em bacias hidrográficas e obtenção da produção efetiva de sedimentos. O uso do SDR foi inclusive indicado pelos autores da USLE. Entretanto, as duas equações são empíricas e consideram somente a produção anual de sedimentos, o que caracteriza a necessidade de calibração do modelo com dados experimentais da própria bacia, dificultando a sua aplicação. O SDR é igual à razão entre a produção de sedimentos no exutório (PS) e a erosão bruta na bacia (EB).

Vale ressaltar que a MUSLE, Equação Universal de perdas de Solo Modificada, fórmula utilizada pelo modelo SWAT, tem uma taxa de transferência de sedimentos (SDR) implícita que foi originalmente desenvolvida com base em dados de pequenas bacias hidrográficas americanas (WILLIAMS, 1975).

Segundo atesta Pruski (2006), por conta de seu caráter empírico, da dificuldade em se obter estimativas de perdas de solo para fases mais avançadas da erosão por sulcos, da impossibilidade de se obter informações das variabilidades temporal e espacial da erosão, além de outras limitações, a USLE tem sido incapaz de satisfazer os crescentes desafios impostos

pelos problemas de erosão. O autor, no entanto, afirma que, enquanto o processo físico da erosão não for bem entendido, modelos empíricos serão os mais empregados.

Corroborando com a opinião de Pruski, observa-se que a USLE e suas variações (MUSLE, RUSLE e HUSLE) são as fórmulas utilizadas para predição de erosão pela grande maioria dos modelos hidrológicos que simulam esse fenômeno. Entre estes, podemos citar o SWAT, PRMS, ANSWERS, SHE e TOPMODEL, entre outros.

A Tabela 1 abaixo, apresentada por Silva e Crestana (2004), ilustra alguns modelos hidrossedimentológicos utilizados para estimativa do processo de erosão em bacias hidrográficas, como uma forma de ilustrar a evolução na utilização e desenvolvimento de novos modelos a partir da USLE.

Tabela 1 - Modelos hidrossedimentológicos utilizados em bacias hidrográficas, Fonte: Silva e Crestana (2004).

Modelo	Nome Completo	Autor e Ano
USLE	Universal Soil loss Equation	Wischmeier e Smith (1978)
ANSWERS	Areal Non-point Source Watershed Environmental Response Simulation	Beasley <i>et al.</i> (1980)
EPIC	Erosion – Productivity Impact Calculator	Williams (1975)
AGNPS	Agricultural Non-point Pollution Source	Young <i>et al.</i> (1987)
CREAMS	Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems	Knisel (1991)
WESP	Watershed Erosion Simulation Program	Lopes (1987)
GLEAMS	Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems	Knisel (1991)
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation	Renard <i>et al.</i> (1991)
SWAT	Soil and Water Assessment Tool	Arnold <i>et al.</i> (1998)
MIKE – SHE	-	Refsgaard & Storm (1995)
CHDM	Catchment Hydrology Distributed Model	Lopes (1995)
KINEROS	Kinematic runoff and Erosion Model	Smith <i>et al.</i> (1995)
EUROSEM	European Soil Erosion Model	Morgan <i>et al.</i> (1998)
EROSION3 D	3D Erosin Model	Schmidt <i>et al.</i> (1999)
LISEN	Limburg Soil Erosion Model	Jetten & De Roo (2001)
TOP	-	Beven & Freer (2001)

MODEL		
SLURP	Semi-distributed Land Use- based Runoff Process	Lacroix <i>et al.</i> (2002)
WEPP	Water Erosion Prediction project	Flanagan <i>et al.</i> (2001)
IMPIERO	Agricultural Soil Erosion Evaluation Model	Lieznar e Nearing (2003)

Há, por outro lado, modelos que tentam expressar a erosão por meio de fórmulas com base física. Entre estes, podemos citar o KINEROS e o modelo WEPP (AKSOY; KAVAS, 2005).

O modelo KINEROS (*Kinematic Runoff & Erosion Model*) foi desenvolvido pelo USDA-ARS em Fort Collins, Colorado. De acordo com Smith *et al.* (1995), trata-se de um modelo distribuído, que simula parâmetros hidrossedimentológicos para um único evento (não contínuo) e avalia os efeitos das práticas de manejo sobre a erosão e produção de sedimentos. O modelo representa a bacia como uma cascata de planos e canais nos quais o fluxo é simulado utilizando diferenças finitas para a solução de equações unidimensionais de onda cinemática. 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. Nesse modelo, a equação geral utilizada para descrever a dinâmica dos sedimentos em qualquer ponto ao longo do percurso do fluxo superficial é a Equação do Balanço de Massa.

Já o modelo WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) é resultado de um esforço multidisciplinar, envolvendo pesquisadores de várias agências e universidades americanas. Baseia-se nos fundamentos das teorias de infiltração, física do solo, fitotecnia, hidráulica e mecânica da erosão. Estima as distribuições espacial e temporal da perda de solo e deposição e da perda de solo líquida na vertente ou em cada ponto dela, tanto em nível diário, quanto mensal ou anual. Além da opção de simulação contínua, o modelo pode também ser usado na opção evento a evento (AKSOY; KAVAS, 2005).

O componente de erosão do modelo WEPP utiliza a equação permanente de continuidade de sedimento. A erosão do solo é dividida em erosão entre sulcos e erosão em sulcos. A primeira é causada pelo impacto das gotas de chuva sobre o solo, e a segunda é devido ao excesso da energia cisalhante do escoamento sobre a superfície. Além da desagregação, o modelo estima o seu transporte, e quando houver mais sedimento do que a capacidade do escoamento em transportá-lo, o modelo passa a estimar a deposição (AKSOY; KAVAS, 2005).

II.4. Pós-processamento de modelos hidrológicos: análise de sensibilidade, calibração e validação.

Após as etapas de preparação do modelo e execução, os resultados são, enfim, gerados. Essa primeira simulação utiliza, regra geral, valores de parâmetros fornecidos pelo próprio modelo (*default*). Nessa fase, normalmente, o programa gera resultados ainda não ajustados ao sistema específico que se quer modelar, isto é, os dados simulados não aderem aos dados medidos.

Nessas condições, o erro (diferença entre os resultados simulados e os dados medidos) obtido tende a ser bastante significativo. Dessa forma, é recomendada uma série de procedimentos pós-processamento dos modelos: deverá ser feita a calibração, isto é, o ajuste dos valores dos parâmetros visando a redução do erro. Antes, porém, é recomendável que se faça uma análise de sensibilidade com o objetivo de identificar os parâmetros que são responsáveis mais fortemente por alterações nos resultados (BONUMÁ, 2011).

Neste ponto, faz-se necessária uma revisão conceitual do termo “parâmetro”. Parâmetros são valores que caracterizam o sistema, podendo variar com o espaço e com o tempo como, por exemplo, a rugosidade de uma seção de um rio ou a condutividade hidráulica do solo (TUCCI, 1998). Fenômenos, como a precipitação, evaporação e infiltração não são parâmetros.

A etapa seguinte à calibração é a validação, ou verificação, dos resultados. Nesta fase o que se busca é verificar como se comporta o modelo já calibrado quando se compara os resultados a dados medidos. Os dados utilizados para calibração devem ser independentes dos que serão utilizados na validação. Se os mesmos dados forem utilizados para ambos os processos, não será surpresa se o modelo for considerado perfeito (WAINWRIGHT; MULLIGAN, 2005). A divisão da série de dados disponíveis em “série para calibração” e “série para validação” geralmente é a solução para esse problema.

Quando, ao final do processo, não se consegue obter uma redução satisfatória do erro, é conveniente que se retorne ao início do processo de modelagem, uma vez que pode ter havido algum equívoco na preparação do modelo, isto é, inserção de informações inadequadas, etc.

Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade é uma avaliação das magnitudes nas respostas do modelo em função de alterações nos parâmetros de entrada (ABBASPOUR, 2008). Na prática, trata-se de um procedimento para identificação dos parâmetros que contribuem mais fortemente para a geração dos resultados do modelo. Consequentemente, possibilita que a etapa posterior, a calibração do modelo, seja conduzida mais facilmente, pois se perceberá que muitos dos parâmetros não têm peso significativo na geração dos resultados e, portanto, não serão calibrados.

Segundo Saltelli *et al.* (2001), usuários conduzem a análise de sensibilidade para:

- 1) Determinar se o modelo representa o sistema em estudo;
- 2) Verificar quais os fatores que mais contribuem para a variação nos resultados simulados pelo modelo e que, por isso, sugerem pesquisa adicional para fortalecer a base de conhecimento;
- 3) Determinar os parâmetros (ou partes) do modelo que são pouco influentes e que podem ser eliminados do modelo final;
- 4) Verificar quais grupos de dados interagem entre si.

Em relação a este último ponto (interação entre os dados), observa-se que a análise de sensibilidade pode ser feita de forma local ou global (SINGH; WOOLHISER, 2002).

Nas técnicas locais, as respostas do modelo são analisadas variando cada parâmetro e fixando todos os outros. É uma forma rápida de análise, pois não é exigente computacionalmente. O problema neste tipo de procedimento é que, alterando-se apenas um parâmetro de cada vez, nunca se sabe se os valores dos outros parâmetros, que estão fixos, estariam ou não corretos (ARNOLD *et al.*, 2012)

Já no método global, todos os dados de entrada são simultaneamente variados, permitindo investigar a possível interação da variação dos parâmetros de entrada nos resultados fornecidos pelos modelos. A análise de sensibilidade global é feita com a utilização de complexos algoritmos construídos para esse fim. A desvantagem desse tipo de análise é o longo tempo de execução, pois necessita de várias simulações, sendo muito exigente computacionalmente.

O método de Monte Carlo, o qual é baseado em amostragens aleatórias das possibilidades de ocorrência dos *inputs*, seguido da avaliação dos valores amostrados e da transformação dos parâmetros conforme equações pré-estabelecidas, é um exemplo de análise global que tem sido utilizada em modelos hidrológicos (VAN GRIENSVEN; BAUWENS, 2003).

Tradicionalmente, a análise de sensibilidade no SWAT tem sido feita com a junção de dois métodos estatísticos no processamento: *Latin Hipercube simulations* (LH) e *One factor at a time sampling* (OAT), formando o método LH-OAT.

A forma que os algoritmos de análise de sensibilidade adotam para poupar tempo e processamento computacional é a seleção de amostragens aleatórias dos possíveis valores que os parâmetros podem assumir. Assim, no método do *Latin Hipercube*, cada parâmetro tem sua distribuição de probabilidades dividida em n blocos, cada qual com a probabilidade de ocorrência igual a $1/n$. Valores aleatórios de cada bloco são gerados sendo que cada bloco é amostrado somente uma vez. Para cada n combinação dos parâmetros, o modelo roda uma vez conforme o design OAT (VAN GRIENSVEN *et al.*, 2006). No total, o modelo roda $N*(p+1)$ vezes, onde n é o número de blocos e p é o número de parâmetros.

No design OAT (*One factor at a time sampling*), somente um dos parâmetros tem seu valor alterado a cada simulação. Os outros ficam constantes. Percebe-se, portanto, tratar-se de uma análise de sensibilidade local que, por se repetir várias vezes e com todos os parâmetros, torna-se global. Van Griensven *et al.* (2006) tratam essa metodologia como uma “integração de método local em método global”.

O método Latin Hipercube é considerado um aperfeiçoamento do método de Monte Carlo, pois a estratificação dos valores dos parâmetros em blocos, agiliza muito o processamento, diminuindo o número de simulações necessárias. Esta análise conjunta (LH-OAT) assegura que toda gama de parâmetros seja analisada, enquanto cada variação na saída é atribuída a uma variação específica na entrada (VAN GRIENSVEN *et al.*, 2006).

Por consistir num procedimento que compara respostas geradas pelo modelo (vazão, sedimentação, etc) de acordo com as variações nos valores de seus parâmetros, a análise de sensibilidade necessita de um valor inicial para comparação. Esse valor pode ser obtido a partir das próprias simulações do modelo (feitas com valores *default* dos parâmetros) ou a partir de dados observados da variável que se pretende simular. Em todos os casos, faz-se necessária a utilização de uma “função objetivo”, que é a métrica utilizada pelos algoritmos para determinar o quão distante a nova simulação está da simulação original ou dos dados observados.

Deve-se ressaltar, também, a importância de uma correta delimitação dos intervalos para a variação dos parâmetros durante a análise de sensibilidade do modelo. Os limites de variação devem ser definidos de acordo com a realidade do parâmetro para a bacia estudada, caso contrário, parâmetros que não são sensíveis podem apresentar alta sensibilidade

e parâmetros que são realmente importantes podem ser desconsiderados por apresentarem baixa sensibilidade, o que implica posteriormente numa calibração que irá desconsiderar os critérios físicos da bacia, fugindo da realidade do local (CASTRO, 2013).

Ressalta-se, por fim, que o SWAT é sensível para mais de 100 parâmetros de entrada relacionados à vegetação, manejo e tipo dos solos, clima, aquífero, canal e reservatório (ARNOLD *et al.*, 1998). Devido a esse grande número de parâmetros de entrada, é importante que se identifiquem quais os parâmetros que mais influenciam no modelo e sua importância nos resultados gerados. Cada um desses parâmetros influencia o modelo de forma diferente. Assim, é possível conseguir resultados similares com distintas combinações dos parâmetros.

Calibração

A calibração é o ajuste dos parâmetros de um modelo para que obtenha uma aceitável concordância entre os dados observados e simulados (ARNOLD *et al.*, 2000).

A calibração do modelo SWAT pode ser realizada para o balanço de água (vazão), sedimentos, nutrientes e pesticidas, e pode ser feita manual ou automaticamente. No primeiro caso, faz-se necessário o conhecimento do sistema a ser modelado e a estrutura do modelo. Por se tratar de um modelo complexo a calibração manual pode ser bastante trabalhosa e, por vezes, improdutiva. A calibração automática, por sua vez, gera resultados de maneira mais rápida utilizando grande número de parâmetros, embora nem sempre o ajuste ideal seja alcançado (SALLES, 2012).

Na calibração automática utiliza-se a técnica da modelagem inversa, onde os valores dos parâmetros são obtidos usando-se processos estatísticos que ajustam os valores simulados aos valores observados, permitindo que se determine um modelo que melhor represente a realidade (SARMENTO, 2010). Esse conjunto de parâmetros que melhor ajusta os dados simulados aos dados observados é alcançado por meio de uma função objetivo ou de um conjunto de funções objetivo. A cada passo, o algoritmo calcula novo valor da função objetivo, compara com o último valor calculado e segue na direção do valor ótimo para a função objetivo, quando então se verifica a convergência e encerra-se o processo iterativo. O processo termina ao ser encontrado um ponto ótimo da função (TUCCI *et al.*, 1998)

A função objetivo é um elemento muito importante na calibração automática de modelos hidrológicos, sendo a métrica utilizada pelo algoritmo de otimização para determinar a qualidade da simulação hidrológica (SALLES, 2012). De acordo com Gupta *et al.* (1999), a função objetivo pode ser definida como uma equação utilizada para medir a “distância” entre a resposta do modelo e os valores reais observados em campo.

Existem diferentes funções objetivo encontradas na literatura, as quais são escolhidas de acordo com a finalidade do estudo hidrológico, direcionando a calibração do modelo para otimizar a simulação dos diferentes elementos do hidrograma, como a recessão, as vazões de pico ou o aporte de sedimentos. Gupta *et al.* (1998), Tucci (1998) e Sarmiento (2010) apresentam tabelas com exemplos de funções objetivos que podem ser utilizadas na calibração de modelos hidrológicos.

Entre essas funções objetivo apresentadas nesses estudos estão a função soma dos quadrados dos resíduos, a soma dos quadrados dos resíduos após o ordenamento dos dados, a função inversa, função de Nash-Sutcliffe, e a função *Heterocedastic Maximum Likelihood Estimator* (HMLE). Vale ressaltar o fato de que algumas funções objetivo, como essas últimas e a função Nash-Sutcliffe, são baseadas na soma do quadrado dos resíduos e, assim, tendem a minimizar os resíduos localizados, principalmente nos picos do hidrograma, sendo indicados para estudos de cheias (TUCCI, 1998; BEVEN, 2001; SARMENTO, 2010). A função objetivo inversa, por sua vez, busca dar maior importância na otimização da recessão do hidrograma, nas menores vazões, invertendo as prioridades da função soma dos quadrados dos resíduos (TUCCI, 1998).

Apesar das funções objetivo baseadas na soma dos quadrados dos resíduos serem amplamente utilizadas em estudos hidrológicos, essas funções assumem que os erros medidos são homocedásticos e não correlacionados, ou seja, os erros possuem variância constante e são independentes, respectivamente, o que raramente acontece na prática (SARMENTO, 2010).

Buscando solucionar este tipo de problema, foram desenvolvidas funções objetivo que não tem como base a inferência estatística, com análises a partir da soma dos quadrados dos resíduos.

Entre essas funções objetivo está a HMLE, a qual se baseia na teoria da máxima verossimilhança. Na função HMLE, assume-se que a variância do erro varia com a magnitude das vazões, de forma análoga ao que se acredita ocorrer na realidade (YAPO *et al.*, 1996). Segundo Beven (2001), a máxima verossimilhança busca maximizar a probabilidade de prever uma observação mediante funções de verossimilhança, as quais são definidas para cada caso, de acordo com a estrutura dos resíduos.

Singh e Woolhiser (2002) afirmam que uma metodologia típica de estimação automática dos parâmetros de modelos hidrológicos deve ter pelo menos quatro elementos: i) uma função objetivo, cuja seleção influencia nos resultados dos parâmetros na calibração, assim como na qualidade dos resultados do modelo; ii) um algoritmo de otimização; iii) critérios de aceitação (critério de parada); e iv) dados para calibração.

As versões mais recentes do modelo SWAT eliminaram os dispositivos automáticos de pós-processamento, tendo mantido somente as formas manuais. Caso o usuário queira efetuar as etapas de pós-processamento de forma automática, deverá lançar mão de programas específicos, como é o caso do SWAT-CUP (ABBASPOUR, 2011), desenvolvido para a análise de sensibilidade, calibração e análise de incertezas do SWAT. Esse programa tem vários algoritmos de otimização embutidos, como SUFI2 (*Sequential Uncertainty Fitting Algorithm*), GLUE (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation) e PARASOL (Parameter Solution), além do já comentado LH-OAT.

II.5. Modelagem com o SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT – é um modelo hidrológico desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) do Departamento de Agricultura (USDA) dos Estados Unidos em conjunto com a Texas A&M University no início da década de 90. É resultado de uma evolução direta da junção dos simuladores SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) e ROTO (*Routing Outputs to Outlet*), ambos fundamentados no conhecimento das características físicas de bacias hidrográficas agrícolas (ARNOLD *et al.*, 1998).

Foi desenvolvido para prever o impacto das alterações no uso, no tipo e no manejo do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos, carga de poluentes e qualidade da água em bacias hidrológicas, em geral, de grande extensão (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994). Opera em passo de tempo diário e é capaz de simular longos períodos de dados.

Segundo Garrido (2003), utilizando a classificação proposta por Tucci (1998), o SWAT é um modelo de simulação matemática contínuo, semidistribuído, determinístico e semiconceitual, que requer informações (dados de entrada) específicas.

Para melhores efeitos de análise dos resultados, o SWAT possibilita dividir a bacia em sub-bacias e estas em áreas ainda menores, chamadas de Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs – *Hydrological Response Units*). A divisão da bacia em HRUs, unidades que representam combinações de características comuns de solo, uso do solo e declividade dentro de cada sub-bacia, é dada automaticamente pelo modelo após o usuário designar um nível de sensibilidade para ser eliminado de áreas de uso do solo, solo e declividade menores do que o valor arbitrado (ARNOLD *et al.*, 1998).

Sua base conceitual faz com que o SWAT exija informações precisas quanto à bacia estudada, requerendo vários dados de entrada que estão relacionados com as características físicas da bacia, tais como informações sobre propriedades do solo, topografia, vegetação e uso e cobertura do solo – além de dados climáticos. Tais especificidades permitem a simulação em bacias sem dados de vazão, erosão e evaporação (NEITSCH *et al.*, 2005) – mesmo que isto impossibilite a validação dos resultados. A figura 1 abaixo ilustra os dados necessários ao funcionamento do SWAT.

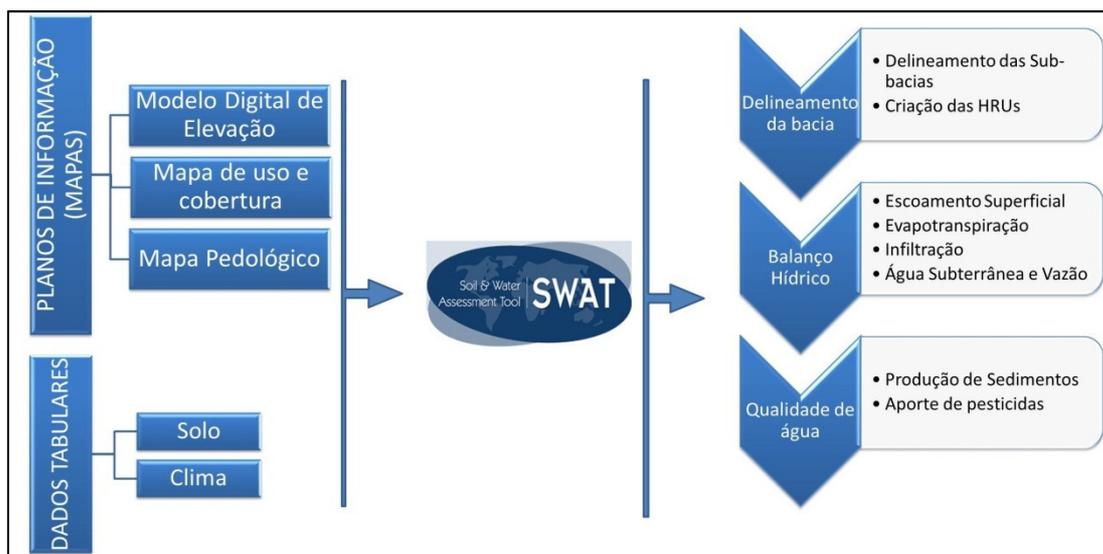


Figura 1 - Dados de entrada no SWAT e resumo de processos.

A interface ArcSWAT permite que o SWAT funcione acoplado ao ArcGIS, constituindo-se, assim, num Sistema de Informações Geográficas. A interface traduz os dados geoespaciais com as informações requisitadas pelo modelo para sua correta execução, como também promove a leitura e armazenamento de dados referentes ao clima, solos e uso do solo. A leitura do Modelo Numérico do Terreno é realizada provendo a delimitação da bacia, das sub-bacias e das HRUs.

O principal componente hidrológico do modelo é o escoamento superficial, que atua diretamente no transporte de sedimentos, nutrientes e outros contaminantes. Para simular satisfatoriamente a produção de sedimentos utilizando o modelo SWAT, buscando obter uma boa resposta do modelo quanto ao volume de escoamento gerado, primeiramente deve ser realizada uma análise do balanço hídrico da bacia e uma calibração dos componentes hidrológicos que controlam o aporte de sedimentos. Uma vez que os sedimentos e outros poluentes são transportados pela água, se a resposta hidrológica não for aceitável, os outros processos também não serão (BONUMÁ *et al.*, 2011).

O modelo oferece três opções para a estimativa da evaporação potencial: Penman & Monteith (1965), Hargreaves & Samani (1985) e Priestley & Taylor (1972). A produção de sedimentos é computada para cada HRU utilizando a MUSLE (*Modified Universal Soil Loss Equation*).

O escoamento superficial pode ser calculado por intermédio de uma modificação do método do Soil Conservation Service (SCS) ou pelo método de infiltração de *Green & Ampt*. O SWAT realiza o cálculo dos componentes do escoamento recorrendo à equação do balanço hídrico e aos modelos de fluxo adaptados às condições de escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo. Estes volumes de água são seguidamente conduzidos até a rede de drenagem e ao longo desta até ao ponto mais a jusante da bacia hidrográfica no qual é contabilizado o valor total de produção de água (NEITSCH *et al.*, 2005).

O modelo SWAT, desde sua criação, vem ganhando destaque dentre os modelos de simulação hidrológica. Gradualmente, ele vem ampliando suas fronteiras no ambiente acadêmico e científico. As razões para isso estão principalmente no perfil de modelagem, muito completo, que engloba vários parâmetros hidrológicos e agrônômicos, tornando-o um modelo versátil para auxiliar órgãos públicos e pesquisadores na tomada de decisão ante situações conflituosas do uso do solo que possam resultar em processos erosivos (CHU *et al.*, 2004).

Além de ser computacionalmente eficiente, com metodologia robusta e interface amigável, o SWAT se diferencia de outros modelos pela excelente documentação e transparência. Através da internet (<http://swat.tamu.edu/>) o usuário tem acesso a uma série de manuais e documentos oficiais do modelo, que explicam de forma detalhada sua metodologia e funcionamento. No mesmo *website* o usuário pode obter gratuitamente o modelo, assistir a vídeos explicativos e tutoriais sobre a instalação e uso do SWAT.

Além disso, os usuários do modelo são estimulados a compartilhar seus conhecimentos, tirar dúvidas e divulgar trabalhos realizados: há vários eventos oficiais do SWAT como workshops

periódicos em várias partes do mundo e conferências temáticas. Fóruns de discussão online reúnem milhares de usuários e contam, inclusive, com participação efetiva dos desenvolvedores do modelo.

Uma vez que se trata de um modelo de código aberto, ou seja, de domínio público, possibilita alterações de seus códigos fonte pelos seus usuários, o que contribui para seu aprimoramento constante. O SWAT tem sido objeto de várias revisões e de expansão de sua capacidade desde que foi criado em 1990. Novas facilidades para a utilização do modelo têm sido desenvolvidas, a exemplo do ArcSWAT , que permite a integração com o programa de geoprocessamento Arcgis.

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 visam simular a produção de sedimentos baseando-se em diferentes usos e manejos do solo, outros, ainda, podem estar interessados em simular o efeito de mudanças climáticas ou desflorestamento. Pode, também, ser aplicado para avaliar a propagação de nutrientes e pesticidas (UZEIKA, 2009).

Utilizando bacias experimentais localizadas no Texas, Srinivasan *et al.* (1998) validaram componentes hidrossedimentológicos do modelo SWAT. Este estudo, chamado “*large area hydrologic modeling and assessment*” foi a primeira publicação relacionada ao SWAT, elaborada por seus próprios criadores, e foi dividido em duas partes: na primeira, a metodologia do modelo é apresentada e, na segunda, a aplicação prática. 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.

No início dos anos 80, as águas que abastecem a cidade Nova Iorque, que eram internacionalmente reconhecidas pela sua pureza, sofreram preocupantes quedas de qualidade. Essas águas, provenientes do reservatório Cannonsville, na região montanhosa de Catskill, estavam com contaminação excessiva de fósforo. A solução apresentada para o problema era a construção de uma unidade de tratamento de água ao custo de 9 bilhões de dólares. No entanto, gestores locais optaram por fazer a gestão na bacia: por meio de um programa que agrega boas práticas agrícolas a pagamentos por serviços ambientais, a qualidade da água voltou a ser

adequada para consumo de forma sustentável e a um custo menor. Esse caso motivou a criação de vários programas de pagamento por serviços ambientais, como o Produtor de Água, da ANA.

Esse famoso e bem-sucedido caso de gestão de recursos hídricos também foi simulado com o SWAT. Tolson e Shoemaker (2007) utilizaram o SWAT para simular o aporte de água, sedimento e fósforo ao reservatório Cannonsville. Nesse estudo, ao contrário do cenário observado no Brasil, os autores citam a grande quantidade e qualidade dos dados disponíveis na bacia para simulações. Apesar dos autores relatarem que o SWAT modelou adequadamente a bacia, relatam que o modelo poderia ser aprimorado nos processos de erosão e movimento de água subterrânea quando em situação de neve.

Gassman *et al* (2007) traçaram um “estado da arte” da utilização do SWAT em âmbito global. Nesse levantamento, os trabalhos com SWAT foram divididos em temas como “escoamento superficial”, “sedimentos”, “pesticidas”, “mudanças climáticas”, etc. Entre os trabalhos que simularam a produção de sedimentos está o de Tripathi *et al.* (2003), que estudaram uma pequena bacia hidrográfica localizada em Nagwan, na Índia. Neste estudo, os autores, mediante simulação de escoamento superficial, transporte de sedimentos e perda 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 comprovado que nem todas as sub-bacias contribuíam para o volume final de água, sedimentos e nutrientes para o exutório, ficando poucas áreas responsáveis pelos valores mais elevados de perdas desses materiais. Os autores concluíram que, com a 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.

Já Chu *et al.* (2004) utilizaram o SWAT para avaliação do aporte de sedimentos na bacia do Rio Warner Creek, no estado de Maryland, EUA. As avaliações concluíram que os resultados informados pelo modelo tiveram grande aderência com os resultados observados em campo, quando o modelo opera em passo anual. Os resultados para medições mensais não foram satisfatórios.

Spruill *et al.* (2000) obtiveram conclusões similares às de Chu *et al.* (2004) em relação à escala temporal do modelo. Em seu trabalho eles buscaram avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT em reproduzir as vazões diárias em uma micro-bacia rural com área de 5,5 km² localizada no centro de estudos da Universidade de Kentucky, nos EUA, durante um período de dois anos. Ao analisar os resultados diários, constataram que, devido ao rápido tempo de resposta da bacia

decorrente de seu reduzido tamanho, o SWAT não apresentou resultados diários satisfatórios. Os autores concluíram que o modelo SWAT pode ser aplicado em pequenas bacias hidrográficas para simulação de vazão, porém, as análises comparativas mensais se mostraram mais adequadas que as diárias.

Apesar dos grandes obstáculos à aplicação do SWAT em países onde há escassez de dados, sua utilização no Brasil vem aumentando progressivamente nos últimos anos. O número de trabalhos publicados já é substancial e o país, por conta de sua extensão e vocação agrícola, é considerado um grande “campo de testes” para o modelo e uma região estratégica para a potencialização do uso do SWAT no mundo.

Garbossa *et al.* (2011) realizou uma ampla revisão sobre a utilização do SWAT no Brasil. O autor encontrou 74 publicações sobre o assunto entre dissertações, teses e artigos publicados em revistas científicas, reuniões e conferências entre 1999 e 2010, sendo que o primeiro registro é o trabalho de Oliveira e Medeiros (1999). Desde então, o modelo tem sido utilizado em vários estudos acadêmicos nas diversas regiões brasileiras. O foco da maioria dos estudos foi verificar a viabilidade da utilização do SWAT.

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

Uma interessante possibilidade que pode ser trabalhada com o modelo SWAT é a simulação com cenários fictícios de uso do solo nas bacias hidrográficas. Pode-se, por exemplo, comparar a situação atual de uma bacia com a situação original (cobertura florestal nativa em toda a extensão da bacia) ou com o cenário proposto pelas leis ambientais. Foi o que propuseram Machado (2002) e Machado e Vettorazzi (2003). Esses autores aplicaram o modelo SWAT na bacia hidrográfica do Marins (SP), onde testaram resultados para dois cenários de uso distintos. No cenário 1, simulou-se um ambiente totalmente compatível com o código florestal brasileiro, ou seja, com matas ciliares e nascentes preservadas. No Cenário 2 simulou-se a bacia com cobertura alternada de pastagens e florestas. A produção de sedimentos no cenário atual, ou real, também foi simulada e os resultados foram comparados. O estudo concluiu que, em relação ao estado atual, o cenário 1 (conformação com o código florestal) reduziu a sedimentação em apenas 10,8%, enquanto que o cenário 2 obteve redução de 84,4%.

Bonumá (2011) aplicou o SWAT na bacia hidrográfica do Arroio Lino, no Rio Grande de Sul. Esta pequena bacia de 4,18 Km² é ocupada, majoritariamente, pela cultura do tabaco e tem sérios problemas com relação à poluição por fósforo. Este estudo avaliou os processos hidrológicos, além da sedimentação e transferência de fósforo. Como a bacia é monitorada, foi possível realizar a análise de sensibilidade e calibração dos parâmetros. O diferencial desse estudo foi uma adaptação feita pela autora no método de cálculo de erosão pelo SWAT, com o intuito de representar melhor os processos de deposição de sedimentos nas encostas.

Tal modificação refere-se à incorporação de um termo de capacidade de transporte de sedimentos na paisagem. Segundo a autora, modelos semi-distribuídos como o SWAT, que utilizam a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) em unidades de resposta hidrológicas (HRUs), consideram apenas parcialmente o processo de deposição no cálculo da produção de sedimentos. O modelo SWAT, então, foi modificado com o intuito de aprimorar a simulação do processo de deposição de sedimentos ao longo do percurso entre a encosta e o canal. A capacidade de transporte de sedimento do escoamento superficial foi calculada utilizando uma rotina de delineamento de posições relativas na encosta.

Com a nova rotina de sedimentos obteve-se um melhor desempenho durante a calibração em relação ao modelo SWAT original. As simulações com o modelo modificado foram satisfatórias para o transporte de sedimentos em diferentes posições da paisagem. Os resultados sugerem que a integração da rotina de deposição de sedimentos no SWAT aumenta a precisão do modelo de previsões em áreas mais íngremes e, ao mesmo tempo, melhora significativamente a capacidade de prever a distribuição espacial das áreas de deposição de sedimentos.

Lelis (2011) simulou o escoamento superficial e a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais. Na falta de monitoramento sedimentológico, foram instaladas 10 parcelas experimentais que serviram para a coleta de dados de perda de solo e escoamento superficial, em condições de chuva natural. Os resultados do modelo foram bastante satisfatórios, atingindo um coeficiente de eficiência (ENS) na calibração de 0,953 e 0,999 para a produção de sedimentos e escoamento superficial, respectivamente.

Nos últimos quatro anos, trabalhos começaram a ser realizados com o SWAT no Distrito Federal. Os trabalhos se concentram, majoritariamente, nas bacias do Ribeirão Pipiripau e do Rio Descoberto, embora também haja ensaios isolados com o SWAT nas bacias do Rio Jardim, Córrego Capetinga e Riacho Fundo.

Salles (2012), Strauch *et al.*(2012) e Strauch *et al.* (2013) aplicaram o modelo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pipiripau, localizada na região nordeste do Distrito Federal. Salles (2012) simulou as vazões desta bacia para um período de 10 anos. O modelo foi calibrado manualmente em relação à vazão média mensal observada da estação fluviométrica localizada próximo ao exutório da bacia. Os resultados foram considerados bastante satisfatórios.

