

EVERTON DE OLIVEIRA ROCHA

**ESTUDO AMBIENTAL INTEGRADO DE PROCESSOS
HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E NUTRIENTES NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PIRANGA UTILIZANDO O SWAT**

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

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2013**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

R672e
2013

Rocha, Everton de Oliveira, 1984-
Estudo ambiental integrado de processos
hidrossedimentológicos e nutrientes na Bacia Hidrográfica do
Rio Piranga utilizando o SWAT / Everton de Oliveira Rocha.
– Viçosa, MG, 2013.
x, 78f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Orientador: Maria Lúcia Calijuri
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Transporte de sedimentos. 2. Escoamento. 3. Bacias
hidrográficas - Manejo. 4. Água - Conservação.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Civil. Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 627.122

EVERTON DE OLIVEIRA ROCHA

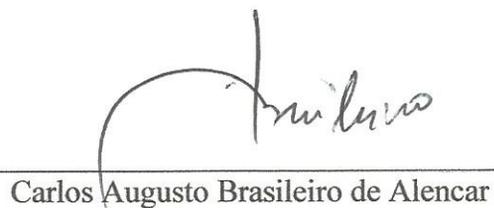
**ESTUDO AMBIENTAL INTEGRADO DE PROCESSOS
HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E NUTRIENTES NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PIRANGA UTILIZANDO O SWAT**

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

APROVADA: 18 de fevereiro de 2013.



Dario Cardoso Lima



Carlos Augusto Brasileiro de Alencar



Maria Lúcia Calijuri
(Orientadora)

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Civil pelo aprendizado e pela imprescindível contribuição para minha formação pessoal e acadêmica.

À CAPES, à FAPEMIG e CNPq pelo apoio financeiro.

À professora Maria Lúcia Calijuri, pelos ensinamentos, amizade, pela verdadeira orientação e dedicação durante todos esses anos, cumprindo de forma fantástica seu papel de formadora de recursos humanos. Espero conseguir, um dia, ser um pouco da excelente pessoa e pesquisadora que ela é.

Ao professor Dario Cardoso de Lima, valiosas contribuições, pela participação na banca examinadora e por aceitar prontamente o convite para compor a banca examinadora deste trabalho.

Ao Carlos Augusto Brasileiro de Alencar, por compartilhar as experiências e o conhecimento sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Doce e aceitar prontamente o convite para compor a banca examinadora deste trabalho.

Aos demais professores do Departamento de Engenharia Civil, pelos ensinamentos.

Aos funcionários do DEC, pela atenção, carinho e disposição em ajudar!

Aos amigos do Laboratório SIGEO (agora NPA) pela agradável convivência, aprendizado, apoio e pelos divertidos “cafezinhos”.

Aos amigos e companheiros de República e República Vaca-Magra: Gabriel “Borjão”, Rodrigo, Glayton, Leo “Pompéu”, Flávio “Batuta”, Odirley “Batata”, Fabrício, Matheus “Pudim”, Gilberto “Bacana”, Vinícius, Leo “Viola”, “2MI2”, Paulim, Cristiano “Primu”, Galvão, Filipe Borel, Moisés, Juninho e aos demais agregados pelas horas de entretenimento, folias e festas na praça.

À Sabrina, agradeço por todo amor, compreensão e a imensa paciência.

Aos meus grandes amigos de Dores, que mesmo distantes, demonstram o que é uma amizade verdadeira.

Aos meus pais e familiares, pelo amor incondicional, apoio e torcida em todos os momentos de minha vida. Parte essencial para essa conquista.

À Deus por sempre me privilegiar da companhia de pessoas maravilhosas e me proporcionar experiências e aprendizados inesquecíveis!

BIOGRAFIA

Everton de Oliveira Rocha, filho de Silvio Ismael Teodoro da Rocha e Dinalva de Oliveira Rocha, nasceu em Dores do Indaiá, Minas Gerais, no dia 11 de junho de 1984. Em janeiro de 2007 ingressou na Universidade Federal de Viçosa em Viçosa, Minas Gerais, graduando-se, julho de 2010, em Engenharia Ambiental. Em fevereiro de 2011, iniciou o curso de mestrado no Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil, na Universidade Federal de Viçosa.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE ABREVIATURAS	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO GERAL	11
Referências Bibliográficas	22
2. ANÁLISE AMBIENTAL INTEGRADA DE PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E NUTRIENTES UTILIZANDO O SWAT – PART I	27
Abstract	27
Introdução.....	27
Material e Métodos	29
Área de Estudo	29
Descrições do Modelo SWAT	31
Parametrização do Modelo.....	32
Discretização de Sub-Bacias e HRU's.....	34
Calibração, Validação e Eficiência do Modelo.....	35
Resultados e Discussão.....	38
Conclusão	48
Agradecimentos.....	48
Referências.....	48
3. ANÁLISE AMBIENTAL INTEGRADA DE PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E NUTRIENTES UTILIZANDO O SWAT – PART II	54
Abstract	54
Introdução.....	54
Material e Métodos	56
Área de Estudo	56
Descrições do Modelo SWAT	57
Calibração, Validação e Eficiência do Modelo.....	61
Resultados e Discussão.....	62
Calibração e Validação	62
Estimativa da Carga de Nutrientes.....	67
Conclusão	70
Agradecimentos.....	71
Referências.....	71
4. CONCLUSÕES GERAIS	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Fluxograma de processos do SWAT (modificado de King et al. 1996).	13
Figura 1.2. Ilustração da relação entre a incerteza do parâmetro e predição de incerteza.	17
Figura 2.1. Localização, estações de monitoramento e MDE da bacia hidrográfica do Rio Piranga.	30
Figura 2.2A. Mapas de uso e ocupação; Fig. 2.2B solos da bacia hidrográfica do Rio Piranga.	33
Figura 2.3. Discretização das sete sub-bacias a partir das estações fluviométricas...	35
Figura 2.5. Análise de incerteza 95PPU considerando a vazão média mensal observada entre os anos de 1999 – 2011. (A) Sub-bacia 1, (B) Sub-bacia 2, (C) Sub-bacia 3, (D) Sub-bacia 4, (E) Sub-bacia 5, (F) Sub-bacia 6, (G) Sub-bacia 7.	41
Figura 2.6. Análise de incerteza 95PPU considerando a concentração de sedimentos observada entre os anos de 1999 - 2011. (A) Sub-bacia 1, (B) Sub-bacia 2, (C) Sub-bacia 3.	43
Figura 3.1. Localização, estações de monitoramento e MDE da bacia hidrográfica do Rio Piranga.	56
Figura 3.2. Representação esquemática do ciclo do nitrogênio (A) e fósforo (B) (modificado de Arnold et al. 1998).	58
Figura 3.3A. Mapas de uso e ocupação; Figura 3.3B e solos da bacia hidrográfica do rio Piranga.	59
Figura 3.4. Discretização das sete sub-bacias a partir das estações fluviométricas...	61
Figura 3.5. Análise de incerteza 95PPU considerando a concentração de sedimentos observada entre os anos de 1999 - 2011.	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Estimativa da produção de sedimentos em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	46
Tabela 3.1. Estimativa de carga de nitrato (NO_3) em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	68
Tabela 3.2. Estimativas das perdas de carga de fósforo total (PT) em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	69

LISTA DE ABREVIATURAS

- 95PPU:** 95% prediction uncertainty (em inglês), 95% incerteza de predição (em português)
- EUPS:** Equação Universal de Perda de Solos
- HRU:** Hydrological Response Unit(em inglês), Unidade de Resposta Hidrológica (em português).
- MDE:** Modelo Digital de Elevação
- NO₃:** Nitrato
- PT:** Fósforo Total
- SB:** Sub-bacia
- SIG:** Sistemaa de Informação Geográfica
- SUFI-2:** Sequential Uncertainty Fitting versão 2
- SWAT:** Soil and Water Assesment Tool
- SWAT-CUP:** SWAT Calibration and Uncertainty Procedures
- IDH:** Índice de Desenvolvimento Humano
- ARS:** Agricultural Research Station
- USDA:** United States Department of Agriculture
- MUSLE:** Equação Modificada da Perda de Solo
- ET:** Evapotranspiração
- IBGE:** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- FRSD:** Floresta
- AGRL:** Agriculutra
- PAST:** Pastagem
- WATR:** Água
- URMD:** Área Urbana
- LATVA:** Latossolo-Vermelho-Amarelo
- CAMB:** Cambissolo
- ARG:** Argissolo
- LATV:** Latossolo Vermelho
- NS:** Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe
- R²:** Coeficiente de Determinação
- EPIC:** Environmental Policy Integrated Climate Model

RESUMO

ROCHA, Everton de Oliveira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. **Estudo Ambiental Integrado de Processos Hidrossedimentológicos e Nutrientes na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga Utilizando o SWAT.** Orientadora: Maria Lúcia Calijuri.

A ocupação inadequada, a falta de planejamento, manejo e conservação das bacias hidrográficas têm desencadeado processos de degradação ambiental, tais como, redução da capacidade de infiltração de água no solo, aumento do escoamento superficial que contribui para o transporte de sedimentos e nutrientes para os cursos d'água, e compromete a qualidade ambiental do sistema aquático e do meio ambiente. As principais fontes causadoras desses processos de deterioração dos corpos hídricos é a poluição de origem difusa, como resultado da intensificação e expansão da agricultura e pecuária sem técnicas de preparo, manejo e conservação do solo. Devido a esses inúmeros fatores atuando conjuntamente, a bacia hidrográfica do Rio Piranga pode ser considerada com alto nível de complexidade ambiental e, portanto merece atenção especial. Com a finalidade de identificar e quantificar a magnitude desses processos utilizou-se o Soil and Water Assessment Tool (SWAT) que é um modelo hidrológico desenvolvido para simular processos físicos (naturais e antrópicos), previsão de vazões, escoamento superficial, erosão e transporte de sedimentos e nutrientes de bacias hidrográficas submetidas a diferentes manejos. Para garantir consistência aos dados gerados após a simulação e à conseqüente aplicabilidade na área em estudo ou sua extrapolação a outras áreas, foi realizada a calibração e a validação a fim de se extrair o máximo das potencialidades e recursos do modelo. A calibração e a validação fizeram uso do algoritmo de otimização *Sequential Uncertainty Fitting versão 2* (SUFI-2) que forneceu uma análise de incerteza através de análise gráfica das bandas de 95% de predição de incerteza (95PPU), acompanhado do R-fator e P-fator. Também é disponibilizado um sumário estatístico onde são apresentados os coeficientes de eficiência de Nash e Sutcliffe e o de Determinação R^2 . Utilizou-se como referência sete estações fluviométricas e três estações de monitoramento de sedimento e nutrientes. As cargas (em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de produção de sedimentos, e perdas de nutrientes, nitrato (NO_3) e fósforo total (PT), são apresentadas considerando as unidades de resposta hidrológica (HRU) quanto ao uso e ocupação. Os resultados da calibração e validação do modelo para vazão,

sedimentos e nutrientes foram satisfatórios considerando a complexidade de vários processos atuantes na Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.

ABSTRACT

ROCHA, Everton de Oliveira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2013. **Integrated Environmental Study of Hydro-Sedimentological Processes and Nutrients in the Piranga River Watershed Using SWAT.** Adviser: Maria Lúcia Calijuri.

The inadequate occupation, lack of planning, management and conservation of watersheds have triggered environmental degradation processes, such as, reduced water infiltration into the soil, increasing runoff that contributes to the transport of sediments and nutrients to watercourses, and compromises environmental quality of aquatic systems and the environment. The main sources of these processes of deterioration of water bodies is a diffuse source pollution as a result of the intensification and expansion of agriculture and livestock without preparation techniques, soil management and conservation. Because of these numerous factors acting together, the river basin Piranga can be considered with a high level of environmental complexity and therefore deserves special attention. In order to identify and quantify the magnitude of these processes we used the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) which is a hydrologic model developed to simulate physical processes (natural and anthropogenic), streamflow forecasting, runoff, erosion and transport of sediment and nutrients from watersheds under different managements. To ensure consistency in the data generated after the simulation and the consequent applicability in the study area and its extrapolation to other areas, we performed a calibration and validation in order to extract the maximum potential of the model and features. The calibration and validation made use of the optimization algorithm Sequential Uncertainty Fitting version 2 (SUFI-2) which provided an uncertainty analysis by graphical analysis bands than 95PPU together with the R-factor and R-factor. Also available is a statistical summary which shows the efficiency coefficient of Nash and Sutcliffe and Determination R^2 . It was used as a reference fluviometric seven seasons and three monitoring stations of sediment and nutrients. The loads (in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) of sediment yield and nutrient losses, nitrate (NO_3) and total phosphorus (TP), are presented considering the hydrological response units (HRU) for the use and occupation. The results of the calibration and validation of the model for flow, sediment and nutrients were satisfactory considering the complexity of multiple processes working in Piranga River watershed.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O comprometimento da qualidade ambiental dos recursos hídricos e o aumento da vulnerabilidade dos ecossistemas tem sido uma das grandes preocupações atuais (Yang et al. 2009). O processo de ocupação inadequado ocorrido em bacias hidrográficas ao longo dos últimos anos, somado à falta de planejamento tem desencadeado diversos processos de degradação hidro-ambiental, tais como, queimadas, desmatamento, erosão, poluição hídrica e do solo, uso incorreto de defensivos agrícolas, lançamento irregular de efluentes e disposição inadequada de resíduos sólidos.

Nesse contexto, a bacia hidrográfica do rio Piranga está contida em uma região brasileira que merece especial atenção, seja pelos impactos ambientais negativos, consequência do desmatamento indiscriminado durante a expansão agrícola, manejo inadequado do solo e lançamento de efluentes domésticos sem tratamento.

No âmbito do planejamento de bacias hidrográficas, os modelos matemáticos de simulação de processos hidrológicos constituem-se em ferramentas úteis com capacidade de avaliar os impactos das políticas de controle de poluição diferentes e medidas de fluxos de nutrientes em corpos d'água (Tsihrintzis et al. 1996; Gikas et al. 2006b; Psilovikos et al. 2006; Pisinaras et al. 2010; Tsakiris e Spiliotis 2011) e que geram informações para o processo de tomada de decisão, com rapidez e baixo custo.

Dentre esses modelos destaca-se o, *Soil and Water Assessment Tool (SWAT)* que se mostrou um dos mais completos em termos de número de componentes simulados, sendo amplamente utilizado para prever o impacto das práticas de manejo do solo nos ambientes aquáticos (superficiais e subterrâneos) em bacias de drenagem complexas

O SWAT (Arnold et al. 1998), é um modelo físico hidrológico (Zhang et al. 2009), semi-distribuído espacialmente capaz de realizar análises contínuas em escala de bacias hidrográficas e contínuo temporalmente, realizando simulações em um espaço de tempo diário (ou sub-diário), mensal e anual (Arnold et al. 1998; Neitsch et al. 2005). Portanto, permite realizar predições dos impactos das práticas de manejo do solo nos corpos d'água, através da avaliação dos parâmetros de vazão, escoamento superficial, perda de solos, sedimentos e qualidade da água (ciclo de nutrientes, nitrogênio, fósforo, etc.), a curto, médio e longo prazo (Neitsch et al. 2001a, Neitsch et al. 2001b). Em resumo, é um modelo fisicamente baseado e computacionalmente eficiente que utiliza informações prontamente disponíveis permitindo ao usuário estudar e avaliar os impactos ambientais a longo prazo.

A modelagem ambiental no SWAT é realizada por meio de uma grande quantidade de componentes hidrológicas numa bacia, de maneira simples e realista (Arnold e Allen 1996). Juntamente com os dados de crescimento das culturas, manejo e qualidade da água, as rotinas hidrológicas implementadas no SWAT simulam os processos de escoamento superficial e subsuperficial, considerando os possíveis efeitos da neve e seu derretimento, além dos processos hidrológicos (infiltração, evaporação, consumo pelas plantas, escoamento e percolação) e produção de sedimentos. Os processos de produção de água e sedimentos representados no modelo, não considerando outros módulos, tais como a produção de nutrientes, produção de neve, qualidade da água e propagação em reservatórios, podem ser resumidos, conforme apresentado por King et al. (1996) na Figura 1.1 e discutidos na sequência.

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

Cada sub-bacia, no SWAT, pode ser parametrizada usando uma série de *Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrograph Response Unit - HRU)*, que são partes da sub-bacia que possuem uma única combinação de uso do solo, tipos de solo e declividade. Isso é possível graças à integração do modelo SWAT com um SIG, como o ArcSWAT versão 2012, que é uma extensão desenvolvida para o software ArcGIS que se encontra no link <http://swat.tamu.edu/>.

Apresenta-se na sequência o modelo SWAT e são descritos seus componentes, dados de entrada, critérios e aplicações.

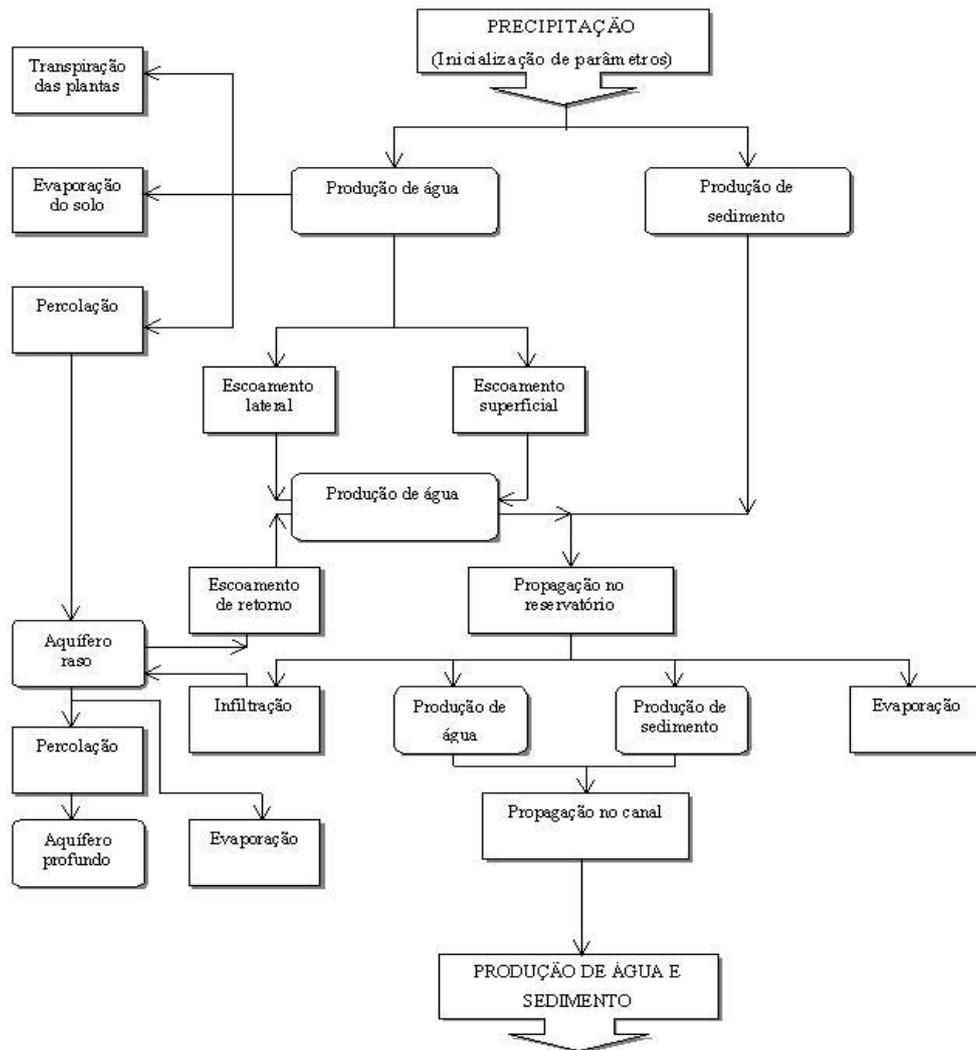


Figura 1.1 - Fluxograma de processos do SWAT (modificado de King et al. 1996)

As informações básicas que devem ser fornecidas ao modelo SWAT consistem no Modelo Digital de Elevação (MDE), carta de solos, carta de uso e ocupação e dados climáticos (precipitação, temperatura, umidade relativa, evapotranspiração e radiação solar). O modelo já possui um banco de dados com tais informações, adaptadas para o território americano, mas em outras regiões devem ser usados dados locais. Contudo, o SWAT ainda permite a entrada de informações através de uma série de dados tabulares, relacionando as informações sobre as características das culturas, tipos de ocupações agrícolas e práticas de manejo do solo.

No que se refere à entrada de dados tabulares, o SWAT divide-se em níveis de abrangência, envolvendo, dados de solo, climáticos, dados de uso do solo e crescimento vegetal, uso de fertilizantes e adubação, defensivos agrícolas, preparo do solo, lançamento de efluentes e influência de áreas urbanas.