Strauch *et al.*(2012), reconhecendo o problema da grande variabilidade espacial e temporal da chuva na região frente à baixa densidade de estações de monitoramento, aplicou métodos de análise de incertezas na predição de vazões para diferentes simulações, com o modelo sendo alimentado com diferentes fontes de informações para dados de chuva em cada simulação. Os autores concluíram que alimentação do modelo com múltiplas fontes de dados de chuva pode aumentar consideravelmente o nível de confiança dos resultados.

Strauch *et al.* (2013) testaram a utilização do SWAT na predição dos impactos que práticas de conservação de solo teriam na alteração da vazão e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Pipiripau. Segundo os autores, práticas conservacionistas de natureza estrutural, como terraços e barraginhas, podem gerar um abatimento de erosão de cerca de 40%. Os impactos dessas práticas na produção de água, no entanto, não foram significativos.

Ferrigo *et al.* (2012) aplicaram o SWAT em uma sub-bacia contribuinte ao Lago do Descoberto, responsável por 60% do abastecimento de água do Distrito Federal. O estudo teve como objetivo analisar a sensibilidade e a viabilidade do modelo SWAT em simular a carga de sedimentos quando calibrado unicamente por vazão. Esse tipo de estudo é de grande utilidade, visto que no Brasil os dados de vazão são muito mais comumente registrados do que os de descarga sólida. O modelo demonstrou confiabilidade em simular a vazão obtendo resultados estatísticos condizentes para realizar a simulação hidrossedimentológica. Essa, por sua vez, apresentou resultados satisfatórios ao reproduzir a carga de sedimentos. A carga sólida total observada foi de 1552,7 toneladas, enquanto a carga simulada foi de 1334,8 toneladas para o ano hidrológico 2008/2009.

Sarmiento (2010) utilizou o modelo SWAT aplicado à previsão de vazões na bacia do Rio Descoberto-DF em trabalho que visou a análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação. Para a análise de incertezas e de sensibilidade foram aplicados os algoritmos PARASOL e LH-OAT, que permitiram identificar as incertezas originadas dos parâmetros mais sensíveis utilizados na calibração. A pesquisa investigou a relação entre as incertezas no modelo, a natureza dos dados e os parâmetros calibrados. De

acordo com a autora, a avaliação dos dados e a aplicação de um método de calibração adequado é crucial para uma consistente análise de incertezas do modelo e para o sucesso da modelagem.

Monsalve-Herrera (2013) associou o SWAT a outro modelo hidrológico, o WEAP (*Water Evaluation and Planning*) com vistas à avaliação de cargas contaminantes na sub-bacia do Riacho Fundo-DF. Para integrar os modelos foram inseridos no WEAP os resultados de simulação hidrológica e de qualidade da água gerados no SWAT. Em seguida, desenvolveram-se cenários de disponibilidade e qualidade da água com uso do WEAP. Esses cenários mostraram um panorama pessimista para o longo prazo, com déficit hídrico e problemas relacionados a altas concentrações de Fósforo e Nitrogênio.

Castro (2013) testou a aplicação do SWAT na simulação de vazões médias mensais e diárias na bacia do Alto Rio Jardim-DF. A autora obteve excelentes resultados na fase de calibração, mas que não foram bons para o período de validação. Provavelmente, o curto período de dados observados disponíveis foi o responsável pelo insatisfatório valor de Nash- Sutcliffe obtido neste período: -0,8. A autora diagnosticou que os dois anos hidrológicos utilizados divergiam muito em termos de comportamento hidrológico. No segundo ano, a média de vazão ($1.08 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) foi quase a metade registrada no primeiro ano ($1.96 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

É importante salientar que o modelo foi desenvolvido com base num extenso banco de dados de solos, topografia, culturas, manejo e clima dos Estados Unidos da América. Nesse sentido, quando aplicado em regiões com escassez de dados, e cujas características de solos, plantas e clima divergem da realidade norte-americana, torna-se ainda mais imprescindível realizar a calibração dos parâmetros do modelo (BONUMÁ, 2011).

No entanto, há bons trabalhos com o SWAT mesmo sem a utilização de calibração. Uzeika (2009) ao aplicar o SWAT para estimar a produção de sedimentos na bacia de Arvorezinha, no Rio Grande do Sul, de apenas $1,19 \text{ Km}^2$. A autora utilizou o modelo sem calibração, e comparou os resultados obtidos com dados de sedimentos observados na bacia. Foram simulados o escoamento superficial, a vazão líquida e a sedimentação. Para os dois primeiros parâmetros o sistema funcionou razoavelmente bem, mas os resultados foram insatisfatórios para a estimativa de sedimentação. Possíveis razões que explicam o resultado ruim para a produção de sedimentos estão relacionados com limitações da equação que simula o aporte de sedimentos (MUSLE), bem como o equacionamento da propagação de sedimentos no canal.

III. TEORIA E ESTRUTURA DO MODELO SWAT

No SWAT a modelagem é realizada de acordo com as seguintes etapas: primeiramente, o programa faz o delineamento da área de interesse. Essa etapa utiliza ferramentas do próprio ArcGis para realizar processamentos com base no Modelo Digital de Elevação fornecido. Os produtos gerados nessa etapa são a demarcação da área da bacia, divisão em sub-bacias e delimitação dos cursos d'água. Após, tendo o usuário definido as classes de declividade e inserido os mapas de pedologia e uso do solo, o modelo delimitará as Unidades de Resposta Hidrológica (HRU, em inglês).

Começa, então, a simulação hidrológica propriamente dita: utilizando informações de clima, de manejo e das características da área da bacia, o modelo calcula os fluxos de água, sedimentos, nutrientes e cargas de pesticida de cada HRU por unidade de área. Na sequência esses resultados são agregados para computar o que foi gerado pelas sub-bacias, de acordo com as frações de HRU existentes. Em seguida, as respostas geradas pelas sub-bacias são direcionadas para as calhas dos rios de acordo com a rede hídrica existente (ARNOLD *et al.*, 1998).

Assim, a concepção utilizada pelo SWAT distingue os fenômenos hidrológicos que ocorrem na bacia hidrográfica em duas partes. Na primeira, estão aqueles que pertencem à fase terrestre do ciclo hidrológico. Nessa fase são definidas as quantidades de água, sedimentos, nutrientes e cargas de pesticidas que serão carregadas para a calha principal do rio em cada sub-bacia. Na segunda, a chamada fase aquática, estão aqueles processos que se referem ao movimento da água e sedimentos através da rede hídrica, do ponto de lançamento até o exutório da bacia (ARNOLD *et al.*, 1998).

Todas as informações constantes dos itens III.1 e III.2 a seguir foram retiradas do manual do SWAT (NEITSCH *et al.* 2005) e, por vezes, complementadas com informações de outros autores.

III.1 Fase terrestre do Ciclo Hidrológico

A concepção da fase terrestre do ciclo hidrológico utilizada no SWAT está representada pela figura 2 e é simulada com base na equação (4) do balanço hídrico dada por:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Equação 4

Em que SW_t é a quantidade de água final na camada da zona radicular do solo simulada no tempo t (mm); SW_0 é a quantidade inicial de água no solo (mm), t é a duração do ciclo hidrológico simulado (dias); R_{day} é a quantidade de água precipitada no dia i (mm); Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm); E_a é a quantidade de água evapotranspirada no dia i (mm); w_{seep} é a quantidade de água que percola da camada simulada para a camada inferior no dia i (mm) e Q_{gw} é a quantidade de água que retorna ao curso d'água no dia i devido ao escoamento sub-superficial (mm).

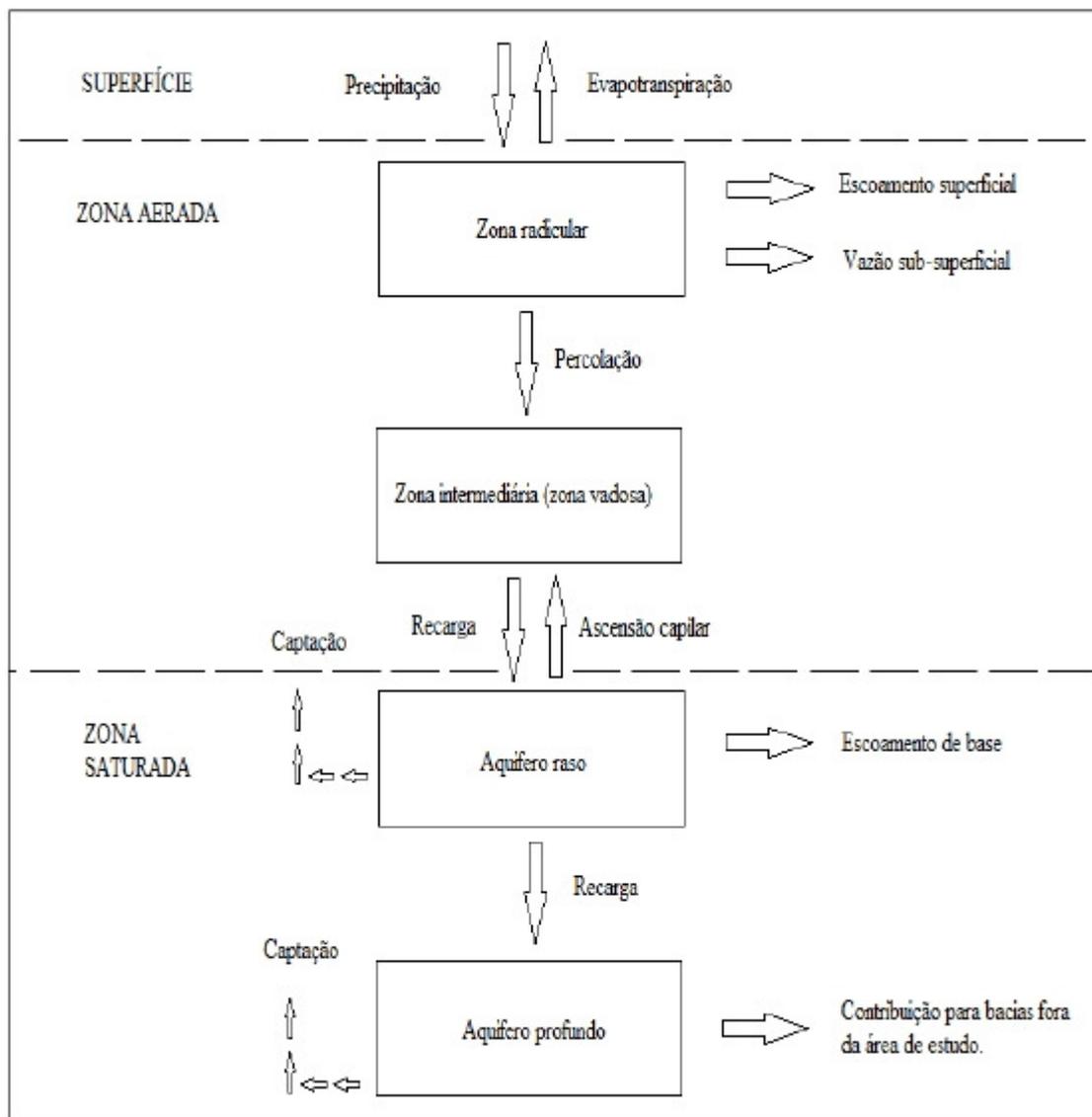


Figura 2 - Representação da fase terrestre do ciclo hidrológico para o cálculo do balanço hídrico pelo modelo SWAT (GARRIDO, 2003).

Os componentes do SWAT podem ser separados em 8 divisões:

1. Hidrologia (escoamento superficial, evapotranspiração, movimento da água no solo e água subterrânea);
2. Clima;
3. Sedimentação;
4. Temperatura do Solo;
5. Crescimento da vegetação;
6. Nutrientes;
7. Pesticidas e
8. Práticas de Manejo.

HIDROLOGIA

A Hidrologia no SWAT é equacionada segundo quatro processos principais: escoamento superficial, evapotranspiração, movimento da água no solo e água subterrânea. Todos esses processos são contabilizados na equação de balanço hídrico do modelo.

Abaixo será descrita a estrutura do SWAT no que se refere aos quatro processos principais do módulo de hidrologia.

Escoamento Superficial

Além do cálculo do escoamento superficial propriamente dito, há alguns cálculos posteriores feitos pelo modelo que, de alguma forma, influenciam nesse processo. São eles: a taxa de pico do escoamento superficial, o retardo do escoamento superficial na bacia e as perdas por transmissão.

O modelo SWAT provê dois métodos para a estimativa do escoamento superficial: o procedimento do SCS - *Soil Conservation Service*, chamado *Curve Number*, que é o *default* do modelo, e o Método de Green & Ampt. Este último exige que sejam informados dados subsidiários de precipitação, o que restringe bastante sua utilização: no levantamento realizado por Garbossa *et al.* (2011) sobre a utilização do SWAT no Brasil, não foi detectado nenhum trabalho que tivesse utilizado o método de Green & Ampt. Na presente pesquisa foi utilizado o método *Curve Number*.

A equação do escoamento superficial do SCS (*Curve Number*) é um modelo empírico, desenvolvido a partir de mais de 20 anos de estudos envolvendo os processos chuva-vazão em pequenas bacias rurais nos EUA (NEITSCH *et al.*, 2005).

A popularidade do método do SCS no Brasil é atribuída à facilidade de aplicação em condições brasileiras, nas quais se conhecem dados de precipitação e características físicas das bacias hidrográficas, mas não se dispõem de dados de monitoramento de vazões para as pequenas bacias (NASCIMENTO *et al.*, 2011).

A equação do SCS é representada pela equação 5:

$$Q_{\text{sup}} = \frac{(P_{\text{diária}} - I_a)^2}{P_{\text{diária}} - I_a + S} \quad \text{para } P_{\text{diária}} > I_a \quad \text{Equação 5}$$

Em que Q_{sup} é o escoamento acumulado ou o excedente da chuva (mm), $P_{\text{diária}}$ é a lâmina de água precipitada no dia (mm), I_a são as interceptações iniciais que incluem armazenamento superficial, interceptação e infiltração anterior ao escoamento (mm) e S , o parâmetro de retenção.

O parâmetro S indica a capacidade máxima de retenção de água no solo e varia espacialmente devido a mudanças nos solos, no uso da terra, manejo e declividade e, temporalmente, devido a mudanças no conteúdo de água no solo.

Segundo recomendações do próprio SCS, as abstrações iniciais (I_a), podem ser aproximadas para $0,2S$. Dessa forma, $P_{\text{diária}} > 0,2S$ é condição para que haja escoamento superficial no dia analisado.

O parâmetro de retenção S é dado pela equação 6:

$$S = 25,4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad \text{Equação 6}$$

O valor de CN é o *Curve Number* para um dado dia. No método, o *Curve Number* não é linear, variando entre 1 e 100: os extremos correspondem, respectivamente, a um solo de condutividade hidráulica infinita até uma cobertura totalmente impermeável. Trata-se de números adimensionais estabelecidos pelo SCS para padronização de curvas que correlacionam a precipitação com o escoamento de várias sub-bacias dos E.U.A.

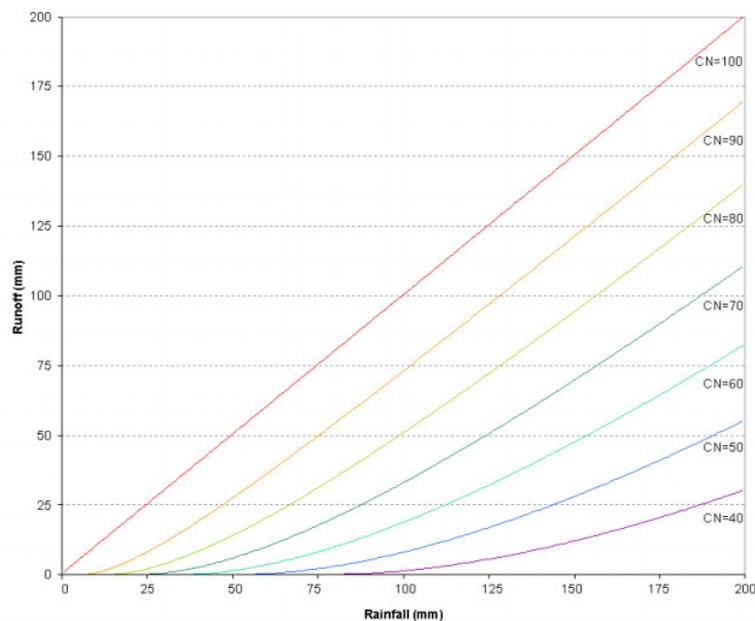


Figura 3 – Relação entre o escoamento superficial (*runoff*) e a chuva no método SCS *Curve Number* (NEITSCH *et al*, 2005).

As tabelas com os valores tabelados de CN podem ser facilmente encontradas na literatura. Esses valores variam conforme o uso e o grupo hidrológico do solo. Grupos hidrológicos são um tipo de classificação de solos em função de seus valores de condutividade hidráulica (mm.h^{-1}). Da classe A para a D, há aumento do potencial para geração de escoamento superficial.

Tabela 2 - Grupos Hidrológicos de solos para definição do valor de CN. (NRCS SOIL SURVEY STAFF, 1996).

Grupos Hidrológicos	Características do Solo
A	solos arenosos, com baixo teor de argila total (inferior a 8%), sem rochas, sem camada argilosa e nem mesmo densificada até a profundidade de 1,5m. O teor de húmus é muito baixo, não atingindo 1%
B	solos arenosos menos profundos que os do Grupo A e com menor teor de argila total, porém ainda inferior a 15%. Os dois teores de húmus podem subir, respectivamente, a 1,2% e 1,5%. Não pode haver pedras e nem camadas argilosas até 1,5m, mas é quase sempre presente uma camada mais densificada que a camada superficial
C	solos barrentos, com teor de argila de 20 a 30%, mas sem camadas argilosas impermeáveis ou contendo pedras até a profundidade de 1,2m. No caso de terras roxas, estes dois limites máximos podem ser de 40% e 1,5m. Nota-se, a cerca de

	60cm de profundidade, camada mais densificada que no Grupo B, mas ainda longe das condições de impermeabilidade
D	solos argilosos (30 a 40% de argila total) e com camada densificada a uns 50cm de profundidade ou solos arenosos como do grupo B, mas com camada argilosa quase impermeável ou horizonte de seixos rolados

Há algumas pesquisas realizadas na tentativa de aprimorar a Tabela 2 acima. A mais recente é a de Sartori *et al.*(2005). Os autores propuseram uma modificação da tabela para que se adaptasse melhor aos solos brasileiros. A classificação teve como base os solos encontrados no estado de São Paulo. Além da textura dos solos, os autores incluíram entre os critérios para classificação a profundidade do lençol d`agua e da camada restritiva à percolação.

O valor do *Curve Number* se altera, também, conforme a condição prévia de umidade do solo. São consideradas três condições:

CN1: corresponde ao *Curve Number* para a condição I de umidade, situação em que os solos estão secos;

CN2: corresponde ao *Curve Number* para a condição II de umidade, ou seja, a situação média em que os solos apresentam a umidade da capacidade de campo;

CN3: corresponde ao *Curve Number* para a condição III de umidade, situação em que os solos estão saturados.

Os valores de CN1 e CN3, estão relacionados com o CN2 por meio das seguintes equações:

$$CN1 = CN2 - \frac{20(100 - CN2)}{100 - CN2 + EXP[2,533 - 0,0636(100 - CN2)]}$$

Equação 7

$$CN3 = CN2 EXP[0,00673(100 - CN2)]$$

Equação 8

Os valores tabelados do *Curve Number* referem-se à condição de umidade 2 (CN2), numa declividade de 5%. Para obtenção de valores de CN em outras declividades, há equações específicas de conversão.

O CN2 figura como um dos mais influentes parâmetros do SWAT. Devido às grandes diferenças entre os solos americanos e brasileiros em relação a fatores como permeabilidade e

profundidade, assim o valor *default* desse parâmetro raramente atende às condições brasileiras, tendo que ser, regra geral, diminuído na etapa de calibração.

Taxas de pico do escoamento superficial

Além do escoamento superficial propriamente dito, fornecido em mm para cada dia analisado e para cada HRU, o SWAT também simula as taxas de pico do escoamento. Esta variável é necessária no cálculo da produção de sedimentos que, no SWAT, é feita com uso da MUSLE (equação universal de perda de solo modificada).

Para um dado evento chuvoso, a taxa máxima de escoamento superficial em cada sub-bacia é calculada pelo método racional modificado. O método racional é baseado na premissa de que se uma chuva de intensidade i começa no tempo $t = 0$ e continua indefinidamente, a taxa de escoamento será incrementada até o tempo de concentração T_{conc} , quando toda a sub-bacia estará contribuindo para o escoamento em seu exutório. A fórmula racional modificada, utilizada pelo SWAT para o cálculo da vazão de pico, é dada pela equação 9:

$$q_{pico} = \frac{\alpha_{ic} Q_{sup} A}{3,6 T_{conc}} \quad \text{Equação 9}$$

Em que q_{pico} é a taxa de pico do escoamento superficial ($m^3 \cdot s^{-1}$), α_{ic} é a fração da chuva diária que ocorre durante o tempo de concentração, Q_{sup} é o escoamento superficial (mm), A é a área da sub-bacia (km^2), T_{conc} tempo de concentração para a sub-bacia (horas) e 3,6 é o fator de conversão de unidades.

O cálculo do tempo de concentração é feito com o auxílio da equação 10:

$$T_{conc} = \frac{L_{slp}^{0,6} n^{0,6}}{18 \cdot slp^{0,3}} + \frac{L_c}{3,6 \cdot v_c} \quad \text{Equação 10}$$

Em que T_{conc} é o tempo de concentração do fluxo na sub-bacia (h), slp é a média da declividade da sub-bacia ($m \cdot m^{-1}$), n é o coeficiente de rugosidade de Manning e L_{slp} é o comprimento médio da encosta da bacia (m), L_c é o comprimento médio do canal na sub-bacia (km), v_c é a velocidade média do canal ($m \cdot s^{-1}$).

A primeira parcela da Equação 10 se refere ao tempo de concentração necessário para o escoamento atingir o canal e a segunda parcela é o tempo necessário para o fluxo atingir o exutório da bacia. O parâmetro S_{lp} pode ser ajustado na calibração, onde ele é denominado SLSUBSN.

Retardo do escoamento superficial

Em grandes bacias, quando o tempo de concentração é superior a um dia, somente uma porção do escoamento superficial alcançará o canal principal no dia em que é gerado. Em decorrência disso, o SWAT possui um mecanismo para geração de um atraso ou retardo em parte do escoamento. Assim, a quantidade de escoamento superficial liberada para o canal principal é dada pela equação 11:

$$Q_{sup} = (Q_{sup}^i + Q_{est,i-1}) \cdot (1 - \exp[-\frac{-surlag}{t_{conc}}]) \quad \text{Equação 11}$$

Em que Q_{sup} é a quantidade de escoamento superficial liberada para o canal principal num dado dia (mm), Q_{sup}^i é a quantidade de escoamento superficial gerada na sub-bacia num dado dia (mm), $Q_{est,i-1}$ é a quantidade de escoamento superficial armazenado no dia anterior (mm), Surlag é o coeficiente de intervalo do escoamento superficial e t_{conc} é o tempo de concentração na sub-bacia (h).

A expressão $(1 - \exp[-\frac{-surlag}{t_{conc}}])$ na Equação 11 representa a fração da água disponível que alcançará o canal num dado dia. Para um dado tempo de concentração, se o valor do coeficiente Surlag decresce, menos escoamento superficial alcança o rio, isto é, um menor valor do parâmetro Surlag suaviza o hidrograma simulado. A relação do valor do parâmetro Surlag, o tempo de concentração e a fração do escoamento superficial que chega nos canais é mostrado no gráfico da figura 4.

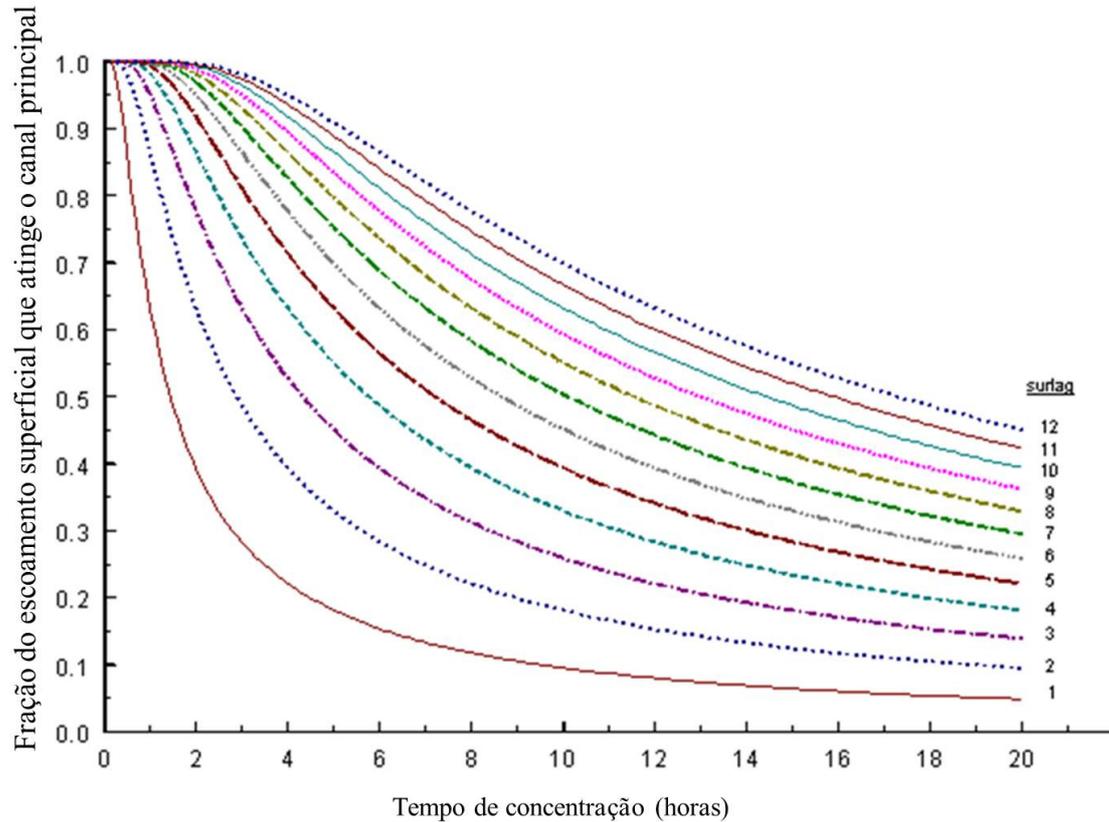


Figura 4 - Influência do Surlag e do tempo de concentração na taxa de deflúvio que vai para os canais (NEITSCH *et al.* 2005).

Perdas por Transmissão

O manual do SWAT cita, ainda, um último fator que teria influencia sobre o volume de escoamento superficial: as perdas por transmissão. Este termo se refere às perdas no fluxo superficial via percolação nos leitos de rios intermitentes ou efêmeros, em que a contribuição de água subterrânea se dá apenas em certas épocas do ano. Essas perdas são funções da largura e da profundidade do canal e da duração do fluxo. Ambos, o volume de escoamento superficial e a taxa de pico, são ajustados quando as perdas por transmissão ocorrem nos canais tributários.

Evapotranspiração

A evapotranspiração no SWAT inclui evaporação de rios e lagos, do solo desnudo ou vegetado, a originada de folhas (transpiração) e da água interceptada pela vegetação. A contabilização deste fenômeno é de suma importância na modelagem, visto que se trata de um grande

percentual da precipitação que será “retirado” da bacia, não contribuindo para a vazão em seu exutório.

A primeira etapa deste processo é a contabilização da água interceptada pela vegetação. Toda essa água é evapotranspirada. O SWAT permite que o usuário entre com a quantidade máxima de água que pode ser interceptada pela vegetação, dado um índice de superfície foliar máxima e para uma dada cobertura do solo.

Quando da utilização do método do *Curve Number* para cômputo do escoamento superficial, a interceptação é levada em conta nos cálculos. Nesse caso, no entanto, é adotada a simplificação de 20% do parâmetro de retenção como sendo abstrações iniciais, onde se incluem, também, a retenção na superfície e a infiltração antecedente ao escoamento superficial.

O próximo passo é o cálculo da evapotranspiração potencial da bacia. Posteriormente, com utilização do mapa de uso do solo, o modelo fará a conversão da evapotranspiração potencial em real para cada HRU.

A interface oferece três opções para estimar a evapotranspiração potencial. Elas são baseadas nos métodos de Penman- Monteith (1965), Hargreaves (1985) e Priestley -Taylor (1972).. Na presente pesquisa foi utilizada a equação de Penman-Monteith, recomendada pela FAO/ONU e que combina componentes que levam em conta a energia necessária para sustentar a evaporação, a força do mecanismo requerido para remover o vapor d’água e os termos aerodinâmicos e de resistência da superfície. O método de Penman-Monteith requer dados de radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento.

Movimento da água no solo

Durante o processo de infiltração, o solo vai se tornando gradativamente umedecido e a taxa de infiltração decresce com o tempo até que alcance um valor estável. A taxa inicial de infiltração depende do teor de umidade do solo antes da introdução de água na superfície e a taxa final de infiltração é equivalente à condutividade hidráulica do solo saturado.

A redistribuição é considerada como o movimento contínuo da água no perfil de solo após o cessar da sua entrada pela superfície. A redistribuição é causada por diferenças no conteúdo de água ao longo do perfil do solo. Quando o conteúdo de água no perfil atinge a uniformidade, o processo de redistribuição cessa.

A componente para modelagem da redistribuição no SWAT usa uma formulação que permite prever o fluxo através de cada camada de solo na zona radicular. Essa formulação tem como base os conceitos de “densidade do solo”, que define a sua porosidade, e os conceitos de “capacidade de campo” e “ponto de murcha”, que descrevem estágios intermediários de quantidade de água no solo.

A redistribuição pode ser dividida em fluxo descendente (percolação) e fluxo lateral.

O fluxo descendente, ou percolação de água, ocorre quando se excede a capacidade de campo de uma camada de solo e a camada abaixo não está saturada. A componente de percolação do SWAT usa uma técnica de propagação do armazenamento, combinado com um modelo de fluxo em fendas para simular o escoamento através de cada camada (horizonte) do solo.

O fluxo descendente de água entre as camadas de solo é dado pela equação 12:

$$\omega_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \left(1 - \exp\left[\frac{-\Delta t}{TT_{perc}}\right]\right) \quad \text{Equação 12}$$

Em que $\omega_{perc,ly}$ é a quantidade de água que percola para a camada inferior de solo num dado dia (mm), Δt é o tempo (h), e TT_{perc} é a duração da percolação (h). $SW_{ly,excess}$ é o volume de água disponível para ser percolado num dado dia (mm), ou seja, o volume de água naquela camada de solo que excede sua capacidade de campo.

O tempo de viagem para a percolação (TT_{perc}) é único para cada camada e é calculado pela equação 13:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}} \quad \text{Equação 13}$$

Em que TT_{perc} é o tempo de viagem para a percolação (h), SAT_{ly} é a quantidade de água no solo quando completamente saturado (mm), FC_{ly} é o conteúdo de água na camada de solo na capacidade de campo (mm), e K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada para a camada ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$). Esse último parâmetro pode ser ajustado no processo de calibração do SWAT, onde é conhecido como SOL-K.

Em relação ao fluxo lateral, este é significativo em solos com uma camada superficial com alta condutividade hidráulica seguido de uma camada semi-impermeável ou impermeável a baixas

profundidades. Em tais sistemas, a água percola até atingir a camada impermeável e começa a formar uma zona saturada, que será a fonte do fluxo lateral subsuperficial. Esse fluxo poderá contribuir com a vazão do rio mais próximo. Deve ser ressaltado que essa condição não é a predominante em solos do Cerrado brasileiro, que, regra geral, são profundos.

O modelo SWAT incorpora um modelo de armazenamento cinemático para o escoamento subsuperficial. Este modelo de armazenamento cinemático é baseado na equação do balanço de massa (balanço de massa líquida) onde o segmento em declive é utilizado como volume de controle. O modelo leva em conta a variação na condutividade, declividade e conteúdo de água no solo (Equação 14):

$$Q_{lat} = 0,024 * \left(\frac{2 * SW_{ly,excess} * K_{sat} * slp}{\phi_d * L_{hill}} \right)$$

Equação 14

Em que Q_{lat} é a descarga líquida no exutório da rampa em questão (mm.dia^{-1}); 0,024 é o fator de conversão de unidades; $SW_{ly,excess}$ é a quantidade de água que pode ser drenada da camada saturada da respectiva rampa por unidade de área (mm); K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (mm.dia^{-1}); L_{hill} é o comprimento da rampa (m); slp é a declividade da rampa e ϕ_d é porosidade do solo a qual está sujeita a drenagem (mm.mm^{-1}).

$SW_{ly,excesso}$ é uma variável que depende do comprimento da encosta, da largura da camada saturada de água nessa encosta e da porosidade do solo (ϕ_d).

O movimento ascendente da água, isto é, de uma camada inferior para uma camada superior, também é previsto no modelo e pode ocorrer quando o conteúdo de água de camada mais baixa excede a capacidade de campo. O movimento ascendente é regulado pela razão entre a quantidade de água no solo e a capacidade de campo das duas camadas.

Água subterrânea

Para cada sub-bacia, o SWAT considera dois aquíferos: o raso e o profundo. O primeiro é um aquífero não confinado (lençol freático) que contribui para o fluxo no canal principal do tributário na sub-bacia. Seu limite superior é o limite de água do próprio lençol, podendo haver fluxo de água para a franja capilar. Já o aquífero profundo é confinado e a água que entra nele é assumida como contribuinte para o fluxo fluvial em algum lugar fora da bacia.

Em adição ao fluxo de retorno, a água armazenada no aquífero raso pode devolver a umidade ao perfil do solo em condições muito secas ou ser diretamente removida pelas demandas da vegetação (na estrutura do SWAT apenas árvores podem captar água dos aquíferos rasos). A água no aquífero raso pode também infiltrar no aquífero profundo ou ser removida por bombeamento.

O balanço d'água para o aquífero raso é representado pela equação 15:

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{rchrg,sh} - Q_{gw} - w_{revap} - \omega_{pump,sh}$$

Equação 15

Em que $aq_{sh,i}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia i (mm), $aq_{sh,i-1}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero no dia $i-1$ (mm), $w_{rchrg,sh}$ é a quantidade de recarga que entra no aquífero raso no dia i (mm), Q_{gw} é o fluxo subterrâneo (fluxo de retorno ou fluxo de base) para dentro do canal principal no dia i (mm), w_{revap} é a quantidade de água que se move para dentro da zona de solo (fluxo ascendente) em resposta às deficiências de água no dia i (mm), e $\omega_{pump,sh}$ é a quantidade de água removida do aquífero raso por bombeamento no dia i (mm).