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

Contudo, a equação que governa e faz o link entre as duas fases das simulações no SWAT é baseada no equilíbrio do ciclo hidrológico, sendo que o escoamento superficial de chuvas diárias é estimado usando o método do número da curva modificada (SCS-USDA), que quantifica o escoamento superficial com base no uso do solo, tipo de solo e condições de umidade antecedente. Previsões de escoamento de pico são baseadas numa modificação do Método Racional (Chow et al. 1988). Contribuição de águas subterrâneas ou escoamento de base para vazão total é simulada rodando uma componente de armazenamento superficial para o aquífero subterrâneo (Arnold e Allen 1996). O modelo calcula separadamente a evaporação a partir de solos e plantas. A estimativa da evapotranspiração potencial pode ser modelada com os métodos de Penman-Monteith (Monteith 1965), Priestley-Taylor (Priestley e Taylor 1972), ou os métodos de Hargreaves (Hargreaves e Samani 1985), dependendo da disponibilidade de dados. A evaporação da água do solo potencial é estimada como uma função de evapotranspiração potencial e do índice de área foliar (relação da área das folhas das plantas com área da superfície do solo). A produção de sedimentos no SWAT é estimada com a *Equação Modificada de Perda de Solo* (Modified Soil Loss Equation, MUSLE), desenvolvido por Williams e Berndt (1977). Para a análise do ciclo de nutrientes os processos simulados são semelhante ao do modelo *Environmental Policy Integrated Climate* (EPIC), de Williams et al. 1984, e a modelagem de qualidade da água é baseada no QUAL2E (Brown e Barnwell 1987) do qual se importaram as principais interações dos ciclos de nutrientes, produção de algas e demanda de oxigênio.

A calibração é a etapa que corresponde à adequação dos parâmetros que controlam os processos hidrológicos, hidrossedimentológicos e a dinâmica do ciclo de nutrientes dos modelos e as condições internas do sistema, a fim de se melhor ajustar as respostas simuladas com as observadas. Em outra etapa faz-se a validação para verificar a correlação e eficiência do modelo estudado por meio de análises estatísticas.

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

Segundo Muleta e Nicklow (2005), a calibração pode ser feita de maneira manual ou automática, sendo que a primeira, a calibração procede alterando um parâmetro por vez até que seja alcançado um ajuste aceitável e que os valores simulados se aproximem dos observados. Entretanto, é muito dispendioso em termos de tempo, além de ser muito subjetivo, sendo o sucesso da calibração muito dependente da experiência do pesquisador e do seu conhecimento da bacia hidrográfica em estudo. Em contrapartida, a calibração automática envolve o uso de algoritmos de otimização que determina o melhor ajuste dos parâmetros, e por isso, o processo pode ser considerado mais rápido, menos subjetivo, e sendo assim, espera-se que os resultados obtidos sejam melhores quando comparados com a calibração manual.

Uma vez calibrados os parâmetros do modelo, este deve ser validado para situações semelhantes às que se quer aplicá-lo. Para tanto, outra série temporal de dados, diferente daquela utilizada na calibração, deve ser utilizada no processo de validação (Arnold et al. 1996). Os resultados dessa etapa indicam se o modelo é capaz de reproduzir a série de dados não usados em sua calibração.

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

Outra ferramenta que automatiza as etapas de calibração e validação automática que tem sido utilizada e com resultados satisfatórios é o algoritmo de otimização *Sequential Uncertainty Fitting versão 2* (SUFI-2), que está disponível no pacote do software *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP), desenvolvido por Abbaspour et al. (2007). SWAT-CUP é um programa independente que permite importar os arquivos de saída do SWAT no formato texto (ou seja, em txt) economizando tempo e facilitando o processo de calibração e validação, uma vez que não serão necessárias a criação ou edição de tabelas.

O SUFI-2 é um dos cinco algoritmos disponibilizados nesse pacote (SWAT-CUP) cuja finalidade é realizar análise de sensibilidade, calibração multi-paramétrica (multi-critério) e análise de incerteza. Assim, o SUFI-2 é capaz de analisar simultaneamente um grande número de parâmetros que norteiam os processos de

simulações do SWAT, buscando-se o melhor resultado final através de inúmeros arranjos dos parâmetros, variando-se dentro do intervalo permitido pelo modelo SWAT, e ainda, combinando todos parâmetros entre si. Por fim, na análise de incerteza, os dados observados a partir de estações de monitoramento e o melhor ajuste da calibração são plotados em um gráfico e comparados estatisticamente.

Em resumo, o algoritmo SUFI-2 realiza o mapeamento de todas as incertezas (parâmetro, modelo conceitual, dados de entrada, etc) e os parâmetros que norteiam as simulações dos processos hidrológicos e hidrossedimentológicos, variam conforme o procedimento que busca capturar o máximo de dados observados para no interior da banda de incerteza de predição de 95% (95% prediction uncertainty – 95PPU). A incerteza global em que o output é quantificado pela 95PPU é calculada entre os níveis de 2,5% a 97,5% de significância da distribuição acumulativa de uma saída variável obtida pela Amostragem Latino Hipercubo. Segundo Rouholahnejad et al. (2012), dois índices são utilizados para quantificar a eficiência da calibração e a análise de incerteza, sendo o primeiro o P-fator, que é a percentagem de dados observados delimitados pela banda 95PPU (valor máximo 100%), e o segundo o R-fator, que é a largura média da banda dividida pelo desvio padrão da correspondente variável medida. Idealmente, o que deseja-se obter é o maior número de dados observados (mais suas incertezas) dentro da banda 95PPU (P-fator = 1) com a largura da banda mais estreita possível (R-fator = 0).

O conceito por trás da análise de incerteza do algoritmo SUFI-2 está representado graficamente na Figura 1.2. A figura ilustra que um valor de único parâmetro (mostrado pelo ponto) leva a uma única resposta no modelo (Fig. 1.2a), enquanto que se a propagação de incerteza ocorrer em um parâmetro (mostrado por uma linha) conduz a banda de 95PPU ilustrada pela região sombreada na Fig. 1.2b. À medida que aumenta a incerteza dos parâmetros (Fig. 1.2c), a incerteza de saída também aumenta. Se os parâmetros chegarem no máximo dos seus limites físicos a banda 95PPU não irá suportar a resposta observada, então, nessa situação, o modelo deve ser reavaliado (Fig. 1.2d).

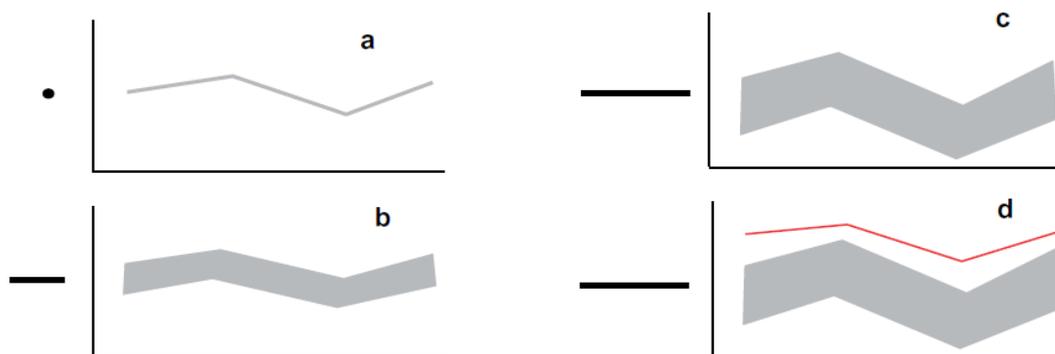


Figura 1.2. Ilustração da relação entre a incerteza do parâmetro e previsão de incerteza.

Essa metodologia utilizada para análise de sensibilidade, calibração, análise de incerteza foi descrita por Rouholahnejad et al. (2012), que apresenta todos os procedimentos necessários para realização da calibração através do procedimento SUFI-2. Outros estudos que descreveram passo a passo detalhes técnicos do algoritmo são: Arnold and Allen (1996); Abbaspour et al. (2004); Abbaspour et al. (2007); Yang et al. (2009); Schuol et al. (2008a); Schuol et al. (2008b); Abbaspour et al. (2009); Akhavan et al. (2011).

Ao final da calibração no SWAT-CUP, o software apresenta uma análise onde são plotados os dados observados com a banda 95PPU e o output considerado pelo algoritmo de otimização com o melhor ajuste. Além disso, é fornecido um sumário estatístico que resume as relações R-fator, P-fator, coeficiente de determinação R^2 , e coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe estimados pelo modelo.

Muitos estudos tem demonstrado a robustez do modelo SWAT na simulação de carga e concentração de sedimentos e nutrientes (Krysanova e Arnold 2008). Existem também estudos que tratam de impactos nas vazões dos cursos d'água, recarga de aquíferos subterrâneos e concentrações de poluentes decorrentes de alterações climáticas. Essas publicações podem ser encontradas em Gassman et al. (2007) e no endereço eletrônico do SWAT (<http://swatmodel.tamu.edu/publications/>).

Outro estudo reportado por Rostamian et al. (2008) utilizou o SWAT para estimar o escoamento superficial e a carga de sedimentos em bacias hidrográficas montanhosas no Irã. Devido à limitação de dados hidrológicos em regiões montanhosas, a simulação apresentou grandes incertezas. A calibração e a análise de incerteza foram realizadas com o SUFI-2. Nesse estudo, a simulação para determinação do escoamento superficial se adequou melhor à realidade e os pesquisadores obtiveram resultados mais expressivos do que para determinar os sedimentos, provavelmente devido à

insuficiência de dados para entrada no modelo com vistas a simulação desse último. Entretanto, os autores afirmaram que após a calibração, o modelo pode ser recomendado como ferramenta para avaliação e gestão de controle de erosão em regiões montanhosas.

Schmalz et al. (2008) descreveram um estudo de modelagem na planície do norte da Alemanha, caracterizada por topografia plana, baixos gradientes hidráulicos, águas subterrâneas e superficiais com alto potencial de retenção em vales e lagos. O estudo apresentou capacidades e desafios da modelagem de processos hidrológicos em terras baixas com SWAT. A presença de drenos e canais de drenagem influenciou o equilíbrio natural da água e a rede de fluxos. Os processos hidrológicos são controlados principalmente pela dinâmica de águas e o armazenamento subterrâneo, locais de empoçamento como zonas húmidas ou *wetlands*, reservatórios e lagoas. O estudo mostrou alta sensibilidade pelo grupo de parâmetros de água subterrânea, sendo considerados os mais importantes e influenciando a descarga de água simulada.

Áreas como *wetlands* representam uma interface importante na dinâmica das águas superficiais em sistemas de bacias hidrográficas, funcionando como amortecedores e filtros naturais na retenção de sedimentos, nutrientes e demais poluentes presentes nos cursos d'água. Além de minimizar os casos de enchentes e inundações, áreas alagadas como *wetlands* reduzem a erosão e melhoram a qualidade da água. Entretanto, a representação destes processos no SWAT ainda necessita de aprimoramentos (Krisanova e Arnold 2008).

Nessa perspectiva, Hattermann et al. (2008) apresentaram duas abordagens que permite a integração da dinâmica desses processos em *wetlands* no modelo *Soil and Water Integrated Model* (SWIM). Em ambas foram consideradas o fluxo de águas e nutrientes divididos em níveis diferentes de complexidade. O primeiro nível, considerado o mais simplificado que pode ser introduzido em uma bacia hidrográfica, permite que os resultados da modelagem possam ser melhorados em termos da sazonalidade da vazão e de cargas de nutrientes em áreas alagadas. A segunda abordagem, considerada mais avançada, foi introduzida ao nível de unidades de resposta hidrológica, e leva em conta as variações do lençol freático. Esse método permite simular a vazão de descarga e obter melhor ajuste da validação para os nutrientes e processos relacionados.

Tripathi et al. (2006) fizeram um estudo sobre o gerenciamento hidrológico em Nagwan (Índia) com o SWAT, no qual foram apresentados resultados significativos para a região. Com o uso do modelo identificaram as sub-bacias críticas, que

contribuíram mais intensamente com esses parâmetros e que foram particularmente mais vulneráveis à contaminação da sua rede de drenagem - uma maneira eficaz de desenvolvimento de planos de manejo de bacias hidrográficas com priorização de áreas críticas.

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

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

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

Outro trabalho de quantificação da erosão e produção de sedimentos foi realizado por Minoti (2006) na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu, na região central do Estado de São Paulo. A metodologia de estimativa da perda de solo utilizando a *Equação Universal de Perda de Solo* (EUPS) e da produção de sedimentos a partir do SWAT foi eficaz na caracterização ambiental da área de estudo e na identificação de áreas mais vulneráveis. Este autor também destacou a sensibilidade do SWAT às mudanças de cenários de uso do solo e ao conjunto de dados disponíveis, assim como também fez Prado (2005), em um estudo dos solos da bacia do rio Jundiá-Mirim, em Jundiá-SP.

Ainda no Brasil, Baldissera (2005), num estudo para avaliação da aplicabilidade do SWAT para simulação de vazões líquidas mensais da bacia hidrográfica do rio Cuiabá, em Mato Grosso, obtendo resultados em bacias hidrográficas de grande escala com características heterogêneas de relevo, de uso do solo e de processos hidrológicos. O estudo mostrou as dificuldades encontradas no ajuste de fluxo de base, advindas da limitada base de dados, que prejudicaram o desempenho das simulações de vazão.

Também nessa região, Barsanti et al. (2003) avaliou a erosão do solo em duas bacias hidrográficas na região do Pantanal, em Mato Grosso do Sul, Brasil. Porém, áreas escolhidas diferenciavam entre si pelas dimensões, sendo uma de grande e a outra de pequena escala, onde foram simulados os cenários de uso do solo para 30 anos, substituindo a vegetação nativa por pastagem e agricultura. O uso do modelo SWAT resultou em ótimas estimativas para a escolha correta da prática de manejo e do uso e solo.

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

Blainski et al. (2008) avaliaram a utilização do SWAT na quantificação e na distribuição espacial e temporal da vazão na bacia do Rio Araranguá, em Santa Catarina, em função do uso e ocupação do solo. Os resultados demonstraram a influência das atividades agrícolas sobre a disponibilidade hídrica na bacia, função das diferentes demandas hídricas pelas culturas e pelos sistemas de manejo, com destaque para a cultura do arroz irrigado, a qual reduziu, de maneira significativa, a vazão dos rios da região. Os autores realçaram, assim, a aplicabilidade do SWAT como uma importante ferramenta para o manejo sustentável de bacias hidrográficas agrícolas, principalmente naquelas em que a disponibilidade hídrica é restrita.

Ainda no estado de Santa Catarina podem ser destacados os trabalhos de Lopes (2008), que analisou a produção de água e sedimentos em sete microbacias hidrográficas experimentais, a fim de conhecer a relação entre os usos e cobertura do solo, as características geomorfológicas e os processos hidrossedimentológicos, e o de Lino (2009), que calibrou o modelo e simulou o escoamento superficial para diferentes cenários de uso do solo, ambos na região norte do estado.

Neves (2005), além de simular a erosão, como os trabalhos de outros autores, acrescentou um estudo com fertilizantes, resultando em conhecimento e discussão das áreas potencialmente poluidoras por dejetos de granjas, na microbacia hidrográfica do rio Bonito, em Descalvado, São Paulo. Nesse trabalho, as maiores perdas de solo foram registradas em áreas com coberturas de agricultura e pastagem e, apesar de não existirem pesquisas, de campo, anteriores para validação dos resultados, o primeiro estudo nesta microbacia, apresentou resultados coerentes, baseados em alguns índices de tolerância de perda de solo da literatura (Bertoni e Lombardi Neto, 1990) e em função das características de solos, coberturas e declividades das sub-bacias.

Além de Neves (2005), outros autores também estudaram a aplicabilidade e potencialidade do SWAT no transporte de nutrientes, como o fósforo. No Brasil podem ser citados os trabalhos de Bittencourt e Gobbi (2006), que simularam cenários de uso do solo no transporte de fósforo, na bacia do rio Piraquara, zona rural da Região Metropolitana de Curitiba, PR, e o de Baltokoski (2010), realizado em duas microbacias hidrográficas contíguas, dos rios Conrado e Pinheiro, afluentes do Rio Pato Branco, no Paraná, a fim de estabelecer as causas e efeitos dos impactos causados pelas fontes difusas de poluição. Nesse mesmo enfoque, Venâncio et al. (2006) quantificaram as cargas de nutrientes de origem natural, urbana e agrícola que chegam à barragem de Pracana, na bacia hidrográfica do Tejo, em Portugal, para diferentes cenários do uso do solo.

Gassman et al. (2003), Debele et al. (2008), Santhi et al. (2006), Gassman et al. (2007) e Zhang et al. (2008) citaram vários trabalhos nos Estados Unidos e em outras partes do mundo utilizando o SWAT com enfoque no estudo da predição de sedimentos, vazão, nutrientes, cargas de poluentes e gestão dos recursos hídricos.

Ao se analisar os estudos já realizados, percebe-se que, além de haver um grupo pequeno de pesquisadores que trabalham com modelagem ambiental no Brasil, poucos referem-se a estudos em bacias hidrográficas envolvendo simulações de qualidade de água, e principalmente, no que se diz respeito a nutrientes (nitrogênio e fósforo). Dessa forma, é necessário avançar no conhecimento dos processos hidrossedimentológicos em regiões com características agrícolas e, conseqüentemente, seja ampliada a modelagem dos diversas atividades que impactam de forma intensa o meio ambiente e os recursos naturais.

Diante deste panorama o trabalho que apresentamos possui os seguintes objetivos: a modelagem ambiental de uma bacia hidrográfica em escala maior,

acompanhada da calibração e validação do SWAT através do algoritmo de otimização SUFI-2 que permite a identificação de áreas críticas, do ponto vista da vazão, produção de sedimentos, nutrientes (nitrato e fósforo total) monitorados por estações que se encontram nos cursos d'água da bacia. E como área de estudo, a modelagem foi realizada em uma bacia hidrográfica do Atlântico Leste, a Bacia do Rio Piranga, que além de apresentar situações de degradação ambiental, como áreas de cultivo agrícola e pastagens sem preparo e manejo adequado são representativas das áreas de planalto dissecado do mar de morros, que se repetem em grandes extensões no território brasileiro.

Referências Bibliográficas

- Abbaspour KC, Faramarzi M, Ghasemi SS, Yang H (2009) Assessing the impact of climate change on water resources in Iran. *Water Resources Research* 45, W10434. doi:10.1029/2008WR007615
- Abbaspour KC, Johnson CA, van Genuchten MT (2004) Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal* 3 (4), 1340–1352.
- Abbaspour KC, Yang J, Maximov I, Siber R, Bogner K, Mieleitner J, Zobrist J, Srinivasan R (2007) Spatially-distributed modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *J Hydrol* 333:413–430. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.09.014
- Akhavan S, Mousavi SF, Koupai JA, Abbaspour KC (2011) Conditioning DRASTIC model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan–Bahar plain *Environ Earth Sci* 63:1155–1167. doi :10.1007/s12665-010-0790-1
- Armas ED, Monteiro RTR, Green C (2007) Efeitos da expansão do cultivo de cana-de-açúcar no aporte de atrazina para os corpos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, São Paulo. In: *Simpósio Experiências em Gestão dos Recursos Hídricos por Bacia Hidrográfica*, São Pedro.
- Arnold JG, Allen PM (1996) Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. *Journal of Hydrology* 176, 55–77.
- Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR (1998) Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. *J Am Water Resour Assoc* 34(1):73–89. doi: 10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x
- Baldissera GC (2005) Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, MT. Dissertação de Mestrado em Física do Meio Ambiente. Universidade Federal do Mato Grosso. Cuiabá. 132 p.

- Baltokoski V, Tavares MHF, Machado RE, Oliveira MP (2010) Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). *Rev Bras. Ciênc. Solo* 34:253–261. (English abstract)
- Barsanti P, Disperati L, Marri P, Mione A (2003) Soil erosion evaluation and multi-temporal analysis in two brazilian basins. 2nd International SWAT Conference. TWRI Technical Report 266. Baria/Italy..
- Bertoni J, Lombardi Neto F (1999) Conservação do solo. Piracicaba: Livrocetes. 392p.
- Bittencourt S, Gobbi EF (2006) Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* vol.30 no.3 Viçosa May/June.
- Blainski E, Silveira FA, Conceição G (2008) Utilização do modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assesment Tool) para estudos na microbacia hidrográfica do rio Araranguá/SC. Taller Internacional Red Riegos – CYTED. Florianópolis SC
- Brown LC, Barnwell TO (1987) The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual, Report EPA/600/3/87/007, US Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- Chow VT, Maidment DR, Mays LW (1988) *Applied Hydrology*. McGraw-Hill, New York.
- Christofoletti A (1999) *Modelagem de Sistemas Ambientais*. Ed. Edgard Blucher Ltda. 1ª Ed.
- Debele B, Srinivasan R, Parlange JY (2008) Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. *Environmental Modeling & Assessment* Volume: 13 Issue: 1 pp. 135-153.
- Fohrer N, Eckhardt K, Haverkamp S, Frede HG (1999) Applying the SWAT Model as a Decision Support Tool for Land Use Concepts in Peripheral Regions in Germany. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds).. pp. 994-999. 2001. *Sustaining the Global Farm*. 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May, at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. Pp. 24-29.
- Garcia GJ, Gamero HG, Garcia LBR, Vettorazzi CA, Kröenert R, Volk M, Lauch A, Meyer B (2006) Impacto do uso da terra na erosão do solo e no balanço e qualidade de água na bacia do rio Corumbataí- SP. *HOLOS Environment*, v.6 n.2, p. 118.
- Gassman PW, Jha M, Secchi S, Arnold J (2003) Initial calibration and validation of the SWAT model for the Upper Mississippi River Basin. *Diffuse Pollution Conference* Dublin. pp. 10 35 – 40.
- Gassman PW, Reyes MR, Green CH, Arnold JG, (2007) The soil and water assessment tool: historical development, applications and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50 (4), 1211–1250

Gikas GD, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis VA (2006a) Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiol* 563:385–406

Gikas GD, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis VA (2006b) Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. *Environ Model Assess* 11(3):219–233

Hargreaves G, Samani ZA (1985) Reference crop evapotranspiration from temperature. *Appl. Eng. Agric.* 1, 96–99.