Já para o aquífero profundo, o balanço hídrico é dado por meio da equação 16:

$$aq_{dp,i} = aq_{dp,i-1} + w_{deep} - \omega_{pump,sh}$$

Equação 16

Em que $aq_{dp,i}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero profundo num dia i (mm), $aq_{dp,i-1}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero profundo num dia $i-1$ (mm), w_{deep} é a quantidade de água que percola do aquífero raso para o profundo num dia i (mm), e $\omega_{pump,sh}$ é a quantidade de água removida do aquífero profundo por bombeamento no dia i (mm).

O fluxo de base é definido como o volume de fluxo fluvial originado da água subterrânea. O fluxo de base ocorre quando a água armazenada no aquífero raso excede um valor limite especificado pelo usuário, qual seja, $aq_{shthn,q}$.

O fluxo de água subterrânea pode ser descrito pela equação 17:

$$Q_{gw} = \frac{8000 \cdot K_{sat}}{L_{gw}^2} \cdot h_{wtbl}$$

Equação 17

Em que Q_{gw} é o fluxo de água subterrânea, ou fluxo de base para dentro do canal principal no dia i (mm), K_{sat} é a condutividade hidráulica do aquífero (mm.dia^{-1}), L_{gw} é a distância a partir da divisão do talvegue ou sub-bacia para o sistema aquífero em relação ao canal principal (m), e h_{wtbl} é a profundidade do lençol freático (m).

CLIMA

Na fase terrestre do ciclo hidrológico o clima é o principal agente indutor dos processos. Os dados climáticos exigidos pelo modelo se dividem em dois tipos: dados diários e dados mensais. Os dados diários são médias diárias dos seguintes fatores: precipitação, temperatura do ar, velocidade do vento, radiação solar e umidade relativa do ar. Além dos valores, o modelo exige que seja fornecida a localização das estações de onde foram obtidos. A alimentação dos dados climáticos diários no SWAT é opcional, pois o próprio *software* pode simular os valores a partir dos dados climatológicos mensais, esses sim, obrigatórios, em seu “gerador do clima”.

Em relação aos dados mensais, o SWAT exige que o usuário informe uma série de dados estatísticos como, por exemplo, precipitação máxima de 30 minutos para cada mês, temperatura média do ponto de orvalho, média das máximas chuvas diárias, etc. O SWAT possui uma grande base desses dados, mas somente para estações climáticas nos EUA. O usuário do modelo fora dos EUA deve preparar esses dados, sendo que essa atividade pode consumir alguns dias de trabalho.

Caso o usuário informe os dados diários, os dados mensais serão apenas utilizados para preenchimento de falhas e para simulações de cenários. O SWAT produz um conjunto de dados climatológicos independente para cada sub-bacia.

PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

A produção de sedimentos é calculada, no modelo SWAT, para cada HRU, a partir da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MUSLE, em inglês), apresentada na equação 18:

$$SED = 11,8.(Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG$$

Equação 18

em que: SED é a produção de sedimento em um dia (ton^3); Q_{surf} é a lâmina de escoamento superficial (mm.ha^{-1}); q_{peak} é a vazão de pico ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); $area_{hru}$ é a área da HRU (ha); K_{USLE} é o

fator erodibilidade do solo; C_{USLE} é o fator cobertura e manejo; P_{USLE} é o fator de práticas conservacionistas; LS_{USLE} é o fator topografia e $CFRG$ é o fator de fragmentação esparsa.

A MUSLE prevê o aporte de sedimentos e a principal diferença com a USLE está na ausência do termo erosividade da chuva, que foi substituído por fatores relacionados à energia erosiva do escoamento superficial.

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. O valor K é determinado em parcelas experimentais de perdas de solo padronizadas, nas quais o solo é preparado de maneira convencional morro abaixo e mantido descoberto de forma que os fatores LS, C e P sejam iguais a 1. O fator K seria o resultado do ajuste da inclinação da curva entre o índice de erosividade e a perda de solo.

Percebe-se claramente que a determinação direta deste índice é morosa e de grande custo. Por conta disso, foram desenvolvidos métodos indiretos para sua estimativa. Wischmeier e Smith. (1978) desenvolveram a seguinte expressão para calcular o fator erodibilidade do solo, utilizada pelo SWAT:

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

Equação 19

Onde K_{USLE} é o fator erodibilidade; M é o parâmetro de tamanho de partícula (adimensional); OM é a porcentagem de matéria orgânica (%); $C_{soilstr}$ é o 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 rápida moderada; $c_{perm} = 3$ para permeabilidade moderada; $c_{perm} = 4$ para permeabilidade moderada a lenta; $c_{perm} = 5$ para permeabilidade lenta; $c_{perm} = 6$ para permeabilidade muito lenta).

O parâmetro de tamanho de partícula é calculado por meio da equação 20:

$$M = (m_{silt} + m_{vfs}).(100 - m_c)$$

Equação 20

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 pela equação 21:

$$OM = 1,72 \cdot C_{org}$$

Equação 21

Onde C_{org} é a porcentagem de carbono orgânico presente na camada de solo analisada.

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 o valor referencial igual a 1.

Esses valores são determinados por parcelas experimentais, embora a grande maioria dos trabalhos se utilize de tabelas já preparadas contendo os valores de C para cada cultura e tipo de manejo.

O SWAT utiliza os valores tabelados de C contidos no “Agriculture Handbook 537”, do Departamento de Agricultura dos EUA. No entanto, utiliza a equação 22 para atualização diária do fator de uso e manejo do solo:

$$C_{USLE} = \exp\left[\ln(0,8) - \ln(C_{USLE,nn})\right] \cdot \exp\left[-0,00115 \cdot rsd_{surf}\right] + \ln\left[C_{USLE,nn}\right]$$

Equação 22

Onde $C_{USLE,nn}$ 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 ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). O valor mínimo do fator de uso e manejo do solo pode ser estimado a partir da equação 23 :

$$C_{USLE,nn} = 1,463 \ln\left[C_{USLE,aa}\right] + 0,1034$$

Equação 23

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

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 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 4 é a recomendada para a determinação do valor de P_{USLE} .

Tabela 03- Valores de fator P e limites de comprimento de rampa com plantio em contorno (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

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

Tabela 4 - Valores de fator P e limites de comprimento de rampa quando há plantio em contorno e faixas alternadas de diferentes culturas (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Declividade (%)	P_{USLE}			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
---------	------	------	------	----	----

P_{USLEA} : para rotação de cultura e 2 anos de pousio;

P_{USLEB} : para rotação de cultura e 1 anos de pousio;

P_{USLEC} : para faixas alternadas anuais de cultura.

Utilizando as tabelas acima, o SWAT calcula o fator P pela análise do Modelo Digital de Elevação associado a informações inseridas pelo usuário, como, por exemplo, a existência e distanciamento entre terraços.

Fator Topográfico

Os fatores L e S são, em geral, 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.

No SWAT, o fator topográfico é calculado para cada HRU por meio da equação 24:

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

Equação 24

Onde, L_{hill} : comprimento de rampa (m); m: termo exponencial; α_{hill} : ângulo do declive.

O termo exponencial, m, é obtido pela equação 25:

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

Equação 25

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

$$slp = \tan \alpha_{hill}$$

Equação 26

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 superestimacões devido à não consideração dos tipos de terreno (UZEIKA, 2009).

Fator de Fragmentação Esparsa

O fator de fragmentação esparsa (CFRG) é calculado por meio da equação 27:

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

Equação 27

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

Sedimentos do Escoamento Lateral e Subterrâneo

Além dos cálculos dos fatores que compõe a MUSLE, vistos acima, o SWAT prevê, ainda, outros processamentos relativos à produção e transporte de sedimentos. Pode-se citar, por exemplo, o fator de retardo dos sedimentos presentes no escoamento superficial, semelhante ao descrito na equação 11, e a quantificação da produção de sedimentos provenientes do escoamento lateral e subterrâneo.

O SWAT também possui componentes para simulação da propagação dos sedimentos no canal.

TEMPERATURA DO SOLO

A temperatura do solo interfere no movimento da água, na taxa de decaimento de resíduos no solo e na evapotranspiração. É calculada a partir da temperatura da superfície que, por sua vez, é função da cobertura do solo, temperatura do solo exposto, temperatura do solo no dia anterior e no centro de cada camada de solo. A temperatura no centro de cada camada de solo é função da temperatura da superfície, da temperatura média anual do ar e da profundidade da camada do solo em que não há mais variação da temperatura devido às condições climáticas. Essa profundidade é definida em função da densidade e teor de água no solo.

COBERTURA DO SOLO E CRESCIMENTO DAS PLANTAS

As condições de cobertura vegetal e de resíduos culturais são importantes para a estimativa do desprendimento e transporte de partículas do solo, conforme o fator “C” da MUSLE. Já o crescimento das plantas é simulado usando uma simplificação do EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*) e ocorre somente nos dias em que a temperatura média diária excede uma temperatura básica específica da planta. O excesso de temperatura é medido por “unidades de calor” e acumuladas no tempo. O SWAT, então, baseia-se no somatório energético na forma de temperatura acumulada diariamente (unidades de calor) que o vegetal receberá para simular o crescimento das plantas, assumindo que toda temperatura acima da temperatura de base acelera o crescimento e o desenvolvimento das culturas.

NUTRIENTES E PESTICIDAS

O SWAT traça o movimento e a transformação de Nitrogênio e Fósforo dentro da bacia. Além desses nutrientes, informações sobre carga de pesticidas e contaminação por bactérias também podem ser obtidas.

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

PRÁTICAS DE MANEJO

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

Também fazem parte da fase terrestre do modelo SWAT as simulações do crescimento e de demanda por água e nutrientes das culturas agrícolas. Nesses processos, obviamente, as práticas de manejo interferem de forma direta e o usuário tem, à sua disposição, uma ampla gama dessas práticas para informar ao modelo.

Deve ser ressaltado, no entanto, que o fornecimento desse tipo de informação é opcional para a simulação, servindo apenas para refinamento dos resultados pelo modelo. Caso o usuário não tenha essas informações ou opte por não inseri-las, como é a regra geral, o modelo gera resultados normalmente. Esse tipo de refinamento é mais comum em bacias muito pequenas, onde o usuário tenha a exata informação sobre as práticas de manejo ali adotadas, ou vastas áreas onde haja a implantação de uma monocultura, o que facilita a uniformização das informações.

III.2. Fase de propagação na rede hídrica

Após a contribuição de água e sedimentos de cada HRU ter chegado ao curso d'água, esse material é propagado até o exutório da bacia. O modelo divide essa fase em propagação da vazão líquida e da vazão sólida.

III.2.1 Propagação do fluxo de água

A medida que o fluxo de água ocorre, uma porção pode ser perdida devido à evaporação e por transmissão no leito do canal. Outra perda potencial é devida à captação da água do canal para uso humano ou agrícola. O fluxo pode ser suplementado pela precipitação direta no canal ou a adição de água a partir de descargas pontuais configuradas pelo usuário.

No SWAT, o cálculo da vazão e da velocidade do escoamento nos rios é feito com a utilização da equação de Manning (Equações 28 e 29). Já a propagação da água nos rios utiliza o método de Williams (método de acumulação variada) ou Muskingum, os quais baseiam-se no modelo da onda cinemática e na equação da continuidade. Nesta pesquisa foi utilizado o método de Williams, *default* do modelo (Equação 30).

O modelo assume que os canais possuem formato trapezoidal com taludes cuja inclinação ocorre na proporção de 2:1 (horizontal:vertical), ou seja, igual a 0,5. O usuário pode informar ao modelo o comprimento, a largura e a profundidade do canal quando preenchido até o nível mais alto quando ainda não ocorre inundação para fora do canal, assim como o coeficiente de Manning e a declividade do canal ao longo do seu comprimento. No caso do usuário não informar essas características ao modelo, este utiliza o MDE para a estimativa desses dados.

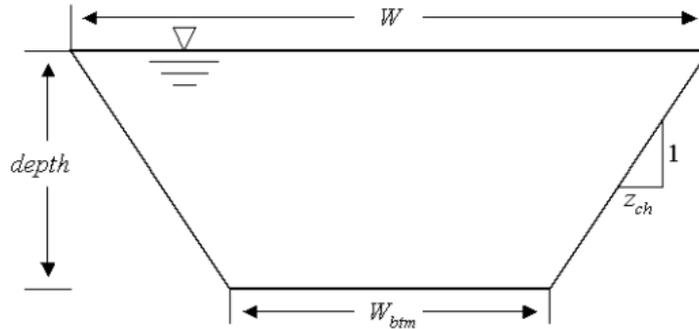


Figura 5 – Dimensões trapezoidais do canal, conforme considerado pelo SWAT (NEITSCH *et al.* 2005).

Quando o volume de água nos canais é maior do que o limite máximo que o canal suporta, a água empoça em volta do canal, inundando as margens. A área de inundação também apresenta formato trapezoidal, entretanto a inclinação dos taludes é menor.

Por meio dos cálculos de área seccional de vazão no canal e perímetro molhado, o modelo calcula o raio hidráulico do canal para uma dada profundidade. Essas variáveis são necessárias para definir a vazão e a velocidade no canal, conforme a equação de Manning:

$$q_{ch} = \frac{A_{ch} * R_{ch}^{2/3} * slp_{ch}^{1/2}}{n}$$

Equação 28

$$v_c = \frac{R_{ch}^{2/3} * slp_{ch}^{1/2}}{n}$$

Equação 29

em que q_{ch} é a vazão no canal ($m^3.s^{-1}$); A_{ch} é a área seccional em que ocorre a vazão no canal (m^2); R_{ch} é o raio hidráulico do canal para uma determinada profundidade (m); slp_{ch} é a declividade ao longo do comprimento do canal ($m.m^{-1}$); n é o coeficiente “n” de Manning para o canal; e v_c é a velocidade do fluxo no canal ($m.s^{-1}$).

O método de acumulação variada proposto por Williams (1969), baseado na equação da continuidade, para expressar a propagação de água pelo canal, é dado pela equação 30:

$$V_{out,2} = SC * (V_{in} + V_{stored,1})$$

Equação 30

em que $V_{out,2}$ é o volume de água que sai do trecho em questão (m^3); SC é o coeficiente de armazenamento; V_{in} é o volume que entra no período em questão (m^3); e $V_{stored,1}$ é o volume acumulado no início do período (m^3). O coeficiente de armazenamento é calculado pela equação:

$$SC = \frac{2 \cdot \Delta t}{2 \cdot TT + \Delta t}$$

Equação 31

em que Δt é o período de tempo (s); e TT é o tempo de viagem.

Perdas por Transmissão no canal

Durante os períodos em que os canais não recebem contribuição de água subterrânea é possível que aconteçam perdas por transmissão no leito do rio. As perdas por transmissão são estimadas pela equação 32:

$$tloss = K_{ch} \cdot TT \cdot P_{ch} \cdot L_{ch}$$

Equação 32

Em que $tloss$ são as perdas por transmissão no canal ($m^3 H_2O$), K_{ch} é a condutividade hidráulica do leito do rio (mm/h), TT é o tempo de viagem do fluxo (h), P_{ch} é o perímetro molhado (m), L_{ch} é o comprimento do canal (Km). O parâmetro K_{ch} é conhecido como CH-K2 na calibração do SWAT.

Valores típicos de K_{ch} são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 : Valores típicos de K_{ch} (NEITSCH *et al.*, 2005).

Grupo	Características do leito	Condutividade Hidráulica
Taxa de perda muito alta	Pedregulho limpo e areia grosseira	127 mm.h ⁻¹

Taxa de perda alta	Areia e pedregulho limpo	51-127 mm.h ⁻¹
Taxa de perda moderadamente alta	Mistura de areia e pedregulho com baixo teor de material silto- argiloso	25- mm.h ⁻¹
Taxa de perda moderada	Mistura de areia e pedregulho com alto teor de material silto- argiloso	6 - 25 mm.h ⁻¹
Taxa de perda de baixa a insignificante	Leito de material consolidado alto teor de material silto- argiloso	0,025- 2,5 mm.h ⁻¹

III.2.2 Propagação do fluxo de sedimentos

A propagação dos sedimentos no canal consiste das componentes deposição e degradação, operadas simultaneamente. 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, conforme equação 33:

$$conc_{sed,ch,mx} = c_{sp} \cdot v_{ch,pk}^{sp exp}$$

Equação 33

onde $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água (ton.m⁻³), $v_{ch,pk}$ é a velocidade de pico (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 33 for menor que a concentração de sedimentos no início do processo, $conc_{sed,ch,i} > conc_{sed,ch,mx}$ a degradação é o processo dominante sendo calculada por:

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

Equação 34

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 (ton.m⁻³), $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água (ton.m⁻³) e V_{ch} é o volume de água que passa no segmento (m³).

Se a concentração máxima de sedimento calculada pela equação 33 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 pela equação 35:

$$sed_{deg} = (conc_{sed,ch,mx} - conc_{sed,ch,i}) \cdot V_{ch} \cdot K_{CH} \cdot C_{CH} \quad \text{Equação 35}$$

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 ($ton \cdot m^{-3}$), $conc_{sed,ch,i}$ é a concentração de sedimentos no início do processo ($ton \cdot m^{-3}$), V_{ch} é o volume de água que passa no segmento (m^3), K_{CH} é o fator de erodibilidade do canal ($cm \cdot h^{-1} \cdot Pa^{-1}$) 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.*, 2005).

Depois de realizado o cálculo entre a condição de agradação e degradação o modelo estima a quantidade de sedimentos propagada no trecho pelas das duas equações a seguir:

$$sed_{ch} = sed_{ch,i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad \text{Equação 36}$$

sendo sed_{ch} 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).

$$sed_{out} = sed_{ch} \cdot \frac{V_{out}}{V_{ch}} \quad \text{Equação 37}$$

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).

IV. OBJETIVOS

GERAL

Avaliar o desempenho do modelo SWAT em simular a vazão e a descarga sólida em suspensão em bacia agrícola de Cerrado, em escala diária e mensal, quando calibrado com dados obtidos a partir de uma curva-chave de sedimentos.

ESPECÍFICOS

- Gerar a curva-chave de sedimentos para essa bacia.
- Avaliar o desempenho do modelo SWAT na simulação das variáveis de interesse nas escalas mensal e diária.
- Identificar os parâmetros que mais influenciam os resultados das simulações.
- Parametrizar o modelo SWAT para a simulação das variáveis de interesse na bacia estudada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASPOUR, K.C. **SWAT-CUP2: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual**. Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 2008, 95p.

ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrologic System-Systeme Hydrologique Europeen, SHE, 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modeling system. **Journal of Hydrology**, v.87, p.45–59.1986.

AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, v. 64, p. 247–271. 2005.

ANEEL – ANA. **Resolução Conjunta nº 003**. Brasília. 2010. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/cedoc/res2010003cj.pdf>. Consulta realizada em: 05/06/2012.

ANTONIAZZI, L.B. **Oferta de serviços ambientais na agricultura**. 2008. 91 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2008.

ARNOLD, J.G.; MORIASI, D.N.; GASSMAN, P.W.; ABBASPOUR, K.C.; WHITE, M.J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R.D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. Swat: model use, calibration, and validation. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**. v. 55 p. 1491 – 1508. 2012.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment Part I: model development. **Journal of the American water resources association**. v. 34, n. 1. p. 73 - 89. 1998.

ARNOLD, J.G.; ALLEN, P.M. Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 35, n.2, p. 411-424. 1999.

ARNOLD, J.G.; MUTTIAH, R.S.; SRINIVASAN, R.; ALLEN, P.M. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. **Journal of Hydrology**, v.227, p. 21-40. 2000

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

BARROS, W. D. **A erosão no Brasil**. Rio de Janeiro: Ministério da Viação e Obras públicas, 350 p. 1956.

BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F.; MONKE, E. J. ANSWERS: a model for watershed planning. **Transactions of the American Society Agricultural Engineers**, p. 938– 944, 1980.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O Meio Ambiente e os Recursos Hídricos. In: Tucci, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Segunda edição. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, p. 848-875. 2001.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, 2007, p. 133-142.

BERTONI, J.; LOMBARDI, N. F. **Conservação do solo**. 4. ed. São Paulo: Ícone, 1999.

BEVEN, K. J., AND KIRKBY, M. J. A physically-based variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrology Science Bulletin**,v.24, p.43– 69. 1979

BEVEN, K. J. **Rainfall-runoff modelling: The primer**. Chichester: John Wiley & Sons Ltda. 360p. 2001.

BICALHO, C. C. **Estudo do Transporte de Sedimentos em Suspensão na Bacia do Rio Descoberto**. 2006. 162 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília. Brasília-DF, 2006.

BONUMÁ, N.B.; REICHERT, J.M.; MINELLA, J.P.; BARROS, C.A.P.; RODRIGUES, M.F.; BUARQUE, D.C. Simulação da vazão e da produção de sedimentos utilizando o modelo

SWAT. In: LIMA, J.E.F.W.; LOPES, W.T.A. **Engenharia de Sedimentos: na busca de soluções para problemas de erosão e assoreamento**. Brasília: ABRH, p. 448, 2011.

BONUMÁ, N.B. **Modelagem do escoamento, da produção de sedimentos e da transferência de fósforo em bacia rural no sul do Brasil**. 2011. 136 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria. Centro de ciências rurais. Programa de pós-graduação em ciência do solo. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. **Programa Produtor de Água: Manual Operativo**. Brasília: MMA; ANA. 82 p. 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **GEOBrasil: Recursos hídricos: resumo executivo**. Brasília: MMA; ANA, 60 p. 2007.

BURNASH, R. J. C.; FERRAL, R. L.; MCGUIRE, R. A. **A generalized streamflow simulation system—conceptual modeling for digital computers**. Rep., U.S. Dept. of Commerce, National Weather Service, Silver Springs, Md., and State of California, Dept. of Water Resources, Sacramento, California. 1973.

CARDOSO, T.C; KOBİYAMA, M.; GRISON, F. **Problemas na estimativa de sólidos em suspensão associados à elaboração da curva-chave para sensor de turbidez**. In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Foz do Iguaçu, 2012.

CARVALHO, N.O.; FILIZOLA JÚNIOR, N.P.; SANTOS, P.M.C.; LIMA, J.E.F.W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL. 154p. 2000.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2. ed. Interciência. 599 p, 2008.

CASTRO, K.B. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada**. 2013. 141 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências – Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2013.

CHAPLOT, V. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO₃ – N loads predictions. **Journal of Hydrology**, v.312, p. 207-222. 2005

CHAVES, H.M.L. Análise global de sensibilidade dos parâmetros da equação universal de perda de solo modificada (MUSLE). **Revista brasileira de Ciência do Solo**, v.15, p. 345-350, 1991.

CHAVES, H.M.L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p. 1469-1477, 2010.

CHAVES, T.A. **Análise do custo econômico da erosão em uma bacia hidrográfica ocupada por agricultura – um estudo de caso na bacia do Rio Jardim-DF**. 2011. 86 f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Geografia. Universidade de Brasília, Brasília, 2011

CHEVALLIER, P. Aquisição e processamento de dados. In: Tucci, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, p. 79-164. 2004

CHU, T. W.; SHIRMOHAMMADI, H.; SADEGHI, A. **Evaluation of the SWAT model's sediment and nutrient components in the Piedmont physiographic region of Maryland**. **Transactions of the American Society Agricultural Engineers** v.47(5), p. 1523-1538. 2004

CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. **Applied hydrology**. New York: McGraw-hill Book, 572p. 1988.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda. 236 p. 1999.

CLIFFORD, N.J.; RICHARDS, K.S.; BROWN, R.A.; LANE, S.N. Laboratory and field assessment of an infrared turbidity probe and its response to particle size and variation in suspended sediment concentration. **IAHS Publication**. v.40, p. 771–791. 1995.

COLBY, B.R. Relation of unmeasured sediment discharge to mean velocity. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 38, p.708-719. 1957.

COLLISCHONN, W.; AGRA, S.D; FREITAS, G.K; PRIANTE, G.R; TASSI, R.S; CHRISTOPHER F. **Em busca do hidrograma ecológico**. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa-PB, 2005.

COOK, H.L. The nature and controlling variables of the water erosion process. **Soil Science Society Proceedings**. p.487-494. 1936.

CRAWFORD, N. H.; LINSLEY, R. K. **Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV**. Tech. Rep. No. 39, Stanford Univ., Palo Alto, California, 1966.

DEFERSHA, M.B.; MELESSE, A.M. Field-scale investigation of the effect of land use on sediment yield and runoff using runoff plot data and models in the Mara River basin, Kenya, **Catena**, v. 89, p. 54-64, 2012.

DOOGE, J.C.I. The hydrologic cycle as a closed system. **International Association of Scientific Hydrology Bulletin**, v.13, p.58-68. 1968.

DUAN, Q.; SOROOSHIAN, S.; GUPTA, V. Effective and Efficient Global Optimization for Conceptual Rainfall-Runoff Models. **Water Resources Research**, v.28, n.4, p. 1015-1031. 1992.

DUNNE, T. Field Study of hillslope flow processes. In: KIRKBY, M.J. **Hillslope Hydrology**. Ed. John Wiley & Sons, p 227-293, 1978.

ELLISON, W.D. Soil erosion studies – Part I. **Agriculture Engineering**. p. 145- 146. 1947.

ESTIGONI, M. V.; MIRANDA, R. B.; VERONEZ, O.; LEITE, C. B.; BOTELHO, D. A. **Fundamentos teóricos sobre modelagem de transporte de sedimentos coesivos**. In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Foz do Iguaçu, 2012.

FAO. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) - Managing systems at risk**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London. 285p. 2011

FERRIGO, S.; MINOTTI, R.; KOIDE S. **Utilização do modelo SWAT na estimativa de produção de sedimentos decorrentes de diferentes cenários de uso do solo na bacia do córrego Capão Comprido no Distrito Federal**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, 2011.

FERRIGO, S.; MINOTTI, R.T.; ROIG, H.; KOIDE, S. **Análise do modelo SWAT na simulação de produção de sedimentos quando calibrado unicamente para vazão em uma**

pequena bacia hidrográfica rural. In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Foz do Iguaçu, 2012.

GARBOSSA, L.H.P.; VASCONCELOS, L.R.C.; LAPA, K.R.; BLAINSKI, E.; PINHEIRO, A. **The use and results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 1999 until 2010.** International SWAT Conference & Workshops, Toledo – Espanha. 27 p. 2011.

GARRIDO, J.M. **Aplicação de modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do rio Jiquiriçá – Bahia.** 2003. 198 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2003.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n. 4, p. 1211-1250. 2007.

GLYSSON, G. D. **Sediment-Transport Curves.** USGS, Reston - Virginia. 1987.

GUPTA, H.V.S.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P.O. Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. **Water Resources Research**, v.34, p. 751-763. 1998.

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

HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; PRUSKI, F.F.; DE MARIA, I. C.; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J.N. A erosão e seu impacto, in MANZATTO *et al.* (ed.): **Uso agrícola dos solos brasileiros.** Embrapa, RJ, p. 47-60, 2002.

HUDSON, N. Field measurement of soil erosion and runoff. **FAO Soils Bulletin**, v.68. 139 p. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1997

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra.** Fondo de Cultura Económica. México. 479p. 1948.

LANNA, A.E. Elementos de estatística e probabilidade. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Segunda edição. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, p. 79-164. 2001.

LEAVESLEY, G. H., LICHTY, R. W., TROUTMAN, B. M., AND SAINDON, L. G. **Precipitation-runoff modeling system user's manual**. USGS Water Resources Investigations Rep. No. 83-4238, Denver. 1983

LELIS, T. A. **Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na bacia do ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT**. 2011. 164 f. Tese de Doutorado. Programa de pós-Graduação em engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG. 2011.

LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H. Comparisons of two approaches of sensitivity analysis. **Physics and Chemistry of the Earth**. v. 27. p. 645-654. 2002.

LEWIS, J.; EADS, R. Turbidity-controlled suspended sediment sampling. **Watershed Management Network**, v6. 1996.

LI, Z.; LIU, W.; ZHANG, X.; ZHENG, F. Impacts of land use change and climate variability on hydrology in a agricultural catchment on the Loess Plateau of China. **Jornal of Hydrology**, v. 377, p. 35-42, 2009.

LIMA, J.E.F.W. *et al.* **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa – Diagnóstico hidrossedimentológico da Bacia do Rio Piquiri**. Embrapa Cerrados. Brasília, DF (2004).

LIMA, J.E.F.W. **Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado**. 2010. 312 f. Tese de Doutorado, Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2010

LIMA, J.E.F.W ; LOPES, W.T.A. ; OLIVEIRA-FILHO, E. C. ; MUNIZ, D.H.F. **Relação entre a turbidez e a concentração de sedimentos em suspensão em uma bacia agrícola típica do Cerrado: o caso da Bacia Experimental do Alto Rio Jardim, DF**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió. 2011.

LIMA, J.E.F.W; SILVA, E.M; STRAUCH, M; LORZ, C. **Desenvolvimento de base de dados de solos para a aplicação do modelo SWAT em bacia do bioma Cerrado**. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves. 2013.

LOMBARDI NETO, F.; BELLINAZZI JÚNIOR, R.; GALETI, P. A.; BERTOLINI, D.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B. **Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços**. Simpósio sobre terraceamento agrícola. Campinas, Fundação Cargill. 1989.

LOPES, G. R. **Estudos hidrológicos e hidrossedimentológicos na bacia do córrego do Capão Comprido, DF**. 2010. 123 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília/DF, 2010.

MAIDMENT, D.R. **Handbook of Hydrology**. New York: McGraw-hill Book. 1993.

MAIDMENT, D.R.; DJOKIC, D. Hydrologic and Hydraulic Modeling Support with GIS, **ESRI Press**, Redlands CA. 232 p. 2000.

MACHADO, R.E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 fl. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo/SP. 2002.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimento para a microbacia hidrográfica do ribeirão Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, p.735-741. 2003.

MANZ, R.E.; SANTOS, I; PAULA, E.V. **Monitoramento automático do transporte de sedimento em suspensão por meio de turbidímetro de alta performance**. In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Brasília. 2010.

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

MERTEN, G.H.; HOROWITZ, A.J.; CLARKE, R.T.; MINELLA, J.P.G.; PICKBRENNER, K.; PINTO, M.C.F. 2006. **Considerações sobre a utilização da curva-chave para determinação de fluxo de sedimentos**. In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Porto Alegre. 2006.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; MORO, M. **Estimativa de fluxo de sedimentos em rios através do uso da curva-chave e do sensor ótico de turbidez.** In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Foz do Iguaçu. 2012.

METCALF, E. **Storm Water Management Model Volume I – Final Report.** Environmental Protection Agency, Washington DC, 1971, 353 p.

MINELLA, J.P.G. **Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso e do manejo do solo nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural no Rio Grande do Sul.** 2007. 172 f. Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2007.

MINELLA, JPG ; WALLING, DE ; MERTEN, GH. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields . **Journal Of Hydrology.** v.348, p.546-563. 2008.

MINELLA, J. P. G., MERTEN, G. H., REICHERT, J. M., E CLARKE, R. T. Estimating Suspended Sediment Concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes,** v.22, p. 1819-1830. 2008.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; WALLING, D.E.; REICHERT, J.M. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena,** v.79, p. 228-236. 2009.

MONSALVE-HERRERA, D. J. **Integração de modelos de quantidade e qualidade da água para avaliação de cargas contaminantes em afluentes de mananciais de abastecimento.** 2013, 127 fl. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília. Brasília, DF. 2013.

MOREIRA, I. A., **Modelagem hidrológica chuva-vazão com dados de radar e pluviômetros.** 2009, 81 fl. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná. Curitiba/PR. 2009.

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

MORRIS, E. M. Forecasting flood flows in grassy and forested basins using a deterministic distributed mathematical model. **Hydrological Forecasting** v.129, p. 247–255. 1980

MOSTERT, E. **Conflict and cooperation in the management of international freshwater resources: a global review**. Paris, UNESCO-IHP, vol. 1, 2003, 63 p.

MULLER, A.C. **Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento**. Makron Books. São Paulo. 412 p. 1995.

NASCIMENTO, F. A; SALIBA, A.P.M.; TOMÉ, F.F.O ; SILVA, F.E.O; DINIZ, M.G.M; SOUSA, G.G; ALVES, C.L. O método do soil conservation service revisitado: verificação de validade de premissas e aplicabilidade em projetos de mineração. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió. Brasil. 2011.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (NRCS) SOIL SURVEY STAFF. **National Soil Survey Handbook**. U.S Government Printing Office. 430 p. 1996.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R. **Soil and Water Assessment Tool: Input/Output File Documentation, Version 2005**. Agricultural Research Service. Texas. 476p. 2004.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation, Version 2005**. Agricultural Research Service. Texas. 476p. 2005.

OLIVEIRA, M. Q. C.; MEDEIROS, Y. D. P. **Aplicação do modelo SWAT na avaliação de impactos decorrentes da modificação no uso do solo em bacias hidrográficas**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Belo Horizonte/MG. Brasil. 1999.

ORWIN, J.F.; SMART, C.C. An inexpensive turbidimeter for monitoring suspended sediment. **Geomorphology**, v. 68, n. 1-2, p. 3-15. 2005.

PAVANELLI, D.; PAGLIRANI, A. Monitoring Water Flow, Turbidity and Suspended Sediment Load from a Apennine Catchment Basin, Italy. **Biosystems Engineering**, v. 10 n. 20. p.463 – 468. 2002.

PENMAN, H. L. Weather, plant and soil factors in hydrology. **Weather**,v.16, p.207–219, 1961.

PEREIRA, J.C.D., **Aplicação do modelo hidrossedimentológico AVSWAT na bacia hidrográfica do Ribeirão da Cachoeirinha-MG**. 2010. 134 fl. Dissertação (mestrado). Instituto de Recursos Naturais. Universidade Federal de Itajubá. Itajubá/MG, 2010.

PHILLIPS, J.M.; WEBB, B.W.; WALLING, D.E.; LEEKS, G.J.L. Estimating the suspended sediment loads of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 13, p. 1035-1050.1999.

PICCOLO, M. A.M.; PINTO, C.A.; TEIXEIRA, E.C. **Correlação entre Sólidos em Suspensão, Cor e Turbidez para a Água Captada no Rio Jucu - ES**. In : XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, , Rio de Janeiro/RJ. p.1 - 12. 1999.