Hattermann FF, Krysanova V, Hesse C (2008) Modelling wetland processes in regional applications. *Hydrol. Sci. J.* 53(5), 1001–1012.

King KW, Arnold JG, Williams JR, Srinivasan R (1996) Soil and Water Assessment Tool–SWAT. USDA, Agricultural Research Service. 450p.

Krysanova V, Arnold JG (2008) Advances in ecohydrological modelling with SWAT—a review, *Hydrological Sciences Journal*, 53:5, 939-947.

Lino JFL (2009) Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do Rio Preto (SC) com o modelo SWAT. Tese de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 150 p.

Lopes NHY (2008) Análise da produção de água e sedimentos em microbacias experimentais com o modelo SWAT. Tese de Mestrado, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. 154 p.

Machado RE (2002) Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 152p.

Minoti RT (2006) Abordagens Qualitativa e Quantitativa de Micro-bacias Hidrográficas e Áreas Alagáveis de um Compartimento do Médio Mogi-Superior/SP. Dissertação (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. 231p.

Monteith JL (1965) Evaporation and environment. In: Fogg, G.F. (Ed.), *The State and Movement of Water in Living Organisms*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 205–234.

Muleta MK, Nicklow JW (2005). Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *J Hydrol* 306(1–4):127–145. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.09.005

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2001b) Soil and water assessment tool input/output file documentation, version 2000. Temple, Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Available at: ww.brc.tamus.edu/swat/doc.html. Accessed 1 November 2010.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2001a). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, version 2000. Temple, Texas: Grassland,

Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Available at: ww.brc.tamus.edu/swat/doc.html. Accessed 1 November 2010.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2005) Soil and water assessment tool theoretical documentation, version 2005. Available at: <http://swatmodel.tamu.edu/media/1292/swat2005theory.pdf>. Accessed 1 November 2010

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

Oliveira MQC (1999) Impacto de mudanças no uso do solo nas características hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica do rio Joanes e sua repercussão na zona costeira. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal da Bahia/BA.

Pisinaras V, Petalas C, Gikas GD, Gemitzi A, Tsihrintzis VA (2010) Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). *Desalination* 250:274–285

Prado TBG (2005) Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jundiáí-Mirim. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônômico de Campinas. 72p.

Priestley CHB, Taylor RJ (1972) On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Rev.* 100, 81–92.

Psilovikos A, Margoni S, Psilovikos A (2006) Simulation and trend analysis of the water quality monitoring daily data in Nestos river delta. Contribution to the sustainable management and results for the years 2000–2002. *Environ Monit Assess* 116(1–3):543–562

Rostamian R, Jaleh A, Afyuni M, Mousavi SF, Heidarpour M, Jalalian A, Abbaspour KC (2008) Application of SWAT model for estimating runoff and sediment in a mountainous watershed in central Iran, *Hydrol Sci J*, 53, 977 – 988, doi:10.1623/hysj.53.5.977.

Rouholahnejad E, Abbaspour KC, Vejdani M, Srinivasan R, Schulin R, Lehmann A (2012) A parallelization framework for calibration of hydrological models. *Environ Model & Softw* 31 28 e 36. doi:10.1016/j.envsoft.2011.12.001

Santhi C, Srinivasan R, Arnold JG, Williams JR (2006) A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. *Environ Model Softw* 21(8):1141–1157

Schmalz B, Tavares F, Fohrer N (2008) Modelling hydrological processes in mesoscale lowland river basins with SWAT—capabilities and challenges. *Hydrol. Sci. J.* 53(5), 989–1000.

Schul J, Abbaspour KC, Srinivasan R, Yang H (2008a) Estimation of freshwater availability in the West African Sub-continent using the SWAT hydrologic model. *Journal of Hydrology* 352, 30e49.

Schul J, Abbaspour KC, Srinivasan R, Yang H (2008b) Modelling blue and green water availability in Africa at monthly intervals and subbasin level. *Water Resources Research* 44, W07406. doi:10.1029/2007WR006609.

Tripathi MP, Raghuwanshi NS, Rao GP (2006) Effect of watershed subdivision on simulation of water balance components. *Hydrol Process* 20(5):1137–1156

Tsakiris G, Spiliotis M (2011) Planning against long term water scarcity: a fuzzy multicriteria approach. *Water Resour Manag* 25(4):1103–1129

Tsihrintzis VA, Fuentes HR, Gadipudi RK (1996) Modeling prevention alternatives for nonpoint source pollution at a wellfield in Florida. *Water Resour Bull* 32(2):317–331

Venâncio A, Martins F, Chambel P, Neves R (2006) Modelação Hidrológica da Bacia Drenante da Albufeira de Pracana. 5º Congresso Ibérico, Gestão e Planeamento da Água.

Williams JR, Berndt HD (1977) Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Trans. ASAE* 20 (6), 1100–1104.

Williams JR, Jones CA, Dyke PT (1984) A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Trans. ASAE* 27, 129–144.

Yang Q, Meng FR, Zhao Z, Chow TL, Benoy G, Rees HW, Bourque CPA (2009) Assessing the impacts of flow diversion terraces on stream water and sediment yields at a watershed level using SWAT model. *Agric Ecosyst Environ* 132:23–31. doi: 10.1016/j.agee.2009.02.012

Zhang X, Srinivasan R, Bosch D (2009) Calibration and uncertainty analysis of the SWAT model using Genetic Algorithms and Bayesian Model Averaging. *J Hydrol* 374(3–4):307–317. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.023

Zhang XH, Zhang HW, Chen B, Chen GQ, Zhao XH (2008) Water resources planning based on complex system dynamics: A case study of Tianjin city. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*. v. 13, p. 2328-2336.

2. ANÁLISE AMBIENTAL INTEGRADA DE PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E NUTRIENTES UTILIZANDO O SWAT – PART I

Everton de Oliveira Rocha, Maria Lúcia Calijuri, Dario Cardoso de Lima, Carlos Augusto Brasileiro de Alencar

Abstract

Diante do comprometimento da qualidade ambiental dos recursos hídricos torna-se necessário a adoção de ferramentas que auxiliem o planejamento e gestão das bacias hidrográficas, tais como os modelos matemáticos que simulam processos hidrológicos. Dentre os modelos destaca-se o Soil and Water Assessment Tool (SWAT). O objetivo desse estudo foi realizar a calibração e validação através da análise de incertezas do algoritmo de otimização *Sequential Uncertainty Fitting versão 2* (SUFI-2), por meio do qual pode-se avaliar a eficiência da calibração através de dois fatores: R-fator e o P-fator. Também foi avaliado a eficiência da calibração por meio dos coeficiente de Nash e Sutcliff (NS) e de Determinação (R^2). O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Piranga, Brasil, que possui área de 6.600 km². Para o procedimento foram utilizados registros de vazão, monitorada, extraídos de sete estações fluviométricas e três estações de sedimentos, sendo que para ambos os parâmetros foram obtidos resultados satisfatórios de P-fator, R-fator, NS e R^2 para calibração. A estimativa da produção de sedimentos (kg.ha⁻¹) considerou as diferentes *unidades de resposta hidrológica (HRU's)* delineadas para bacia hidrográfica e permitiu localizar áreas e períodos críticos.

Palavras-Chave: recursos hídricos, SWAT, SUFI-2, calibração, validação, HRU's.

Introdução

O comprometimento da qualidade ambiental dos recursos hídricos e o aumento da vulnerabilidade dos ecossistemas tem sido uma das grandes preocupações nos últimos anos (Yang Q. et al. 2009). O processo de ocupação inadequado ocorrido em bacias hidrográficas ao longo dos últimos anos, somado à falta de planejamento, tem desencadeado diversos processos de degradação ambiental, tais como, redução da capacidade de infiltração de água no solo, aumento do escoamento superficial gerando picos ou ondas de cheias, a produção de sedimentos e transporte de nutrientes contidos no solo para os cursos d'água.

Nesse contexto, as principais fontes causadoras desses processos de deterioração dos corpos hídricos é a poluição de origem difusa, como resultado da intensificação e expansão da agricultura e pecuária sem técnicas de preparo e manejo adequado do solo (Gikas et al. 2006a, 2009).

Esses efeitos têm despertado a busca e o interesse por ferramentas que auxiliem a gestão e planejamento dos recursos hídricos que possibilitem a avaliação de diferentes cenários com variação de tipos de uso e ocupação e de manejo (Lenhart et al. 2002).

No âmbito do planejamento de bacias hidrográficas os modelos matemáticos de simulação de processos hidrológicos constituem-se em ferramentas úteis com capacidade de avaliar os impactos das políticas de controle de poluição diferentes e medidas de fluxos de nutrientes em corpos d'água (Tsihrintzis et al. 1996; Gikas et al. 2006b; Psilovikos et al. 2006; Pisinaras et al. 2010; Tsakiris e Spiliotis 2011) e que geram informações para o processo de tomada de decisão, com rapidez e baixo custo.

Vários simuladores baseados em modelos matemáticos que retratam processos físicos (naturais e antrópicos) têm sido desenvolvidos para previsão de vazões, escoamento superficial, erosão e transporte de sedimentos e nutrientes de bacias hidrográficas submetidas a diferentes manejos (Debele et al. 2008). Dentre esses modelos destaca-se o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), que se mostrou um dos mais completos em termos de número de componentes simulados, sendo amplamente utilizado para prever o impacto das práticas de manejo do solo nos ambientes aquáticos (superficiais e subterrâneos) em bacias de drenagem complexas, com variação dos tipos de solo, do uso, de aplicação de fertilizantes e defensivos agrícolas, enfim, das condições de manejo em longos períodos de tempo em escalas de bacias hidrográficas (Reungsang et al. 2009; Zhang et al. 2009).

Com a finalidade de conduzir à consistência ideal dos dados gerados após a simulação e à conseqüente aplicabilidade na área em estudo ou sua extrapolação a outras áreas, deve ser realizada calibração e validação a fim de se extrair o máximo das potencialidades e recursos do modelo (White e Chaubey, 2005). Assim foi utilizado para a calibração e validação o *Sequential Uncertainty Fitting versão 2* (SUFI-2), (Abbaspour et al. 2007) que está disponível no pacote do software *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP), (Abbaspour et al. 2007). Este algoritmo fornece a análise de incerteza através de análise gráfica das bandas de 95% de predição de incerteza (95% prediction uncertainty – 95PPU), acompanhado do R-fator e P-fator.

Também é disponibilizado um sumário estatístico onde são apresentados os coeficientes de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS) e o de Determinação (R^2).

O trabalho que se apresenta diante deste panorama tem como o objetivo: a modelagem ambiental de uma bacia hidrográfica em nível de escala maior, acompanhada da calibração e validação do SWAT através do algoritmo de otimização SUFI-2 que permita a identificação de áreas críticas, do ponto vista da vazão e produção de sedimentos monitorados por estações que se encontram nos cursos d'água da bacia hidrográfica. Como área de estudo, a modelagem foi realizada em uma bacia hidrográfica do Atlântico Leste, a bacia hidrográfica do rio Piranga, que além de apresentar algumas situações de degradação ambiental, como áreas de cultivo agrícola e pastagens com preparo e manejo inadequado, são representativas das áreas de planalto dissecado do mar de morros, que se repetem em grandes extensões no território brasileiro.

Material e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do Rio Piranga, situada no Estado de Minas Gerais, Brasil. Compõe a bacia hidrográfica do rio Doce e possui forma alongada no sentido SO-NE (Figura 2.1). As coordenadas geográficas variam entre 20°16' e 21°11' de latitude sul e 42°42' e 43°49' longitude oeste e abrange uma área aproximada de 6.600 km².

A cobertura vegetal é caracterizada pela Floresta Tropical Atlântica Subperenifólia, e se encontra atualmente com poucas áreas remanescentes preservadas. O desmatamento com vistas ao aproveitamento da terra para produção agropecuária reduziu consideravelmente a cobertura florestal originária (Marchi et al. 2005).

De acordo com o Mapa de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros (MMA 2006), a área em estudo conta com pouco mais de 7,7% de área agricultada, 60,5% da área da unidade é ocupada por pastagens, ao passo que 30,2% são ocupados por Floresta Estacional Semidecidual.

Em relação aos solos, segundo IGAM (2007), grande parte apresenta baixa fertilidade que associada as declividades acentuadas de encostas, favoreceu o desenvolvimento de atividades econômicas com baixo valor agregado. Somado as restrições impostas pela legislação ambiental são indicados, entre outros fatores, como

responsáveis por sua atual situação econômica, social e ambiental. Isso pode ser comprovado pelo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) dos municípios da bacia que é considerado baixo, situando-se em torno de 0,5 (IGAM 2007).

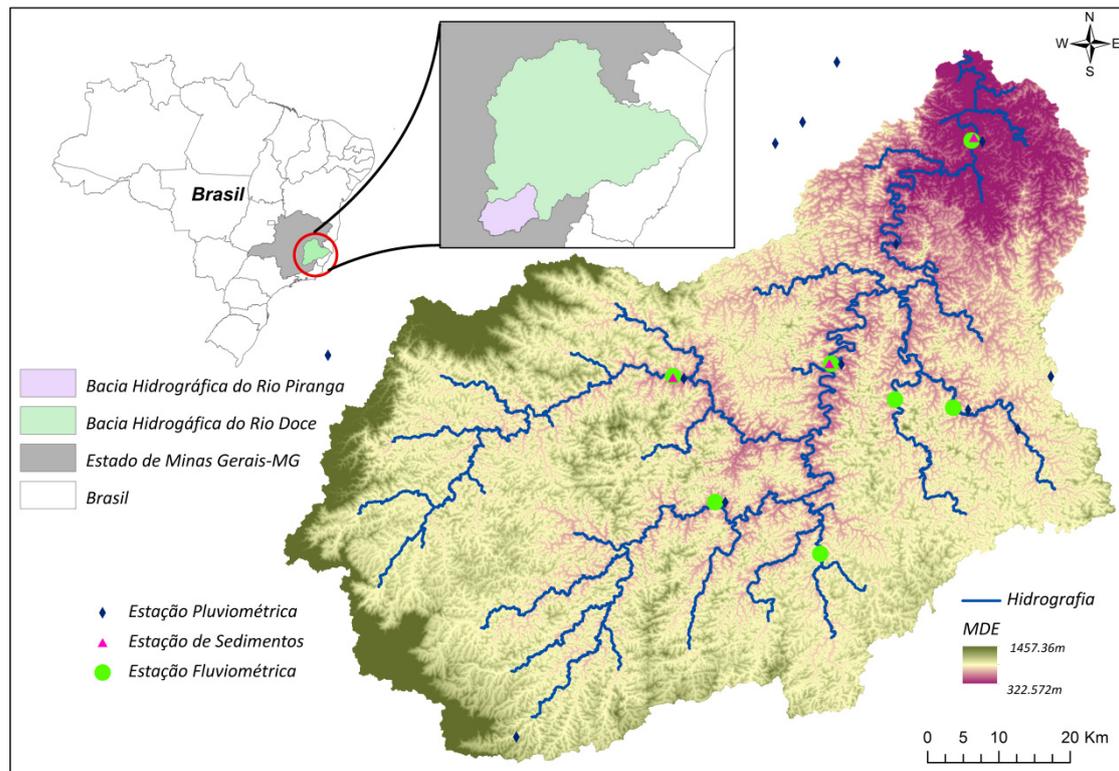


Figura 2.1.Localização, estações de monitoramento e MDE da bacia hidrográfica do Rio Piranga

O clima regional segundo classificação de Köppen, enquadra-se como tropical de altitude com chuvas durante o verão, verões frescos e o período seco coincidindo com os meses frios do ano, maio, junho, julho e agosto. A temperatura média anual varia em torno de 19°C, com variações entre 14°C (média das mínimas) e 26°C (média das máximas) e a precipitação média anual é de 1221,4 mm.

Dentre os principais problemas ambientais podem ser citados a poluição hídrica e lançamento de efluentes, a redução da recarga do lençol freático, os problemas de drenagem das estradas rurais, o extrativismo ambiental feito através do desmatamento, da produção de carvão, da mineração, o uso inadequado dos recursos naturais, a fiscalização ineficiente, a falta de mobilização da população e o desestímulo dos produtores rurais em relação ao cuidado com o meio ambiente (IGAM 2007).

Entretanto, a susceptibilidade à erosão aliada ao tipo de uso e cobertura dos solos são os grandes responsáveis pela taxa de produção de sedimentos na bacia. As

colinas convexo-côncavas com vertentes ravinadas e escoamento concentrado contribuem para o surgimento de sulcos e erosão laminar (IGAM 2007). A produção de sedimentos contribui com o contínuo processo de assoreamento dos cursos d'água, comprometendo a capacidade de armazenamento de água dos reservatórios em operação e agravando os eventos de cheias na bacia hidrográfica.

Por esses inúmeros fatores atuando conjuntamente, a bacia hidrográfica pode ser considerada com alto nível de complexidade ambiental e, portanto merece atenção especial.

Descrições do Modelo SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo de simulação hidrológica desenvolvido pela *Agricultural Research Station* (ARS) do *United States Department of Agriculture* (USDA). O modelo trabalha em escala de bacias hidrográficas, executando simulações de processos físicos de forma semi-distribuído espacialmente e contínuo temporalmente, em passo de tempo diário ou ainda sub-diário, mensal e anual (Arnold et al. 1998). Portanto, permite realizar predições dos impactos das práticas de manejo do solo nos corpos d'água, através da avaliação dos parâmetros de vazão, escoamento superficial, perda de solos, sedimentos e qualidade da água (ciclo de nutrientes, nitrogênio, fósforo, etc.), a curto, médio e longo prazo (Neitsch et al. 2001a).

Uma etapa importante para modelagem no SWAT, é a discretização da bacia em sub-bacias e o delineamento das unidades de resposta hidrológica (Hydrological Response Units - HRU's). Segundo Bracmort et al. (2006), essa etapa torna a modelagem vantajosa pois possibilita uma análise homogênea das características da bacia, que anteriormente apresentavam-se em contexto heterogêneo, reduzindo a complexidade e correlação das informações

O processo de discretização de sub-bacias é definida de acordo com as características topográficas do Modelo Digital de Elevação (MDE) fornecido como dado de entrada e também pela inserção de um ponto sob a hidrografia gerada pelo SWAT, uma vez que a sub-bacia discretizada corresponde à área de drenagem a montante a partir desse ponto até a delimitação do divisor de águas. As HRUs consistem numa combinação do uso e cobertura, com tipo de solo e declividade. A importância desses processos serão analisados e discutidos nos itens posteriores.

A equação que governa as simulações no SWAT é baseada no equilíbrio do ciclo hidrológico, sendo que escoamento superficial de chuvas diárias é estimado usando o método do número da curva modificada (Método SCS), que quantifica o escoamento superficial com base no uso, tipo e nas condições de umidade antecedente do solo. Previsões de escoamento de pico são baseadas numa modificação do Método Racional (Chow et al. 1988). Contribuição de águas subterrâneas ou escoamento de base para vazão total é simulada por meio de uma componente de armazenamento superficial para o aquífero subterrâneo (Arnold e Allen, 1996). O modelo calcula separadamente a evaporação a partir de solos e plantas. A evapotranspiração potencial pode ser modelada com os métodos de Penman-Monteith (Monteith 1965), Priestley-Taylor (Priestley e Taylor 1972), ou os métodos de Hargreaves (Hargreaves e Samani 1985), dependendo da disponibilidade de dados. A evaporação da água do solo potencial é estimado como uma função de evapotranspiração potencial e índice de área foliar (relação da área das folhas das plantas com área da superfície do solo). A produção de sedimentos no SWAT é estimada com a Equação Modificada de Perda de Solo (MUSLE), desenvolvido por Williams e Berndt (1977).

A interação desses processos torna a aplicação do modelo SWAT ampla e abrangente na gestão dos recursos hídricos, como mostrado por mais de 250 artigos publicados internacionalmente (Gassman et al. 2007). No Brasil, entretanto, o uso de SWAT ainda limita-se apenas a alguns estudos recentemente publicados, por exemplo, Rocha et al. (2012), Lelis et al. (2012), Lelis and Calijuri (2010).

Para este estudo foi utilizada a versão 2012 disponível no formato da extensão ArcSWAT ArcGIS no link <http://swat.tamu.edu/>, versão de domínio público e, sugere-se, para mais detalhes sobre a descrição do SWAT, a consulta ao Manual do software, Soil and Water Assessment Tool Documentation and User's Manual, Version 2009 (Neitsch et al. 2001a; 2001b), publicado pela the *USDA Agricultural Research Service at the Grassland, Soil and Water Research Laboratory* in Temple, Texas.

Parametrização do Modelo

A base de entrada de dados requerida para a simulação é o modelo digital de elevação (MDE), imagem (raster) de uso e ocupação, imagem (raster) de solo, dados climáticos (precipitação, temperatura, radiação e umidade relativa), sendo que a consistência dessas informações são preponderantes e interferem diretamente na qualidade do resultado final da simulação.

O MDE utilizado para esse estudo tem resolução espacial de 15 x 15m com escala aproximada de 1:75.000, gerado a partir da interpolação de curvas de nível do IBGE (1979). Segundo Cotler e Ortega-Larrocea (2006), Yang and Wang (2009), a resolução espacial do MDE pode interferir significativamente no output do modelo, uma vez que o talvegue, inclinação da linha de drenagem, o cálculo dos tempos de concentração e declividade são determinados a partir dele.

O mapa de uso e ocupação utilizado tem escala aproximada de 1:150.000 com cinco classes, na quais 30,7% floresta (FRSD), 7,7% agricultura (AGRL), 60,7% pastagem (PAST), 0,1% água (WATR) e 0,8% área urbana (URMD) como se apresenta na Figura 2.2A.

O mapa de solos obtido por Fernandes Filho (2010), encontra-se na escala de 1:500000, é a única fonte disponível e mais recente que cobre a bacia hidrográfica. Para modelagens ambientais, seja no SWAT ou em outros modelos, é recomendável trabalhar com escala maior, entretanto, devido à grande extensão da bacia hidrográfica torna-se difícil e oneroso o aprofundamento dessa base de informação. As classes que compõe o mapa são: 66,4% de Latossolo Vermelho Amarelo (LATVA), 3,2% Cambissolo (CAMB), 12,6 % Argissolo (ARG) e 17,8 % Latossolo Vermelho (LATV), Figura 2.2B.

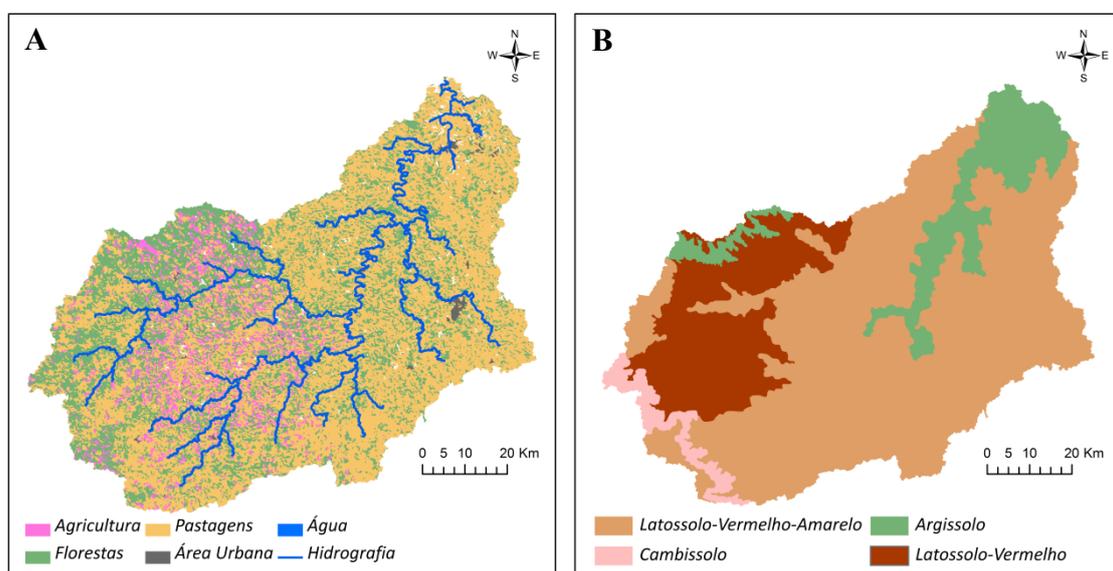


Figura 2.2A. Mapas de uso e ocupação; **Fig.2.2B** solos da bacia hidrográfica do Rio Piranga.

Os dados climáticos utilizados para as simulações são de quatorze estações distribuídas dentro e fora da bacia hidrográfica, (ver Figura 2.1), nos quais foram considerados dados diários de precipitação, temperatura máxima e mínima (média mensal). A série histórica ou o período base para simulação correspondeu ao período de

1975 – 2012, portanto, trinta e oito anos de registros formaram a base de dados de entrada no modelo. Para calibração e validação foram utilizados os dados de sete estações fluviométricas (vazão, m^3s^{-1}) e três estações de monitoramento de sedimentos (sólidos totais, mgL^{-1}).

Discretização de Sub-Bacias e HRU's

A bacia hidrográfica do rio Piranga foi discretizada em sub-bacias definidas a partir de sete pontos correspondentes as estações fluviométricas cujos dados de vazão observados, Figura 2.3, serão posteriormente utilizados para validação do modelo através da distribuição probabilística da análise de incerteza, comparação e análise estatística que serão descritas no item a seguir, portanto, foram definidas sete sub-bacias (SB's) no total.

O delineamento das *Unidades de Resposta Hidrológica* (HRU's) consiste no estabelecimento de uma combinação de características de uso e ocupação, tipo de solo e declividade em um tipo de unidade, onde unidades idênticas, em porcentagem desses requisitos (para uso e solo) e faixas de valores (para declividade), obterão a mesma resposta como resultado no output da simulação. Dessa forma, bacias que apresentam alta heterogeneidade devido aos inúmeros fatores naturais atuantes na bacia e por isso, são consideradas complexas, podem ser resumidas e representadas nesse tipo de unidade, onde poderão ser analisadas de um ponto de vista mais homogêneo.

Nesse estudo foram considerados os valores limites de 5% uso do solo, 5% solo, e para a declividade foram criadas cinco classes: 0 – 15%, 15 – 30%, 30 – 45%, 45 – 60% e 60 – 99,99% (cada intervalo corresponde da área da bacia 18,6%, 37,7%, 28,9%, 12,2% e 2,6%, respectivamente). Então, para se definir uma HRU a porção de área deverá conter no máximo 5% (esse valor limite pode ser definido pelo usuário) de um determinado uso e solo que estejam presentes nos intervalos de declividades estabelecidas.

No total foram delineadas 184 HRU's, de acordo com os critérios estabelecidos. Essas unidades variaram entre áreas com média de $35,85 \text{ km}^2$. Para prosseguimento da simulação, considera-se como adequada as dimensões adotadas uma vez que não são áreas grandes o suficiente para a ocorrência de generalizações que pudesse ser consideradas significantes. E por outro lado, as unidades não poderiam ter dimensões pequenas, o que implicaria em um número maior de HRU's delineadas,

sobrecarregando computacionalmente a simulação, a calibração e validação, consequentemente, sendo necessária uma modelagem mais robusta.

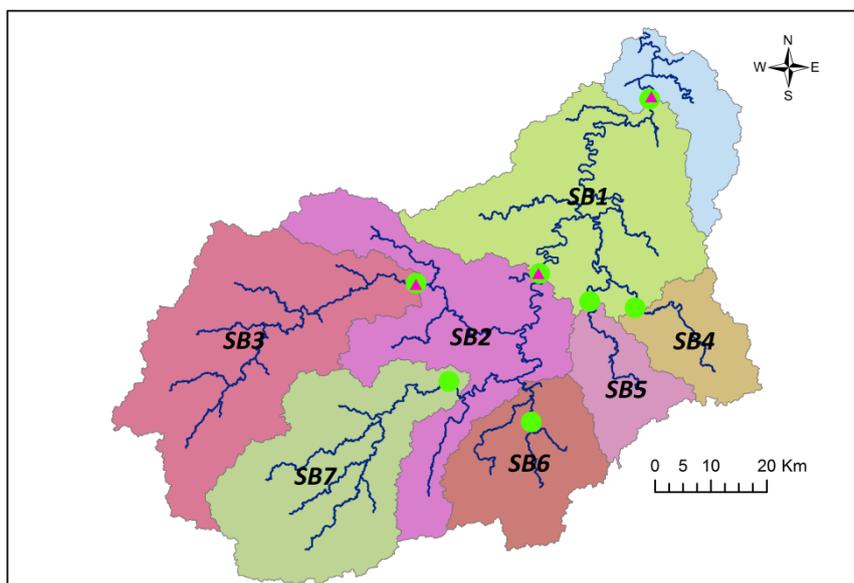


Figura 2.3. Discretização das sete sub-bacias a partir das estações fluviométricas

Para melhor compreensão desta etapa recomendamos os estudos de Thampi et al. (2010), Debele et al. (2010), Yu et al. (2011), Shi et al. (2011) que descrevem o processo de discretização de sub-bacias e delineamento das HRU's considerando inferências e generalizações que podem ser representadas no modelo SWAT.

Calibração, Validação e Eficiência do Modelo

A calibração é a etapa que corresponde à adequação dos parâmetros que controlam os processos hidrológicos, hidrossedimentológicos e a dinâmica do ciclo de nutrientes dos modelos e as condições internas do sistema, a fim de se melhor ajustar as respostas simuladas com as observadas.

Em outra etapa faz-se a validação para verificar a correlação e eficiência do modelo estudado por meio de análises estatísticas.

A calibração e validação do modelo foram realizadas por meio da vazão média mensal e sedimentos na forma de sólidos totais nos cursos d'água. Os dados são vazões médias mensais (m^3s^{-1}) e sedimentos (mgL^{-1}) correspondente ao período de 1999 a 2011. As estações de monitoramento de sedimentos coincidem com as estações fluviométrica das SB1, SB2 e SB3. E por último, foram realizadas estimativas da produção de sedimentos por HRU através da simulação do SWAT

Para os procedimentos de calibração e validação foi utilizada uma ferramenta denominada *Sequential Uncertainty Fitting versão 2* (SUF2), (Abbaspour et al. 2007),

que está disponível no pacote do software *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP), (Abbaspour et al. 2007). O SWAT-CUP é um programa independente que permite importar os arquivos de saída do SWAT no formato texto (ou seja, em txt) economizando tempo e facilitando o processo de calibração e validação uma vez que não serão necessárias a criação ou edição de tabelas.

Então o SUFI-2 é um dos cinco algoritmos disponibilizados nesse pacote (SWAT-CUP) cuja finalidade é realizar análise de sensibilidade, calibração multi-paramétrica (multi-critério) e análise de incerteza. Assim, o SUFI-2 é capaz de analisar simultaneamente um grande número de parâmetros que norteiam os processos de simulações do SWAT, buscando-se o melhor resultado final através de inúmeros arranjos dos parâmetros, variando-se dentro do intervalo permitido pelo modelo SWAT, e ainda, combinando todos parâmetros entre si. Por fim, na análise de incerteza, os dados observados a partir de estações de monitoramento e o melhor ajuste da calibração são plotados em um gráfico e comparados estatisticamente.

Em resumo, o algoritmo SUFI-2 realiza o mapeamento de todas as incertezas (parâmetro, modelo conceitual, dados de entrada, etc) e os parâmetros que norteiam as simulações dos processos hidrológicos e hidrossedimentológicos, variam conforme o procedimento que busca capturar o máximo de dados observados para no interior da banda de incerteza de predição de 95% (*95% Prediction Uncertainty – 95PPU*). A incerteza global em que o output é quantificado pela 95PPU é calculada entre os níveis de 2,5% a 97,5% de significância da distribuição acumulativa de uma saída variável obtida pela Amostragem Hipercubo Latino. Segundo Rouholahnejad et al. (2012), dois índices são utilizados para quantificar a eficiência da calibração e a análise de incerteza, sendo o primeiro o P-fator, que é a percentagem de dados observados delimitados pela banda 95PPU, e o segundo o R-fator, que é a largura média da banda dividida pelo desvio padrão da correspondente variável medida. Idealmente, o que deseja-se obter é o maior número de dados observados (mais suas incertezas) dentro da banda 95PPU (P-fator = 1) com a largura da banda mais estreita possível (R-fator = 0).

Essa metodologia que utilizamos para análise de sensibilidade, calibração, análise de incerteza foi semelhante ao descrito por Rouholahnejad et al. (2012), que apresenta todos os procedimentos necessários para realização da calibração através do procedimento SUFI-2. Outros estudos que descrevem passo a passo detalhes técnicos do algoritmo são: Arnold and Allen (1996); Abbaspour et al.(2004), Abbaspour et al.

(2007); Yang et al. (2008); Schuol et al. (2008a); Schuol et al. (2008b); Abbaspour et al. (2009) e Akhavan et al. (2011).

Neste estudo vislumbrou-se obter validação aceitável para garantir a representação real do comportamento da bacia no modelo. Por essas e dentre outras razões foi utilizado o SUFI-2 para calibração dos resultados simulados pelo SWAT de vazão e sedimentos afim de otimizá-los em relação aos dados observados das estações de monitoramento .

Portanto, ao final da calibração no SWAT-CUP apresenta-se uma análise onde foram plotados os dados observados com a banda 95PPU e o output considerado pelo algoritmo de otimização com o melhor ajuste. Além disso, é fornecido um sumário estatístico que resume as relações R-fator, P-fator, coeficiente de determinação R^2 , e coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe estimados pelo modelo.

O coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS), Equação 1, é um parâmetro estatístico comumente utilizado para avaliar a eficiência de modelos que simulam variáveis de natureza hidrológica correlacionando-as com dados reais observados. Este coeficiente, pode variar de $-\infty$ a 1, sendo que $NS=1$ significa um ajuste perfeito. Segundo Krysanova et al. (1998), para bom ajuste do modelo são aceitos valores de NS entre 0,7 e 0,8. Já Gassman et al. (2007), ao analisarem resultados de vários autores, consideraram adequados os valores de NS superiores a 0,5.

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

Em que:

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

O coeficiente de determinação R^2 , Equação 2, é o parâmetro estatístico utilizado para correlacionar duas variáveis, nesse caso, dados observados das estações de monitoramento e dados simulados.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (E_{obs}^t - E_s^t)^2}{\sum_{t=1}^T (E_{obs}^t - \bar{E}_{obs}^t)^2} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

E_{obs} são os dados observados pelas estações de monitoramento, e E_s são os valores simulados (calibrados) pelo SWAT-CUP.

Resultados e Discussão

O output fornecido ao final do processo de calibração no SWAT-CUP é resumido na plotagem gráfica ilustrando os dados observados correspondentes às sete estações fluviométricas, a simulação calibrada com melhor ajuste aos dados observados, obtida através das várias combinações dos valores dos parâmetros envolvidos pelo SUFI-2, e a faixa da distribuição 95PPU estimada pelo SUFI-2. Além disso, apresenta-se um sumário estatístico com o R-fator, P-fator, os coeficientes de determinação R^2 e de Nash e Sutcliffe.

As validações para as vazões variaram entre 0,22 – 1,22 para o R-fator, 0,52 – 0,94, para o P-fator, 0,67 - 0,89, para o R^2 , e 0,61 – 0,84 para o NS. A Figura 4 mostra o ajuste da análise de incerteza 95PPU através dos setes gráficos que correspondem as sub-bacias discretizadas analisando a vazão média mensal observada entre os anos de 1999 - 2011, bem como, os coeficientes R^2 e NS.

Schuol et al. (2008b) reportaram a importância da calibração e validação a partir do SUFI-2 e a facilidade de interpretação dos resultados através da análise gráfica 95% de predição de incerteza e associado a confiabilidade dos processos simulados. Ainda no mesmo estudo os pesquisadores reportaram os sincronismos dos picos correspondentes aos eventos de maior vazão resultantes que são consequências da contribuição da precipitação do período chuvoso.

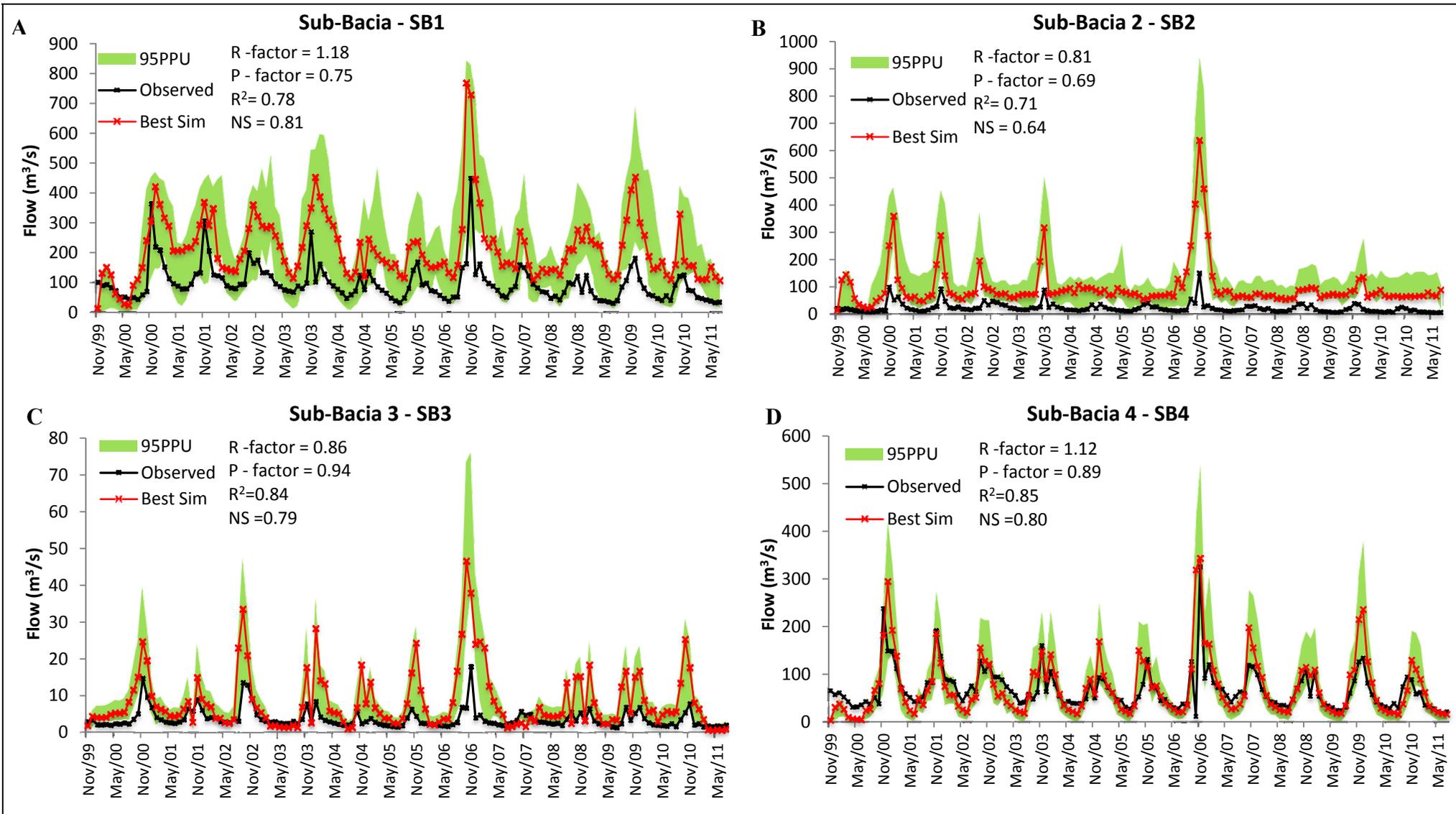
No entanto, vale lembrar que nesses casos, os picos são os eventos associados com maior tendência de incerteza, e onde ocorre o alargamento da banda 95PPU como é apresentado entre dezembro de 2006 e março de 2007, para as sub-bacias SB1, SB2 e SB3. Regiões da banda 95PPU onde ocorrem o estreitamento, tais como nos meses de abril a setembro (coincidente com a estiagem da chuvas e conseqüentemente baixa variabilidade dos dados de vazão) para as sub-bacias SB3, SB4, SB6 e SB7 é onde a incerteza é menor (Schuol et al. 2008a).

No geral, o desempenho do modelo, tal como representado pelo P-fator e o R-fator, é satisfatório em todas as estações. As incertezas geradas pela análise, conforme também descreveu Abbaspour et al. (2009), ocorrem quando estão associadas principalmente a representação de regiões com reservatórios, barramentos, estradas, zonas húmidas, regiões com muitas variações climáticas e representações de características do uso do solo.

Ainda pelo algoritmo SUFI-2, Yang et al. (2008), Talebizadeh et al. (2009), obtiveram resultados da análise de sensibilidade, calibração e análise de incertezas

razoáveis e comprovaram a eficiência da ferramenta diante da complexidade que envolvem os processos computacionais que trabalham em grande escala tais como o SWAT.

Muitos outros estudos também obtiveram sucesso na validação da calibração, porém, por meio dos coeficientes que apenas correlacionam os dados observados com o simulados. Esse tipo de análise também é um método de aferir o ajuste da calibração, todavia, não mede o grau de incerteza dos parâmetros do modelo, dos dados de entrada, como feito pela análise de predição de incerteza 95PPU. De qualquer forma, busca-se atender as duas perspectivas de análise e comparar os resultados dos processos simulados, vazão e sedimentos, com outros estudos publicados que agregam contribuições de interesse.