POLETO, C.; MERTEN, G.H. **Qualidade dos sedimentos**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p. 343-383, 2006.

PORTERFIELD, G. **Computation of fluvial sediment discharge**. 2nd. ed. Washington: United States Geological Survey. 66 p. 1977.

PRIMAVESI, A. **A Erosão**. Melhoramentos, São Paulo. 82 p. 1952.

PRUSKI, FF. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: Ed. UFV,280 p. 2006.

RILEY, S. J. The Sediment Concentration-Turbidity Relation: Its Value in Monitoring at Rager Uranium Mine, Northern Territory, Australia. **Catena**, v 32, p. 1-14. 1998.

ROCKWOOD, D. M. Theory and practice of the SSARR model as related to analyzing and forecasting the response of hydrologic systems. Applied modeling in catchment hydrology, V. P. Singh, ed., **Water Resources Publications**, Littleton, Colo., 87–106; 1986.

SALLES, L.A. **Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do ribeirão Pipiripau**. 2012. 114 f. Dissertação (Mestrado), Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2012.

SALTELLI, A.; CHAN, K.; SCOTT, E. M. **Sensitivity analysis**. John Wiley e Sons Ltda. England. 2001

SANTOS, I. D.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T./; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. **Hidrometria Aplicada**, IDT, Curitiba, 2001.

SARMENTO, L. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas**. 2010. 241 f. Tese de Doutorado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília. Brasília/DF. 2010.

SARTORI, A. **Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos**. 2004. 161 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas. Campinas/SP. 2004.

SARTORI, A.; LOMBARDI-NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, n.4, p.05-18. 2005.

SCHAEFLI, B; GUPTA, H.V. Do Nash values have value?. **Hydrological processes**, v.21, p. 2075-2080, 2007.

SCHULTZ, G.B.; SOUZA, R.M.; SANTOS, I. Simulação da produção e transporte de sedimentos com o modelo SWAT: aplicação na bacia do altíssimo rio Negro. In: LIMA, J.E.F.W.; LOPES, W.T.A. **Engenharia de Sedimentos: na busca de soluções para problemas de erosão e assoreamento**. Brasília: ABRH, p. 448, 2011.

SILVA, F.G.B.; CRESTANA, S. Reunião de modelos e formulações para análise de erosão de solos em bacias hidrográficas voltados ao planejamento ambiental. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; SCHALCH, V. **Bacia hidrográfica: diversas abordagens em pesquisa**. São Carlos: RIMA, 2004.

SILVA, L.P. **Modelagem e Geoprocessamento na identificação de áreas com risco de inundação e erosão na bacia do Rio Cuiá**. 2007. 114 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa/PB. 114p. 2007.

SILVEIRA, A.L.L. Ciclo Hidrológico e Bacia Hidrográfica. In: Tucci, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Segunda edição. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, 2001, p. 35- 51. 2001.

SMITH, R.E; GOODRICH, D.C; WOOLHISER, D.A; UNKRICH, C.L., KINEROS - A kinematic runoff and erosion model. In: SINGH, V. J. **Hydrology**, Ed. Water Resources Pub., Highlands Ranch, Colorado, 1995, p. 697-732.

SINGH, V.P.; WOOLHISER, D.A. Mathematical modeling of watershed hydrology. **Journal of hydrological engineering**, v.7, n.4, p. 270-292. 2002

SPRUILL, C. A.; WORKMAN, S. R.; TARABA, J. L. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model. **Transactions of the American Society Agricultural Engineers** 43(6), p.1431-1439. 2000.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G. Integration of the basin-scale water quality model with GIS. **Water Resources Bulletin**, v.30, n.03, p. 453-462. 1994.

SRINIVASAN, R.; RAMANARAYANAN, T.S.; ARNOLD, J.G.; BEDNARZ, S.T. Large area hydrologic modeling and assessment Part II: Model Application. **American Water Resources Association**, v.34, n.01, p. 91-101. 1998.

STRAUCH, M.; BERNHOFER, C.; KOIDE, S.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, v. 414-415, p. 413-424. 2012.

STRAUCH, M.; LIMA, J.E.F.W.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. The impact of best management Practices on simulated streamflow and sediment load in a central brazilian catchment. **Journal of Environmental Management**, v. 1, p. 10.1016. 2013.

SUN, H.; CORNISH, P.S.; DANIELL, T.M. Turbidity-based erosion estimation in a catchment in South Australia. **Journal of Hydrology**, v. 253, n. 1-4, p. 227-238. 2001.

TEIXEIRA, E. C; SENHORELO, A. P. **Avaliação de Correlação entre Turbidez e Concentração de Sólidos Suspensos em Bacias Hidrográficas com Uso e Ocupação Diferenciada.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre/ RS. 2000.

TOLSON, B. A. ; SHOEMAKER, C A. Cannonsville Reservoir Watershed SWAT2000 model development, calibration and validation. **Journal of Hydrology**, Vol.337(1), p.68-86. 2007.

TRIPATHI, M. P.; PANDA, R. K.; RAGHUWANSHI, N. S. Identification and prioritisation of critical sub-watersheds for soil conservation management using the SWAT model. **Biosys. Eng.** 85(3), p.365-379. 2003.

TUCCI, C.E.M. Modelos e Simulações. In: TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos.** Porto Alegre: Ed.Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1998.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** Segunda edição. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, p. 79-164. 2001.

UZEIKA, T. **Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural.** 2009. 129f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, 2009.

VAN GRIENSVEN, A.; BAUWENS, W. Multi objective autocalibration for semidistributed water quality models. **Water Resource Research**, v. 39(12). p.1348 -1356. 2003.

VAN GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T.; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DILUZIO, M.; SRINIVASAN, R. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, v.324, p. 10-23. 2006.

VERTESSY, R.A. et al. Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 665-700, 1993.

WAINWRIGHT, J.; MULLIGAN, M. **Environmental Modelling: finding simplicity in complexity.** John Willey & Sons Ltd. Wichester, England. 408 p. 2005.

WALLING, D. E. Measuring sediment yield from river basins. In: LAL, R. **Soil erosion research methods**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society. p. 39-74. 1988.

WALLING, D.E. Linking the field to the river: sediment delivery from agricultural land. In: BOARDMAN, J.; FOSTER, I.D.L.; DEARING, J.A. **Soil erosion on agricultural land**. Chichester: John Wiley. p. 129-152. 1990.

WALLING, D.E.; WEBB, B.W. The reliability of suspended sediment load data. **IAHS Publication** v.133, p. 177-94. 1981.

WILLIAMS, J.R. Flood Routing with varying travel time or variable storage coefficients. **Transactions of the American Society Agricultural Engineers**. v.12, p.100-103. 1969.

WILLIAMS, J.R. Sediment routing for agricultural watersheds. **Water Resources Bulletin** v.11(5), p.965-974. 1975.

WILLIAMS, G. P. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in Rivers. **Journal of Hydrology**. V.11, p. 89-106.1989.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. In: **Agricultural Handbook**, n.537. USDA, Washington-D.C, 57 p.; 1978.

WMO, World Meteorological Organization. **Guide to Hydrological Practices**. Geneva. 302.p. 2009.

YAPO, P. O.; GUPTA, H.V.; SOROOSHIAN, S. Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models: sensitivity to calibration data. **Journal of Hydrology**, v. 181, p.23-48. 1996.

CAPÍTULO ÚNICO

I. INTRODUÇÃO

Conforme Jebari *et al.* (2012), a erosão é um problema de duas faces: a primeira relaciona-se à dilapidação das camadas férteis de solo, prejudicando terrenos utilizados para agricultura; a segunda atribui-se à geração, o transporte e a deposição dos materiais erodidos em leitos de cursos d'águas e reservatórios, interferindo nas funções e usos dos mesmos.

Segundo Hernani *et al.* (2002), as áreas cultivadas no país perdem, em média, 19 toneladas de solo por hectare por ano, gerando um prejuízo para o país de 4 bilhões de dólares/ano. Esses prejuízos aumentam consideravelmente se forem contabilizados os custos *off-site*, ou seja, aqueles que repercutem fora da propriedade rural e não têm relação direta com os prejuízos relativos à perda de produtividade agrícola. Importantes setores da economia brasileira e mundial, como os setores elétricos, de saneamento e de transportes, registram perdas consideráveis por conta da excessiva sedimentação observada nos corpos d'água (BERTOL *et al.*, 2007).

Para auxiliar no gerenciamento de bacias hidrográficas e, assim, minimizar os efeitos dos processos supracitados, modelos hidrológicos computacionais vêm sendo desenvolvidos e aprimorados. Essas ferramentas podem prever o impacto da agricultura e do uso e ocupação do solo na qualidade e quantidade das águas superficiais e subterrâneas. A utilização desses modelos propicia a previsão de impactos ambientais e a otimização dos custos de gerenciamento.

Os modelos hidrológicos, uma vez alimentados com dados básicos da bacia hidrográfica ou região de interesse, podem fornecer uma série de informações e estimativas sobre as variáveis hidrológicas do local, tais como a vazão dos rios, a evapotranspiração, dados diversos sobre qualidade da água e água subterrânea, além da produção, transporte e deposição de sedimentos, fenômenos de maior interesse para este estudo.

Dentre os muitos modelos que tentam exprimir a ação dos fatores que exercem influência nas perdas de solo pela erosão hídrica, estão os conceituais distribuídos que simulam os diversos processos no ciclo hidrossedimentológico. Um desses modelos é o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) (ARNOLD *et al.*, 1998), desenvolvido para o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos.

A existência de dados de monitoramento hidrológico de boa qualidade, como medições de descargas líquida e sólida, é fator condicionante para a calibração de modelos como o SWAT. Trata-se de um grande problema para a realidade brasileira, cuja densidade de estações é muito pequena quando comparada a de países desenvolvidos.

A modelagem de processos erosivos é ainda mais crítica nesse contexto, haja vista a situação das estações sedimentológicas, de localização esparsa em território brasileiro. Neste cenário, a construção da curva-chave de sedimentos é de grande utilidade, uma vez que esta pode ser elaborada num período de tempo relativamente curto e apresenta ao pesquisador um provável panorama do funcionamento do fluxo de sedimentos em determinada bacia (MINELLA *et al.*, 2008).

Assim, o objetivo do presente estudo foi testar a eficácia do modelo SWAT em simular a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica em área agrícola do Cerrado brasileiro, quando calibrado com dados obtidos pela construção de uma curva-chave de sedimentos.

II. MATERIAIS E MÉTODOS

II.1 Descrição da bacia hidrográfica modelada

A Bacia do Alto Rio Jardim é uma área representativa do bioma Cerrado, situada na parte leste do Distrito Federal, entre as latitudes 15,71° e 15,86° S e as longitudes 47,55° e 47,64° W, com área de drenagem de 10.486 ha.

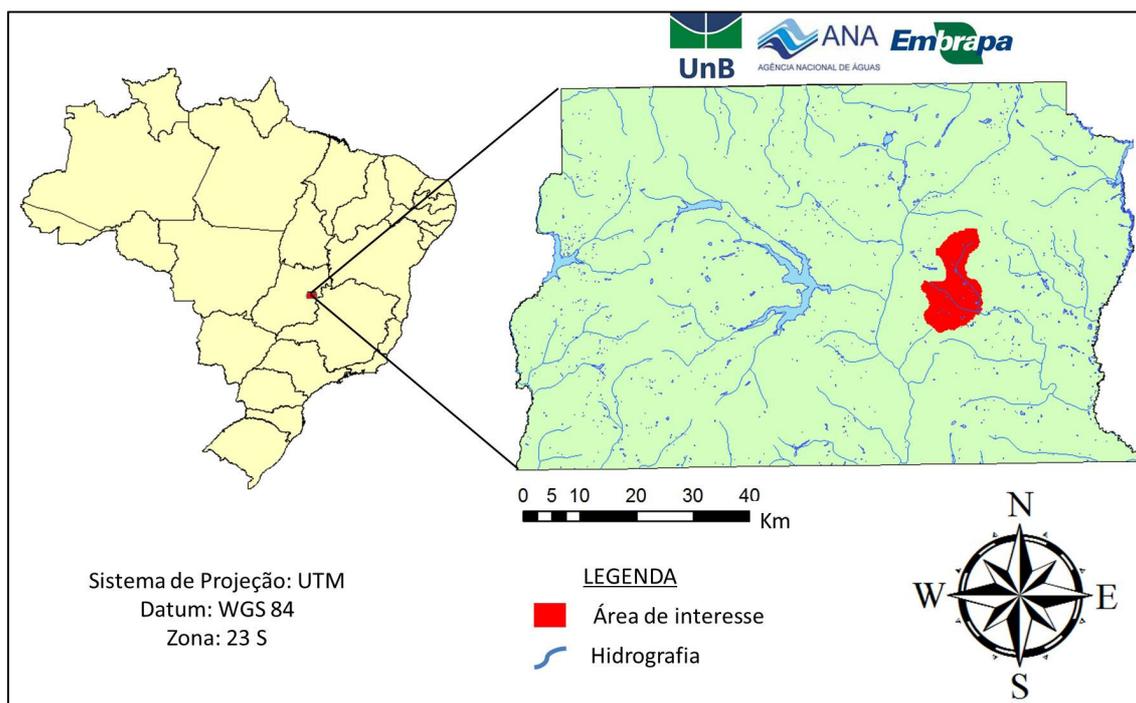


Figura 1- Localização da área de estudo.

Essa bacia pode ser dividida em duas sub-bacias principais, a do Rio Jardim, com 5.515 ha, e a do Rio Estanislau, seu principal afluente, com 4.971 ha. O encontro dos rios Jardim e Estanislau marca o ponto do exutório dessa bacia.



Figura 2 – Ponto de encontro dos Rios Jardim e Estanislau. O local marca o exutório da bacia do Alto Rio Jardim.

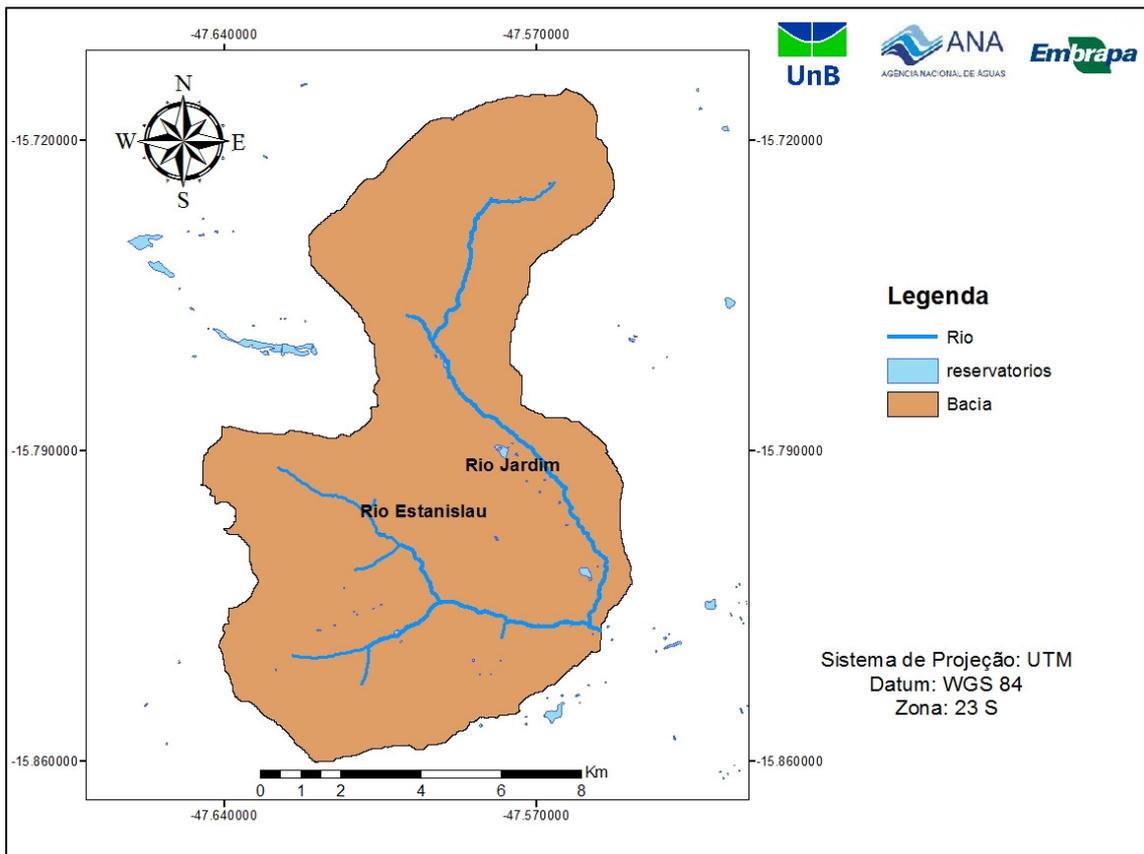


Figura 3– Detalhamento da rede hídrica.

É contribuinte ao Rio Preto e este ao Paracatu, rios inseridos na Região Hidrográfica do Rio São Francisco.

Clima

O clima da área, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo “Tropical de Savana e temperado chuvoso de inverno seco”, caracterizado por duas estações bem definidas: verão chuvoso e inverno seco. A estação seca ocorre de maio a setembro, enquanto a estação chuvosa compreende os meses de outubro a abril (LIMA, 2010).

Na estação chuvosa ocorrem 90% do total anual de precipitação, que tem média anual de 1.350 mm. O maior índice pluviométrico ocorre geralmente em janeiro, atingindo 244,8mm. (LIMA, 2010).

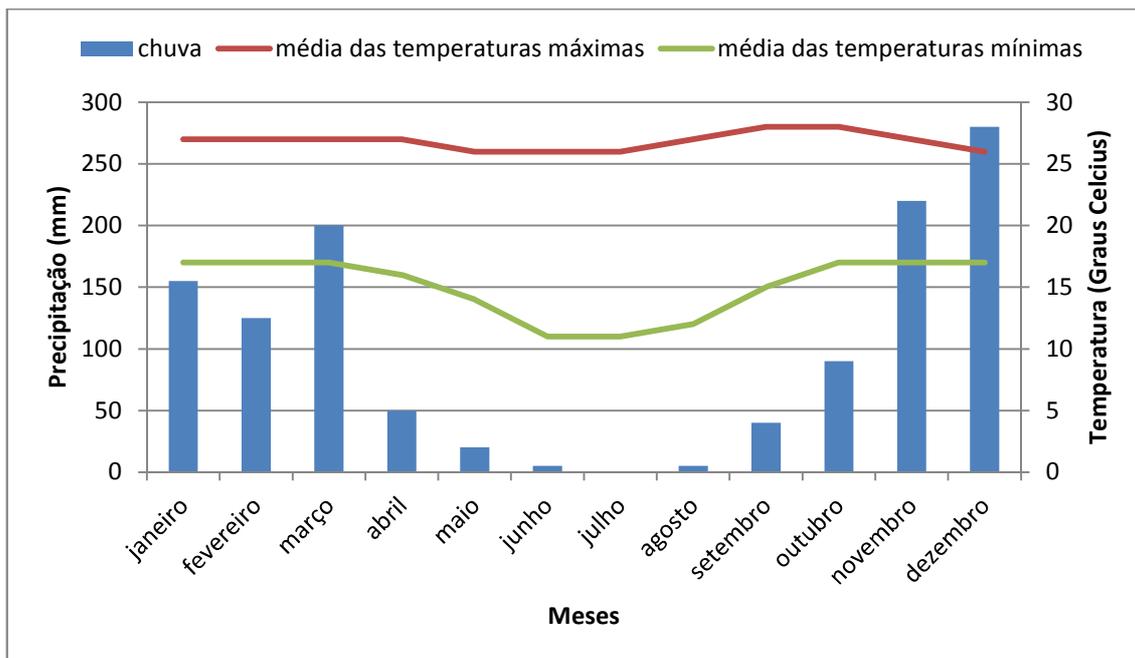


Figura 04– Média pluviométrica e de temperatura da bacia do Rio Jardim no período de 1997 a 2001. Fonte: Reatto *et al.* (2000).

Solos

Com auxílio de fotografias aéreas e dados coletados em vinte e um perfis de solos, Reatto *et al.* (2000) realizaram um levantamento semidetalhado dos solos da Bacia do Rio Jardim. Este trabalho tem servido como fonte de dados a vários estudos realizados na Bacia desde então. Seu produto final foi um mapa pedológico em escala 1:50.000 (Figura 05).

Segundo este levantamento, os principais tipos de solo nessa região são: Latossolos, 76,38% e Cambissolos, 16,68%. O restante da área é ocupado por Plintossolos, 2,54%, Gleissolos, 2,41%, Neossolos Quartzarênicos, 2,09% e, ainda, uma pequena parcela de afloramentos de rocha, 0,24%.

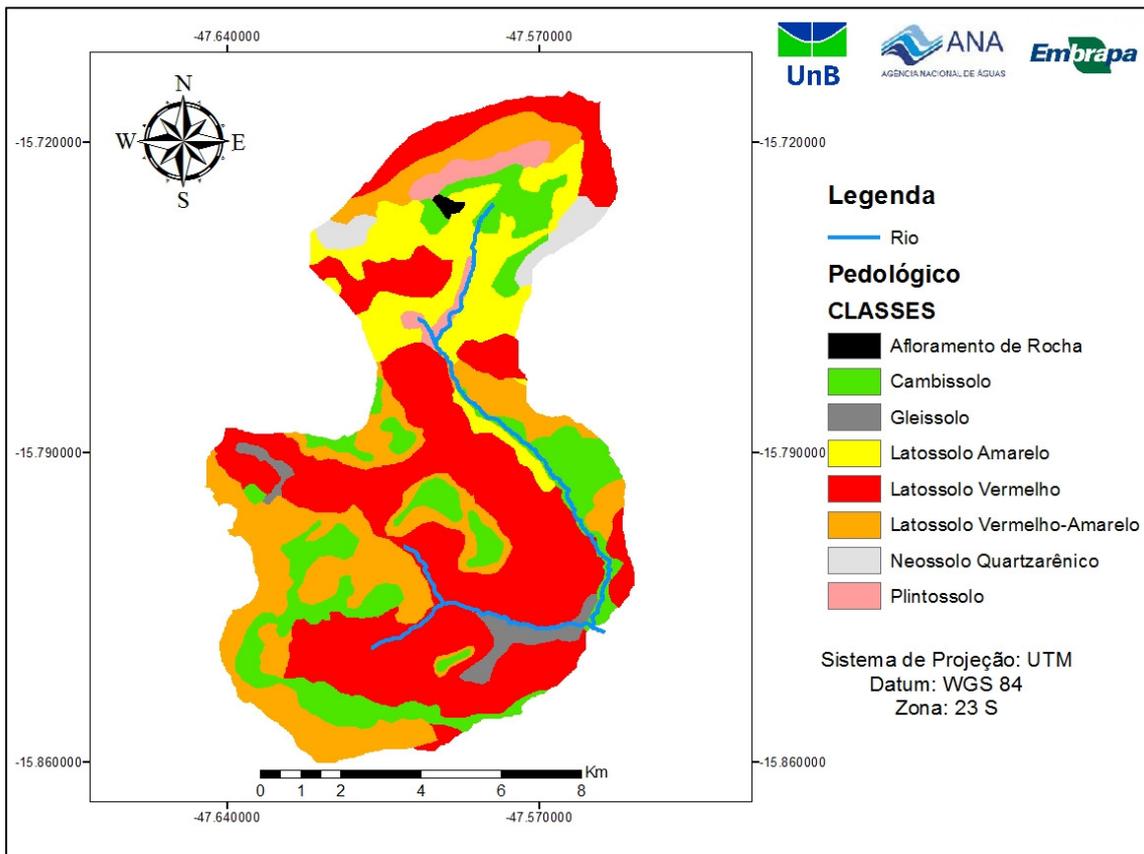


Figura 05- Mapa de solos da bacia na escala 1:50.000. Fonte: Reatto *et al.* (2000).

A maior parte da bacia é composta pelos Latossolos. As principais classes são os Latossolos Vermelhos (41,19%), Latossolos Amarelos (11,94%), Latossolos Vermelho Amarelos (23,18%), estando presentes principalmente em áreas de relevo plano a suave ondulado (REATTO *et al.*, 2000). São solos minerais, não hidromórficos e com horizonte B muito espesso. Possuem teor de argila variando entre 38% e 75% e são solos acentuadamente drenados a bem drenados, com alta permeabilidade. A cor amarela, quando presente nos Latossolos, indica provável restrição à drenagem.

Os Cambissolos representam 16,74% do total da bacia, presentes geralmente em áreas de relevo suave ondulado com declividades entre 3% e 8% (REATTO *et al.*, 2000).. São solos com baixo grau de intemperismo, possuem horizonte B insipiente com grande presença de minerais primários facilmente intemperizáveis. Seu teor de argila varia entre 46% e 63%

Os Gleissolos (2,3%) são solos hidromórficos que ocupam, geralmente, as depressões da paisagem, sujeitas a inundações. Oscilam de imperfeitamente drenado, mal drenado à muito mal drenado. Com frequência apresentam uma espessa camada escura de matéria orgânica mal decomposta sobre uma camada acinzentada (gleizada), resultante de ambiente de oxirredução.

Os Plintossolos estão presentes em 2,43% da área. São solos minerais hidromórficos, com séria restrição à percolação de água, frequentemente encontrados em áreas de alagamento temporário e escoamento lento. Na bacia, ocorrem em relevo plano e suave-ondulado, em áreas deprimidas e nos terços inferiores da encosta onde há importante movimentação lateral de água. Apresentam um horizonte com presença de plintita ou petroplintita, possuindo limitações em relação a permeabilidade. São solos imperfeitamente drenados e com teor de argila em torno de 25%.

Os Neossolos Quartzarênicos constituem 1,99% do terreno da bacia, são solos profundos, com textura arenosa ou franco-arenosa, constituídos essencialmente de quartzo, com máximo de 15% de argila e seqüência de horizontes do tipo A-C. Estão relacionadas a sedimentos arenosos de cobertura e à alterações de rochas quartzíticas e areníticas, sendo encontrados em relevo plano ou suave-ondulado. Apresentam ainda alta porosidade e se caracterizam como solos excessivamente drenados.

Com relação à textura dos solos, a maior parte da bacia é composta por solos argilosos, uma porção apresenta solos muito argilosos ou de textura média e há ainda uma pequena presença de solos arenosos e afloramento de rocha (LIMA, 2010).

Ocupação

A bacia do rio Jardim ocupa uma região onde a paisagem natural sofreu intensas transformações com a ocupação do solo pelas atividades agrícolas, principalmente durante a década de 80, com a entrada das culturas extensivas e irrigadas (FROTA, 2006).

Com a ocupação da bacia do alto rio Jardim pelas atividades agrícolas e pecuárias o seu cenário natural foi sendo gradativamente substituído. Atualmente a bacia possui quase que a totalidade de seus usos voltados para a agricultura, restando apenas pequenas porções de cerrado, campo e matas de galeria margeando o curso dos rios (CASTRO, 2013).

A ocupação desses solos se dá principalmente por pastagens nativas e cultivadas, campos de lavouras como milho, soja, feijão, algodão e arroz, além de alguns remanescentes de mata nativa, principalmente próximo às nascentes e corpos d'água. Destaca-se a inserção dessa bacia na principal região agrícola do Distrito Federal, com a utilização da prática de irrigação bem disseminada. Existem dois sistemas de irrigação por pivô-central nessa bacia, totalizando 120 ha. A maior parte dos agricultores, no entanto, utiliza sistemas de aspersão convencional (LIMA, 2010).

Castro (2013) elaborou mapa de uso do solo para a bacia do Alto Rio jardim (Figura 06). Para tanto, a autora utilizou ortofotos referentes ao mapeamento do Distrito Federal para o ano de

2010, realizado pela TERRACAP (Companhia Imobiliária de Brasília), com resolução espacial de 1 metro. A validação deste mapa foi feita em campo.

A chave de classificação para os tipos de uso do solo definida pela autora já é própria para o SWAT, haja vista seu trabalho também ter abordado este tema.

Os usos mais comuns na região são: Grão Sequeiro (57,8%), Pastagem (14,2%), Cerrado (8,4%), Mata de galeria (5,7%) e Campo (5,5%).

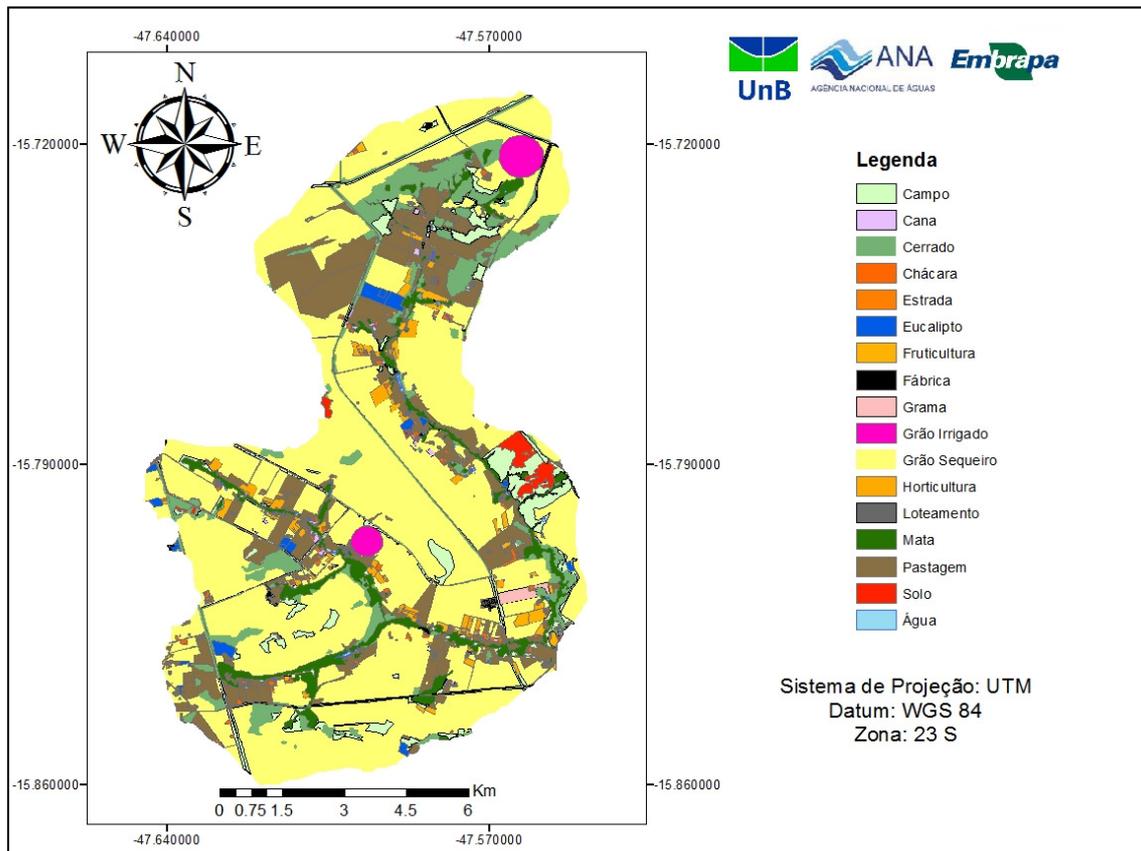


Figura 06- Mapa de uso do solo da bacia na escala 1:50.000. Fonte: Castro (2013).

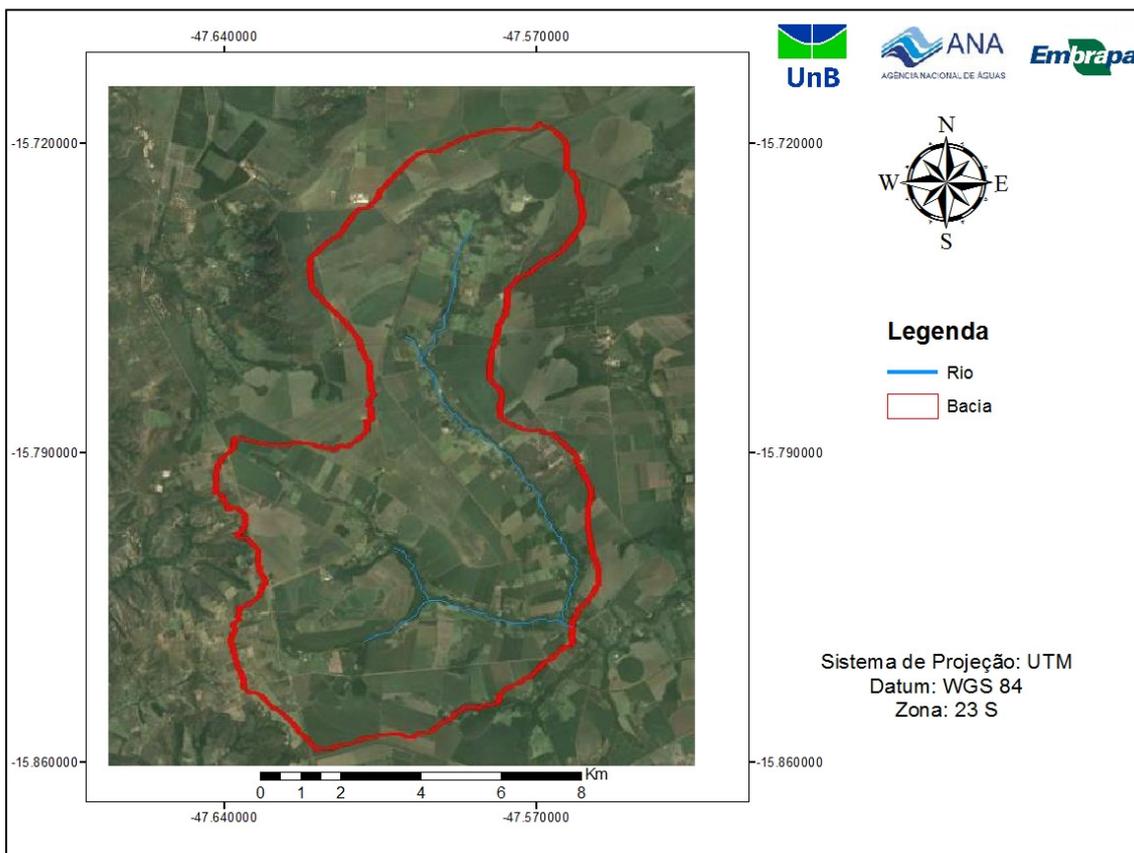


Figura 07 – Imagem LANDSAT 5 (28/12/2012) da bacia.