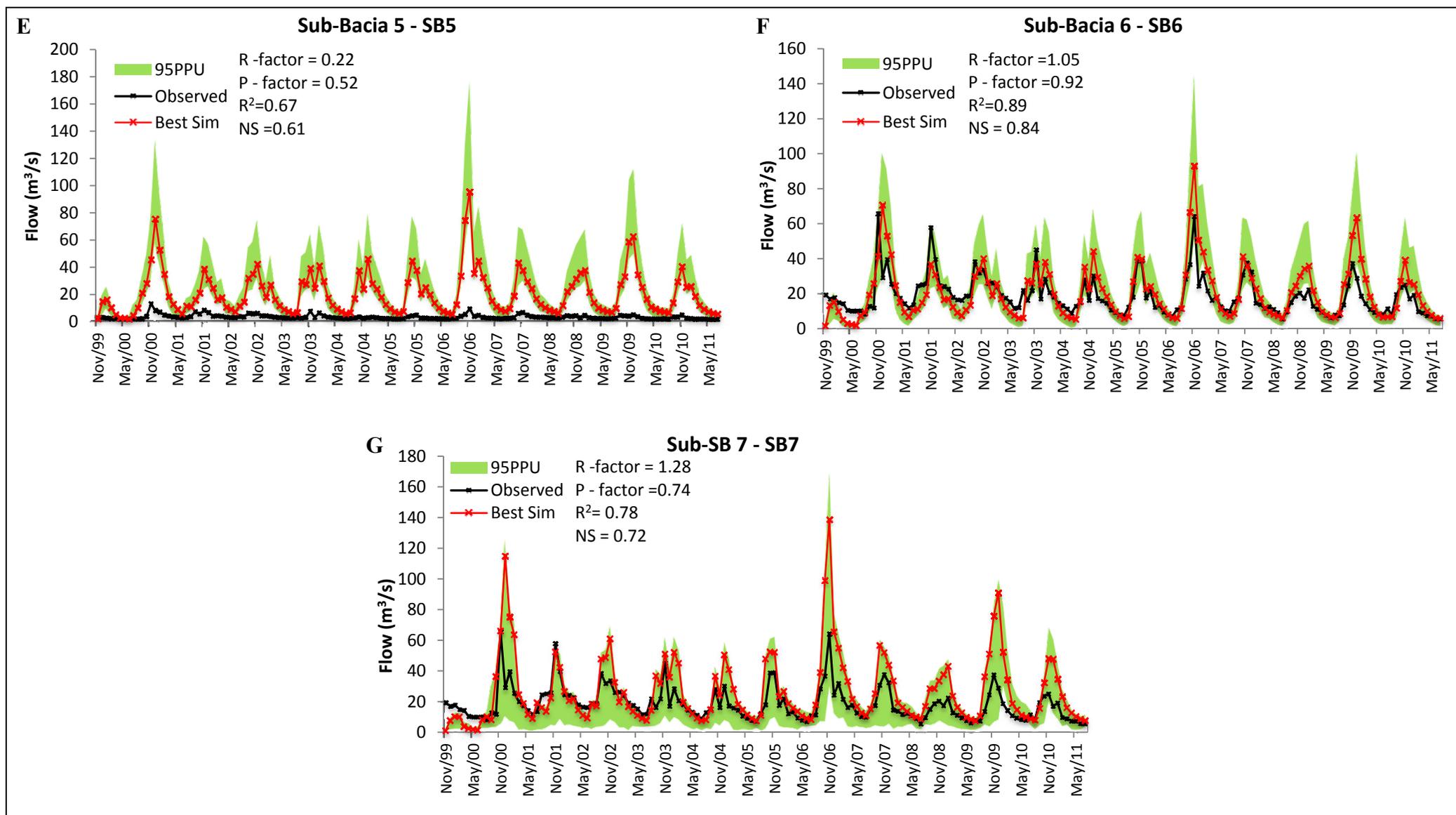


Figura 2.4. Análise de incerteza 95PPU considerando a vazão média mensal observada entre os anos de 1999 – 2011. (A) Sub-bacia 1, (B) Sub-bacia 2, (C) Sub-bacia 3, (D) Sub-bacia 4, (E) Sub-bacia 5, (F) Sub-bacia 6, (G) Sub-bacia 7.

Como por exemplo, Zhang et al. (2010), Li et al. (2010) que obtiveram em seus estudos correlações satisfatórias com R^2 (entre 0,84 e 0,94 e 0,70 e 0,92, respectivamente) e Yang et al (2009) com $NS > 0.70$, fazendo alterações semelhantes nesses mesmos parâmetros hidrológicos que compõem o modelo SWAT, o que demonstra sensibilidade elevada para a calibração em relação para vazão.

Os valores desses coeficientes demonstram forte correlação entre os dados observados e os simulados, corroborando trabalhos, dentre outros, como o de Tolson e Shoemaker (2007) que utilizaram o SWAT em diferentes partes do mundo. De acordo com Blainski et al. (2008), para bom ajuste do modelo são aceitos valores de NS superiores a 0,7, não sendo descartados, entretanto, resultados com NS superiores a 0,5. Este coeficiente de eficiência foi utilizado por Muleta e Nicklow (2005), Blainski et al. (2008), Baltokoski et al. (2010) e Xie et al. (2010), os quais obtiveram resultados também satisfatórios.

As validações para sedimentos variaram entre 0,74 – 1,20 para o R-fator, 0,80 – 0,91 para o P-fator, 0,74 – 0,85 para o R^2 , 0,77- 0,86 para o NS. Semelhante à análise feita para vazão, no entanto, agora para sedimento, a Figura 2.5 mostra o ajuste ilustrativo através dos três gráficos que correspondem as sub-bacias 1, 2 e 3, acompanhado do resultado quantitativo do ajuste estatístico.

O maior grau de incerteza está associado nos períodos chuvosos ou de pico, registrados entre os meses de novembro a maio dos anos 2006 e 2007, 2007 e 2008, 2009 e 2010, onde ocorre o alargamento da banda 95PPU.

A explicação mais aplausível para o fenômeno foi reportada por Abbaspour et al. (2007) que observaram ser muito comum na predição de sedimentos o efeito “*second-storm*”. Depois de uma tempestade, há menos sedimentos remanescentes na camada superficial a serem movimentados ou transportados. Assim, um evento de precipitação de mesma magnitude (ou até mesmo maior) pode resultar em carga menor de sedimentos. O modelo, no entanto, não considera este efeito, como ilustrado nos gráficos após o evento de 2007. O modelo produz boa simulação de sedimentos para a primeira precipitação, enquanto que, no segundo e no terceiro é notável que o evento superestimou a concentração de sólidos totais.

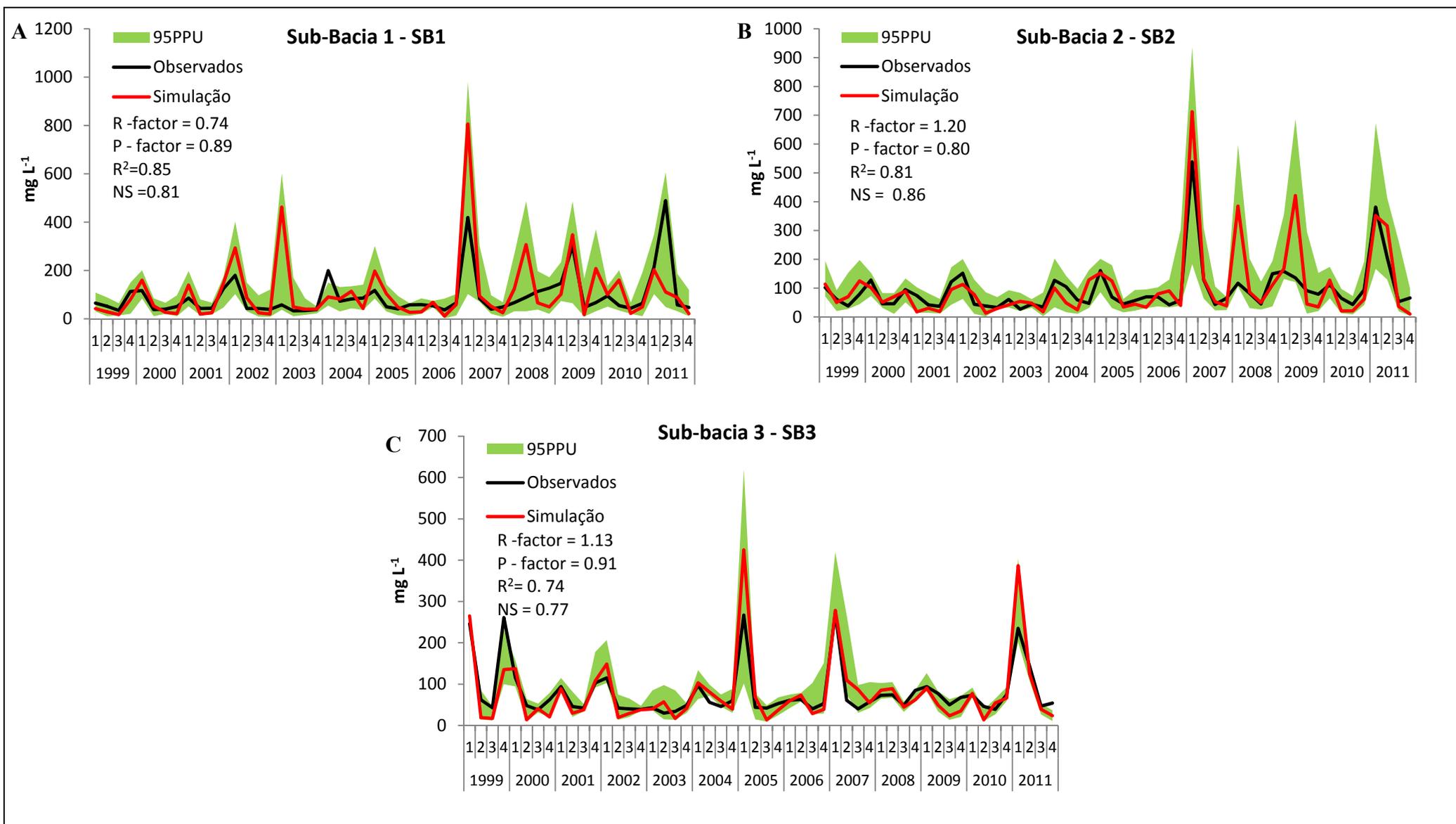


Figura 2.5. Análise de incerteza 95PPU considerando a concentração de sedimentos observada entre os anos de 1999 - 2011. (A) Sub-bacia 1, (B) Sub-bacia 2, (C) Sub-bacia 3

Em seguida, apresentam-se as estimativas de produção de sedimento ton.ha^{-1} como médias mensais (1999 a 2011) por sub-bacias e por HRU, considerando o uso e ocupação (Tabela 2.1). Na tabela também é apresentado o volume total médio precipitado nos meses entre 1999-2011, e relacionando com a produção de sedimentos na tentativa de interligar os processos de erosão hídrica.

Hierarquizando as HRUs, as áreas agrícolas e pastagens podem ser consideradas como as regiões produtoras de sedimentos em potencial na bacia. Interligando ao regime pluviométrico esse potencial é alcançado principalmente nos meses de outubro a março, período esse de maior volume precipitado. No entanto, existem diversos aspectos relacionados a erosão hídrica não somente a ligada a precipitação, mais também ao fato de manejo e conservação dessas culturas.

Segundo Rocha et al. (2012) as pastagens e áreas agrícolas que ocupam extensas áreas da bacia no decorrer dos últimos anos apresentam manejo inadequado associado à forte degradação. O tipo de preparo e manejo do solo interfere diretamente na taxa de infiltração uma vez que se modificam as propriedades, características e condições da superfície durante as práticas de preparo, cultivo e irrigação. Se as práticas de manejo forem realizadas de forma inadequadas, com a retirada da cobertura vegetal a capacidade de infiltração poderá torna-se inferior quando comparadas a áreas sem preparo, provocando o selamento superficial do solo.

O fator selamento da camada superficial do solo associada à cobertura vegetal, de acordo com Duley (1939), McIntyre (1958) e Bertol et al. (1989), mostraram que a cobertura vegetal é responsável pelo aumento da macroporosidade da camada superficial, aumentando a condutividade hidráulica do solo, e ainda, protege os agregados do solo do impacto direto das gotas de chuva, reduzindo o encrostamento superficial. Assim, a cobertura vegetal potencializa o aumento das taxas de infiltração minimizando consideravelmente o escoamento superficial e as perdas de solo.

Duley (1939) afirma que os solos descobertos apresentam reduções da taxa de infiltração de até 85% em comparação com solos cobertos como palha seca, e Silva e Kato (1998), encontraram valor da ordem de 61 mm.h^{-1} para solos desprovidos de cobertura enquanto que para solos com cobertura, 76 mm.h^{-1} .

Em contrapartida, nas demais HRUs, onde predominam as florestas, a produção de sedimentos praticamente inexistente ou é relativamente muito baixa. O fator estrutural do solo apresenta influência relevante associado à resistência quanto à perda de solo nessas sub-bacias. O tipo de solo predominante nessas áreas de florestas é o latossolo

(35% de argila, 33% de silte, 32% de areia) que são solos argilosos bem estruturados e possuem elevada condutividade hidráulica e taxa de infiltração (com potencial de 120 mm.h⁻¹).

Segundo Cordeiro (1977) e Ferreira (1998), a condutividade hidráulica em condições de saturação dos solos brasileiros aumenta com a elevação do teor de argila. Ainda, segundo Shainberg e Levy (1995), atribuem essas características a, principalmente, às suas maiores macroporosidades e estabilidade de agregados, determinadas pela presença de óxidos de ferro (hematita e goethita) e alumínio (gibbista).

Hillel (1980) afirma que quanto maior a resistência dos agregados à desestruturação menor será a formação do encrostamento superficial, uma vez que uma das principais etapas de sua formação consiste na quebra de agregados pelo impacto das gotas de chuva, reduzindo o escoamento superficial e a erosão hídrica.

Assim, encontrou-se valores de produção de sedimentos, média mensal em torno 160 kg.ha⁻¹, com o potencial considerado mais crítico de 750 kg.ha⁻¹ no mês de fevereiro na sub-bacia 7.

Tabela 2.1. Estimativa da produção de sedimentos em kg.ha⁻¹.

		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
Sub-bacia1	PAST	173.7	202.7	173.3	79.9	25.6	6.5	1.8	0.4	0.1	0.0	0.2	27.4	691.6
	FRSD	10.2	59.2	7.2	1.9	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	2.1	81.1
	Precipt (mm)	272.2	137.2	160.6	79.4	37.3	20.2	18.7	18.4	61.4	113.1	206.7	298.0	-
Sub-bacia2	AGRL	11333.0	6955.8	4566.0	1189.7	80.9	1.0	0.0	0.0	51.6	253.0	1426.4	7368.3	33225.7
	PAST	811.2	1503.3	795.0	237.6	41.0	4.5	0.5	0.0	0.0	0.1	1.3	66.3	3461.0
	FRSD	47.6	345.5	36.1	5.6	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	4.5	440.2
	Precipt (mm)	334.4	197.8	205.2	104.5	52.4	27.5	27.1	27.2	76.4	135.6	247.5	353.8	-
Sub-bacia3	AGRL	10291.6	6241.8	4518.1	1203.5	122.3	14.6	0.0	0.0	67.5	405.4	2475.0	7862.6	33202.5
	PAST	868.3	1245.0	712.9	135.6	17.5	1.8	0.1	0.0	0.0	0.3	3.3	178.7	3163.4
	FRSD	40.6	193.1	33.5	6.5	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	1.1	5.0	280.8
	Precipt (mm)	330.6	199.2	207.2	104.9	50.7	26.3	25.8	26.4	76.0	139.9	251.0	351.6	-
Sub-bacia4	PAST	2323.3	2488.9	1379.2	354.8	45.8	4.4	0.2	0.0	0.1	1.1	5.5	219.2	6822.5
	FRSD	370.3	705.5	42.0	6.4	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	1.0	5.0	33.6	1164.3
	Precipt (mm)	390.8	242.6	262.1	135.3	75.6	40.3	39.1	40.4	94.7	166.7	296.3	438.5	-
Sub-bacia5	PAST	2214.9	2400.9	1332.9	341.6	43.7	4.3	1.8	1111.5	0.1	1.1	5.4	200.0	7657.9
	FRSD	235.8	590.1	36.9	6.1	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	0.8	4.1	27.4	901.7
	Precipt (mm)	390.8	242.6	262.1	135.3	75.6	40.3	29.0	27.2	94.7	166.7	296.3	438.5	-
Sub-bacia6	PAST	1164.5	1617.5	715.2	191.1	21.6	1.8	0.1	0.0	0.0	0.2	1.7	116.8	3830.5
	FRSD	171.9	690.5	24.1	4.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.8	16.0	908.7
	Precipt (mm)	311.3	178.8	199.4	104.6	57.3	29.0	29.2	30.8	82.4	143.7	244.2	356.3	-
Sub-bacia7	AGRL	14003.7	18082.5	6268.5	1395.1	13309.0	22404.3	22.2	0.0	99.7	405.0	3232.0	38293.2	117515.2
	PAST	2720.2	2736.0	5331.8	733.0	292.5	1111.5	116.7	11.3	1.1	1.2	54.5	923.9	14033.6
	FRSD	374.2	748.6	51.5	7.1	51.0	144.5	2.3	0.0	0.0	0.2	1.9	133.0	1514.4
	Precipt (mm)	338.4	208.2	212.5	104.9	11.8	27.2	27.6	29.6	80.4	146.6	260.7	357.9	-

É importante ressaltar que o modelo SWAT, a princípio, foi desenvolvido para representar as condições de países temperados, sendo que para países tropicais, como no caso do Brasil, por exemplo, sua aplicação requer uma edição de alguns parâmetros do banco de dados default do SWAT de maneira que os processos hidrológicos e hidrossedimentológicos sejam condizentes a realidade da bacia hidrográfica em estudo. Alguns trabalhos desenvolvidos em condições climáticas semelhantes às brasileiras obtiveram sucessos simplesmente com a edição dos parâmetros do banco de dados do SWAT, tais como para Mishra et al. (2007), na Índia, Schuol et al. (2008a), para o continente africano.

Os solos das regiões de clima tropical são os que mais se diferenciam das regiões temperadas por diversas características físicas e químicas, como por exemplo, textura (teor de argila, silte e areia), porosidade, e condutividade hidráulica, são parâmetros que interferem na capacidade de infiltração e escoamento superficial, matéria orgânica, ou seja, alteram diretamente no equilíbrio do balanço hídrico.

O estudo de Lelis e Calijuri (2010) aponta produção média de sedimento da bacia do ribeirão São Bartolomeu (que está inserida na bacia do rio Piranga) em torno de $60 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ semelhante a que se encontrou neste trabalho que é de $55 \text{ ton. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, portanto, resultados muito próximos.

Mishra et al. (2007) simulou o escoamento superficial e a produção de sedimentos relacionando-os com a precipitação para duas sub-bacias na Índia com áreas de 337,21 e 427,11 km^2 . Para a primeira sub-bacia os valores variaram de 256,33 a 367,83 mm para escoamento e 0,27 a 11,65 ton.ha^{-1} para uma precipitação 734,90 mm no ano 2000 e 310,36 a 393,49 mm e 0,84 a 10,71 ton.ha^{-1} por 765,50 mm de chuva em 2001. Nesse estudo, em áreas com cobertura florestal a simulação apresentou resultados significativamente menores para escoamento e produção de sedimentos (310,36 mm e 0,84 ton.ha^{-1}), e áreas com cultivo apresentaram valores na ordem de 393,5mm e 11,65 ton ha^{-1} .

Adequadamente calibrado e validado, o SWAT é uma ferramenta recomendável para gestão dos recursos naturais de uma bacia, à medida que auxilia na identificação dos principais fatores de degradação da qualidade da água e do solo, e viabiliza a simulação dos impactos resultantes de supostas intervenções, bem como na tomada de decisões com eficiência.

Mesmo com modelo calibrado com base em dados medidos na saída da bacia hidrográfica os resultados podem induzir a uma condição não representativa da bacia. Por isso, recomenda-se que o módulo hidrológico seja testado, calibrado e validado inúmeras vezes, e antes, os resultados também devem ser interpretados, em primeiro lugar qualitativamente, mostrando as tendências, diferenças qualitativas, e não priorizar sempre as "previsões exatas" que o modelo fornece.

Conclusão

Após o desenvolvimento do presente estudo, conclui-se que dada a complexidade e o grande número de processos interativos que ocorrem simultaneamente e consecutivamente em momentos e lugares diferentes dentro de uma bacia hidrográfica, a calibração e validação do modelo para vazão e sedimentos apresentaram resultados satisfatórios para a Bacia do Rio Piranga.

A partir desse trabalho mostra-se que é possível estabelecer cenários que avaliem medidas (*Melhores Práticas de Manejo – BMP's*, por exemplo) no sentido de reverter a situação de degradação, principalmente nos agentes causadores dos picos de vazão e produção de sedimentos.

Agradecimentos – Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, e Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais, FAPEMIG, pelos recursos financeiros concedidos ao desenvolvimento da pesquisa.

Referências

Abbaspour KC, Faramarzi M, Ghasemi SS, Yang H (2009) Assessing the impact of climate change on water resources in Iran. *Water Resour Res* 45, W10434. doi:10.1029/2008WR007615.

Abbaspour KC, Johnson CA, van Genuchten MT (2004) Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal* 3 (4), 1340–1352.

Abbaspour KC, Yang J, Maximov I, Siber R, Bogner K, Mieleitner J, Zobrist J, Srinivasan R (2007) Spatially-distributed modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *J Hydrol* 333:413–430. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.09.014

Akhavan S, Mousavi SF, Koupai JA, Abbaspour KC (2011) Conditioning DRASTIC model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan–Bahar plain. *Environ Earth Sci* 63:1155–1167. doi :10.1007/s12665-010-0790-1

Arnold JG, Allen PM (1996) Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. *J. Hydrol.* 176, 57–77.

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR (1998) Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. *J Am Water Resour Assoc* 34(1):73–89. doi: 10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x

Baltokoski V, Tavares MHF, Machado RE, Oliveira MP (2010) Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). *Rev Bras. Ciênc. Solo* 34:253–261. (English abstract)

Bertol I, Cogo NP, Lieven R (1989) Cobertura morta e métodos de preparo do solo na erosão hídrica em solo com crosta superficial. *Rev Bras Cienc do Solo*, v. 13, p.373-9.

Blainski E, Silveira FA, Conceição G (2008) Utilização do modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assesment Tool) para estudos na microbacia hidrográfica do rio Araranguá/SC. Taller Internacional Red Riegos – CYTED. Florianópolis SC

Bracmort KS, Arabi M, Frankenberger JR, Engel BA, Arnold JG (2006) Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. *Trans ASABE* ISSN 0001–2351 49(2):367–374

Chow VT, Maidment DR, Mays LW (1988) *Applied Hydrology*. McGraw-Hill, New York.

Cordeiro JC (1977) Características físico-hídricas de latossolos sob vegetação de cerrados do Brasil Central. Seropédica, RJ: UFRRJ. 122p. Tese (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Cotler H, Ortega-Larrocea MP (2006) Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *Catena* 65 (2), 107–117.

Debele B, Srinivasan R, Gosain AK (2008) Comparison of Process-Based and Temperature-Index Snowmelt Modeling in SWAT. *Water Resour Manag* (2010) 24:1065–1088. doi: 10.1007/s11269-009-9486-2

Debele B, Srinivasan R, Gosain K (2010) Comparison of process-based and temperature-index snowmelt modelling in SWAT. *Water Resour Manag* 24:1065–1088. doi: 10.1007/s11269-009-9486-2

Debele B, Srinivasan R, Parlange J Y (2008) Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. *Environ Model Assess* 13(1):135–153. doi: 10.1007/s10666-006-9075-1

Duley FL (1939) Surface factors affecting the rate of intake of water by soils. *Soil Science American Journal Proceedings*, v.4, p.60-4.

Fernandes Filho EI (2010) Levantamento de solos e aptidão agrícola da porção mineira da bacia do Rio Doce. Belo Horizonte: Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM).

Ferreira MM (1988) Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de latossolos brasileiros. Viçosa, MG: UFV, 79p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) Universidade Federal de Viçosa.

Gassman PW, Reyes MR, Green CH, Arnold JG (2007) The soil and water assessment tool: historical development, applications and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50 (4), 1211–1250

Gikas GD, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis VA (2006a) Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiol* 563:385–406

Gikas GD, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis VA (2006b) Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. *Environ Model Assess* 11(3):219–233

Gikas GD, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis VA (2009) Hydrodynamic and nutrient modeling in a Mediterranean coastal lagoon. *J Environ Sci Health-Part A* 44(13):1400–1423

Hargreaves G, Samani ZA (1985) Reference crop evapotranspiration from temperature. *Appl. Eng. Agric.* 1, 96–99.

Hillel D (1980) *Applications of soil physics*. California: Academic Press Inc., 385p.

IBGE (1979). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1st edition. Available at: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistemico/topograficos/escala_50mil/vetor/. Accessed 11 February 2011

IGAM (2007) Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce e dos Planos de Ações de Recursos Hídricos para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. Consórcio ECOPLAN – LUME.

Krysanova V, Muller-Wohlfeil DI, Becker A (1998) Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecol Model*, 106, 263–289, 1998.

Lelis TA, Calijuri ML (2010) Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. *Rev Bras de Eng Agric e Ambient* v5 p 158-174.

Lelis TA, Calijuri ML, Santiago AF, Lima DC, Rocha EO (2012) Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. *Rev Bras de Cienc do Solo (Impresso)*, v. 36, p. 623-634.

Lenhart T, Eckhardt K, Fohrer N, Fred HG (2002) Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Phys Chem Earth* 27(9–10):645–654

Li Z, Shao Q, Xu Z, Cai X (2010) Analysis of parameter uncertainty in semi-distributed hydrological models using bootstrap method: A case study of SWAT model applied to Yingluoxia watershed in northwest China. *J Hydrol* 385:76–83. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.01.025

Machado RE (2002) Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. 154 p. Tese (Doutorado em Agranomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

[Marchi OA](#), Calijuri ML, [Costa SHG](#), [Lugão WG](#), [Souza PJA](#) (2005) Leitura e caracterização da paisagem em auxílio ao planejamento da ocupação urbana de Ponte Nova - MG. *Natureza & Desenvolvimento*, Viçosa, MG - Brasil, v. 1, n. 1, p. 41-50.

McIntyre DS (1958) Permeability measurements of soil crusts formed by raindrop impact. *Soil Science*, v.85, p. 185-9.

Mishra A, Kar S, Singh VP (2007) Prioritizing structural management by quantifying the effect of land use and land cover on watershed runoff and sediment yield. *Water Resour Manag* 21(11):1899–1913. doi: 10.1007/s11269-006-9136-x

MMA (2006) Ministério do Meio Ambiente - Mapa de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros Disponível em: <[http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm/?/](http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm?/)>. Acesso em 18 de abril de 2011

Monteith JL (1965) Evaporation and environment. In: Fogg, G.F. (Ed.), *The State and Movement of Water in Living Organisms*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 205–234.

Muleta MK, Nicklow JW (2005) Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *J of Hydrol* 306 pp.127–145.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2001b) Soil and water assessment tool input/output file documentation, version 2000. Temple, Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Available at: ww.brc.tamus.edu/swat/doc.html. Accessed 1 November 2010.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2001a) Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, version 2000. Temple, Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Available at: ww.brc.tamus.edu/swat/doc.html. Accessed 1 November 2010.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2001b) Soil and Water Assessment Tool User's Manual, version 2000. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station.

Pisinaras V, Petalas C, Gikas GD, Gemitzi A, Tsihrintzis VA (2010) Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). *Desalination* 250:274–285

Priestley CHB, Taylor RJ (1972) On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Rev.* 100, 81–92.

Psilovikos A, Margoni S, Psilovikos A (2006) Simulation and trend analysis of the water quality monitoring daily data in Nestos river delta. Contribution to the sustainable management and results for the years 2000–2002. *Environ Monit Assess* 116(1–3):543–562. doi:10.1007/s10661-006-7671-9

Rocha EO, Calijuri ML, Santiago AF, Assis LC, Alves, LGS (2012) The Contribution of Conservation Practices in Reducing Runoff, Soil Loss, and Transport of Nutrients at the Watershed Level. *Water Resour Manag*, v. 26, p. 3831-3852. doi: 10.1007/s11269-012-0106-1

Rouholahnejad E, Abbaspour KC, Vejdani M, Srinivasan R, Schulin R, Lehmann A (2012) A parallelization framework for calibration of hydrological models. *Environ Model & Softw* 31 28 e 36. doi:10.1016/j.envsoft.2011.12.001

Schuol J, Abbaspour KC, Sarinivasan R, Yang H (2008a) Estimation of freshwater availability in the West African Sub-continent using the SWAT hydrologic model. *J Hydrol* 352, 30 e 49. doi:101016/j.jhydrol.2007.12.025

Schuol J, Abbaspour KC, Sarinivasan R, Yang H (2008b) Modelling blue and green water availability in Africa at monthly intervals and subbasin level. *Water Resour Res* 44, W07406. doi:10.1029/2007WR006609.

Shainberg I, Levy GJ (1995) Infiltration and seal formation processes. Soil erosion, conservation, and rehabilitation. New York: Ed. M. Agassi, Marcel Dekker, p.1-22.

Shi P, Chen C, Srinivasan R, Zhang X, Cai T, Fang X, Qu S, Chen X, Li Q (2011) Evaluating the SWAT model for hydrological modeling in the Xixian watershed and a comparison with the XAJ model. *Water Resour Manag* 25:2595–2612. doi: 10.1007/s11269-011-9828-8

Silva CL, Kato E (1998) Avaliação de modelos de previsão da infiltração de água em solos sob cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.33, n. 7, p.1149-1158.

Talebizadeh M, Morid S, Ayyoubzadeh SA, Ghasemzadeh M (2009) Uncertainty analysis in sediment load modeling using ANN and SWAT model. *Water Resour Manag*. doi:10.1007/s11269-009-9522-2

Thampi SG, Raneesh KY, Surya TV (2010) Influence of scale on SWAT model calibration for streamflow in a river basin in the humid tropics. *Water Resour Manag* 24:4567–4578. doi: 10.1007/s11269-010-9676-y

Tolson BA, Shoemaker CA (2007) Cannonsville Reservoir Watershed SWAT2000 model development, calibration and validation. *J Hydrol* 337(1–2):68–86. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.01.017

Tsakiris G, Spiliotis M (2011) Planning against long term water scarcity: a fuzzy multicriteria approach. *Water Resour Manag* 25(4):1103–1129. doi: 10.1007/s11269-010-9692-y

Tsihrintzis VA, Fuentes HR, Gadipudi RK (1996) Modeling prevention alternatives for nonpoint source pollution at a wellfield in Florida. *Water Resour Bull* 32(2):317–331

Wang W, Neuman SP, Yao T, Wierenga PJ, 2003. Simulation of large-scale field infiltration experiments using a hierarchy of models based on public, generic, and site data. *Vadose Zone J.* 2, 297–312.

White KL, Chaubey I (2005) Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model. *J Am Water Resour Assoc* 41(5):1077–1089. doi: 10.1111/j.1752-1688.2005.tb03786.x

Williams JR, Berndt H (1977) Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Trans. ASAE* 20 (6), 1100–1104.

Xie H, Nkonya E, Wielgosz B (2010) Evaluation of the SWAT Model in Hydrologic Modeling of a Large Watershed in Nigeria. *Water Resour Manag (AfricaWRM)*. doi:10.2316/P.2010.686-055

Yang J, Reichert P, Abbaspour KC, Xia J, Yang H (2008) Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *J Hydrol* 358:1–23. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.05.012

Yang Q, Meng FR, Zhao Z, Chow TL, Benoy G, Rees HW, Bourque CPA (2009) Assessing the impacts of flow diversion terraces on stream water and sediment yields at a watershed level using SWAT model. *Agric Ecosyst Environ* 132:23–31. doi: 10.1016/j.agee.2009.02.012

Yang YS, Wang L (2009) A review of modelling tools for implementation of the EU water framework directive in handling diffuse water pollution. *Water Resour Manag*. doi:10.1007/s11269-009-9526-y

Yu M, Chen X, Li L, Bao A, de la Paix M J (2011) Streamflow Simulation by SWAT Using Different Precipitation Sources in Large Arid Basins with Scarce Raingauges. *Water Resour Manag* 25:2669–2681. doi: 10.1007/s11269-011-9832-z

Zhang X, Srinivasan R, Bosch D (2009) Calibration and uncertainty analysis of the SWAT model using Genetic Algorithms and Bayesian Model Averaging. *J Hydrol* 374(3–4):307–317. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.023

Zhang Y, Jun X, Tao L, Quanxi S (2010) Impact of water projects on river flow regimes and water quality in Huai River basin. *Water Resour Manag* 24:889–908. doi: 10.1007/s11269-009-9477-3

3. ANÁLISE AMBIENTAL INTEGRADA DE PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E NUTRIENTES UTILIZANDO O SWAT – PART II

Everton de Oliveira Rocha, Maria Lúcia Calijuri, Dario Cardoso de Lima, Carlos Augusto Brasileiro de Alencar

Abstract:

A concentração excessiva de nutrientes em ambientes aquáticos pode causar a eutrofização que tem como consequência a proliferação de algas e o desenvolvimento de condições anóxicas além de comprometer a qualidade ambiental dos recursos hídricos e aumentar da vulnerabilidade dos ecossistemas. O preparo, a conservação e o manejo inadequado do solo, o uso e a aplicação de fertilizantes, pesticidas, insumos agrícolas são os principais fatores que tem intensificado o desenvolvimento desses fenômenos tornando-se um problema mundial. O objetivo do estudo é simular esses processos e seus impactos utilizando o *Soil and Water Assessment Tool (SWAT)* e a calibração e validação do modelo através do algoritmo de otimização *Sequential Uncertainty Fitting versão 2 (SUFI-2)*. Com o SUFI-2 pode-se avaliar a eficiência da calibração por meio dos fatores, R-fator e o P-fator, e dos coeficientes de eficiência de Nash e Sutcliff (NS) e de Determinação (R^2). Foram utilizados registros de monitoramento de nitrato (NO_3 , mgL^{-1}) e fósforo total (PT, mgL^{-1}) extraídos de três estações de qualidade de água, sendo que para ambos os parâmetros foram obtidos correlações fortes de P-fator, R-fator, NS e R^2 . A estimativa de carga de nutrientes ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) considerou as diferentes *unidades de resposta hidrológica (HRU's)* delineadas para bacia hidrográfica e permitiu identificar áreas e períodos críticos. A região onde o estudo foi conduzido é a bacia hidrográfica do rio Piranga, Brasil, que possui área de 6.600 km^2 , apresenta situação de forte degradação ambiental, como extensivas áreas de cultivo agrícola e pastagens com preparo e manejo inadequado do solo.

Keywords: nutrientes, eutrofização, SWAT, SUFI-2, HRU, manejo do solo.

Introdução

Os nutrientes (nitrogênio e fósforo) são parâmetros ambientais indicadores de qualidade da água e constituem a pedra fundamental do equilíbrio, produtividade biológica e status dos sistemas aquáticos (Tafangenyasha e Dube. 2008). Entretanto, em elevadas concentrações de nutrientes podem desencadear condições anóxicas no ambiente favorecendo a eutrofização que tem como consequência o desenvolvimento e a proliferação exagerada de algas, podendo provocar a mortandade de peixes e outras espécies aquáticas (Sylaios et al. 2005).

Tal desequilíbrio tem sido gerado por diversas ações ligadas às atividades antrópicas como lançamento de resíduos ou efluentes industriais, efluentes domésticos e contribuições do escoamento superficial advindos de áreas agrícolas e de pastagens

onde se utiliza intensamente defensivos agrícolas e pesticidas, fertilizantes e outros insumos (Carmago et al. 2005; Novotny et al. 2005; Wetzel 2001). De maneira geral, essas ações tem comprometido a qualidade ambiental dos recursos hídricos e o aumento da vulnerabilidade dos ecossistemas tem sido uma das grandes preocupações nos últimos anos (Yang Q. et al., 2009).

E com o surgimento desses impactos veio à intensa necessidade de preservar e restaurar a integridade física, química e biológica dos corpos hídricos apresentados em outros vários estudos realizados (Van der Merwe et al. 1993; Buerman et al. 1995; Marx e Avenant-Oldewage 1998 e Don-Pedro et al. 2004).

Para compreender melhor a interação desses processos e seus impactos, considerando a bacia hidrográfica como unidade de estudo, vários pesquisadores utilizam para tomada de decisão os modelos matemáticos de simulação de processos hidrológicos e de qualidade da água, nos quais constituem-se em ferramentas úteis de avaliação dos impactos da poluição de diferentes origens e medidas de fluxos de nutrientes em corpos d'água (Tsihrintzis et al. 1996; Gikas et al. 2006b; Psilovikos et al. 2006;. Pisinaras et al. 2010; Tsakiris e Spiliotis 2011).

O *Soil and Water Assessment Too (SWAT)* tem sido utilizado amplamente para prever o impacto das práticas de manejo do solo nos ambientes aquáticos (superficiais e subterrâneos) em bacias de drenagem complexas, com variação dos tipos de solo, do uso, de aplicação de fertilizantes, pesticidas, insumos agrícolas, e, enfim, das condições de manejo em longos períodos de tempo em escalas de bacias hidrográficas (Reungsang et al. 2007; Zhang et al. 2009).

Esse estudo tem como objetivo a calibração e validação para os parâmetros nitrogênio (na forma de nitrato- NO_3 , em mgL^{-1}) e fósforo (na forma fósforo total-PT, mgL^{-1}). A calibração e validação foi realizada através do algoritmo de otimização *Sequential Uncertainty Fitting versão 2(SUFI-2)* (Abbaspour et al. 2007), e identificou áreas e períodos críticos, do ponto vista da concentração de nutrientes monitorados por três estações localizadas em cursos d'água da bacia. Estimaram-se as cargas médias mensais de NO_3 e PT, considerando-se as Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's). A modelagem foi realizada na bacia hidrográfica do rio Piranga, que além de apresentar situações de degradação ambiental, como extensivas áreas de cultivo agrícola e pastagens com preparo e manejo inadequado são representativas das áreas de planalto dissecado do mar de morros da bacia hidrográfica do Atlântico Leste, que se repetem em grandes extensões no território brasileiro.

Material e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do Rio Piranga, situada no Estado de Minas Gerais, Brasil. Compõe a bacia hidrográfica do rio Doce e possui forma alongada no sentido SO-NE. As coordenadas geográficas variam entre 20°16' e 21°11' de latitude sul e 42°42' e 43°49' longitude oeste e abrange uma área aproximada de 6.600 km², como mostra a Figura 3.1 que apresenta sua localização.

Em relação à cobertura vegetal é caracterizada pela Floresta Tropical Atlântica Subperenifólia, e se encontra atualmente com poucas áreas remanescentes preservadas. O desmatamento com vistas ao aproveitamento da terra para produção agropecuária reduziu consideravelmente a cobertura florestal originária (Marchi et al. 2005).

De acordo com o Mapa de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros (MMA 2006), a área em estudo conta com pouco mais de 7,7% de área agricultada, 60,5% da área da unidade é ocupada por pastagens, ao passo que 30,2% são ocupados por Floresta Estacional Semidecidual.

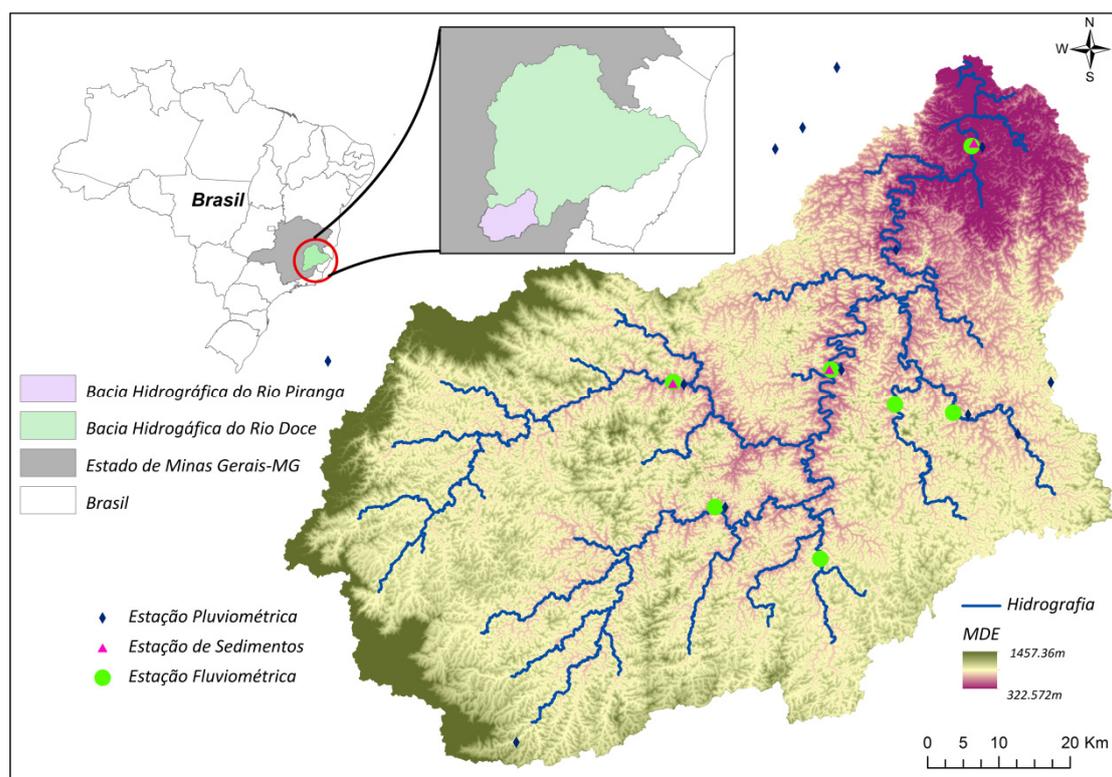


Figura 3.1. Localização, estações de monitoramento e MDE da bacia hidrográfica do Rio Piranga.

A região enquadra-se segundo classificação de Köppen como tropical de altitude com verão chuvoso (nos meses de setembro a abril) e inverno seco, (nos meses de maio a agosto). A temperatura média anual varia em torno de 19°C, com pequena amplitude térmica anual, com variações em torno de 14°C (média das mínimas) e 26°C (média das máximas) e a precipitação média anual é de 1220 mm.

Dentre os principais problemas ambientais podem ser citados a poluição hídrica e lançamento de efluentes, a redução da recarga do lençol freático, os problemas de drenagem das estradas rurais, o extrativismo ambiental feito através do desmatamento, da produção de carvão, da mineração, o uso inadequado dos recursos naturais, a fiscalização ineficiente, a falta de mobilização da população e o desestímulo dos produtores rurais em relação ao cuidado com o meio ambiente (IGAM 2007).

Entretanto, uma das maiores preocupações desse estudo é a simulação de nutrientes nos cursos d'água indicados oriundos do manejo inadequado de áreas agrícolas, que tem como potencial o comprometimento da qualidade ambiental, principalmente dos recursos hídricos e o aumento da vulnerabilidade dos ecossistemas.