Geologia

A área de abrangência da bacia está inserida no Grupo Bambuí (CAMPOS *et al.*, 1998). É representada por metassiltitos e metassiltitos argilosos, metargilitos e raras intercalações de arcóseos correlacionáveis ao topo. Esse grupo ocorre na porção leste do Distrito Federal, ao longo do Vale do rio Preto até o ribeirão Santa Rita, aflorando em drenagens e em raros cortes de estradas.

Elevação e declividade

O modelo digital de elevação gerado (Figura 08) representa a altimetria para a área da bacia e arredores, onde a altitude mínima encontrada foi de 909 metros e a altitude máxima chega a 1178 metros. Este MDE foi elaborado a partir das curvas de nível e pontos cotados (TERRACAP, 2010). O Alto Rio Jardim possui extensão de 15 km e declividade média de 1,8%. Já o Rio Estanislau possui extensão de 11km e declividade média de 1,1%. (LIMA, 2010).

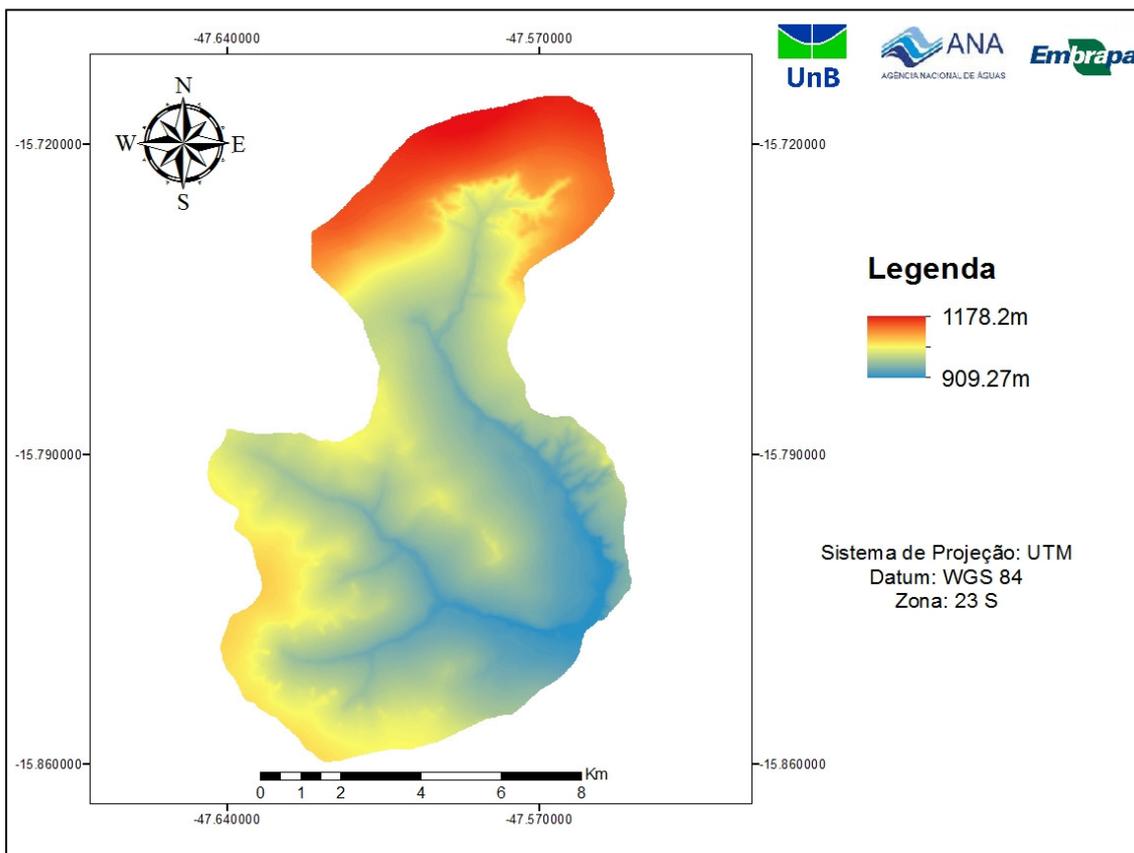


Figura 08 – Mapa de elevação da bacia do Alto Rio Jardim. Fonte: TERRACAP (2010).

II.2 Materiais utilizados

II.2.1 Instrumentação da bacia

A bacia do Alto Rio Jardim vem sendo objeto de monitoramento desde o ano de 2001. Durante esse período vários tipos de instrumentos de monitoramento climático e hidrológico foram instalados e, posteriormente, retirados, conforme os projetos aos quais serviam iam sendo finalizados.

Para este projeto importa saber qual é a instrumentação atual da bacia, que foi utilizada no período de validação (2011, 2012 e 2013) e qual a que existia durante os anos de 2006, 2007 e 2008, período para o qual foi realizado o processo de calibração do SWAT. Essas informações estão na Tabela 01 abaixo:

Tabela 01- Instrumentação da bacia. Situação atual e situação durante o período de calibração do modelo.

Período atual (2011 a 2013)	Período de calibração do modelo (2006 a 2008)

- 4 linígrafos, que funcionam através do sistema de pressão d'água, informando dados a cada 10 minutos. São operados pela Embrapa Cerrados e pela Adasa.	- Dois linígrafos, localizados nos exutório dos rios Jardim e Estanilsau.
- Uma estação climatológica, operada pela Embrapa Cerrados.	- Uma estação climatológica (a da Embrapa Cerrados, distante 30 km da bacia).
- Cinco pluviógrafos , sendo um da Embrapa Cerrados, dois da Adasa e dois pertencentes a produtores rurais.	- Quatro pluviógrafos.
- Sessenta poços para coleta de dados de dados de solo, pertencentes à Embrapa Cerrados	

Além dos instrumentos elencados acima, uma sonda multiparamétrica (turbidez, pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica) foi instalada na bacia exclusivamente para a execução do presente trabalho. A sonda, que foi cedida pela ANA (Agência Nacional de Águas), ficou em campo por 1 mês e meio coletando dados no rio.

Trata-se de uma sonda multiparamétrica da marca HYDROLAB. Dentre os parâmetros que este equipamento mede, o que interessa a este projeto é a turbidez, parâmetro do qual pode-se extrair a concentração de sólidos em suspensão.



Figura 09 – Sonda MS5, utilizada neste trabalho.

II.2.2 Softwares

No presente estudo foi utilizada a versão mais recente do SWAT, o ArcSWAT 2012.13, em conjunto com o ArcGIS 10.1.

Na etapa de calibração, foi utilizado o software SWATCUP 2012, versão 5.1.5, especializado em calibração automática de parâmetros do SWAT, validação de séries e análise de sensibilidade e de incertezas relacionadas a simulações hidrológicas.

II.3 Trabalho de campo e laboratório

Inicialmente, deve ser ressaltado que todo o trabalho de campo e laboratório feito no âmbito deste estudo teve como único objetivo a obtenção de dados de turbidez ou de concentração de sedimentos da bacia. A aquisição de dados “reais” da bacia e a consequente construção de uma série hidrológica de dados observados é condição necessária para a calibração e validação dos valores simulados pelo SWAT.

O primeiro passo dessa etapa foi a instalação da sonda multiparamétrica em campo. Esse equipamento foi instalado numa seção do rio localizada próxima ao exutório da bacia, após a confluência do Rio Jardim com o Rio Estanislau. A estrutura montada para fixação do equipamento pode ser vista na Figura 10:



Figura 10 – Estrutura montada para fixação e proteção da sonda.

Essa sonda esteve na bacia de 18 de dezembro de 2012 a 30 de janeiro de 2013, coletando dados de turbidez a cada 20 minutos.

Quando da utilização de equipamentos automáticos em campo, é recomendado que sejam feitas comparações dos valores medidos pelo equipamento com valores obtidos em laboratório. A fim de tornar possível essa comparação, uma série de coletas de amostras de água foi realizada para análise de turbidez e de concentração de sólidos em suspensão em laboratório.

As coletas de amostras foram feitas em três pontos: na foz do Rio Estanislau, na foz do Rio Jardim e após a confluência dos dois, local onde foi instalada a sonda multiparamétrica. O método utilizado foi o do Igual Incremento de Largura (IIL), com amostragem pontual, a 60% de profundidade, utilizando-se um dispositivo de coleta de água desenvolvido pela EMBRAPA Cerrados.

Lima *et al.*(2010) demonstraram que o amostrador da EMBRAPA possui alta correlação quando seus resultados são comparados ao amostrador mais usualmente utilizado para esse fim, o USDH-48. Ver figura abaixo.



Figura 11- Amostrador por integração na vertical USDH-48 (A) e o amostrador pontual desenvolvido na Embrapa Cerrados e utilizado neste trabalho(B). Fonte: Lima *et al.*(2010).

Foram realizadas, no total, sete campanhas de campo entre janeiro e fevereiro de 2013 para coleta de amostras. Por conta dos equipamentos instalados na bacia (linígrafos e régua), a vazão dos rios no momento das coletas também é conhecida. Todas as amostras foram devidamente identificadas e enviadas para análise em laboratório.

A turbidez em laboratório foi aferida através de um turbidímetro de bancada e a concentração de sólidos em suspensão, pelo método da filtração. Este método é o mais utilizado para análise de concentração e é recomendado pela rapidez de operação e simplicidade de equipamento apresentando uma boa precisão (CARVALHO, 2008).

Trata-se de procedimento que visa extrair todo o sedimento da amostra de água para, então, pesá-lo e compará-lo com o volume inicial (água + sedimento). Isso é feito em duas etapas: na primeira, um volume conhecido da amostra é filtrado com utilização de bomba à vácuo e filtro de papel. Na segunda, o material resultante é levado à estufa para secagem.



Figura 12- Processo de secagem do material em laboratório.

Deve ser ressaltado que, além dessas amostras, coletadas exclusivamente para esse estudo, diversas outras campanhas de coletas foram executadas nos últimos anos pela equipe da EMBRAPA Cerrados. Essas campanhas são, em geral, mensais e proporcionam análise de qualidade da água, além da medição da vazão através de molinete. Os dados obtidos destas campanhas também foram utilizados na construção da curva-chave de sedimentos.

II.4 Análise dos dados para construção da curva-chave de sedimentos

A construção de uma curva-chave de sedimentos é um dos objetivos específicos deste trabalho. A bacia do Alto Rio Jardim apresenta um cenário bastante propício para a aplicação desta metodologia, pois, neste local, há dados disponíveis de vazão e precipitação em quantidade e qualidade adequada, mas não há dados suficientes de sedimentação.

Da mesma forma, não há recursos e tempo suficientes para um monitoramento sedimentológico de longo prazo, o que foi decisivo na escolha dessa metodologia, que é capaz de produzir, em um curto período de tempo, dados que podem gerar séries de produção de sedimentos para vários anos, desde que haja disponibilidade de dados de vazão (HARRINGTON; HARRINGTON, 2013).

Após os trabalhos executados em campo com a instalação e operação da sonda de turbidez, e em laboratório, com as análises das amostras de água, havia dados suficientes para a construção da curva-chave de sedimentos.

Dados de turbidez gerados pela sonda

No período em que a sonda esteve coletando dados no rio, houve somente dois eventos chuvosos que impactaram a vazão e a turbidez de forma significativa. Estes eventos ocorreram nos dias 23 e 29 de janeiro de 2013. O primeiro evento elevou a vazão de $0.83 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ para $1.24 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. A turbidez foi de 30.63 NTU para 163 NTU .

O segundo evento, maior que o primeiro, elevou a vazão de $0.93 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ para $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$. A turbidez foi de 50 NTU para 304 NTU . Os gráficos dos eventos podem ser checados abaixo:

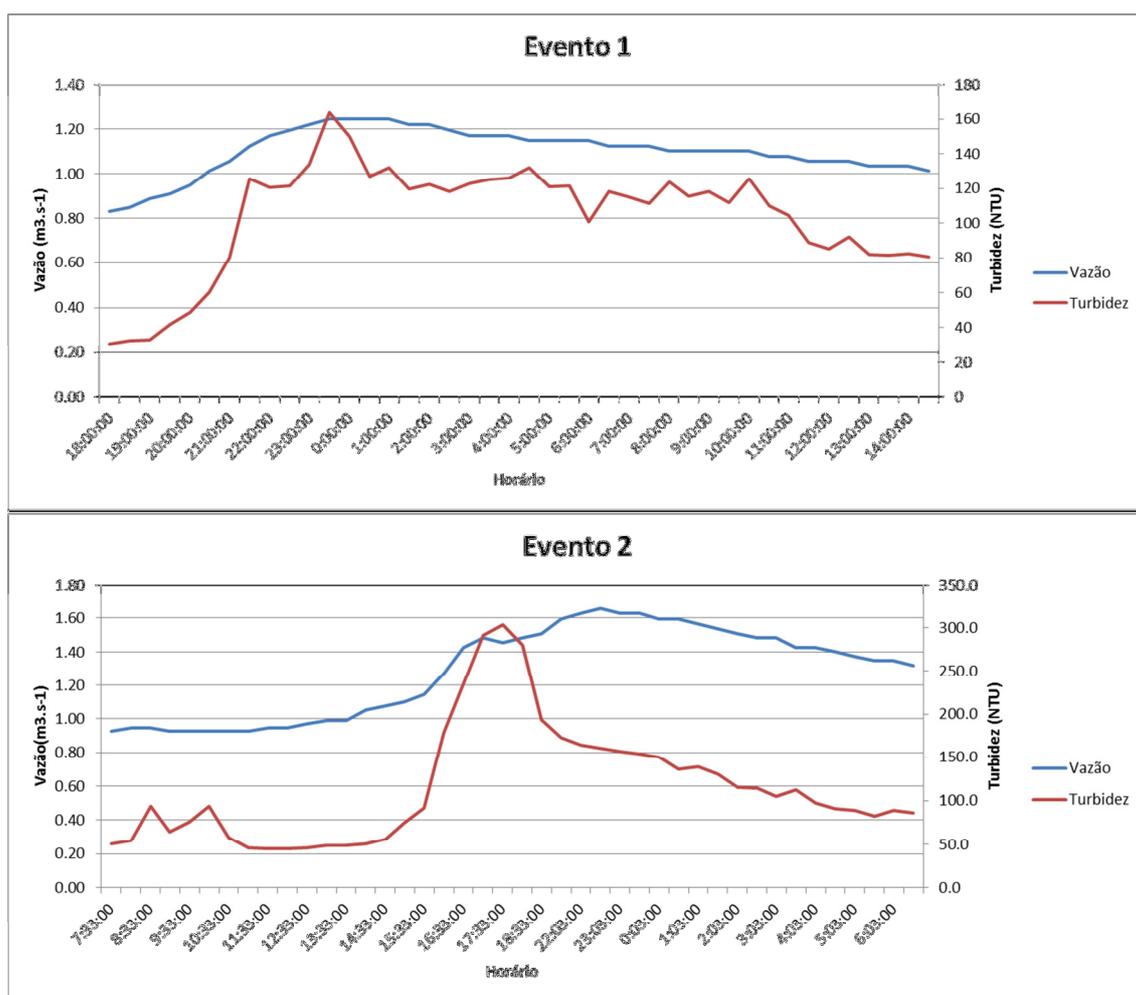


Figura 13 – Registros das maiores alterações na vazão e turbidez ocasionadas por dois eventos chuvosos no período em que a sonda esteve instalada no rio.

Os dados de vazão são provenientes de linígrafo instalado no mesmo local da sonda. Este linígrafo é operado pela EMBRAPA Cerrados e tem seus dados de cota transformados em vazão através de curva-chave periodicamente revisada.

Os dados de turbidez coletados pela sonda puderam ser transformados em dados de concentração de sólidos em suspensão (CSS) através de correlação já existente para esta bacia, elaborada por Lima *et al.* (2011).

A recomendação para estabelecer uma relação adequada Turbidez-CSS é de pelo menos doze medições anuais onde pelo menos oitenta por cento dessas medições sejam realizadas durante as cheias (RASMUSSEN *et al.*, 2011). No caso do trabalho de Lima *et al.* (2011), os autores foram bem além da recomendação e elaboraram um gráfico de correlação (Figura 14) através da análise de 165 amostras de água coletadas em períodos de seca e de cheia, com vazões variando entre 0,46 e 3.8 m³.s⁻¹. O resultado foi uma correlação linear.

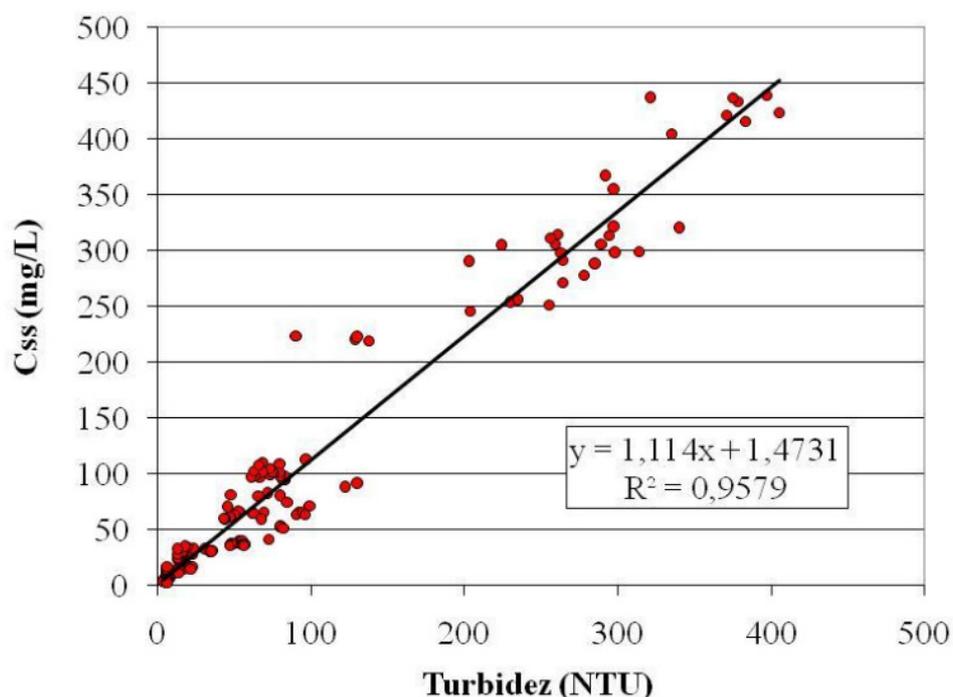


Figura 14 – Curva de correlação Turbidez x C_{ss} elaborada para a bacia (LIMA *et al.* , 2011).

Segundo Sun *et al.* (2001) e Gao (2008), a relação entre CSS e turbidez pode ser linear ou não linear. Se as propriedades físicas das partículas em suspensão permanecerem constantes, então a relação tende a ser linear. Muitas vezes, a relação que melhor representa o comportamento dos sedimentos em suspensão pode ser uma conjugação de uma linear para

valores menores de CSS e outra não linear para valores que ultrapassem determinado valor, ou vice-versa.

A escolha adequada dessa relação é de fundamental importância num trabalho, pois a partir desta relação serão gerados os valores para toda a série de dados do sensor de turbidez (MINELLA *et al.*, 2007)

Seguindo esta correlação traçada por Lima *et al.* (2011) , os picos de concentração de sólidos em suspensão (CSS) para os eventos 1 e 2 foram, respectivamente, 184 e 340 mg.L⁻¹.

A curva-chave de sedimentos representa uma relação empírica entre a descarga líquida (Q) e a concentração de sedimentos em suspensão (CSS) ou a descarga sólida(QSS) (WALLING; WEBB, 1988). No presente estudo, a curva-chave foi elaborada utilizando-se a descarga sólida(QSS), variável que, integrada no tempo, fornece a estimativa da produção de sedimentos na bacia (ton/dia). Dessa forma, um último cálculo foi necessário: a transformação de CSS em QSS através da multiplicação da CSS pela vazão observada no momento de sua medição e por uma constante de correção de unidades.

Elaboração da curva-chave de sedimentos

O curto período de funcionamento da sonda também prejudicou de forma significativa a elaboração da curva-chave, que em sua forma final, teve menos pares de pontos do que foi imaginado inicialmente. Em que pese haver menos registros do que o planejado, esses estão em quantidade suficiente para esse tipo de procedimento.

No entanto, tem sido recomendado que o conjunto de pares de pontos Q-CSS utilizados para elaboração da curva devam cobrir pelo menos oitenta por cento das variações anuais de Q (MINELLA *et al.*, 2008). Nesse aspecto a curva-chave gerada é deficiente, pois os valores de vazão dos quais foi extraída variam de 0,83 m³.s⁻¹ a 1,66 m³.s⁻¹, enquanto a vazão média diária deste rio para os meses de cheia chegam a 6 m³.s⁻¹.

A presente curva-chave foi elaborada com a utilização de 91 pares de pontos Q x QSS. Sendo provenientes de eventos de chuva, a grande maioria desses pontos é de vazão média a alta.

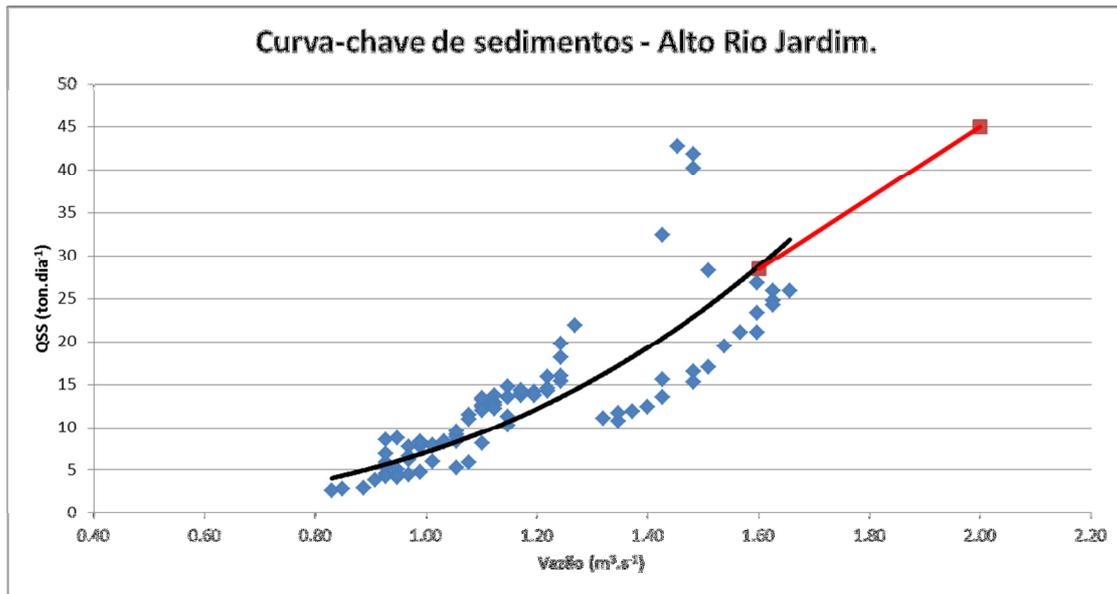


Figura 15- Curva-chave de sedimentos gerada para a bacia. Abaixo de $1,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ segue padrão exponencial, acima desse valor, linear. $R^2 = 0.771$.

Segundo Lima *et al.* (2004a) e Carvalho *et al.* (2000), as curvas-chave de descarga sólida têm, em geral, a forma de potência. No entanto, Reid *et al.* (1997) destacam que vários fatores influenciam a relação C_{ss} e Q . Dentre eles estão a intensidade da chuva, a variação temporal, a declividade da bacia hidrográfica, a temperatura antecedente e as condições de umidade e descarga que influenciam na quantidade de sedimento a ser fornecida por erosão das vertentes e do canal.

Como o processo de produção de sedimentos em bacias hidrográficas é extremamente complexo e dependente de vários fatores, muitas vezes não pode ser representá-lo graficamente com uma curva de padrão único. A conjugação de padrões exponenciais e lineares é muito comum nesse caso (ADIB *et al.*, 2010).

No presente estudo a adoção de um único padrão exponencial levaria a valores demasiadamente altos quando da extrapolação da curva para vazões acima de $1,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Assim, decidiu-se por adotar uma curva de dois padrões: exponencial até $1,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e linear para vazões acima desse valor.

II.5 Modelagem Hidrológica com o SWAT.

A modelagem com SWAT deve seguir, necessariamente, etapas sequenciais. O processo se inicia com a entrada de dados no modelo que, antes da simulação propriamente dita, processa os dados de entrada e gera resultados parciais, como o delineamento da bacia. Após a simulação, o usuário deve proceder às etapas de pós-processamento, desde que haja dados observados das variáveis de interesse. O último procedimento é a validação do modelo, etapa na qual o modelo calibrado será testado com uma série independente de dados observados. A Figura 16 abaixo resume todo o processo conduzido neste trabalho:

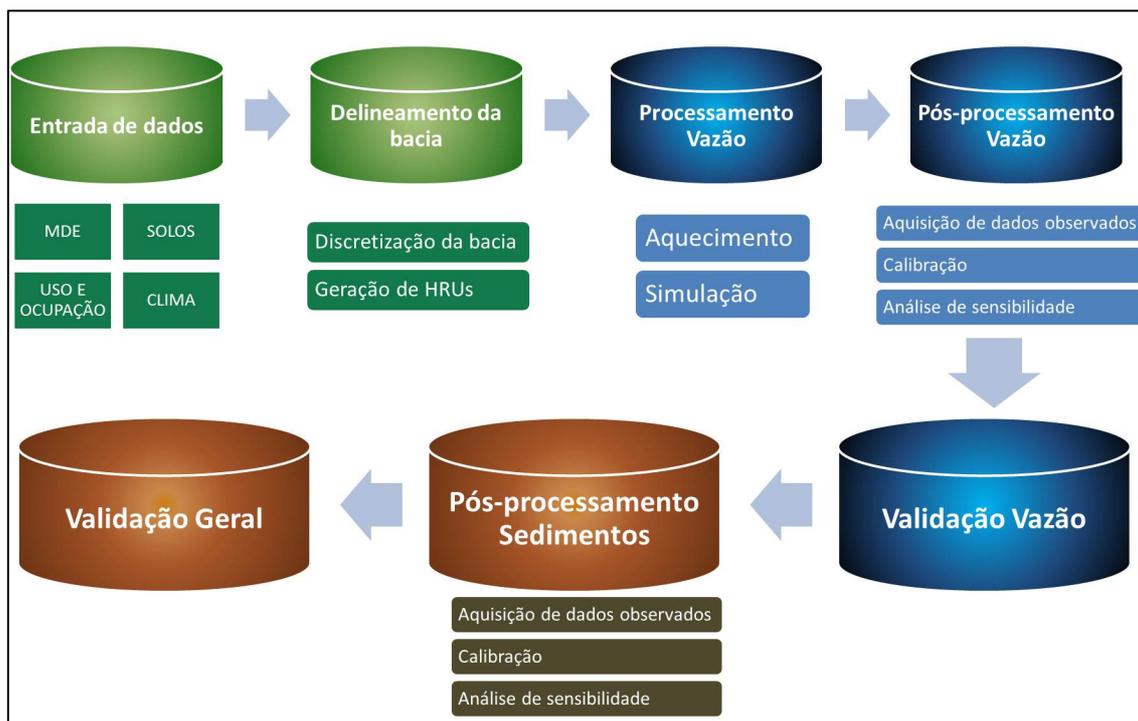


Figura 16– Etapas sequenciais seguidas neste trabalho.

II.5.1 Inserção de dados no modelo.

Previamente à simulação, o SWAT exige que o usuário forneça uma série de informações sobre a bacia estudada. Tratam-se, basicamente, de dados relativos ao clima da área e de informações fisiográficas da bacia. Os dados exigidos pelo modelo e as respectivas fontes do que foi utilizado neste trabalho estão detalhados no quadro a seguir:

Tabela 02 – Fonte dos dados de entrada para simulação.

Descrição do dado exigido pelo modelo	Tipo de dado	Descrição	Fonte
Precipitação Diária	Tabular	Dados diários de precipitação (mm).	4 Pluviógrafos da EMBRAPA, 2 pluviógrafos da

			ADASA.
Dados climatológicos mensais para o “weather generator” do SWAT	Tabular	Dados mensais de precipitação, temperatura, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento.	Estação climatológica da EMBRAPA Cerrados.
Modelo Digital de Elevação	Mapa	O mapa utilizado tem escala 1:10.000	TERRACAP, (2010).
Mapa pedológico	Mapa	O mapa utilizado tem escala 1:50.000	REATTO <i>et al.</i> , (2000).
Mapa de uso e ocupação	Mapa	O mapa utilizado tem escala 1:50.000	CASTRO, (2013).
Dados dos perfis de solo	Tabular	Características do solo como granulometria, profundidade, densidade, condutividade hidráulica, etc. Deve ser informado para todos os perfis de cada classe de solo da bacia.	LIMA <i>et al.</i> , (2013)

II.5.1.1 Dados Tabulares

Os dados exigidos pelo SWAT podem ser divididos em dados tabulares e mapas. Os primeiros referem-se a clima e solos.

Dados climáticos mensais

O usuário deve informar ao modelo uma tabela com dados climatológicos da região em escala mensal. São dados relativos a precipitação, temperatura, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento. Com essas informações o modelo calcula, entre outras variáveis, a evapotranspiração.

Esses dados são provenientes de estações climatológicas. No caso do presente estudo, utilizou-se uma única estação climatológica: a da EMBRAPA Cerrados, distante 30 Km da bacia. As coordenadas da estação também devem ser fornecidas ao modelo.

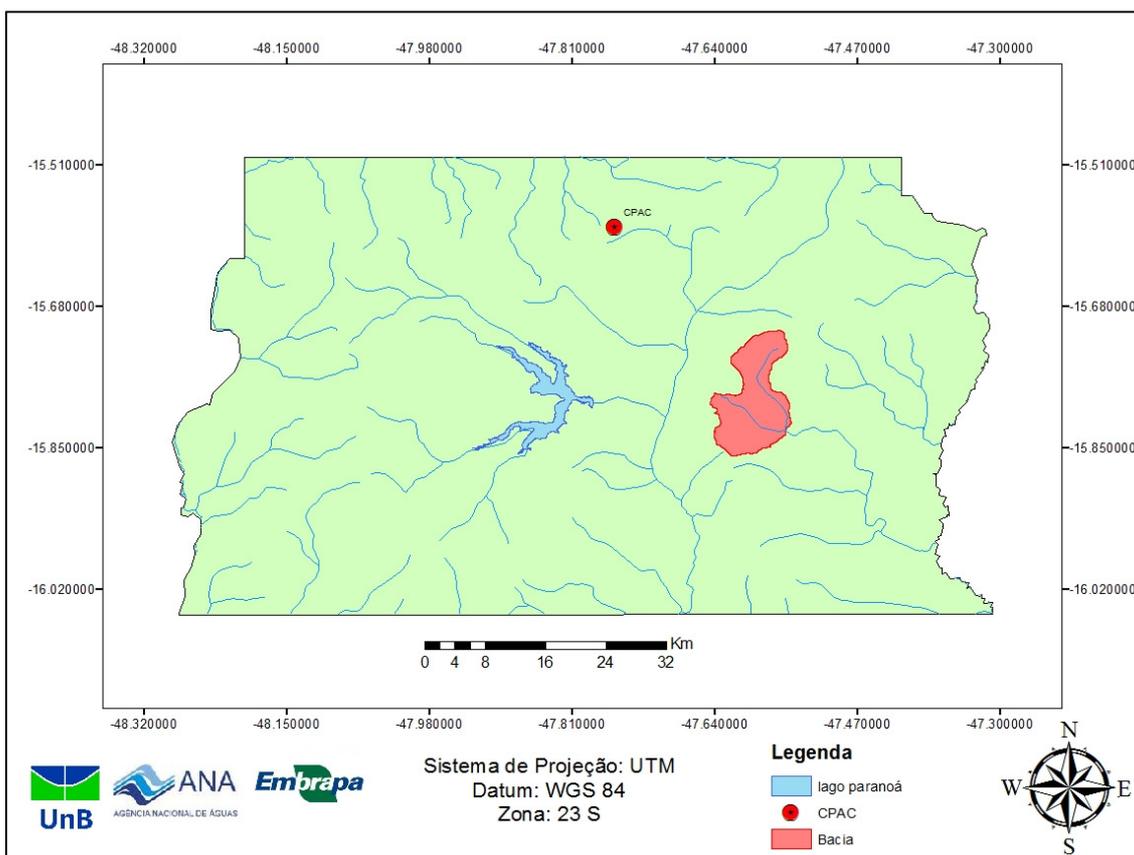


Figura 17 – Localização da estação climatológica.

Além dessas informações básicas, devem ser informados, na mesma tabela, uma série de dados estatísticos sobre o clima. Essas informações são as seguintes:

Tabela 03 – Dados estatísticos de clima a serem informados ao modelo.

Nome do campo	Descrição
Temperatura	
TMPMX	Média máxima da temperatura do ar
TMPMN	Média mínima da temperatura do ar
TMPSTDMX	Desvio padrão máximo da temperatura máxima do ar
TMPSTDMN	Desvio padrão máximo da temperatura mínima do ar
Precipitação	
PCPMM	Precipitação média
PCPSTD	Desvio padrão para precipitação diária
PCPSKW	Coeficiente de assimetria para precipitação
PR_W1	Probabilidade de um dia úmido ocorrer após um dia seco
PR_W2	Probabilidade de um dia úmido ocorrer após um dia úmido

PCPD	Número médio com dias de chuva em 1 mês
RAINHHMX	Precipitação máxima de 30 minutos
RAIN_YRS	Número de anos utilizados para determinação de RAINHHMX
Outros	
SOLARAV	Radiação solar média por mês
DEWPT	Temperatura média do ponto de orvalho
WNDVAV	Velocidade média do vento

A maior parte dessas estatísticas pode ser facilmente obtida através de uma *macro* do programa *Microsoft Excel* disponibilizada pelo próprio *site* do SWAT. A *macro* utiliza as informações básicas da estação climatológica para calcular os dados estatísticos.

Os campos RAINHHMX e DEWPT não podem ser calculados pela *macro*, por dependerem de informações que a estação climatológica não dispõe. Para o cálculo de DEWPT, foi utilizado um programa chamado “DEW.EXE”, disponibilizado pelo próprio *site* do SWAT. Já RAINHHMX foi calculado conforme o método de Taborga-Torrigo (1974), que possibilita, através do uso de valores tabelados, a transformação de chuvas de 1 dia em chuvas de diversas durações, até o mínimo de 6 minutos.