Estudos como esse tem sido incentivado pela União Europeia por meio do programa *European Union Environment and Climate Research Program*. O trabalho aqui desenvolvido inspirou-se nesse programa e incentiva a replicação para outras bacias hidrográfica do mundo.

Descrições do Modelo SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo de simulação hidrológico desenvolvido pela *Agricultural Research Station (ARS) the United States Department of Agriculture (USDA)*. O modelo trabalha em escala de bacias hidrográficas, executando simulações de processos físicos de forma semi-distribuída espacialmente e contínua temporalmente, em passo de tempo diário ou ainda sub-diário, mensal e anual (Arnold et al.1998). Permite realizar predições dos impactos das práticas de manejo do solo nos corpos d'água, através da avaliação dos parâmetros de vazão, escoamento superficial, perda de solos, sedimentos e qualidade da água (ciclo de nutrientes, nitrogênio, fósforo, etc.), a curto, médio e longo prazo (Neitsch et al. 2001a; Neitsch et al. 2001b).

A equação que governa as simulações no SWAT é baseada no equilíbrio do ciclo hidrológico. Contudo, para a análise do ciclo de nutrientes os processos simulados são semelhantes ao do modelo *EPIC* (Williams et al. 1984) e a modelagem de qualidade da

água é baseada no *QUAL2E* (Brown e Barnwell 1987) do qual importou as principais interações dos ciclos de nutrientes, produção de algas e demanda oxigênio.

O SWAT permite a simulação de rotações de culturas e outras práticas de manejo através da inserção ou entradas de informações do tipo, por exemplo, fontes naturais tais como mineralização da matéria orgânica, fixação de nitrogênio, deposição de nitrato em regiões húmidas e ambientes com regime lântico, contribuições antrópicas como aplicações de fertilizantes e insumos agrícolas (fontes difusas) e águas residuárias de estações de tratamento (fontes pontuais). A Figura 3.2. apresenta os ciclos do nitrogênio (A) e do fósforo (B) simulados SWAT.

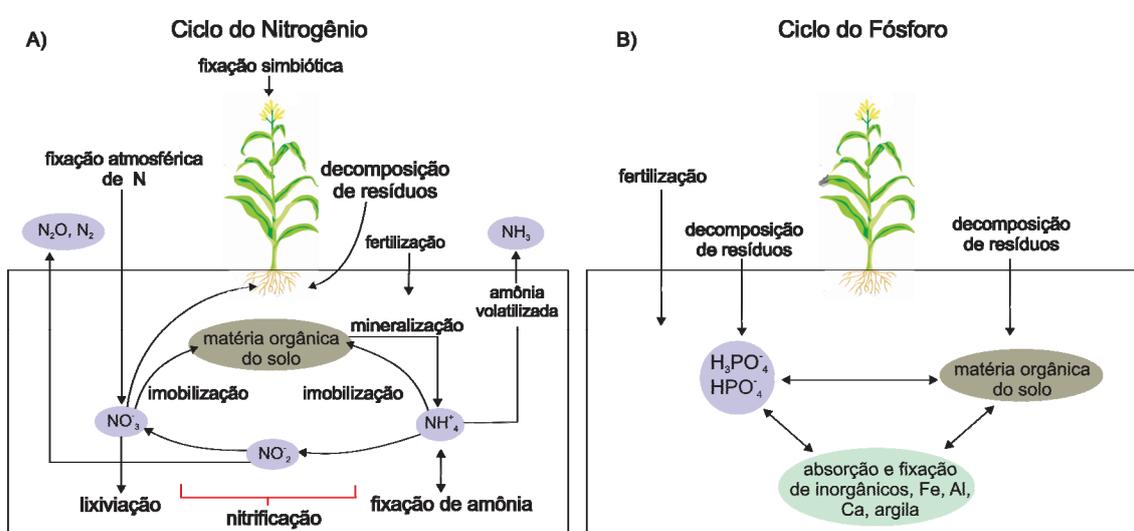


Figura 3.2. Representação esquemática do ciclo do nitrogênio (A) e fósforo (B) (modificado de Arnold et al. 1998)

Para este estudo, utilizou-se a versão 2012 disponível no formato da extensão ArcSWAT ArcGIS no link <http://swat.tamu.edu/>, versão de domínio público e para ver mais detalhes sobre a descrição do SWAT, consultar *Soil and Water Assessment Tool Documentation and User's Manual*, versão 2009 (Neitsch et al. 2001a; 2001b), publicado pela the *USDA, Agricultural Research Service at the Grassland, Soil and Water Research Laboratory* em Temple, Texas.

Parametrização do Modelo

A base de entrada de dados requerida para a simulação é o modelo digital de elevação (MDE), imagem (raster) de uso ocupação, imagem (raster) de solo, dados meteorológicos (precipitação, temperatura, radiação, umidade relativa), sendo que a consistência dessas informações são preponderantes e interferem diretamente na qualidade do resultado final da simulação.

O MDE utilizado para esse estudo tem resolução espacial de 15x15 m com escala aproximada de 1: 75.000, gerado a partir da interpolação de curvas de nível do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE,1979). O mapa de uso e ocupação, Figura 3.3A, utilizado tem escala aproximada de 1: 150.000 e contém cinco classes, nas quais 30,7% floresta (FRSD), 7,7% agricultura (AGRL), 60,7% pastagem (PAST), 0,1% água (WATR) e 0,8% área urbana (URMD). O mapa de solos obtido por Fernandes Filho (2010), encontra-se na escala de 1:500.000, sendo 66,5% Latossolo Vermelho Amarelo (LATVA), 3,2% Cambissolo (CAMB), 12,5 % Argissolo (ARG) e 17,8 % Latossolo Vermelho (LATV), como se apresenta na Figura 3.3B.

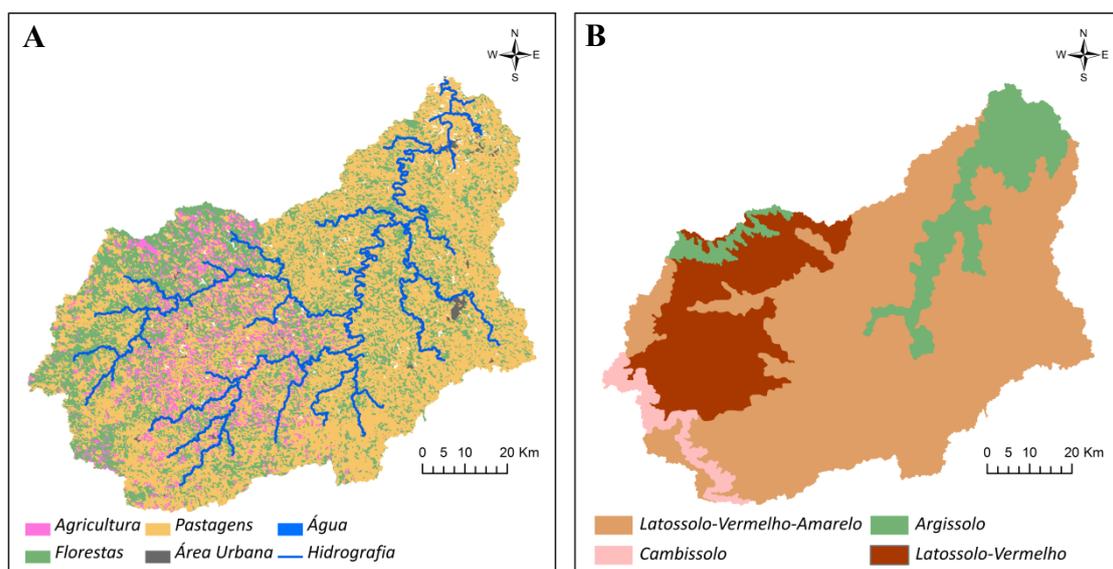


Figura 3.3A. Mapas de uso e ocupação; **Figura 3.4B** e solos da bacia hidrográfica do rio Piranga.

O default do modelo SWAT foi desenvolvido para representar as condições de países temperados, sendo que para países tropicais, como no caso do Brasil, é necessário a adaptação dos parâmetros que representam as características físicas e químicas, tais como textura (teor de argila, silte e areia), porosidade, e condutividade hidráulica. Esses são parâmetros que interferem na capacidade de infiltração e escoamento superficial, matéria orgânica, ou seja, modificam diretamente o equilíbrio do balanço hídrico. Outros trabalhos desenvolvidos em condições climáticas semelhantes às brasileiras obtiveram sucessos simplesmente com a edição dos parâmetros do banco de dados do SWAT, tais como para Mishra et al. (2007), na Índia, e Schuol et al. (2008a), para o continente africano.

Os dados climáticos utilizados para as simulações são de quatorze estações distribuídas dentro e fora da bacia hidrográfica, Figura 3.1, nos quais foram

considerados dados diários de precipitação, temperatura máxima e mínima (média mensal). A série histórica ou o período base para simulação correspondeu ao período de 1975 – 2012, portanto, trinta e oito anos de registros formaram a base de dados de entrada no modelo. Para calibração e validação foram utilizadas três estações de monitoramento de NO₃ e PT (em concentração, mgL⁻¹), com dados trimestrais de 1999 a 2011.

Discretização de Sub-Bacias e HRU's

A bacia hidrográfica do rio Piranga foi discretizada em sub-bacias com base em sete pontos correspondentes às estações fluviométricas, sendo, portanto, definidas sete sub-bacias no total conforme apresentado na Figura 3.5. No entanto, para a calibração e validação foram utilizados os dados das três estações de monitoramento de NO₃ e PT coincidentes com as sub-bacias SB1, SB2 e SB3.

Para o delineamento das unidades de resposta hidrológica (HRU) foram considerados os valores limites de 5% uso do solo, 5% solo, e para a declividade foram criadas cinco classes: 0 – 15%, 15 – 30%, 30 – 45%, 45 – 60% e 60 - 99.99% (cada intervalo corresponde da área da bacia 18,6%, 37,7%, 28,9%, 12,2% e 2,6%, respectivamente). Então, para se definir uma HRU a porção de área deverá conter no máximo 5% (esse valor limite pode ser definido pelo usuário) de um determinado uso e solo que estejam presentes nos intervalos de declividades estabelecidas.

Considera-se desse modo que as HRU's não apresentam áreas com dimensões suficientes para ocorrer generalizações que possam ser consideradas significantes, e por outro lado, as unidades não apresentam dimensões tão pequenas (isso implicaria em um número maior de HRU's delineadas) que sobrecarregasse computacionalmente a simulação, a calibração e validação, o que acarretaria numa modelagem mais robusta. Portanto, foram delineadas 184 HRU's com área média de 35,8 km² cada uma.

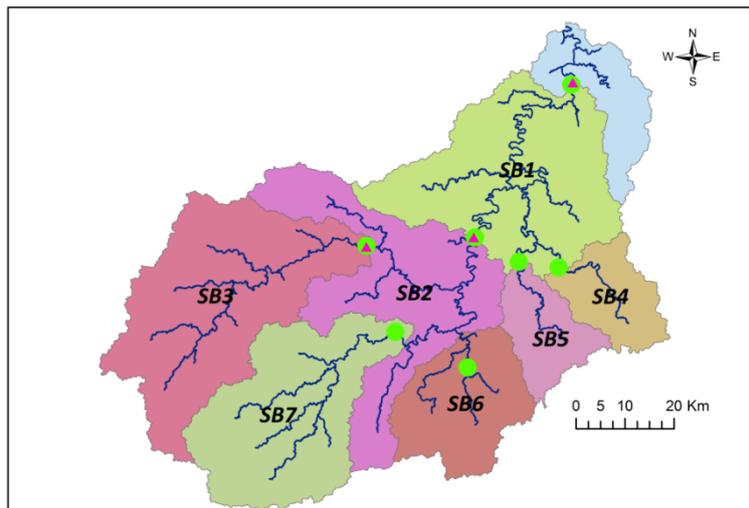


Figura 3.5. Discretização das sete sub-bacias a partir das estações fluviométricas.

Para melhor compreensão desta etapa recomenda-se a leitura dos estudos de Thampi et al. (2010), Debele et al. (2010), Yu et al. (2011), Shi et al. (2011) que descreveram o processo de discretização de sub-bacias e delineamento das HRU's considerando inferências e generalizações que podem ser representadas no modelo SWAT.

Calibração, Validação e Eficiência do Modelo

Para a calibração e validação utilizou-se a ferramenta denominada *Sequential Uncertainty Fitting versão 2* - SUFI-2 (Abbaspour et al. 2007) disponível no pacote do software *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures* - SWAT-CUP (Abbaspour et al. 2007). SWAT-CUP é um programa independente que permite importar os arquivos de saída do SWAT no formato texto (no formato txt) economizando tempo e facilitando o processo de calibração e validação uma vez que não é necessária a criação ou edição de tabelas.

Os dados observados trimestralmente de NO_3 e PT (mgL^{-1}), correspondem ao período de 1999 a 2011, e as estações de monitoramento são coincidentes com as estações fluviométricas das SB1, SB2 e SB3.

A metodologia para análise de sensibilidade, calibração, e análise de incerteza, aqui utilizada foi semelhante ao descrito por Rouholahnejad et al. (2012), que apresentou os procedimentos necessários para a calibração com uso do SUFI-2. Outros estudos que descreveram passo a passo detalhes técnicos do algoritmo são: Arnold and Allen (1996); Abbaspour et al.(2004), Abbaspour et al. (2007); Yang et al. (2008);

Schuol et al. (2008a), Schuol et al. (2008b), Abbaspour et al. (2009) e Akhavan et al. (2011).

Ao final da calibração no SWAT-CUP é apresentada uma análise gráfica onde foram plotados os dados observados com a banda 95PPU e o output considerado pelo algoritmo de otimização com o melhor ajuste. Além disso, é fornecido um sumário estatístico que resume as relações R-fator, P-fator, coeficiente de determinação R^2 , coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe estimados pelo modelo.

O coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS), é um método estatístico comumente utilizado por muitos pesquisadores para avaliar eficiência de modelos que simulam variáveis de natureza hidrológica correlacionando com dados reais observados. Este coeficiente, cuja formulação é apresentada na Equação 01, pode variar de $-\infty$ a 1, sendo que NS=1 significa um ajuste perfeito.

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

Em que E_{obs} é o valor do evento observado; E_s é o valor do evento simulado e E é o valor médio do evento observado.

O coeficiente de determinação R^2 , apresentada pela Equação 2, é o método estatístico utilizado para correlacionar duas variáveis, nesse caso, entre dados observados das estações de monitoramento e dados simulados.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (E_{obs}^t - E_s^t)^2}{\sum_{t=1}^T (E_{obs}^t - \bar{E}_{obs}^t)^2} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

E_{obs} são os dados observados pelas estações de monitoramento E_s são os valores simulados (calibrados) pelo SWAT-CUP.

Resultados e Discussão

Calibração e Validação

Ao final do processo de calibração no SWAT-CUP o output fornecido pelo software é a plotagem gráfica ilustrando os dados observados correspondente as três estações de monitoramento, a simulação calibrada com melhor ajuste aos dados observados para NO_3 e PT, obtida através das várias combinações dos valores dos parâmetros envolvidos pelo SUFI-2, e a faixa da distribuição 95PPU estimada pelo

SUFI-2. Além disso, é apresentado um sumário estatístico com o R-fator, P-fator, os coeficientes de determinação R^2 e de Nash e Sutcliffe.

As validações para NO_3 variaram entre 0,81 – 0,90 para o R-fator, 0,55 – 0,81 P-fator, 0,63 - e 0,85 para o R^2 , e 0,63 – 0,83 para o NS. A Figura 3.6 (a, b e c) mostra o ajuste da análise de incerteza 95PPU através dos 3 gráficos que correspondem às sub-bacias discretizadas analisando o NO_3 observado entre os anos de 1999 - 2011, bem como, os coeficientes R^2 e NS.

As validações para PT variaram entre 0,83 – 1,28 R-fator, 0,72 – 0,74 P-fator, 0,75 – 0,85 R^2 , 0,72 – 0,80 NS. O ajuste ilustrativo (ver Figura 3.6d, e, f) mostra através dos três gráficos que correspondem às sub-bacias SB1, SB2 e SB3, acompanhado do resultado quantitativo do ajuste estatístico.

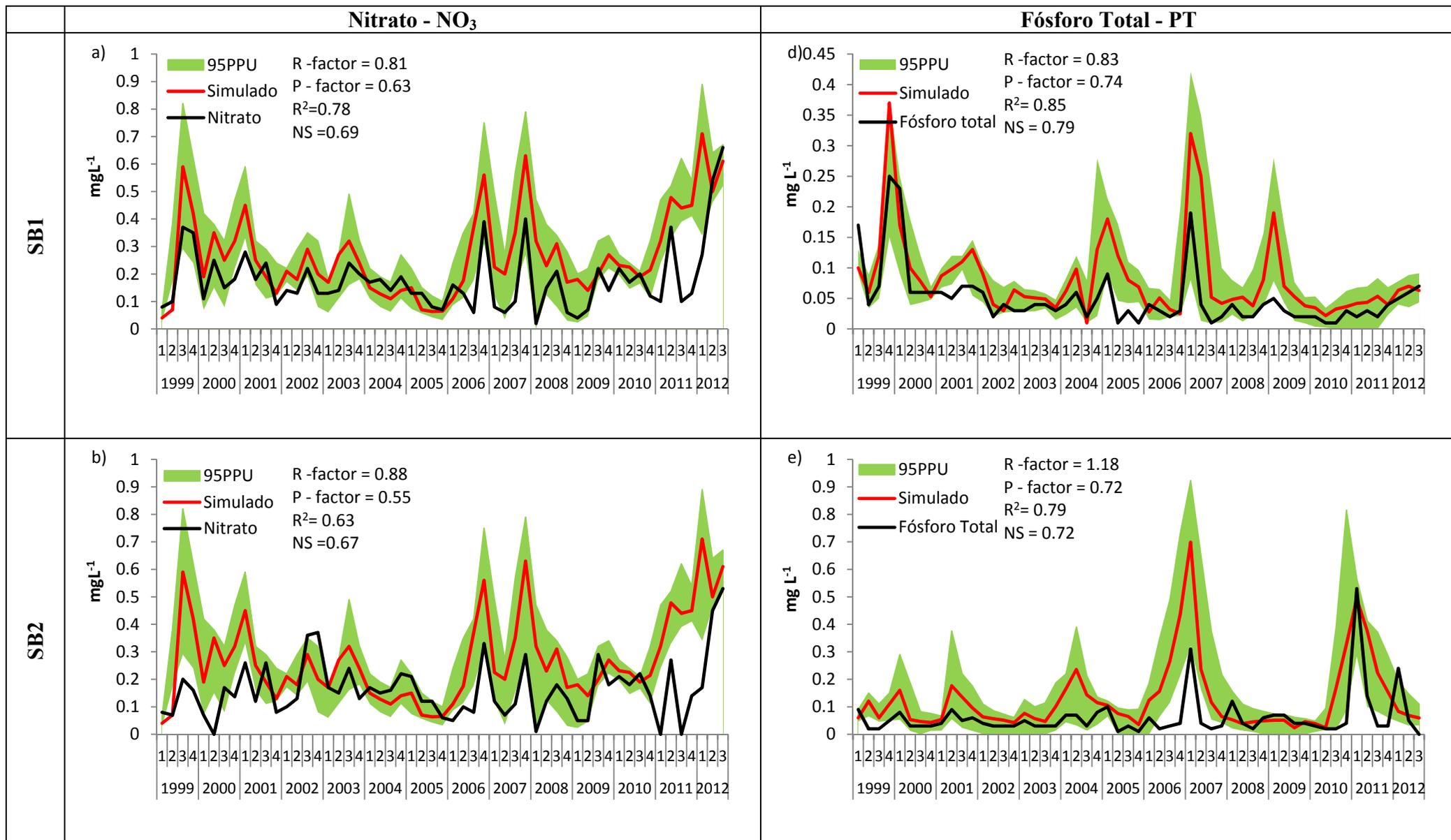
Schuol et al. (2008b) reportaram a importância da calibração e validação a partir do SUFI-2 e a facilidade de interpretação dos resultados através da análise gráfica com 95% de predição de incerteza e associado a confiabilidade dos processos simulados. Na Figura 4 observa-se a ocorrência de sincronismos dos picos correspondentes aos eventos de maior concentração de nutrientes que são consequência do fator diluição ocorrido pela ausência da precipitação no período de seca.

No entanto, vale lembrar que nesses casos de picos são os eventos associados com maior tendência de incerteza, pois é onde ocorre o alargamento da banda 95PPU como é apresentado geralmente entre os segundos e terceiros trimestres (maio a setembro), para as sub-bacias SB1, SB2 e SB3. As regiões da banda 95PPU onde ocorrem o seu estreitamento, entre os meses de outubro a abril (coincidente com o período das chuvas e consequentemente concentração de nutrientes) para as sub-bacias SB3, SB4, SB6 e SB7 onde a incerteza é menor (Schuol et al. 2008a).

Então, o maior grau de incerteza está associado aos períodos entre segundo trimestre para terceiro trimestre dos anos 2006 e 2007, 2007 e 2008, 2009 e 2010, onde verifica-se o alargamento da banda 95PPU.