Dados climáticos diários

Esses dados são de informação opcional, pois o SWAT possui um “gerador do clima” capaz de simular essas informações a partir dos dados mensais das estações climatológicas. No entanto, é fortemente recomendado que pelo menos os dados de precipitação sejam informados, salvo no caso em que a estação climatológica, provedora dos dados mensais, esteja localizada dentro da própria bacia e essa não seja de grandes dimensões (STRAUCH *et al.*, 2012)

A maior parte dos estudos com SWAT no Brasil, incluindo o presente trabalho, informa, para os dados diários, apenas a precipitação, obtida de estações dentro ou próximas à bacia. Os outros dados (temperatura, velocidade do vento, umidade relativa e radiação) geralmente não são fornecidos, pela ausência desse tipo de informação em larga escala. Dessa forma, o próprio SWAT simula os valores das variáveis climáticas não informadas pelo usuário.

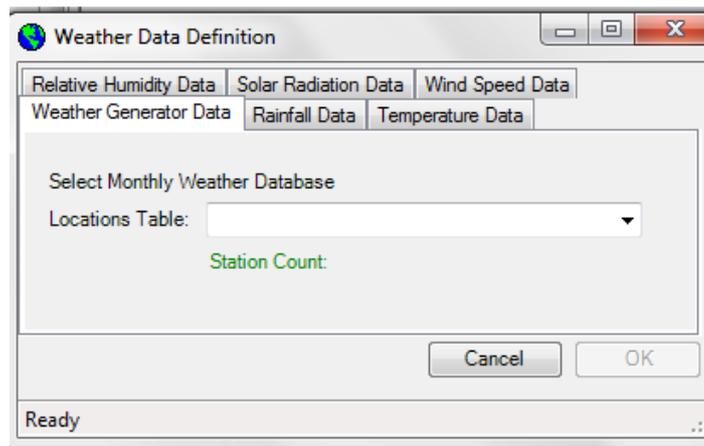


Figura 18 – Interface de entrada para dados de clima diários. A entrada desses dados é opcional. Neste estudo foram informados somente dados de precipitação, sendo os outros gerados pelo próprio modelo.

Em relação à tabela de precipitação, foram utilizados nesse trabalho duas bases de dados distintas: a primeira refere-se aos anos hidrológicos 2006/2007 e 2007/2008. Nesse período, a fonte dos dados de precipitação são quatro pluviógrafos pertencentes à Embrapa Cerrados. Essa é a mesma base utilizada no trabalho de Castro (2013). A segunda base refere-se aos anos hidrológicos 2011/2012 e 2012/2013. Nesse período, os dados dos pluviógrafos das propriedades rurais não estavam mais disponíveis, portanto, foram utilizados dados de chuva provenientes de um pluviógrafo da ADASA – Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. A localização desses equipamentos pode ser vista na figura abaixo:

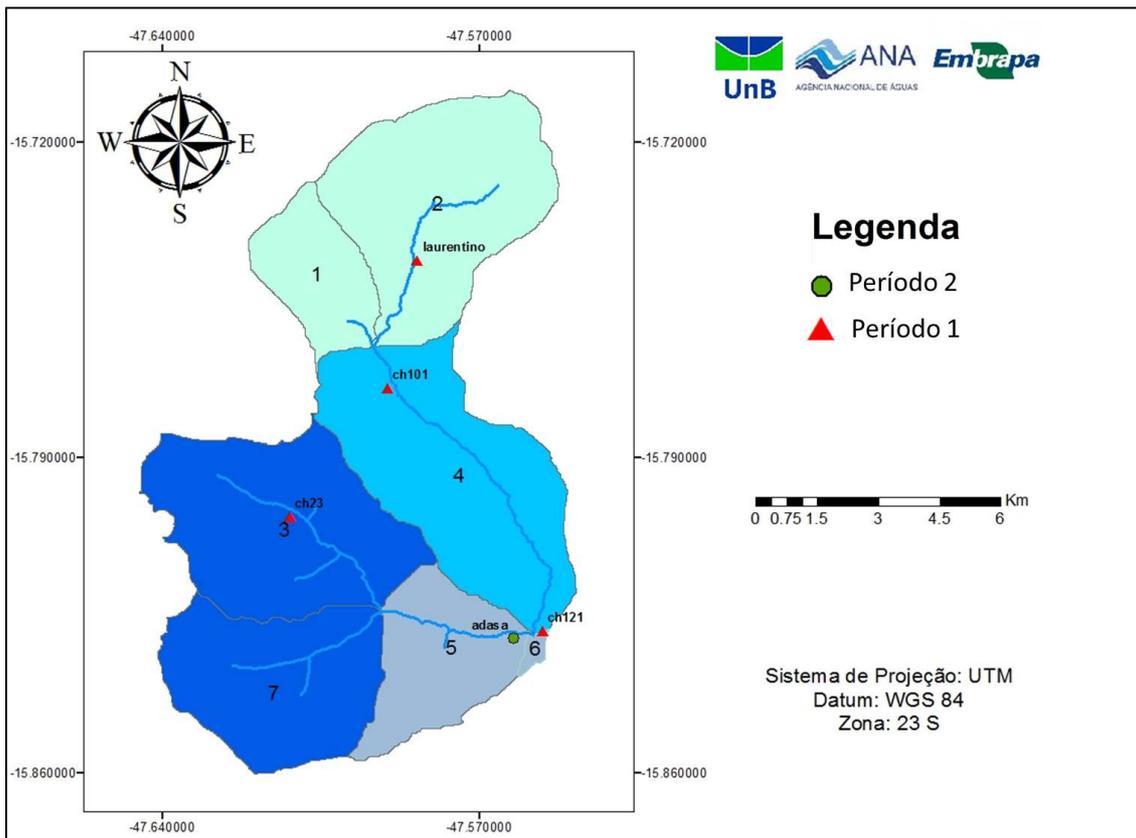


Figura 19 – Localização das estações pluviométricas no primeiro período (2006/2007/2008) e do segundo período (2011/2012/2013).

O SWAT possui uma metodologia peculiar de espacialização dos dados de chuva dentro da bacia hidrográfica: considera a série de precipitação por sub-bacia, vinculando os valores de determinada estação à sub-bacia mais próxima. Essa relação é estabelecida em relação à localização da estação pluviográfica e o centróide de cada sub-bacia. A Figura 19 acima mostra, também, qual estação foi vinculada a qual sub-bacia.

Dados dos perfis de solo

Trata-se de uma tabela que elenca e detalha cada classe de solo contida no mapa pedológico a ser fornecida ao modelo. Essa tabela é um dos grandes entraves à aplicação do SWAT em larga escala no Brasil, pois o nível de detalhamento exigido é muito grande.

Os parâmetros necessários à simulação são: tipo de solo, profundidade da camada de solo, grupo hidrológico de solo, densidade, porosidade, condutividade hidráulica saturada, capacidade de água disponível, teor de carbono, areia, argila, silte e rocha, profundidade de raiz, potencial de fraturamento do solo, albedo e erodibilidade (NEITSCH *et al.*, 2005).

Esses parâmetros devem ser informados para cada uma das camadas (horizontes) de cada classe de solo.

A tabela utilizada neste estudo foi a gerada no trabalho de Lima *et al.* (2013). Trata-se de um estudo que buscou, especificamente, o desenvolvimento de base de dados de solos do Cerrado para aplicações no SWAT.

Com dados coletados em 66 locais e abrangendo sete classes de solos, os autores mediram as seguintes características: densidade do solo, curva de retenção, condutividade hidráulica, matéria orgânica e textura. O resultado final foi uma tabela com valores médios (iniciais) para os principais parâmetros do SWAT relacionados aos solos (Tabela 04, 05 e 06); e outras tabelas com seus possíveis intervalos de variação, o que é útil para a etapa de calibração do modelo.

Tabela 04 – Dados utilizados de perfis dos solos. Horizonte 1. Fonte: Lima *et. al* (2013).

	SNAM	NLAYERS	HYDGRP	SOL_ZMX	SOLZ1	SOLBD1	SOLAWC 1	SOLK1	SOL_CB N1	CLAY1	SILT1	SAND1	ROCK1	USLE_K1
Latossolo Vermelho	LV	3	A	300,00	300,00	0,90	0,12	612,20	1,67	53,93	28,37	12,94	0,00	0,018
Latossolo Vermelho-Amarelo	LVA	3	A	300,00	300,00	0,94	0,11	1112,85	1,69	57,36	24,61	18,03	0,00	0,019
Latossolo Amarelo	LA	3	A	300,00	300,00	0,86	0,15	2602,59	1,65	58,81	21,75	19,44	0,00	0,017
Neossolo Quartzarênico	RQ	3	A	300,00	300,00	1,30	0,08	281,26	0,60	30,10	9,65	60,25	0,00	0,031
Cambissolo	CX	2	C	300,00	300,00	0,99	0,11	874,33	1,58	49,84	32,95	17,20	0,00	0,023
Gleissolo	GX	2	D	300,00	300,00	0,87	0,13	494,44	2,56	51,59	28,54	19,86	0,00	0,021
Plintossolo	FX	2	D	300,00	300,00	1,09	0,14	553,78	1,14	37,97	21,91	40,13	0,00	0,030
Afloramento de Rocha	AFLR	1	D	300,00	300,00	2,62	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	99,99	0,001

Tabela 05 – Dados utilizados de perfis dos solos. Horizonte 2. Fonte: Lima *et. al* (2013).

	SNAM	NLAYERS	HYDGRP	SOL_ZMX	SOLZ2	SOLBD2	SOLAWC 2	SOLK2	SOL_CB N2	CLAY2	SILT2	SAND2	ROCK2	USLE_K2
Latossolo Vermelho	LV	3	A	1000,00	1000,00	0,94	0,14	461,07	1,01	66,28	22,93	10,79	0,00	0,015
Latossolo Vermelho-Amarelo	LVA	3	A	1000,00	1000,00	0,96	0,13	401,26	0,95	64,37	20,54	15,09	0,00	0,017
Latossolo Amarelo	LA	3	A	1000,00	1000,00	0,94	0,12	505,50	0,87	62,28	19,89	17,83	0,00	0,015
Neossolo Quartzarênico	RQ	3	A	1000,00	1000,00	1,38	0,08	102,85	0,40	34,35	9,58	42,90	0,00	0,030
Cambissolo	CX	2	C	1000,00	1000,00	1,00	0,16	262,52	0,72	49,16	34,31	16,53	0,00	0,023
Gleissolo	GX	2	D	1000,00	1000,00	0,87	0,13	494,44	2,56	51,59	28,54	19,86	0,00	0,021
Plintossolo	FX	2	D	1000,00	1000,00	1,09	0,14	553,78	1,14	37,97	21,91	40,13	0,00	0,030

Tabela 06 – Dados utilizados de perfis dos solos. Horizonte 3. Fonte: Lima *et. al* (2013).

	SNAM	NLAYERS	HYDGRP	SOL_ZMX	SOLZ3	SOLBD3	SOLAWC3	SOLK3	SOL_CB N3	CLAY3	SILT3	SAND3	ROCK3	USLE_K3
Latossolo Vermelho	LV	3	A	2000,00	3500,00	0,94	0,14	142,32	1,01	66,28	22,93	10,79	0,00	0,015
Latossolo Vermelho-Amarelo	LVA	3	A	2000,00	3500,00	0,96	0,13	230,05	0,95	64,37	20,54	15,09	0,00	0,017
Latossolo Amarelo	LA	3	A	2000,00	3500,00	0,94	0,12	186,92	0,87	62,28	19,89	17,83	0,00	0,015
Neossolo Quartzarênico	RQ	3	A	2000,00	3500,00	1,38	0,08	102,85	0,40	34,35	9,58	42,90	0,00	0,032

Assim, foi adotada a configuração recomendada por Lima *et al.* (2013) para as profundidades das camadas de solo, gerando o seguinte modelo conceitual:

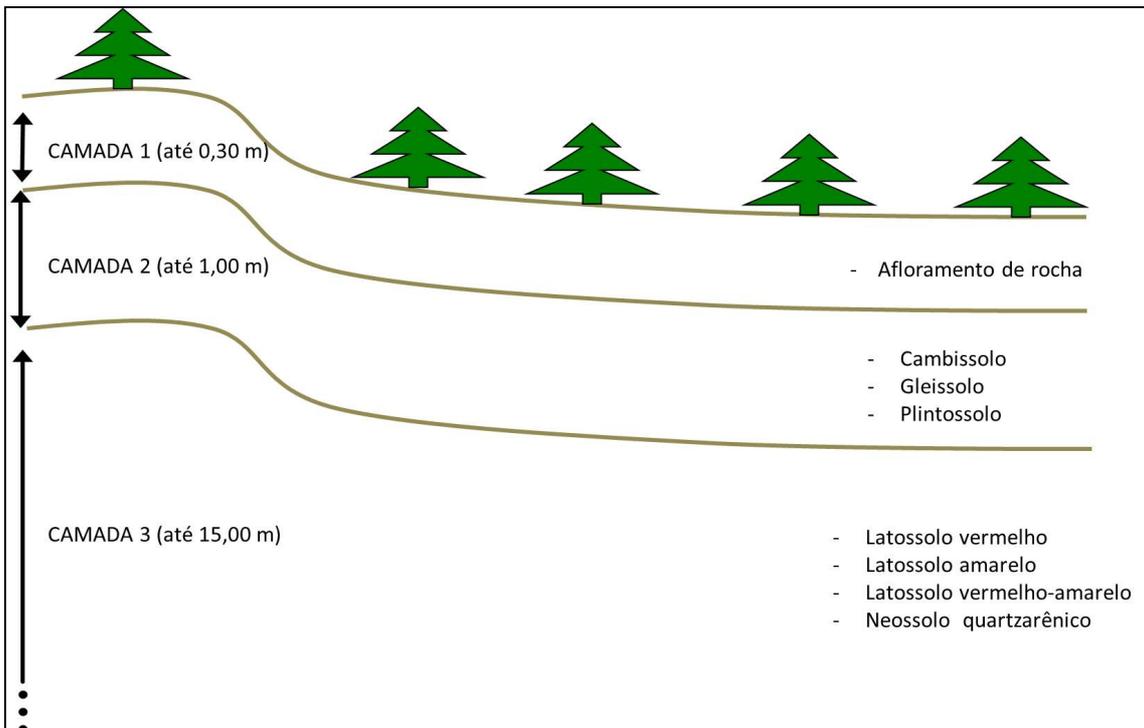


Figura 20 – Modelo conceitual para representação das camadas de solo no SWAT.

Deve ser ressaltado que alguns trabalhos brasileiros, como os de Lima *et. al* (2013) e Castro (2013), evidenciam uma suposta limitação que o modelo teria para simulação em solos de grandes profundidades, como os solos do Cerrado brasileiro: segundo esses autores, haveria um limite de 3,5 m para a profundidade dos solos.

O presente trabalho, no entanto, não constatou esse limite. As classes de solo mais profundas encontradas na bacia do Alto Rio Jardim, como os Latossolos e o Neossolo Quartzarênico foram simuladas com 15 m de profundidade. Uma possível explicação seria o fato de que este estudo utilizou a versão 2012 do SWAT, enquanto aqueles utilizaram versões mais antigas.

II.5.1.2 Mapas

Nesta categoria, o usuário deve fornecer ao modelo os seguintes dados: modelo digital de elevação, mapa pedológico e mapa de uso e ocupação para o período que se quer fazer a simulação. Todos devem estar em formato *raster*.

O Modelo Digital de Elevação (MDE) utilizado foi gerado por meio de técnica de interpolação a partir das curvas de nível com distância vertical de 5 metros, pontos cotados e da rede de drenagem topologicamente corrigida na escala de 1:10.000 disponibilizados pela Companhia Imobiliária de Brasília - TERRACAP (TERRACAP, 2010).

O mapa pedológico foi obtido do trabalho de Reatto *et. al* (2000), na escala 1:50.000. Esse mapa é o produto final de um levantamento semidetalhado dos solos da Bacia do Rio Jardim. Foi feito com auxílio de fotografias aéreas e dados coletados em 21 perfis de solos. Oito classes de solo foram detectadas na bacia do Alto Rio Jardim.

Já o mapa de uso e ocupação, foi obtido do trabalho de Castro (2013), com resolução espacial de 1 metro. A autora utilizou as ortofotos referentes ao mapeamento do Distrito Federal para o ano de 2010, realizado pela TERRACAP (Companhia Imobiliária de Brasília). A validação do mapa foi realizada em campo.

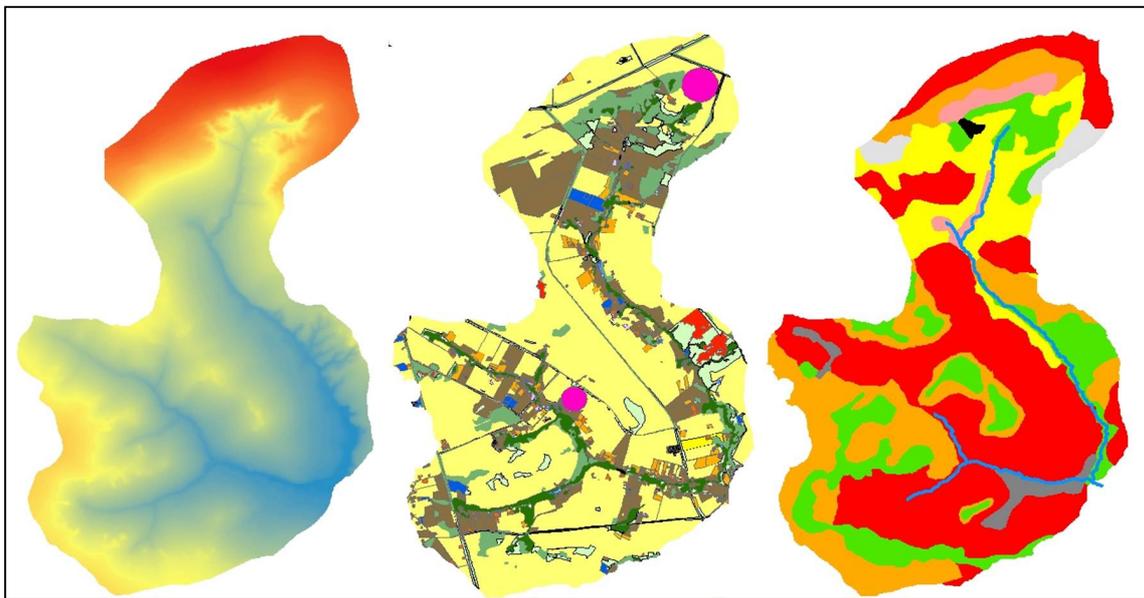


Figura 21 – Mapas inseridos no SWAT previamente à simulação.

II.5.2 Delineamento da bacia

Os primeiros processamentos realizados pelo SWAT são relativos ao delineamento da bacia estudada. Isso é feito a partir do modelo digital de elevação fornecido. O SWAT executa esta etapa utilizando ferramentas de hidrologia do ArcGIS. Assim, basta o usuário informar o ponto do exutório da bacia para que o SWAT processe a área e formato da bacia, delimitação dos cursos d'água, divisão em sub-bacias, declividade, direção do fluxo e pontos de acumulação de água.

Em relação ao delineamento da rede hídrica, seu nível de detalhamento pode ser configurado pelo usuário. No nível máximo de detalhamento a ferramenta inclui trechos efêmeros dos rios modelados, gerando grande quantidade de sub-bacias. Há uma série de estudos com SWAT que aproveitam essa ferramenta para comparar os resultados da simulação com maior ou menor quantidade de sub-bacias dentro da área estudada.

Jha *et al.* (2004) elaboraram estudo exclusivamente para avaliar o efeito da discretização da bacia nos resultados do SWAT. Segundo esses autores, a divisão ótima indica que as sub-bacias devem ter entre 2 e 6% do tamanho da área estudada.

O presente estudo utilizou um detalhamento da rede hídrica que dividiu a Bacia do Alto Rio Jardim em 6 sub-bacias, sendo 3 para o Alto Rio Jardim e 3 para o Rio Estanislau. Como o exutório da área de estudo se encontra no exato ponto de confluência desses dois rios, uma pequena sub-bacia adicional teve de ser criada após esse ponto, para agregar os resultados das simulações. O resultado final deste delineamento pode ser visto na Figura 19.

Para fins de análise comparativa, outro delineamento da bacia foi feito, com maior detalhamento da rede hídrica e gerando 19 sub-bacias. Os resultados do modelo, no entanto, não apresentaram alterações significativas para esse cenário, tanto para a variável vazão, quanto para a variável produção de sedimentos. Dessa forma, decidiu-se por manter a divisão original, com apenas 6 sub-bacias, o que poupou bastante tempo na etapa de calibração.

Criação das HRUs

O SWAT, como modelo distribuído, procura representar a variabilidade espacial da bacia hidrográfica. Diferentes níveis de discretização do espaço podem ser adotados por modelos matemáticos. No caso do modelo SWAT, este nível é representado por uma Unidade de Resposta Hidrológica (HRU, em inglês).

O modelo divide a bacia em sub-bacias e estas em áreas ainda menores, que são as Unidades de Resposta Hidrológica. As HRUs são unidades que representam combinações de características comuns de solo, uso do solo e declividade dentro de cada sub-bacia (NEITSCH *et al.*, 2005). É a partir dessas unidades que os resultados das simulações são gerados. Assim, é possível se

saber, para cada HRU da bacia, os resultados de escoamento superficial, produção de sedimentos, etc.

Os mapas de solo e uso do solo são fornecidos previamente. Já o de declividade é feito através de processamentos sobre o MDE após o usuário definir a quantidade de classes de declividade. Neste estudo foram definidas duas classes: a primeira de 0 a 7% de declividade; e a segunda, com valores acima de 7%.

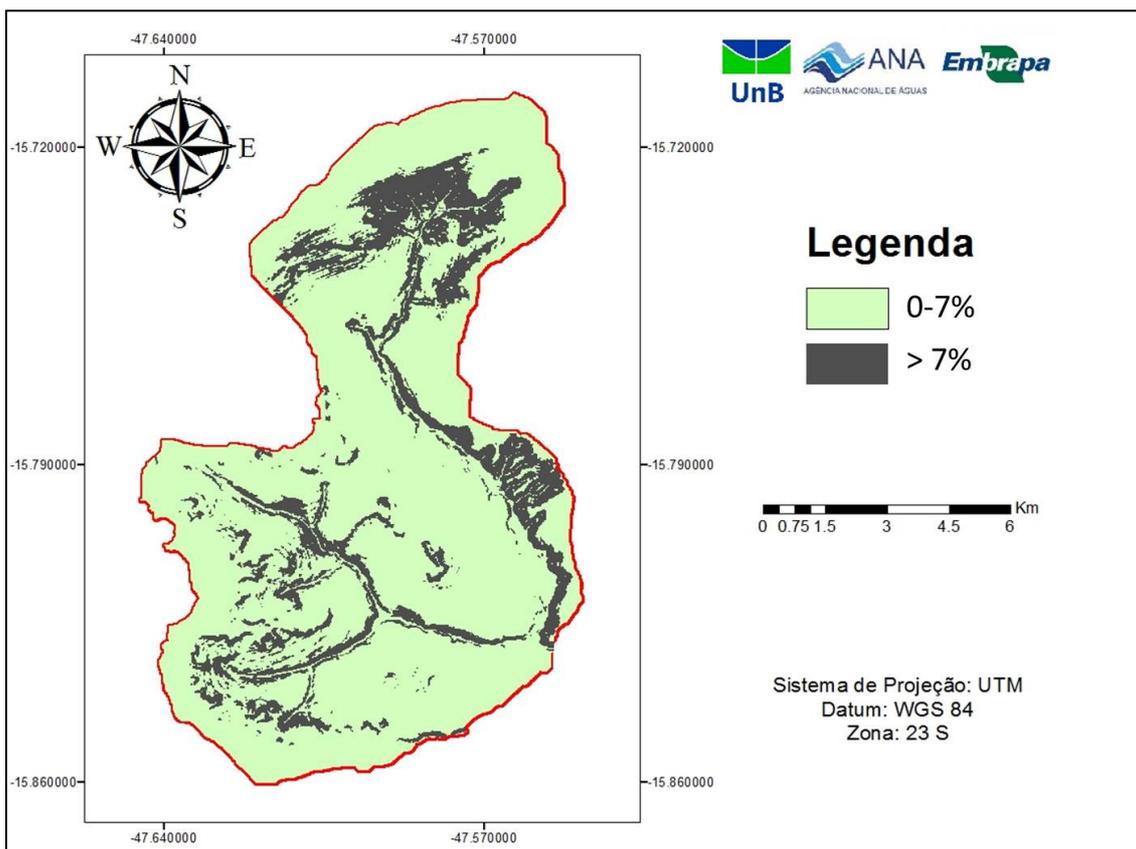


Figura 22 – Níveis de declividade selecionados para criação das HRUs.

O SWAT dá a opção ao usuário para designar um nível de sensibilidade para ser eliminado de áreas de uso do solo, solo e declividade menores do que o valor arbitrado. Assim, HRUs que sejam muito pequenas podem ser eliminadas. Isso visa, unicamente, ganho em eficiência no momento da simulação e da calibração. Neste estudo o valor arbitrado foi de 5% do tamanho das sub-bacias. Assim, 133 HRUs foram geradas, conforme o mapa abaixo:

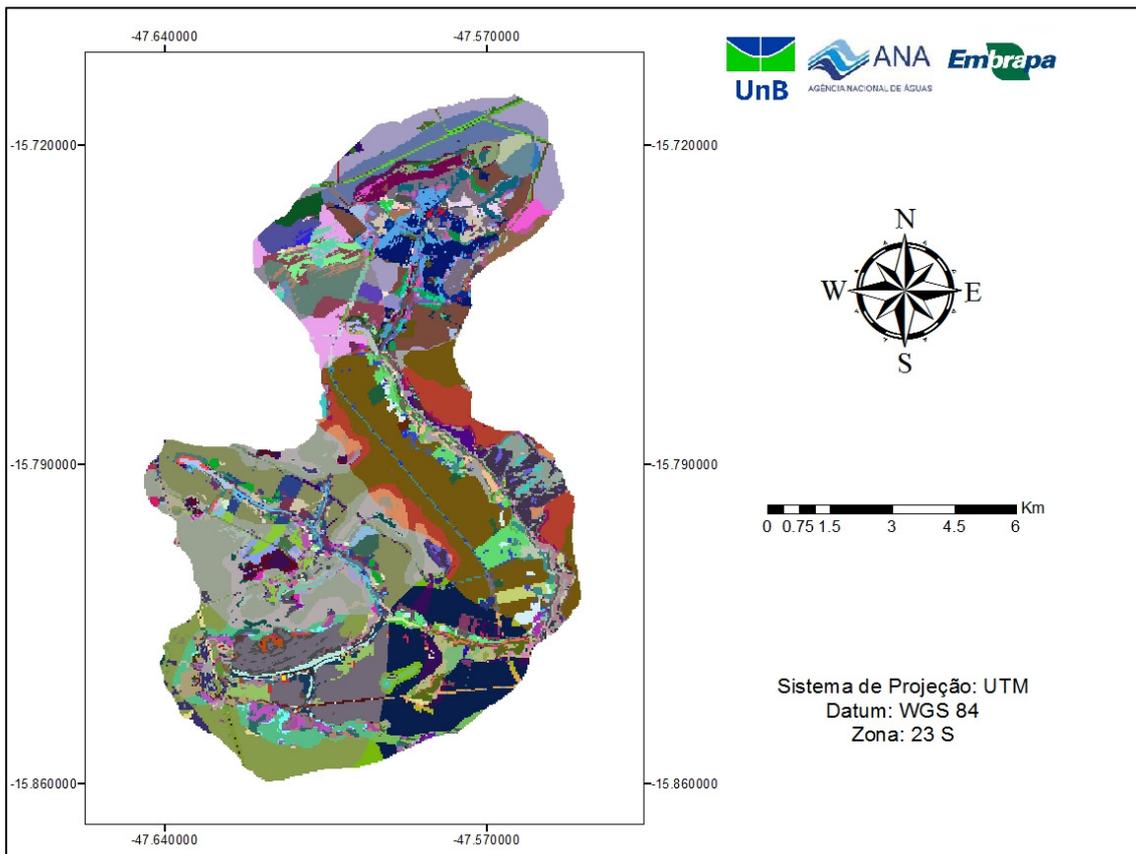


Figura 23 – 133 unidades de Resposta Hidrológica (HRUs) foram geradas para a bacia do Alto Rio Jardim.

II.5.3 Configurações finais antes da simulação

Definição do período de aquecimento do modelo.

No início da simulação, há algumas incertezas sobre o estado do sistema, devido ao desconhecimento de todas as suas condições iniciais. Isso acontece principalmente em relação à umidade do solo (MELLO *et al.*, 2008). Assim, os valores simulados para os primeiros dias (ou meses, ou anos, dependendo da escala temporal escolhida) podem não ser confiáveis. Por isso, recomenda-se a utilização de um período de aquecimento do modelo.

Trata-se, simplesmente, de escolher uma determinada parcela inicial do tempo de simulação e excluí-la do resultado final. Ou seja, as simulações feitas nesse período serão realizadas, mas não influirão nos valores da função objetivo escolhida, servindo apenas para livrar as variáveis de estado da influência das condições iniciais.

Neste estudo, o período de aquecimento utilizado foi de 3 anos. Iniciou em 01/07/2003 e terminou em 30/06/2006. O período de simulação propriamente dito começou, portanto, no dia 01/07/2006.

Definição do período de simulação

No SWAT, o período de simulação máximo permitido ao usuário é determinado pela abrangência dos dados climáticos. No presente estudo, só foi possível obter dados de pluviometria registrados dentro da bacia para um período de quatro anos. São os anos hidrológicos 2006/2007, 2007/2008, 2011/2012 e 2012/2013.

Também há dados de vazão em nível diário registrados para esses anos, o que permitiu a calibração e validação dos resultados. Conforme recomendado pela literatura (WAINWRIGHT; MULLIGAN, 2005) os quatro anos de dados disponíveis foram divididos na etapa de pós-processamento: os dois primeiros anos foram utilizados na calibração dos parâmetros e os dois últimos anos disponíveis, para validação.

Os quadros abaixo explicitam de que forma foram utilizados os períodos com dados disponíveis nas etapas de simulação e pós-processamento:

Tabela 07 – Períodos utilizados e sua função na etapa de simulação. Variável utilizada pelo SWAT: precipitação.

Período	Utilização
01/07/2003 a 30/06/2006	Aquecimento do modelo
01/07/2006 a 30/06/2008	Primeiro período de simulação
01/07/2011 a 30/06/2013	Segundo período de simulação

Tabela 08 – Períodos utilizados e sua função na etapa de pós-processamento. Variável utilizada pelo SWAT: vazão.

Período	Utilização
01/07/2006 a 30/06/2008	Calibração
01/07/2011 a 30/06/2013	Validação

Definição dos indicadores a serem utilizados após a simulação para avaliação de sua qualidade

Para avaliar a eficiência das simulações deste trabalho, foram utilizados o índice de Nash e Sutcliffe (ENS) e o coeficiente de determinação (R^2) (Eq. 01 e 02). Há uma diversidade de

testes estatísticos que podem ser utilizados para mensurar a qualidade de simulações hidrológicas, tais como: razão entre o erro padrão médio e o desvio padrão das observações (RSR), percentual de tendência (PBIAS), índice de Nash e Sutcliffe alterado, que considera a vazão média mensal inter-anual (COEA), etc. Estes testes não foram utilizados, pois não há um valor de referência que aponte um valor satisfatório para a calibração com dados diários.

$$ENS = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y^{med,obs})^2} \right]$$

Equação 01

$$R^2 = \left[\frac{(\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y^{med,obs})(y_i^{sim} - y^{med,sim}))^2}{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y^{med,obs})^2 \sum_{i=1}^n (y_i^{sim} - y^{med,sim})^2} \right]$$

Equação 02

Onde:

y_i^{obs} é a vazão observada

y_i^{sim} é a vazão simulada

$y^{med,obs}$ é a média da vazão observada

$y^{med,sim}$ é a média da vazão simulada

O índice de Nash e Sutcliffe é largamente utilizado na análise de modelos hidrológicos. Esse índice varia entre 1 e $-\infty$. Uma simulação cujos resultados tenham perfeita adesão aos dados observados recebe o índice 1. Quanto menor o valor do ENS, pior é a simulação. Um ENS = 0 indica que as previsões do modelo são tão exatas como a média dos dados observados (MORIASI *et al.*, 2007).

Moriasi *et al.* (2007) desenvolveram um estudo com diferentes métodos para análise da modelagem hidrológica e definindo uma classificação que abrange os mais utilizados e os que mais se adequam para a análise de determinados modelos. De acordo com esse estudo, os resultados dos modelo SWAT, quando utilizando a função objetivo de Nash-Sutcliffe (ENS), podem ser classificados conforme a Tabela 09 :

Tabela 09: Classificação dos resultados da função objetivo de Nash-Sutcliffe (ENS) para modelagem com o SWAT em nível mensal (Adaptado de Moriasi *et al.*, 2007).

Classificação	ENS
Muito bom	$0,75 < ENS \leq 1$

Bom	$0,65 < ENS \leq 0,75$
Satisfatório	$0,50 < ENS \leq 0,60$
Insatisfatório	$ENS \leq 0,50$

Os valores definidos por Moriasi *et al.* (2007) são considerados para modelos que utilizem dados mensais para a modelagem. Green e Van Griensven (2008) consideraram que para uma calibração com dados diários valores de ENS superiores a 0,4 e R² superiores a 0,5 são considerados satisfatórios para a simulação.

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No âmbito dos estudos hidrológicos, todas as variáveis referentes à qualidade da água, tais como sedimentação, nutrientes e pesticidas, são dependentes da vazão. Por essa razão, caso seja interesse do usuário simular essas variáveis de qualidade da água, deve seguir uma ordem de calibração. Primeiramente calibra-se a vazão, depois a produção de sedimentos (uma vez que esta é dependente da vazão) e, por fim, nutrientes e pesticidas, uma vez que estes últimos, além de serem dependentes da vazão, encontram-se, muitas vezes, aderidos às partículas de solo em suspensão (VAN GRIENSVEN *et al.*,2006, MORIASI *et al.*,2007; SANTHI *et al.*,2001).

Seguindo esse preceito, a vazão foi simulada e calibrada primeiramente. A produção de sedimentos, num momento posterior. A seguir, esses procedimentos são detalhados.

III.1. Vazão

III.1.1 Resultados da primeira simulação (sem calibração)

Após a primeira simulação com o SWAT, os dados de vazão gerados pelo modelo foram comparados com os dados observados. Obteve-se, para essa primeira simulação, um valor da função objetivo de Nash-Sutcliffe (ENS) de -10.55 para a simulação na escala diária e 0.18 para a simulação mensal. O coeficiente de determinação (R²) foi de 0.47 para a simulação diária e 0.67 para a mensal. Os resultados do ENS indicam que o SWAT não foi capaz de simular as vazões de forma satisfatória quando utilizado sem calibração.

O gráfico abaixo mostra a comparação dos valores simulados pelo SWAT com os dados de vazão observada. A precipitação mensal também foi incluída para análise:

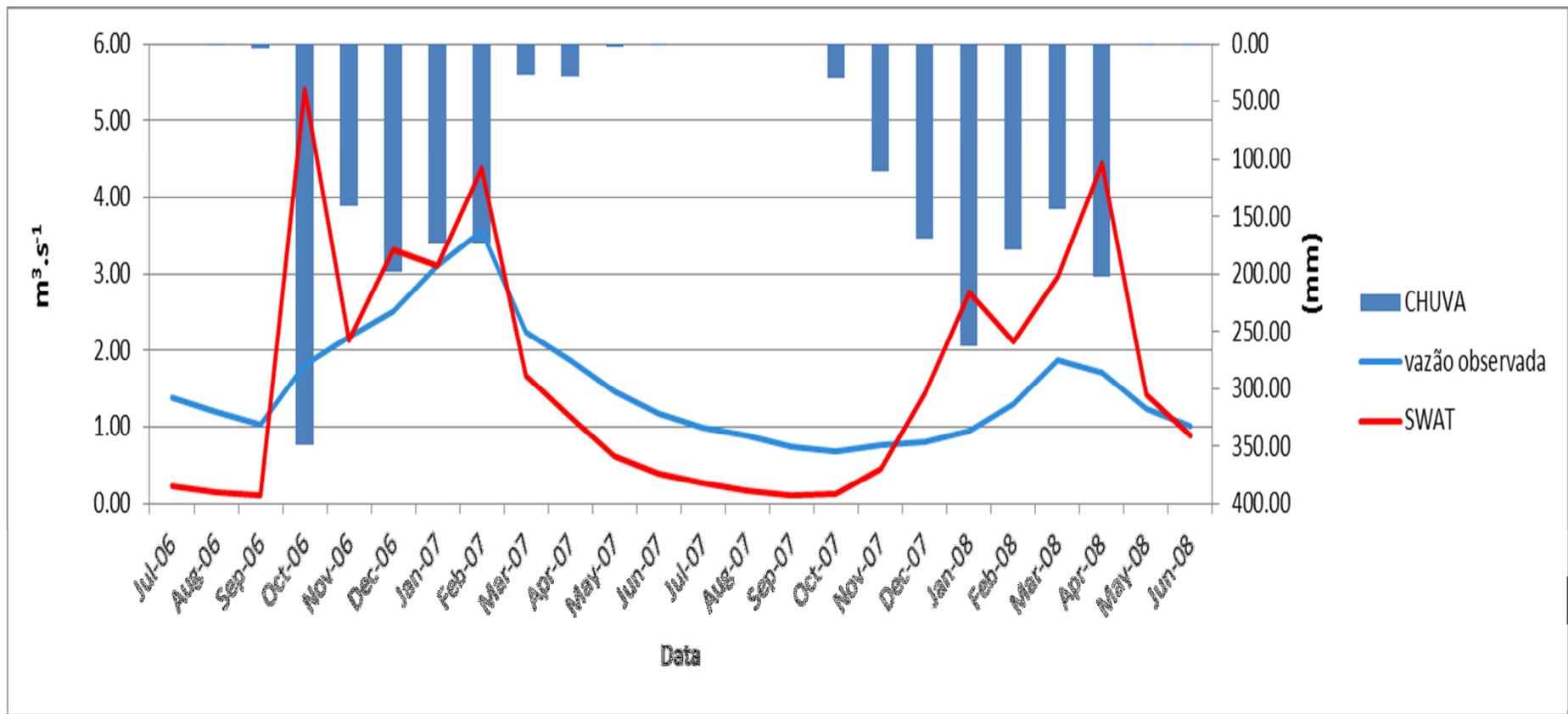


Figura 24 – Análise da vazão simulada pelo SWAT sem calibração quando comparada à vazão observada e à chuva. Escala mensal.

Pela análise do gráfico, percebe-se claramente a tendência do modelo em superestimar as vazões nos meses chuvosos e subestimá-las na época de estiagem. Esse fenômeno foi relatado em vários outros trabalhos com o SWAT no Cerrado brasileiro, como Ferrigo *et al.*(2011), Salles (2012) e Castro (2013).

Analisando detalhadamente os valores informados pelo SWAT, constata-se que a origem do problema é a superestimava do escoamento superficial. Nesta simulação, o volume do escoamento representou 11% do total precipitado, quando, na verdade, esse valor não deveria ultrapassar os 3% (SILVA; OLIVEIRA, 1999; LIMA, 2000; LIMA, 2010).

O fator que mais contribui para a ocorrência desse fenômeno é o valor da Curva-Número, que difere muito dos solos americanos (para os quais o SWAT é inicialmente parametrizado) e os brasileiros. Os solos da região do Cerrado brasileiro são muito antigos e intemperizados, sendo, por isso, profundos e muito permeáveis. Nesse cenário, a fim de refletir a realidade local, o valor inicial do parâmetro CN2 deve ser diminuído.

Outro fator que contribuiu para o resultado insatisfatório do ENS foi a disparidade existente entre os dois anos hidrológicos utilizados nesta etapa: o ano hidrológico de 2006/2007 apresentou vazões muito maiores do que o ano de 2007/2008, mesmo com índices pluviométricos semelhantes (Tabela 10).

Tabela 10- Comparação entre os anos hidrológicos utilizados na etapa de calibração.

Ano	Precipitação total (mm)	Vazão média (m ³ .s ⁻¹)
2006/2007	1099	1.96
2007/2008	1101	1.08

Esse fenômeno já havia sido relatado por Castro (2013). A autora utilizou apenas esses dois anos em seu trabalho, sendo o ano de 2006/2007 para calibração e 2007/2008 para validação, e apontou a grande heterogeneidade existente entre os dois anos disponíveis como fator prejudicial para os índices de ENS obtidos na validação: -0.8. Por serem anos muito diferentes, os parâmetros obtidos na calibração não teriam se adaptado ao ano de validação.

III.1.2 Resultados após calibração

A calibração no âmbito deste estudo foi feita de forma automática, com utilização do *software* SWATCUP. Esse programa executa as etapas de calibração e análise de sensibilidade de forma

conjunta e possui várias opções de algoritmos de otimização. No presente estudo foi utilizado o algoritmo SUFI2.

O SWATCUP fornece uma lista completa dos parâmetros do SWAT para que o usuário escolha quais deles quer alterar. A lista possui um total de 651 parâmetros. Dessa forma, a fim de se racionalizar o processo de calibração, esta foi conduzida utilizando apenas os parâmetros mais comumente apontados como de grande influência em simulações em bacias do bioma Cerrado. A Tabela 11 abaixo, montada por Castro (2013), traz os parâmetros mais sensíveis diagnosticados em diversos estudos no Brasil.

Tabela 11 – Parâmetros detectados como de maior sensibilidade em diversos estudos com SWAT no Brasil. Adaptado de Castro (2013).

Parâmetros mais sensíveis	Autores	Região
ESCO, ALPHA-BF, SOL-Z, GW-QMN, GWDELAY, SOL-AWC, REVAPMN, SURLAG, GWREVAP, CN2	Durães, 2010	Sudeste
ESCO, SOL-AWC, SLOPE, CN2, SLSUBBSN	Rocha <i>et al.</i> 2010	
ESCO, ALPHA-BF, EPCO, SOL-Z, CANMX, CHK2, SOL-AWC, SOL-K, CN2	Lelis <i>et al.</i> 2012	
CN2, ALPHA-BF, RCHRG-DP, ESCO, SOL-Z, SOL-AWC, SOL-K	Andrade <i>et al.</i> 2013	
ESCO, ALPHA-BF, CH-K2, CANMX, SOLAWC, SOL-K, CN2, SLOPE, BLAI, GW-QMN	Bonumá <i>et al.</i> 2011	Sul
ESCO, ALPHA-BF, SOL-Z, CANMX, SOL-AWC, CN2, SLOPE, BLAI, GW-QMN, REVAPMN	Garbossa <i>et al.</i> 2010	
ESCO, ALPHA-BF, GW-DELAY, SURLAG, CN2	Lino <i>et al.</i> 2009	
ESCO, ALPHA-BF, SOL-Z, SOL-AWC, BLAI, GW-QMN, REVAPMN, CH-K2, CN2, GWREVAP	Malutta, 2012	
SURLAG, GW-REVAP, CN2, GW-REVAP, RCHRG-DP, SOL-Z	Sarmiento, 2010	Centro-Oeste
CN2, ALPHA_BF, CH-K2, ESCO, GW-DELAY, CH-	Strauch <i>et al.</i> 2011	

N2, GW-QMN, CANMX, SURLAG		
ALPHA_BF, CN2, GW-DELAY, GW-QMN, GW-REVAP, ESCO, SLSUBBSN	Ferrigo <i>et al.</i> 2012	
ESCO, ALPHA-BF, GW-QMN, SURLAG, GWREVAP, CN2, CH-K2, RCHRG-DP, CH-N2, REVAPMN	Salles, 2012	
SURLAG, ALPHA-BF, CN2, GWQMN, SOL-K, CHK2, SLOPE, SLUBBSN, BLAI, SOL-ALB	Castro, 2013	

Segundo o critério adotado, foram inseridos neste processo de calibração todos os parâmetros que foram considerados como importantes em trabalhos anteriores conduzidos em bacias do bioma Cerrado, com exceção de REVAP_MN, CANMX, BLAI e SOL-ALB, que só foram citados em um trabalho.

Desta forma, a lista final teve 13 parâmetros: CN2, SOL_K, ESCO, GW_DELAY, SURLAG, SOL_AWC, SHALLST, CH_N2, ALPHA_BF, GWQMN, GWHT, RCHRG_DP e GW_REVAP. A Tabela 12 abaixo traz informações específicas sobre a calibração de cada um deles.

Os campos “Limite inferior” e “Limite superior” da tabela referem-se ao nível de liberdade que se atribui à variação de cada parâmetro. Esses limites são importantes para se evitar distorções nos modelos ou geração de resultados fictícios, inalcançáveis no mundo real. Foram definidos considerando a variação de alguns parâmetros em campo e referências de outros trabalhos.

O campo “Forma de alteração” se justifica devido às 3 formas possíveis de alteração dos parâmetros:

- Substituição direta, onde o programa faz alterações do valor diretamente,
- Por adição, em que um valor constante, definido pelo usuário, é adicionado ao valor inicial do parâmetro,
- Por multiplicação, onde a alteração dos valores é estabelecida variando o valor inicial por porcentagem, para mais ou para menos.

Uma observação importante sobre o método de alteração dos parâmetros é que aqueles que possuem referência espacial, ou seja, que podem apresentar diferentes valores para diferentes pontos da bacia, devem sempre ser alterados pelo método da “multiplicação” para que

mantenham sua referência espacial. Caso contrário, corre-se o risco de homogeneizar os valores desse parâmetro para toda a área, o que seria extremamente prejudicial aos resultados.

Na Tabela 12 abaixo, esse tipo de característica pode ser encontrada, por exemplo, no parâmetro CN2, que foi alterado permitindo variação de 50% para mais ou para menos.

O campo “Melhor valor encontrado” informa, dentro do intervalo permitido para a alteração, qual o valor do parâmetro na melhor simulação realizada, ou seja, aquela que resultou num melhor índice da função objetivo escolhida.

Tabela 12- Detalhamento da alteração dos valores dos parâmetros no processo de calibração da vazão.

Parâmetro¹	Forma de alteração	Limite inferior	Limite superior	Melhor valor encontrado
CN2	Multiplicação	-0.5	+0.5	-0.48
SOL_K	Multiplicação	-0.8	+0.8	-0.71
ESCO	Substituição direta	0.8	1	0.98
GW_DELAY	Substituição direta	30	450	405
SURLAG	Substituição direta	0.05	5	2.75
SOL_AWC	Multiplicação	-0.05	+0.05	-0.013
SHALLST	Substituição direta	2000	5000	4689
CH_N2	Substituição direta	0.015	0.040	0.025
ALPHA_BF	Substituição direta	0	1	0.07

¹ CN2 = Valor do Curva Número (SCS) para a condição de umidade II.; SOL_K= Condutividade hidráulica saturada do solo.; ESCO= Fator de compensação da evaporação do solo.; GW_DELAY= intervalo de tempo para a recarga do aquífero; SURLAG= Coeficiente de retardo do escoamento superficial.SOL_AWC= Capacidade de água disponível na camada de solo; SHALLST= Quantidade de água inicial no aquífero raso; CH_N2= Coeficiente de rugosidade de Manning; ALPHA_BF= Constante de recessão para o fluxo de base; GWQMN= Profundidade limite do nível de água acima do qual o fluxo de base é liberado pelo canal; GWHT= Altura inicial do aquífero; RCHRG_DP= Fração da percolação da zona de raízes que recarrega o aquífero profundo.; GW_REVAP= Coeficiente "revap" de água subterrânea. Norteia o movimento de água do aquífero raso para uma zona insaturada sobrejacente em períodos de estiagem.

GWQMN	Substituição direta	0	2	1.84
GWHT	Substituição direta	4	10	4.22
RCHRG_DP	Multiplicação	-0.3	+0.3	+0.034
GW_REVAP	Substituição direta	0	0.2	0.198

Por fim, foi definido o número de 1000 simulações para essa calibração. Isso significa que cada parâmetro foi alterado 1000 vezes, ou que 1000 combinações dos valores dos parâmetros foram testadas. Esse número foi definido em testes, nos quais não houve diferença significativa do valor final do ENS para 1000 ou 2000 simulações (número máximo permitido pela versão gratuita do *software*). Para efeito de comparação, não é raro encontrar-se na literatura trabalhos com apenas 20 ou 50 simulações.

A modificação dos parâmetros tal qual mostrada na Tabela 12 acima resultou numa simulação diária com ENS de 0.51 e numa simulação mensal com ENS de 0.71, valores considerados adequados, conforme Moriasi *et al.* (2007) e Green e Van Griensven (2008). Os valores obtidos de R^2 foram de 0.74 e 0.85, respectivamente para a simulação diária e mensal. O novo gráfico de vazões pode ser visto na Figura 25.

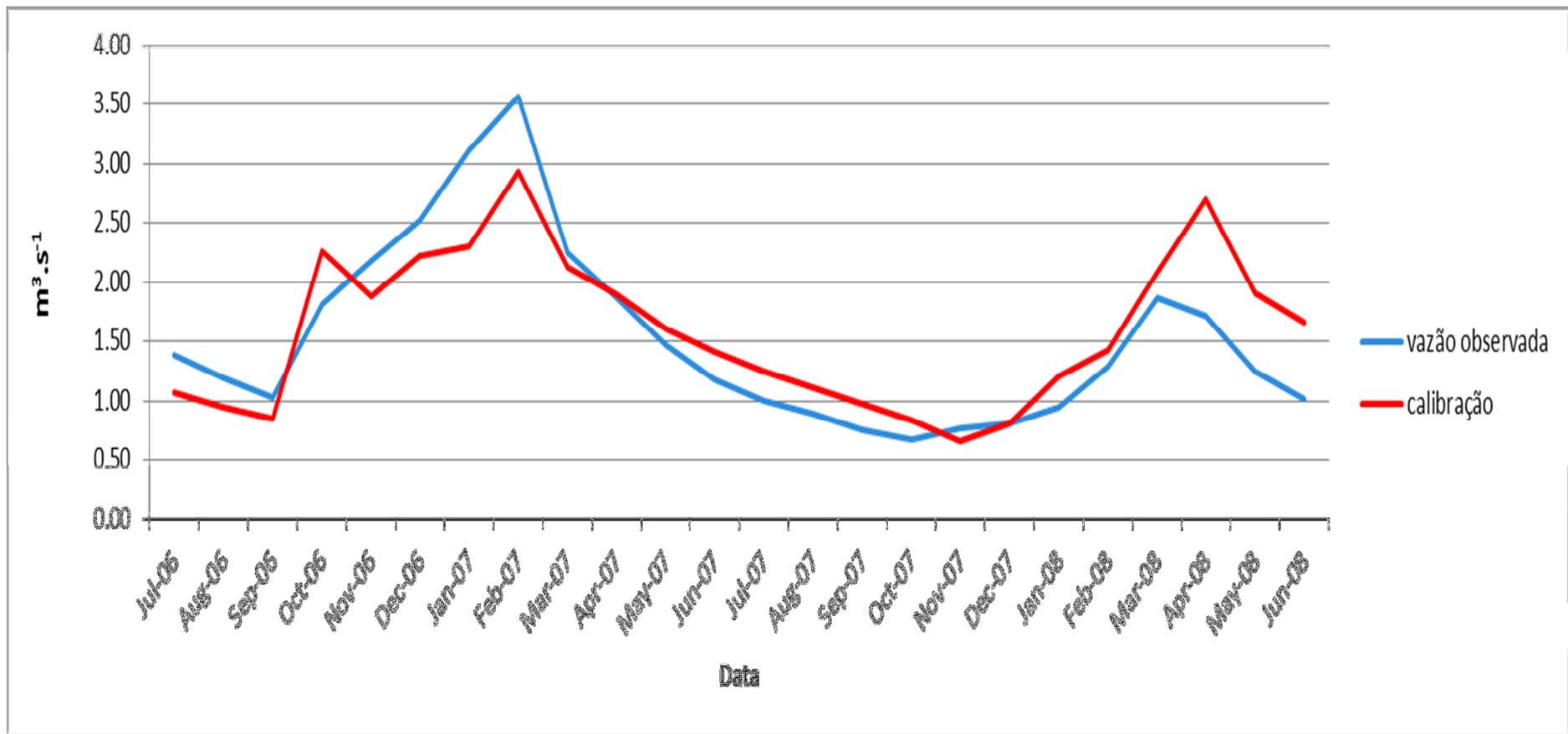


Figura 25 – Vazão simulada pelo SWAT após calibração quando comparada à vazão observada. Escala mensal. ENS= 0.71.

A análise do gráfico revela claramente o esforço do modelo em adaptar-se à condição de calibração: 2 anos com vazões muito distintas, mas com pluviosidade semelhante. A solução encontrada foi um meio termo, no qual a vazão simulada fica abaixo da observada no primeiro ano, e acima desta no segundo.

Análise de sensibilidade

Ao contrário do que era feito em antigas versões do SWAT, nas quais havia um módulo específico para a análise de sensibilidade e esta era feita previamente à calibração, o SWATCUP realiza a análise de sensibilidade concomitantemente à calibração. Para tanto, função objetivo definida pelo usuário é aplicada a cada parâmetro em cada simulação. Quanto mais houver variações no valor da função devido a alterações nos valores do parâmetro, mais sensível é o parâmetro.

Note-se que a função objetivo utilizada pelo *software* como métrica na calibração pode ou não ser a mesma utilizada pelo usuário para comparar as vazões observadas com as simuladas. Neste estudo, em ambos os casos foi utilizado a função de Nash-Sutcliffe.

Nos processos de análise de sensibilidade global, tal qual a executada neste estudo, a sensibilidade dos parâmetros e sua significância são apontadas em formato gráfico pelo SWATCUP, através da utilização de um teste de hipóteses que utiliza uma distribuição *t* de *Student*. Essa distribuição é muito similar à distribuição normal, com a diferença que o desvio padrão da população nesse tipo de teste é desconhecido e deve, portanto, ser estimado. Ao final, são fornecidos valores para a estatística-*t* e para o *p valor*. A estatística *t* fornece uma medida da sensibilidade (as maiores barras indicam maior sensibilidade), enquanto o *p-valor* determina a significância da sensibilidade (valores próximos a zero indicam maior significância). Os gráficos desta calibração estão na figura 26:

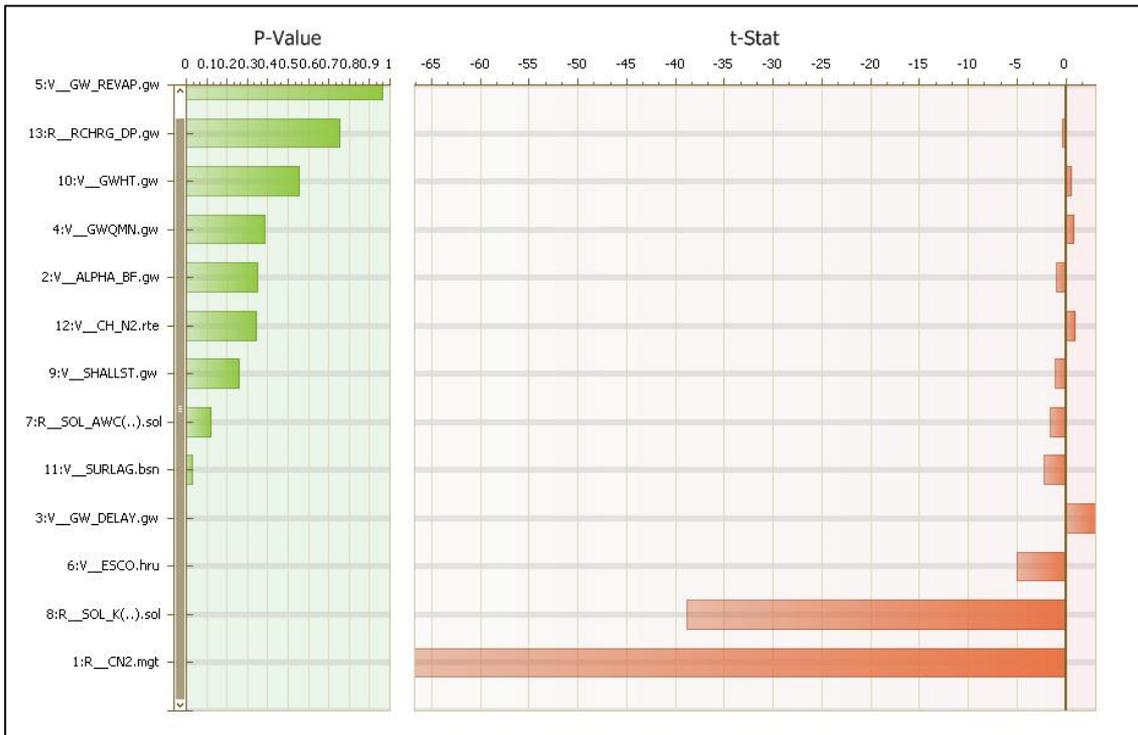


Figura 26 – Resultados da análise de sensibilidade para a variável vazão. Em “t-Stat” as maiores barras significam maior sensibilidade. Em “P-Value”, as menores barras significam maior significância da sensibilidade. Os dois gráficos são complementares.

Pela análise dos gráficos percebe-se que os parâmetros CN2 e SOL_K tiveram comportamento amplamente dominante no processo. O parâmetro ESCO teve pequena influência, enquanto alterações nos demais parâmetros produziram pouca ou nenhuma resposta no modelo.

O SWATCUP fornece gráficos de dispersão para cada parâmetro, onde os pontos representam os valores testados do parâmetro *versus* função objetivo. Esses gráficos auxiliam na compreensão do conceito de sensibilidade. Para efeito de comparação, foram selecionados os gráficos dos parâmetros mais influentes (CN2 e SOL_K) e de um parâmetro com pouca influência (ALPHA_BF).

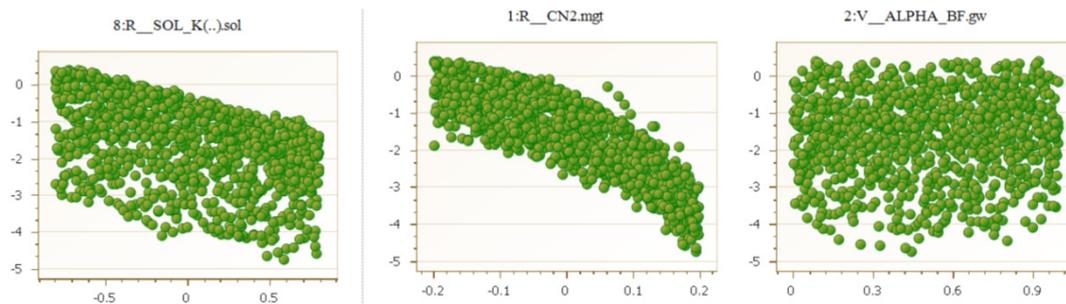


Figura 27 – Gráficos de dispersão. Valor do parâmetro *versus* função objetivo.

Os gráficos do CN2 e SOL_K possuem uma clara tendência: os pontos mais à esquerda resultam em melhores valores da função objetivo. Aumentando-se o valor desses parâmetros, a função objetivo cai drasticamente. Já no gráfico do ALPHA_BF, parâmetro classificado como de pouca importância, nenhuma tendência é perceptível: os melhores valores da função objetivo são encontrados em praticamente toda a faixa de variação deste parâmetro, deixando claro que a qualidade da simulação está sendo guiada por outros parâmetros, que não este.

Em relação aos parâmetros mais importantes, o CN2 (adimensional) é o valor da Curva-Número para a condição de umidade II. A Curva-Número é uma função de permeabilidade do solo, uso do solo e condições antecedentes de água no solo. Os valores de CN são tabelados, e são considerados pelo SWAT para uma declividade de 5%..

O CN2 tem sido constantemente apontado como o parâmetro de maior sensibilidade em diversos estudos com o SWAT e já era esperado que liderasse a sensibilidade deste estudo também. Tal qual descrito anteriormente, os valores *default* deste parâmetro dificilmente se enquadram às características dos solos do Cerrado brasileiro, tendo que ser, regra geral, diminuídos.

A análise do gráfico de dispersão do CN2 sugere que a adoção de um limite ainda menor para o parâmetro resultaria em um ENS melhor, aproximando-se bastante de 1. A adoção de um valor menor da Curva Número, no entanto, levaria a valores irreais de escoamento superficial (valores muito baixos).

Já o SOL_K, condutividade hidráulica saturada (mm.h^{-1}), relaciona a taxa do fluxo de água no solo (densidade do fluxo) com o gradiente hidráulico. É a medida da facilidade do movimento da água através do perfil do solo.

Ao contrário do CN2, o SOL_K nem sempre está na lista dos parâmetros de maior influência nas simulações com o SWAT. Além disso, não há para esse parâmetro um valor *default* previamente registrado. O usuário fornece o valor do SOL_K, juntamente com outros parâmetros da tabela da solos.

A tabela deste trabalho foi obtida do estudo de Lima *et al* (2013), no qual o valor de SOL_K foi determinado em laboratório, utilizando-se o método do permeâmetro de carga constante com seis repetições por profundidade. Os próprios autores relatam que, para esse parâmetro, foi necessário um maior número de repetições por causa da maior variabilidade natural dessa medida observada em campo, o que justifica a possibilidade de se alterar de forma significativa o valor levantado pelos autores. Nesse mesmo estudo são fornecidos valores máximos e mínimos de SOL_K para cada tipo de solo, no intuito de se auxiliar o processo de calibração e percebe-se que a variação admitida é realmente muito grande.

Os parâmetros CN2 e SOL_K tem função semelhante na geração de escoamento superficial e condução da água pelo perfil do solo. Ao que parece, ao recomendar menores valores de SOL_K, a calibração do modelo buscou balancear os valores desses parâmetros de forma que um controlasse o outro buscando a maximização da função objetivo.

Validação da Vazão

Encerrada a etapa de calibração, testa-se o desempenho do modelo frente a uma série independente de dados observados, ou seja, que não tenha sido utilizada na calibração. Trata-se da validação do modelo, que, nesse estágio, foi feita visando a avaliação da capacidade do SWAT em simular adequadamente as vazões da bacia do Alto Rio Jardim.

Conforme Tabela 08, o período de dados observados selecionado para a validação do modelo é de 01/07/2011 a 30/06/2013. Essa validação alcançou os seguintes índices de desempenho: ENS = 0.49 e $R^2 = 0.83$ para modelagem diária; ENS = 0.54 e $R^2 = 0.95$ para a mensal.

Os índices, uma vez mais, indicam que o SWAT foi capaz de simular adequadamente as vazões da bacia. A título de comparação, Castro (2013), realizando estudo de simulações de vazões com o SWAT na mesma bacia deste estudo, obteve ENS de -0.8 na etapa de validação. Os números comprovam a importância de se trabalhar com séries maiores: a autora tinha apenas dois anos de dados observados disponíveis, tendo utilizado o primeiro para calibração e o último para validação.

A comparação entre os resultados de Castro (2013) e os deste trabalho mostra que a utilização de um período muito curto para a calibração pode gerar grande nível de incerteza. Observou-se que com a adição de mais 1 ano ao período de calibração, os resultados sofreram aprimoramento considerável.

A figura 28 abaixo contém os gráficos do período de validação:

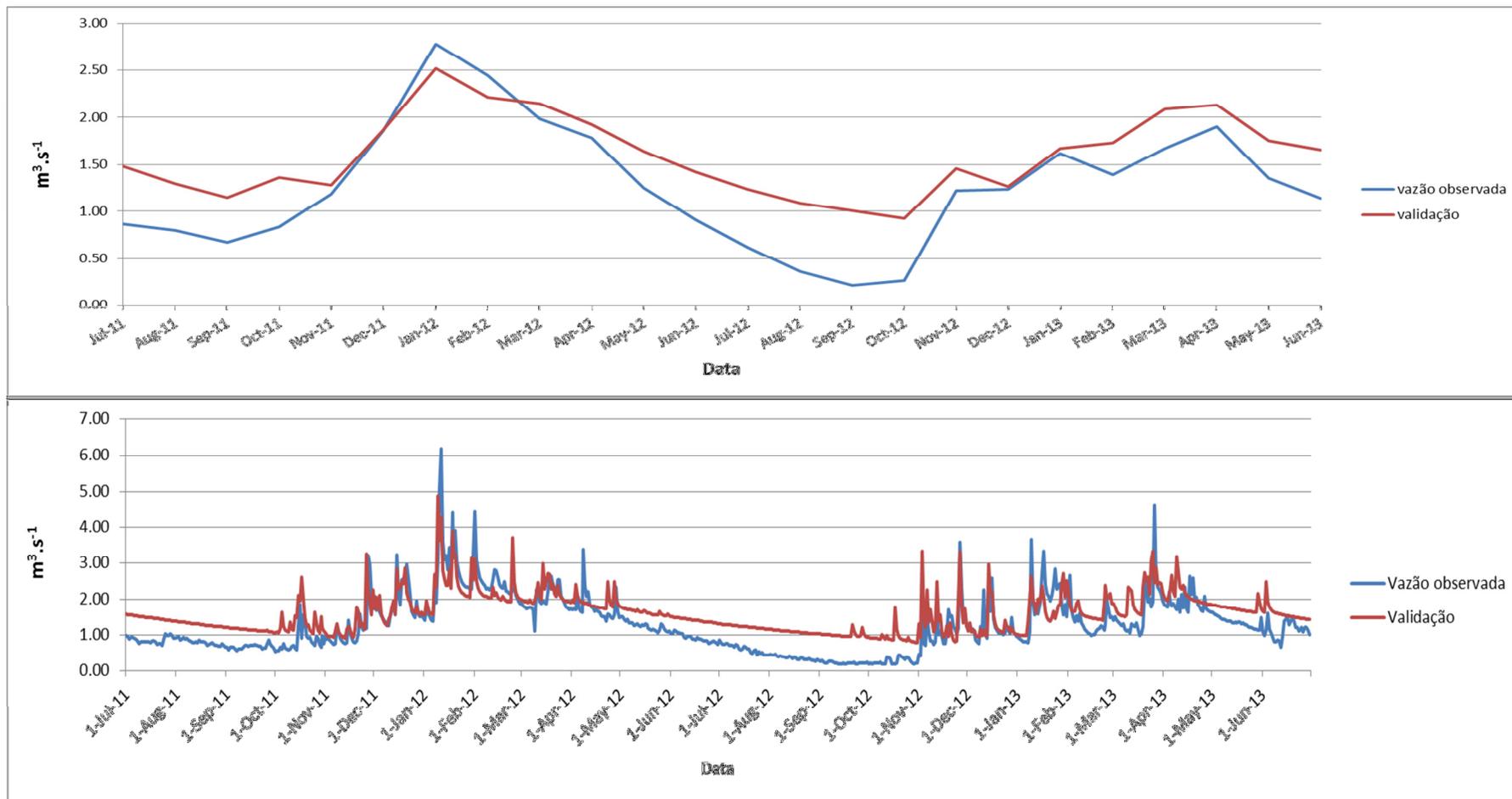


Figura 28 – Gráficos da validação mensal da vazão (acima) ($ENS= 0.54$ e $R^2=0.95$) e diária (abaixo) ($ENS = 0.49$ e $R^2= 0.83$).

Por fim, é fornecida tabela comparativa dos índices de Nash-Sutcliffe obtidos em recentes trabalhos de simulações de vazão realizados no Distrito Federal:

Tabela 13 – Valores de ENS obtidos em simulações com o SWAT em bacias do Distrito Federal. Variável simulada: vazão.

Autor (ano)	Bacia	Calibração	Validação	Dados
Sarmiento (2010)	Descoberto	0.62	0.34	Diário
Strauch <i>et al.</i> (2011)	Pipiripau	0.78	0.65	Diário
Ferrigo <i>et al.</i> (2012)	Descoberto	0.69	0.73	Mensal
Salles (2012)	Pipiripau	0.67	0.79	Mensal
Castro (2013)	Jardim	0.60	-0.84	Diário
Este trabalho	Jardim	0.52	0.49	Diário
Este trabalho	Jardim	0.71	0.54	Mensal

III.2 Produção de Sedimentos

Uma vez que o escoamento superficial e a vazão estejam calibrados e refletindo satisfatoriamente os valores observados, efetuou-se a análise da simulação da produção de sedimentos.

III.2.1 Resultados da produção de sedimentos antes da calibração

Há alguns poucos trabalhos na literatura que relatam a adequação dos valores da produção de sedimentos pela simples calibração da vazão. Ou seja, nesses estudos a etapa de calibração dos sedimentos foi prescindida, uma vez que a calibração da vazão já foi suficiente para adequar de forma satisfatória os valores de produção de sedimentos.

Isso foi demonstrado no trabalho de Ferrigo *et al.* (2012). Os autores aplicaram o SWAT em uma sub-bacia contribuinte ao Lago do Descoberto, no Distrito Federal, buscando analisar a viabilidade em simular a carga de sedimentos calibrando unicamente a vazão. Os resultados foram satisfatórios. A carga sólida total observada foi de 1552,7 toneladas, enquanto a carga simulada foi de 1334,8 toneladas para o ano hidrológico 2008/2009.

Este fenômeno, no entanto, não se trata da regra geral em modelagem hidrológica. A calibração dos sedimentos ainda é, quase sempre, etapa obrigatória na aquisição de dados de qualidade

dessa variável. No presente estudo, após a calibração da vazão, os valores das funções objetivo para produção de sedimentos apresentavam $ENS = -0.07$ e $R^2 = 0.34$ em nível mensal, indicando a necessidade de calibração dos parâmetros relacionados a essa variável.

A Figura 29 abaixo mostra o comportamento da produção de sedimentos após a calibração da vazão e antes da calibração da produção de sedimentos.

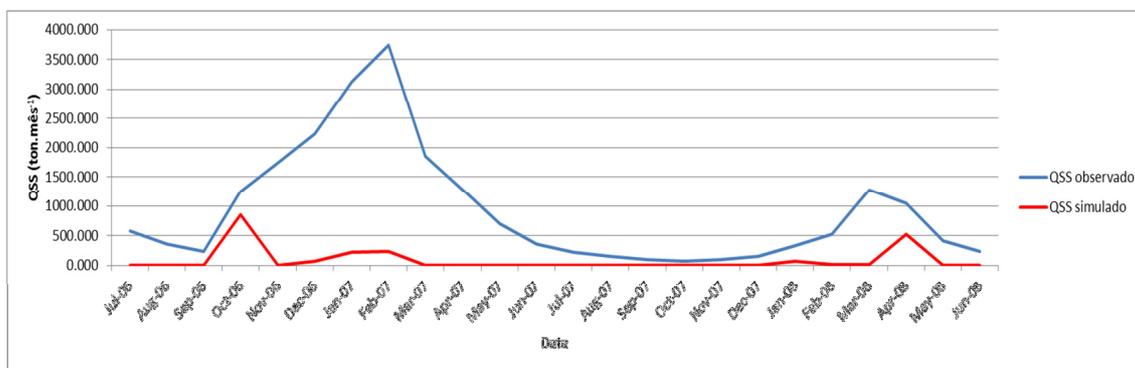


Figura 29 - Análise da produção de sedimentos simulada pelo SWAT após calibração da vazão quando comparada à produção de sedimentos observada. Escala mensal. $ENS = -0.07$, $R^2 = 0.34$.

O gráfico mostra que, neste estágio da modelagem, a produção de sedimentos simulada está muito abaixo da observada para o período.

III.2.2 Resultados da produção de sedimentos após calibração.

Com base nessas informações, a calibração da produção de sedimentos foi conduzida de acordo com a Tabela 14, que mostra os parâmetros utilizados e suas características. Os parâmetros foram selecionados com base no estudo de Strauch *et al.* (2013) e complementadas com as sugestões de Arnold *et al.* (2012).

Strauch *et al.* (2013) calibraram as variáveis vazão e sedimentos para a bacia do Ribeirão Pipiripau-DF, que contém solos semelhantes ao da bacia do Alto Rio Jardim. Já Arnold *et al.* (2012) fizeram levantamento dos parâmetros mais utilizados em 64 trabalhos de calibração com o SWAT.

A calibração da produção de sedimentos foi conduzida utilizando o mesmo software e o mesmo algoritmo daquela realizada para a vazão.

Tabela 14 - Detalhamento da alteração dos valores dos parâmetros no processo de calibração dos sedimentos.

Parâmetro²	Forma de alteração	Limite inferior	Limite superior	Melhor valor encontrado
ADJ_PKR	Substituição	0.5	2	1.017
CH_COV1	Substituição	0	1	0.84
CH_COV2	Substituição	0	1	0.10
PRF	Substituição	0.1	2	1.83
SPCON	Substituição	0.0001	0.1	0.04
SPEXP	Substituição	1	1.5	1.03
USLE_P	Substituição	0	1	0.35
USLE_C	Substituição	0	1	0.025
USLE_K	Substituição	0	100	58.5
LAT_SED	Substituição	0	20	16.7
SLSUBBSN	Substituição	10	150	21.9

Essa primeira tentativa de calibrar a produção de sedimentos alcançou um ENS de 0.26 com R² de 0.48 em nível mensal. Na escala diária, obteve-se ENS de -0.06 com R² de 0.24. O ENS encontrado é, segundo a literatura, insatisfatório e demonstra o desajuste dos dados simulados com os observados. O gráfico abaixo mostra o comportamento da produção de sedimentos após a calibração (ton.dia⁻¹)

² ADJ_PKR= Fator de ajuste da taxa de pico para transporte de sedimentos nos canais tributários; CH_COV1= Fator de erodibilidade do canal; CH_COV2= Fator de cobertura do canal; PRF= Fator de ajuste da taxa de pico para transporte de sedimentos no canal principal; SPCON= Parâmetro linear para reentrada de sedimento durante o transporte no canal; SPEXP= Parâmetro exponencial para reentrada de sedimento durante o transporte no canal; USLE_P= Fator P da MUSLE (fator de práticas conservacionistas); USLE_C= Fator C da MUSLE (fator de cobertura do solo); USLE_K= Fator K da MUSLE (fator de erodibilidade do solo); LAT_SED= Concentração de sedimento (mg.L-1) no escoamento subsuperficial; SLSUBBSN= Comprimento médio da encosta (m).

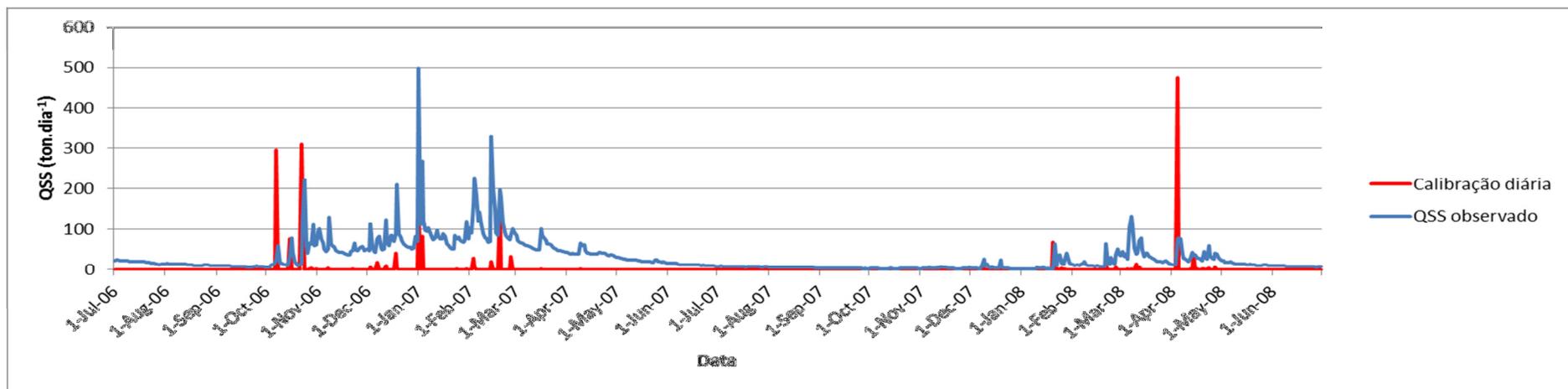
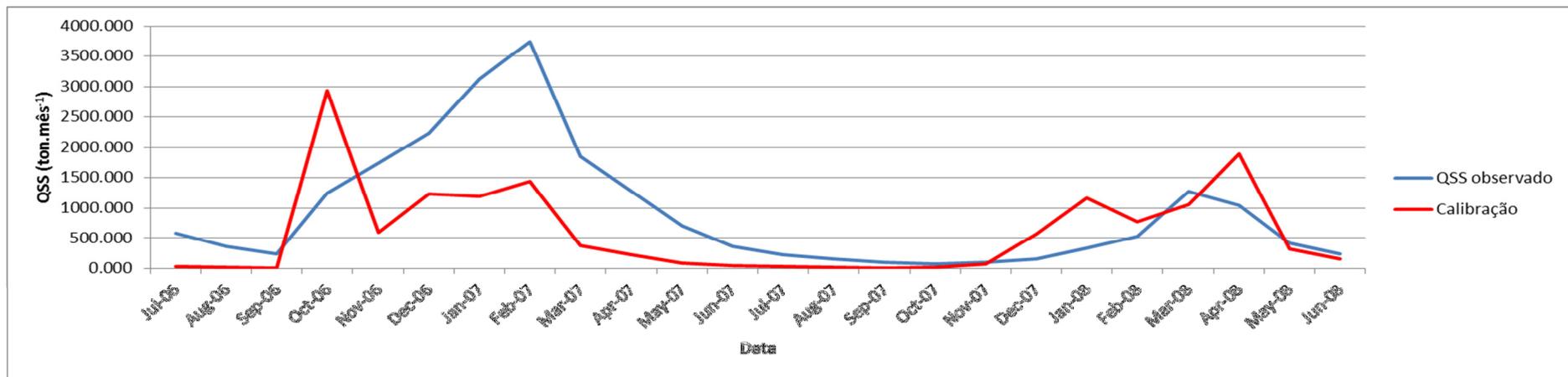


Figura 30 - Representação da produção de sedimentos simulada pelo SWAT após calibração quando comparada à produção de sedimentos observada. Escala mensal. ENS de 0.26 com R^2 de 0.48. Escala diária ENS de -0.06 com R^2 de 0.24.

A análise de sensibilidade da calibração evidencia que o parâmetro SLSUBBSN foi o que demonstrou maior peso na alteração de seus valores. Trata-se do comprimento médio de rampa (m) da bacia. É um dos fatores diretos na fórmula da MUSLE. O aumento do comprimento de rampa tende a gerar mais erosão.

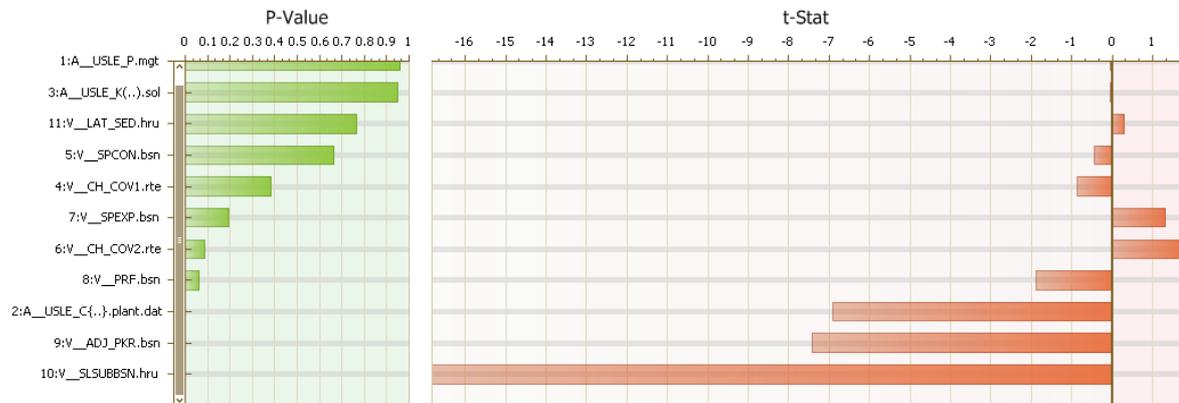


Figura 31 – Análise de sensibilidade global para produção de sedimentos.

Os valores inadequados obtidos de ENS e R^2 podem ser explicados, em parte, pelos resultados da simulação nos meses de estiagem. Nos meses em que não há ou há muito pouca precipitação, o SWAT simulou produção de sedimentos igual a zero, o que diverge dos dados observados. Segundo a curva-chave levantada para essa bacia, nos meses de estiagem a produção de sedimentos varia de 0.2 a 8 ton.dia⁻¹.

Esse resultado, de certa forma, é compreensível, uma vez que o mecanismo de geração de sedimentos do SWAT é baseado na Equação Universal de Perdas de Solo Modificada (MUSLE), dada pela Equação 03 abaixo:

$$SED = 11,8.(Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad \text{Equação 03}$$

em que: SED é a produção de sedimento em um dia (ton³); Q_{surf} é a lâmina de escoamento superficial (mm.ha⁻¹); q_{peak} é a vazão de pico (m³.s⁻¹); $area_{hru}$ é a área da HRU (ha); K_{USLE} é o fator erodibilidade do solo; C_{USLE} é o fator cobertura e manejo; P_{USLE} é o fator de práticas conservacionistas; LS_{USLE} é o fator topografia e CFRG é o fator de fragmentação esparsa.

Percebe-se que o escoamento superficial é a força motriz desse processo, tornando-se claro que, pela MUSLE, não haverá qualquer produção de sedimento sem que haja um evento chuvoso associado.

A MUSLE controla os processos de erosão e sedimentação oriundos das encostas da bacia hidrográfica. Há, no entanto, duas outras fontes de sedimentos na bacia, conforme a metodologia do SWAT: a produção de sedimentos dentro do canal e a proveniente do escoamento subsuperficial.

A produção de sedimentos dentro da calha do rio é regida pelos processos de agitação e deposição, ambos controlados pela força da água. Estes processos são definidos basicamente em função da capacidade de transporte do escoamento, da carga a ser transportada e das condições de erodibilidade do canal (NEITSCH *et al.*, 2005).

Segundo o manual do SWAT, a degradação do canal poderá ser significativa em bacias sujeitas a eventos extremos de precipitação e em bacias onde haja processos de mudança de uso da terra em curso, como desmatamento ou urbanização. O mesmo manual ainda sugere que, pela dificuldade de se mensurar em campo a degradação/ deposição do canal, o usuário deve ajustar as cargas de sedimento das sub-bacias até que pareçam razoáveis e, em seguida, assumir que a diferença restante entre real e observado é devido ao canal.

A propagação dos sedimentos no canal consiste das componentes deposição e degradação, operadas simultaneamente. 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, conforme equação 04:

$$CONC_{sed,ch,mx} = c_{sp} \cdot v_{ch,pk}^{sp \ exp}$$

Equação 04

onde $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água (ton.m^{-3}), $v_{ch,pk}$ é a velocidade de pico (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 04 for menor que a concentração de sedimentos no início do processo, $conc_{sed,ch,i} > conc_{sed,ch,mx}$, a agitação é o processo dominante. Mas se a concentração máxima de sedimento calculada pela equação 04 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.

A outra fonte de sedimento possível, conforme a metodologia do SWAT, é aquela proveniente do escoamento subsuperficial. Essa fonte de sedimentos é proporcional ao fluxo subterrâneo de

água (escoamento subterrâneo mais escoamento subsuperficial) e à concentração de sólidos em suspensão na água proveniente desse fluxo.

Essa concentração de sólidos em suspensão pode ser calibrada pelo usuário utilizando-se o parâmetro LAT_SED. Embora possa variar até 5000mg.L⁻¹ o valor *default* desse parâmetro é zero, pois conforme o próprio manual do SWAT, “a concentração de sedimentos no fluxo lateral é, geralmente, muito pequena e não contribui de forma significativa para a produção total de sedimentos da bacia, a não ser que o fluxo de retorno seja muito alto” (NEITSCH *et al.*, 2005).

Deve ser ressaltado que o escoamento superficial da Bacia do Alto Rio Jardim, conforme levantado por Lima (2010), não passa de 3 % do total precipitado. Isso leva a crer que a vazão de retorno dessa bacia é, realmente, muito alta, podendo haver valores significativos de sedimento no fluxo subterrâneo.

O fato de não haver sedimentos sendo gerado na bacia nos meses de estiagem prejudica a qualidade da simulação não somente nesse período, pois, nos outros meses, também deveria haver uma acréscimo geral na produção de sedimentos, provocada pelos processos no leito ou pela concentração no fluxo de retorno.

Assim, dado o insucesso da primeira calibração, outras foram desempenhadas com alterações, visando um melhor resultado.

Há, segundo o banco de dados do SWAT CUP, 34 parâmetros relacionados à produção de sedimentos dentro do canal. Esses parâmetros são identificados pela extensão (.rte) que reúne arquivos que caracterizam fisicamente o canal de escoamento e afetam a vazão, transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas.

Ao longo do processo de calibração conduzido neste estudo, todos os 34 parâmetros citados foram incluídos. Da mesma forma, a amplitude de variação de cada um deles foi explorada ao máximo.

Além disso, diferentes formas de alteração dos parâmetros foram testadas e diferentes algoritmos de otimização do SWATCUP foram utilizados. O modelo, no entanto, comportou-se de forma praticamente indiferente às alterações realizadas e os índices de eficiência, portanto, permaneceram inadequados.

Por fim, uma outra forma de calibração foi testada: a calibração conjunta.. A eficiência desse método de calibração foi investigada, pois notou-se que o rebaixamento do valor da Curva Número, efetuado durante a calibração da vazão, contribuiu de forma decisiva para a subestimativa da produção de sedimentos. Essa redução foi necessária para se chegar a valores razoáveis de escoamento superficial. Uma vez que a produção de sedimentos calculada pela MUSLE é integralmente derivada do escoamento superficial, a subestimativa já era esperada.

Por convenção, a conduta mais utilizada nas calibrações que envolvem mais de uma variável é a calibração em separado de cada uma delas, segundo ordem pré-estabelecida. Há, no entanto, autores que executam a calibração conjunta de vazão e sedimentos. Esse tipo de calibração torna mais difícil a obtenção de um valor ótimo para ambas as variáveis, mas pode ser útil quando uma delas apresenta valores ruins na calibração em separado.

O trabalho de Strauch *et al.* (2013) é um exemplo de pesquisa que obteve melhores números com a calibração conjunta do que com a feita em duas etapas separadas. Essa estratégia também foi testada no presente trabalho, mas os resultados não foram adequados. Além de não beneficiar os números relativos à produção de sedimentos, os indicadores de vazão foram prejudicados.

O SWAT dá aos seus usuários a possibilidade de visualizar as áreas da bacia hidrográfica onde a produção de sedimentos é maior. Isso pode ser feito por HRU ou por sub-bacia, conforme mostra a figura 32 abaixo.

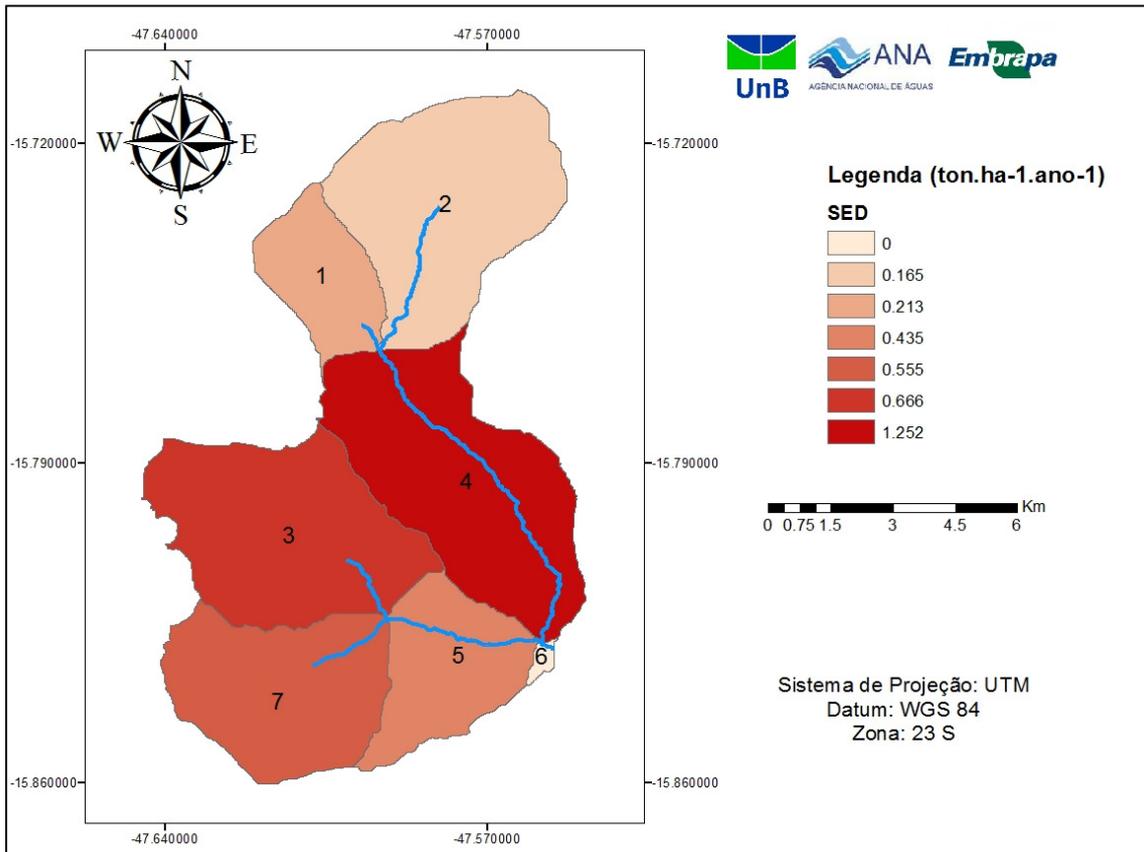


Figura 32 – Produção de sedimentos por sub-bacia.

Esse resultado mostra que a produção de sedimentos é praticamente igual para o Rio Jardim e seu afluente, o Rio Estanislau. Sabe-se, no entanto, que aquele gera quantidade muito maior de sedimento do que este, como pode ser observado na foto abaixo, tirada no ponto de confluência dos rios logo após um evento chuvoso. Esse fato realça a dificuldade do SWAT em simular essa variável na bacia do Rio Alto Jardim.



Figura 33 – Confluência dos Rios Jardim e Estanislau. Análise visual indica que o primeiro produz maior quantidade de sedimentos.

Não raro, trabalhos destinados a estimar a produção de sedimentos em bacias hidrográficas com o SWAT apresentam dificuldades na calibração. Nesses casos observa-se que o modelo, geralmente, comporta-se bem na etapa de simulação de vazões, mas falha na de sedimentos.

Foi o que aconteceu no trabalho de Bonumá *et al.* (2010). Os autores até chegaram a valores razoáveis para o índice de Nash-Sutcliffe (ENS) na escala mensal (0,7), mas o valor diário (-0.33) foi insatisfatório, corroborando com as conclusões de Chu *et al.* (2004) e Spruill *et al.* (2000) sobre a escala temporal nas simulações de produção de sedimentos. Segundo esses autores, o passo de tempo diário não é confiável para esse tipo de variável, devido às grandes variações, principalmente em pequenas bacias.

Marchioro *et al.* (2011) utilizaram o SWAT para modelagem da produção de sedimentos na bacia do Córrego Santa Maria, no noroeste fluminense. Nesse trabalho foi obtido ENS de -6,11 em nível diário. Segundo os autores, os resultados podem ter sido prejudicados pelo fato do rio servir, também, como área de lazer, atividade que promove a movimentação de sedimentos do fundo e pode gerar dados observados falhos.

Na mesma linha, Panagopoulos *et al.* (2011) parametrizaram o SWAT para identificação de fontes de poluição difusa em duas bacias hidrográficas na Grécia. Nesse estudo as variáveis vazão e sedimentos foram trabalhadas em nível mensal, mas apenas a primeira obteve ENS aceitável. Para sedimentos, os melhores valores obtidos foram 0,34 e 0,38.

Os resultados desses trabalhos contribuem para exemplificar as dificuldades inerentes à simulação e calibração da produção de sedimentos, um fenômeno, indubitavelmente, mais complexo do que a vazão.

As dificuldades na modelagem dessa variável começam já na etapa de coleta para construção da série de dados observados: como a maior parte dos sedimentos de uma bacia hidrográfica é produzida nos eventos chuvosos, principalmente aqueles de extrema alta magnitude, os pesquisadores precisam contar com equipamentos automáticos ou estar presentes constantemente no local de coleta.

Adicionalmente, a produção de sedimentos é, por si só, um fenômeno de alta complexidade, sendo muito dependente das condições de cada bacia. Conforme afirma Willians (1989), o transporte sólido é um fenômeno intrincado que depende de muitas variáveis, onde, muitas vezes, não se encontra uma relação simples que explique as variações encontradas no comportamento do curso que transporta os sedimentos.

Em vista do exposto, torna-se claro que os modelos hidrológicos, embora já bastante aprimorados, ainda têm dificuldades na simulação dos sedimentos por conta das limitações das fórmulas empíricas que utilizam. Nesse contexto, os resultados são muito dependentes da calibração, processo que, assim, adquire uma função protagonista, quando deveria ser apenas auxiliar.

IV. CONCLUSÕES

O SWAT foi capaz de simular de forma satisfatória o escoamento superficial e a vazão na Bacia do Alto Rio Jardim, tanto em nível mensal quanto diário.

O modelo, no entanto, não simulou adequadamente a produção de sedimentos na bacia, com grande subestimativa dos resultados.

Em todas as simulações, os resultados mensais mostraram-se mais apropriados do que os diários.

Os parâmetros indicados como de maior sensibilidade foram CN2 e SOL_K, para vazão, e SLSUBBSN, para sedimentos.

Sem utilizar o recurso da calibração, o modelo apresenta clara tendência em superestimar as variáveis vazão e produção de sedimentos nos meses chuvosos e subestimá-las na época de estiagem.

A maior ou menor discretização da área de estudo em sub-bacias não provocou alterações significativas nos resultados finais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADIB, A. ; TAGAVIFAR, A. Evaluation and comparison different methods of preparation of sediment rating curve in Telezang station of the Dez river. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v.4, p.717-723, 2010.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment Part I: model development. **Journal of the American water resources association**. v. 34, n. 1, p. 73 - 89. 1998.

ARNOLD, J.G; MORIASI, D.N; GASSMAN, P.W; ABBASPOUR, K.C; WHITE, M.J; SRINIVASAN, R; SANTHI, C; HARMEL, R.D; VAN GRIENSVEN, A; VAN LIEW, M.W; KANNAN, N; JHA, M.K. Swat: Model use, calibration and validation. **Transactions of the ASABE**, v.54, p.1491-1508, 2012.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 133-142, 2007.

BONUMA, N.B; REICHERT, J.M; MINELLA, J.P; JACOMET, L; OLIVEIRA, A; RODRIGUES, M.F. **Simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural no sul do Brasil**. In: XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Fortaleza, 2009.

CAMPOS, J. E. G.; FREITAS-SILVA, F. H. **Inventário hidrogeológico e dos recursos hídricos superficiais do Distrito Federal. Relatório Técnico**. Brasília, IEMA / SEMATEC / UnB, v.4, p. 1-87. 1998.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2. ed. Interciência. 599 p. 2008.

CARVALHO, N.O.; FILIZOLA JÚNIOR, N.P.; SANTOS, P.M.C.; LIMA, J.E.F.W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL. 154p. 2000.

CASTRO, K.B. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada.** 2013. 141 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências – Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2013.

FERRIGO,S.; MINOTTI, R.; KOIDE S. **Utilização do modelo SWAT na estimativa de produção de sedimentos decorrentes de diferentes cenários de uso do solo na bacia do córrego Capão Comprido no Distrito Federal.** In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, 2011.

FERRIGO, S.; MINOTI, R.T.; ROIG, H.; KOIDE, S. **Análise do modelo SWAT na simulação de produção de sedimentos quando calibrado unicamente para vazão em uma pequena bacia hidrográfica rural.** In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Foz do Iguaçu, 2012.

FERRIGO,S.; MINOTTI, R.; ROIG, H.L; KOIDE S. **Avaliação da utilização de diferentes métodos na calibração automatizada do modelo SWAT** In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves, 2013.

FROTA, P. V. . **Propostas para gestão integrada dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Jardim** – DF. 2006. 145 f. Dissertação (Mestrado). Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília. 2006.

GAO, P. Understanding watershed suspended sediment transport. **Progress in Physical Geography**, v. 32, n. 3, p. 243-263. 2008

GREEN, C. H.; VAN GRIENSVEN, A. Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. **Environmental Modelling and Software**, v. 23, n. 4. p.422-434. 2008.

HARRINGTON, S.T. ; HARRINGTON, J.R. An assessment of the suspended sediment rating curve approach for load estimation on the Rivers Bandon and Owenabue, Ireland. **Geomorphology**, v.185, p.27-38. 2013

HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; PRUSKI, F.F.; DE MARIA, I. C.; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J.N. A erosão e seu impacto, in MANZATTO *et al.* (ed.): **Uso agrícola dos solos brasileiros.** Embrapa, RJ, p. 47-60, 2002.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Económica. México. 479p. 1948.

JHA, M.; GASSMAN, F.; SECCHI, S.; GU, R.; ARNOLD, J. G. Effect of watershed subdivision on SWAT flow, sediment and nutrient predictions. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, p. 811–825. 2004

JEBARI, S. ; BERNDTSSON, R. ; OLSSON, J. ; BAHRI, A. Soil erosion estimation based on rainfall disaggregation. **Journal of Hydrology**, v.436, p.102-110, 2012.

LIMA, J.E.F.W; LOPES, W.T.A; SILVA, E.M; VIEIRA, M.R. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa – Diagnóstico hidrossedimentológico da Bacia do Rio Piquiri**. Embrapa Cerrados. Brasília, DF (2004 a).

LIMA, J.E.F.W; LOPES, W.T.A; SILVA, E.M; VIEIRA, M.R **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia Araguaia Tocantins**. Embrapa Cerrados, Brasília, DF: ANEEL: ANA (2004 b).

LIMA, J.E.F.W. **Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado**. 2010. 312 f. Tese de Doutorado, Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2010

LIMA, J.E.F.W ; LOPES, W.T.A. ; OLIVEIRA-FILHO, E. C. ; MUNIZ, D.H.F; REATTO, A; MARTINS, E.S; SILVA, E.M. **Comparação entre métodos de amostragem de sedimentos em suspensão em pequenos cursos d’água da bacia experimental do alto Rio Jardim, DF**. In: IX Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Brasília. 2010.

LIMA, J.E.F.W ; LOPES, W.T.A. ; OLIVEIRA-FILHO, E. C. ; MUNIZ, D.H.F. **Relação entre a turbidez e a concentração de sedimentos em suspensão em uma bacia agrícola típica do Cerrado: o caso da Bacia Experimental do Alto Rio Jardim, DF**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió. 2011.

LIMA, J.E.F.W; SILVA, E.M; STRAUCH, M; LORZ, C. **Desenvolvimento de base de dados de solos para a aplicação do modelo SWAT em bacia do bioma Cerrado**. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves. 2013.

MARCHIORO, E; FERNANDES, N.F; MACEDO, J.R; BHERING, S.B; GONÇALVES, A.O; CAIADO, M.A.C. modelagem da produção de sedimentos no noroeste fluminense como subsídio ao planejamento ambiental: um estudo de caso da bacia do córrego Santa Maria. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.12, p. 29-38, 2011.

MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; NORTON, L. D.; SILVA, A. M.; ACERBI JÚNIOR, F. W. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian head water basin. **Catena**, v.75, p.235-247, 2008.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; REICHERT, J.M. ; CLARKE, R.T. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**, v.22, p.1819-1830. 2008

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

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

MULLER, A.C. **Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento**. Makron Books. São Paulo. 412 p. 1995.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R. **Soil and Water Assessment Tool: Input/Output File Documentation, Version 2005**. Agricultural Research Service. Texas. 476p. 2004.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation, Version 2005**. Agricultural Research Service. Texas. 476p. 2005.

ORWIN, J.F.; SMART, C.C. An inexpensive turbidimeter for monitoring suspended sediment. **Geomorphology**, v. 68, p. 3-15, 2005.

PANAGOPOULUS, Y; MAKROPOULOS, C; BALTAS, E; MIMIKOU, M. SWAT parameterization for the identification of critical diffuse pollution source areas under data limitations. **Ecological Modelling**, v.222, p.3500-3512, 2011.

RASMUSSEN, P.P.; GRAY, J.R.; GLYSSON, G.D.; ZIEGLER, A.C. Guidelines and procedures for computing time-series suspended-sediment concentrations and loads from in-stream turbidity-sensor and streamflow data. **U.S. Geological Survey Techniques and Methods**, 52p. 2011

REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T.; CHAGAS, C.S.; MARTINS, E.S.; ANDAHUR, J.P.; GODOY, M.J.S. & ASSAD, M.L.C.L. **Levantamento semidetalhado dos solos da bacia do rio Jardim - DF, escala 1:50.000**. Planaltina: Embrapa Cerrados. 63p. 2000.

REID, I.; BARTHURST, J. C.; CARLING, P. A.; WALLING, D. E.; WEBB, B. Sediment Erosion, Transport and Deposition. In: THORNE, C. R.; HEY, R. D. & NEWSON, M. D. **Applied Fluvial Geomorphology for River Engineering and Management**. New York: John Wiley & Sons, p. 95-135. 1997

SALLES, L.A. **Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do ribeirão Pípiripau**. 2012. 114 f. Dissertação (Mestrado), Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2012.

SANTHI, C; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; DUGAS, W. A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L. M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, p.1169-1188. 2001

SILVA, C.L; OLIVEIRA, C.A.S. Runoff measurement and prediction for a watershed under natural vegetation in central Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 695 – 701, 1999.

STRAUCH, M.; BERNHOFER, C.; KOIDE, S.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, v. 414-415, p. 413-424. 2012.

STRAUCH, M.; LIMA, J.E.F.W; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of Environmental Management**, v.127, p. 24-36, 2013.

SUN, H.; CORNISH, P.S.; DANIELL, T.M. (2001). Turbidity-based erosion estimation in a catchment in South Australia. **Journal of Hydrology**, v. 253, n. 1-4, p. 227-238, 2001.

TABORGA-TORRIGO, J. **Práticas Hidrológicas**. Rio de Janeiro, Trascaon , 120 p. 1974

TERRACAP, 2010. **Mapeamento cartográfico do Distrito Federal**. Disponível em: <http://www.sedhab.df.gov.br/>. Acessado em setembro de 2010

VAN GRIENSVEN, A; MEIXNER, T.; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DILUZIO, M.; SRINIVASAN, R. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, v. 324. p. 10-23, 2006.

VAN GRIENSVEN, A. 2007. Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005. Artigo Técnico. Disponível em: <http://groups.google.com/group/swatuser/files>. Acessado em outubro de 2012.

WAINWRIGHT, J.; MULLIGAN, M. **Environmental Modelling: finding simplicity in complexity**. Jonh Willey & Sons Ltd. Wichester, England. 408 p. 2005.

WALLING, D.E. ; WEBB, B.W. The reability of rating curve estimates of suspended sediment yield: some further comments. In: **Sediment Budgets**, BORDAS, M.P; WALLING, D.E. (eds). IAHS Publications n. 174, Wallingford: IAHS Press. p. 337-350, 1988.