De acordo com os gráficos, observa-se também o efeito “second-storm”, conforme Abbaspour et al. (2007) descreveu em seus estudos. Então depois de uma tempestade, há menor quantidade de sedimentos remanescentes, e implicitamente, menor quantidade de nutrientes na camada superficial a ser movimentado ou transportado. Assim, um evento de precipitação de mesma magnitude (ou até mesmo maior) pode resultar em cargas menores de sedimentos ou nutrientes. O modelo, no entanto, não representa esse efeito, como ilustrado nos gráficos após o evento de 2006-

2007. O modelo produz boa simulação de concentração de nutrientes para após a primeira precipitação, enquanto que, na segunda e na terceira é notável que o evento superestimou a concentração dessas substâncias.



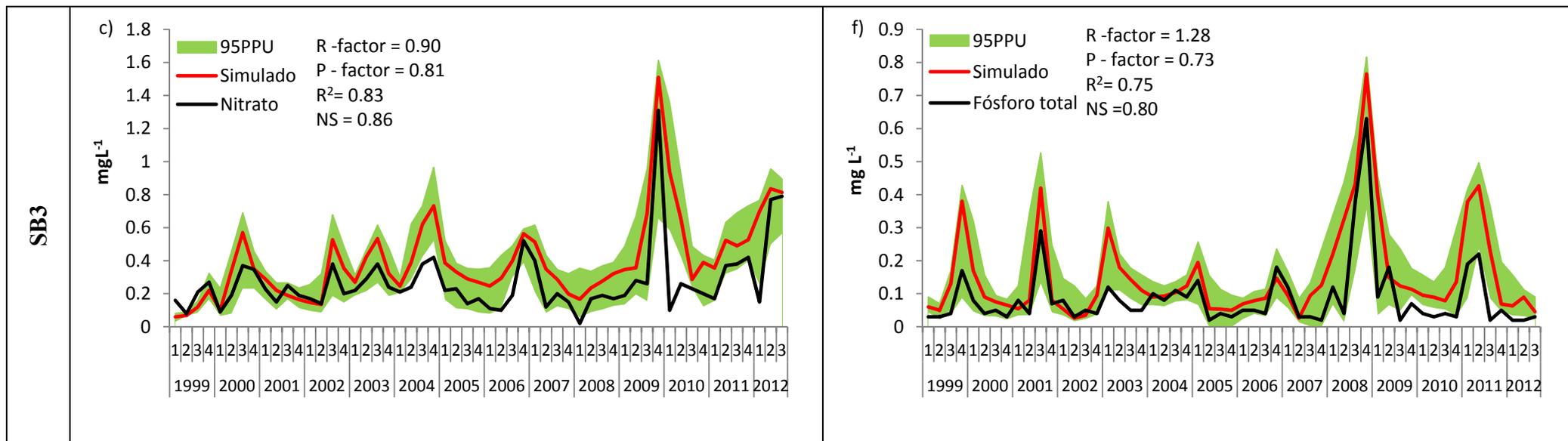


Figura 3.6. Análise de incerteza 95PPU considerando a concentração de sedimentos observada entre os anos de 1999 - 2011.

Estes fatores podem afetar os ambientes bentônicos de maneira direta e indireta. Outros fatores que podem interferir nas concentrações de nutrientes em sistemas fluviais são os regimes e variações dos eventos de precipitação, pois estes podem influenciar a concentração e diluição dos nutrientes que alteram o estado biológico dos sistemas fluviais.

Estimativa da Carga de Nutrientes

As perdas de NO_3 dependem do equilíbrio hidrológico, da quantidade de nitrogênio presente no solo ou a partir de fontes naturais (nitrogênio orgânico, o nitrogênio da atmosfera), fertilizante, e o grau que é fixado de nitrogênio pelas plantas no local (Ferrier et al. 1995). Ressalta-se que o impacto desses fatores varia para cada localidade.

De acordo com as simulações, as variações na precipitação ao longo do ano têm efeito pronunciado sobre as perdas de nitrogênio. As elevadas cargas de nitratos são esperadas durante os meses de novembro, dezembro, janeiro e fevereiro, quando ocorre o escoamento superficial e são carregadas elevada quantidade de fertilizantes. As altas temperaturas são também um fator que favorece a mineralização, e aumento de concentrações de nitrato na camada superficial dos solos como resultado da decomposição dos resíduos (Varanou et al. 2002).

No geral, as simulações mostraram que perdas das cargas de NO_3 e PT são elevadas, atribuindo-se principalmente ao escoamento superficial condicionado pelo tipo de uso do solo consolidado, fatores de origem antrópica (lançamento de efluentes, por exemplo) declividades elevadas do terreno, altas temperaturas e ao regime pluviométrico.

Somando o valor de todas as sub-bacias, as perdas médias de carga foram $201,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para NO_3 e $65,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para PT. As sub-bacias SB2, SB3, SB7 foram as que apresentaram os maiores valores, sendo $31,3$, $31,2$ e $102,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente, para NO_3 e $13,2$, $11,7$ e $17,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para PT.

O resultado da simulação da estimativa das perdas de cargas mensais de NO_3 considerando as sub-bacias e as HRU's AGRL, PAST e FRSD são apresentadas na Tabela 3.1. Nota-se que as HRU's AGRL, ou seja, áreas para o cultivo agrícola, são as que apresentaram quantidades de perda de NO_3 , e as unidades FRSD, regiões cobertas por florestas, surpreendentemente, obtiveram valores iguais ou maiores comparando com a pastagem (PAST). Esse resultado deve-se principalmente à

decomposição e mineralização de resíduos, e, portanto, a floresta apresenta maior biomassa comparada as áreas de pastagens.

Tabela 3.1. Estimativa de carga de nitrato (NO₃) em kg.ha⁻¹.

		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
Sub-bacia1	PAST	173.7	202.7	173.3	79.9	25.6	6.5	1.8	0.4	0.1	0.0	0.2	27.4	691.6
	FRSD	10.2	59.2	7.2	1.9	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	2.1	81.1
	Precipt (mm)	272.2	137.2	160.6	79.4	37.3	20.2	18.7	18.4	61.4	113.1	206.7	298.0	-
Sub-bacia2	AGRL	11333.0	6955.8	4566.0	1189.7	80.9	1.0	0.0	0.0	51.6	253.0	1426.4	7368.3	33225.7
	PAST	811.2	1503.3	795.0	237.6	41.0	4.5	0.5	0.0	0.0	0.1	1.3	66.3	3461.0
	FRSD	47.6	345.5	36.1	5.6	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	4.5	440.2
	Precipt (mm)	334.4	197.8	205.2	104.5	52.4	27.5	27.1	27.2	76.4	135.6	247.5	353.8	-
Sub-bacia3	AGRL	10291.6	6241.8	4518.1	1203.5	122.3	14.6	0.0	0.0	67.5	405.4	2475.0	7862.6	33202.5
	PAST	868.3	1245.0	712.9	135.6	17.5	1.8	0.1	0.0	0.0	0.3	3.3	178.7	3163.4
	FRSD	40.6	193.1	33.5	6.5	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	1.1	5.0	280.8
	Precipt (mm)	330.6	199.2	207.2	104.9	50.7	26.3	25.8	26.4	76.0	139.9	251.0	351.6	-
Sub-bacia4	PAST	2323.3	2488.9	1379.2	354.8	45.8	4.4	0.2	0.0	0.1	1.1	5.5	219.2	6822.5
	FRSD	370.3	705.5	42.0	6.4	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	1.0	5.0	33.6	1164.3
	Precipt (mm)	390.8	242.6	262.1	135.3	75.6	40.3	39.1	40.4	94.7	166.7	296.3	438.5	-
Sub-bacia5	PAST	2214.9	2400.9	1332.9	341.6	43.7	4.3	1.8	1.1	0.1	1.1	5.4	200.0	6547.6
	FRSD	235.8	590.1	36.9	6.1	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	0.8	4.1	27.4	901.7
	Precipt (mm)	390.8	242.6	262.1	135.3	75.6	40.3	29.0	27.2	94.7	166.7	296.3	438.5	-
Sub-bacia6	PAST	1164.5	1617.5	715.2	191.1	21.6	1.8	0.1	0.0	0.0	0.2	1.7	116.8	3830.5
	FRSD	171.9	690.5	24.1	4.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.8	16.0	908.7
	Precipt (mm)	311.3	178.8	199.4	104.6	57.3	29.0	29.2	30.8	82.4	143.7	244.2	356.3	-
Sub-bacia7	AGRL	14003.7	18082.5	62.7	14.0	13.3	22.4	22.2	0.0	99.7	405.0	3232.0	3829.3	39786.9
	PAST	2720.2	2736.0	5331.8	733.0	29.2	11.1	11.7	11.3	1.1	1.2	54.5	923.9	12565.1
	FRSD	374.2	748.6	51.5	7.1	5.1	14.4	2.3	0.0	0.0	0.2	1.9	133.0	1338.5
	Precipt (mm)	338.4	208.2	212.5	104.9	11.8	27.2	27.6	29.6	80.4	146.6	260.7	357.9	-

As estimativas das perdas de cargas mensais de PT considerando as sub-bacias e as HRU's AGRL, PAST e FRSD são apresentadas na Tabela 3.2. Proporcionalmente às perdas de NO₃, as perdas de PT para as HRU's considerando os usos apresentou a mesma hierarquia sendo que em primeiro lugar ficou o AGRL, em segundo FRSD e por último PAST (AGRL > FRSD >= PAST).

Tabela 3.2. Estimativas das perdas de carga de fósforo total (PT) em kg.ha⁻¹.

		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
Sub-bacia1	PAST	173.7	202.7	173.3	79.9	25.6	6.5	1.8	0.4	0.1	0.0	0.2	27.4	691.6
	FRSD	10.2	59.2	7.2	1.9	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	2.1	81.1
	Precipt (mm)	272.2	137.2	160.6	79.4	37.3	20.2	18.7	18.4	61.4	113.1	206.7	298.0	-
Sub-bacia2	AGRL	11333.0	6955.8	4566.0	1189.7	80.9	1.0	0.0	0.0	51.6	253.0	1426.4	7368.3	33225.7
	PAST	811.2	1503.3	795.0	237.6	41.0	4.5	0.5	0.0	0.0	0.1	1.3	66.3	3461.0
	FRSD	47.6	345.5	36.1	5.6	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	4.5	440.2
	Precipt (mm)	334.4	197.8	205.2	104.5	52.4	27.5	27.1	27.2	76.4	135.6	247.5	353.8	-
Sub-bacia3	AGRL	10291.6	6241.8	4518.1	1203.5	122.3	14.6	0.0	0.0	67.5	405.4	2475.0	7862.6	33202.5
	PAST	868.3	1245.0	712.9	135.6	17.5	1.8	0.1	0.0	0.0	0.3	3.3	178.7	3163.4
	FRSD	40.6	193.1	33.5	6.5	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	1.1	5.0	280.8
	Precipt (mm)	330.6	199.2	207.2	104.9	50.7	26.3	25.8	26.4	76.0	139.9	251.0	351.6	-
Sub-bacia4	PAST	2323.3	2488.9	1379.2	354.8	45.8	4.4	0.2	0.0	0.1	1.1	5.5	219.2	6822.5
	FRSD	370.3	705.5	42.0	6.4	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	1.0	5.0	33.6	1164.3
	Precipt (mm)	390.8	242.6	262.1	135.3	75.6	40.3	39.1	40.4	94.7	166.7	296.3	438.5	-
Sub-bacia5	PAST	2214.9	2400.9	1332.9	341.6	43.7	4.3	1.8	1111.5	0.1	1.1	5.4	200.0	7657.9
	FRSD	235.8	590.1	36.9	6.1	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	0.8	4.1	27.4	901.7
	Precipt (mm)	390.8	242.6	262.1	135.3	75.6	40.3	29.0	27.2	94.7	166.7	296.3	438.5	-
Sub-bacia6	PAST	1164.5	1617.5	715.2	191.1	21.6	1.8	0.1	0.0	0.0	0.2	1.7	116.8	3830.5
	FRSD	171.9	690.5	24.1	4.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.8	16.0	908.7
	Precipt (mm)	311.3	178.8	199.4	104.6	57.3	29.0	29.2	30.8	82.4	143.7	244.2	356.3	-
Sub-bacia7	AGRL	14003.7	18082.5	6268.5	1395.1	13309.0	22404.3	22.2	0.0	99.7	405.0	3232.0	3829.3	83051.3
	PAST	2720.2	2736.0	5331.8	733.0	292.5	1111.5	116.7	11.3	1.1	1.2	54.5	923.9	14033.6
	FRSD	374.2	748.6	51.5	7.1	51.0	144.5	2.3	0.0	0.0	0.2	1.9	133.0	1514.4
	Precipt (mm)	338.4	208.2	212.5	104.9	11.8	27.2	27.6	29.6	80.4	146.6	260.7	357.9	-

Segundo Panagoupoulos et al. (2011) o preparo do solo pode afetar a mineralização de nitrogênio e a mobilização de fósforo tornando-o susceptível a transferência de nutrientes através da erosão e lixiviação que são os principais processos relacionados com o transporte de nitrogênio e fósforo. Pisinaras et al. (2010) em seus estudos no nordeste da Grécia estimou valores de carga de nitrogênio em torno de 300 kg.ha⁻¹ e para fósforo 39,24 kg.ha⁻¹ em regiões de cultivo de milho. Migliaccio et al. (2007) em seus trabalhos na bacia War Eagle Creek no noroeste do Arkansas obteve valores simulados para nitrogênio entre 11 e 199 kg ha⁻¹, e média anual de 839 kg.ha⁻¹, e para fósforo entre 4 e 254 kg.ha⁻¹, e média anual de 140 kg.ha⁻¹

O resultado da simulação para essas sub-bacias pode ser explicado por alguns fatores que chamaram atenção durante as visitas técnicas realizadas. As sub-bacias (SB2, SB3 e SB7) estão em regiões de plantio de café e outras culturas que exigem adubação e correção do solo com insumos agrícolas. Identificou-se pontos de lançamento de efluente de atividades como suinocultura e avicultura. Todavia, o motivo pelo qual a simulação tenha alcançado valores elevados para nutrientes pode ser atribuído ao solo. Como abordado anteriormente os argissolos e os cambissolos tem como característica a elevada susceptibilidade para erosão, no entanto, são ricos em nitrogênio e fósforo sendo de grande interesse para o desenvolvimento de atividades agrícolas.

Apesar das muitas informações quantitativas extraídas do modelo SWAT, deve-se considerar também os aspectos qualitativos como a criticidade de algumas regiões em relação a outras, bem como a temporaridade dos eventos ocorridos (períodos críticos), que procura-se apresentar e discutir. De acordo com Vanarou et al. (2002), quando se utiliza abordagem robusta de modelagem de produção de sedimentos, perda de nitrogênio e fósforo, o fluxograma do modelo que representa a dinâmica no solo considera algumas simplificações da realidade, incluindo apenas as principais formas de sedimento, nitrogênio e fósforo e os fluxos entre eles. O módulo hidrológico deve ser testado, calibrado e validado inúmeras vezes, e antes, os resultados também devem ser interpretados, em primeiro lugar qualitativamente, mostrando as tendências, diferenças qualitativas, não priorizando sempre as "previsões exatas" fornecidas pelo modelo.

Conclusão

Observa-se que ocorreram sincronismos dos picos associados aos eventos de maiores concentrações de nutrientes que são consequência do fator diluição ocorrido pela ausência da precipitação no período de seca. No entanto, vale lembrar que nesses casos de picos são os eventos associados com maior tendência de incerteza da análise.

A simulação de partículas, tais como sedimentos, nitrogênio e fósforo estão sujeitos a incertezas do modelo devido ao efeito “second-storm”, entre outros.

As simulações mostraram que a perdas das cargas de NO_3 e PT são elevadas atribuindo-se principalmente ao escoamento superficial condicionado pelo tipo de

uso do solo consolidado, fatores de origem antrópica (lançamento de efluentes, por exemplo) as altas declividades do terreno, temperatura e ao regime pluviométrico.

Por fim, o módulo hidrológico deve ser testado, calibrado e validado inúmeras vezes, e antes, os resultados também devem ser interpretados, em primeiro lugar qualitativamente, mostrando as tendências, diferenças qualitativas, não priorizando sempre as "previsões exatas" fornecidas pelo modelo.

Agradecimentos - Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, e Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais, FAPEMIG, pelos recursos financeiros concedidos ao desenvolvimento da pesquisa.

Referências

Abbaspour KC, Faramarzi M, Ghasemi SS, Yang H (2009) Assessing the impact of climate change on water resources in Iran. *Water Resources Research* 45, W10434. doi:10.1029/2008WR007615.

Abbaspour KC, Johnson CA, van Genuchten MT (2004) Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal* 3 (4), 1340–1352.

Abbaspour KC, Yang J, Maximov I, Siber R, Bogner K, Mieleitner J, Zobrist J, Srinivasan R (2007) Spatially-distributed modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *J Hydrol* 333:413–430. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.09.014

Akhavan S, Mousavi SF, Koupai JA, Abbaspour KC (2011) Conditioning DRASTIC model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan–Bahar plain *Environ Earth Sci* 63:1155–1167. doi :10.1007/s12665-010-0790-1

Arnold JG, Allen PM (1996) Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. *J. Hydrol.* 176, 57–77.

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR (1998) Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. *J Am Water Resour Assoc* 34(1):73–89. doi: 10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x

Blainski E, Silveira FA, Conceição G (2008) Utilização do modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para estudos na microbacia hidrográfica do rio Araranguá/SC. Taller Internacional Red Riegos – CYTED. Florianópolis SC

Blainski E, Silveira FA, Conceição G (2008) Utilização do modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para estudos na microbacia hidrográfica do rio Araranguá/SC. Taller Internacional Red Riegos – CYTED. Florianópolis SC

- Bracmort KS, Arabi M, Frankenberger JR, Engel BA, Arnold JG (2006) Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. *Trans ASABE* 49(2):367–374
- Buerman Y, du Preez HH, Steyn GJ, Harmse JT, Deacon A (1995) Suspended silt concentrations in the lower Olifants River (Mpumalanga) and impacts of silt releases from the Phalaborwa Barrage on water quality and fish survival. *Koedoe* 38:11–34
- Carmago JA, Alonso A, de la Puente M (2005) Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. *Water Res* 39(14):3376–3384
- Chow VT, Maidment DR, Mays LW (1988). *Applied Hydrology*. McGraw-Hill, New York.
- Cotler H, Ortega-Larrocea MP (2006) Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *Catena* 65 (2), 107–117.
- Debele B, Srinivasan R, Gosain K (2010) Comparison of process-based and temperature-index snowmelt modelling in SWAT. *Water Resour Manag* 24:1065–1088. doi: 10.1007/s11269-009-9486-2
- Debele B, Srinivasan R, Parlange J Y (2008) Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. *Environ Model Assess* 13(1):135–153. doi: 10.1007/s10666-006-9075-1
- Don-Pedro KN, Oyewo EO, Otitolaju AA (2004) Trend of heavy metal concentrations in Lagos lagoon ecosystem, Nigeria. *West Afr J Appl Ecol* 5:103–114
- Fernandes Filho EI (2010) Levantamento de solos e aptidão agrícola da porção mineira da bacia do Rio Doce. Belo Horizonte: Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM).
- Ferrier RC, Whitehead PG, Sefton C, Edwards AC, Pugh K (1995) Modelling impacts of land use change and climate change on nitrate-nitrogen in the River Don, North East Scotland.. *Water Res.*, 29, 1950–1956.
- Gassman PW, Reyes MR, Green CH, Arnold JG (2007) The soil and water assessment tool: historical development, applications and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50 (4), 1211–1250
- Gikas GD, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis VA (2006a) Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiol* 563:385–406
- Gikas GD, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis VA (2006b) Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. *Environ Model Assess* 11(3):219–233
- Gikas GD, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis VA (2009) Hydrodynamic and nutrient modeling in a Mediterranean coastal lagoon. *J Environ Sci Health-Part A* 44(13):1400–1423

Hargreaves G, Samani ZA (1985) Reference crop evapotranspiration from temperature. *Appl Eng Agric* 1, 96–99.

IBGE (1979). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1st edition. Available at: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistematico/topograficos/escala_50mil/vetor/. Accessed 11 February 2011

IGAM (2007) Instituto Mineiro de Gestão das Águas Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce e dos Planos de Ações de Recursos Hídricos para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. Consórcio ECOPLAN – LUME.

Lelis TA, Calijuri ML (2010) Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. *Rev Bras de Eng Agríc e Amb*, v5, p 158-174.

Lelis TA, Calijuri ML, Santiago AF, Lima, DC, Rocha EO (2012). . Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. *Rev Bras Cienc Sol (Impresso)*, v. 36, p. 623-634.

Lenhart T, Eckhardt K, Fohrer N, Fred HG (2002) Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Phys Chem Earth* 27(9–10):645–654

Li Z, Shao Q, Xu Z, Cai X (2010) Analysis of parameter uncertainty in semi-distributed hydrological models using bootstrap method: A case study of SWAT model applied to Yingluoxia watershed in northwest China. *J Hydrol* 385:76–83. doi: 10.1016 /j.jhydrol.2010.01.025

Machado RE (2002) Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. 154 p. Tese (Doutorado em Agraduação) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Marchi et al (2005) Leitura e caracterização da paisagem em auxílio ao planejamento da ocupação urbana de Ponte Nova - MG. *Natureza & Desenvolvimento, Viçosa, MG - Brasil*, v. 1, n. 1, p. 41-50.

Marx HM, Avenant-Oldewage AA (1998) Further investigation into the bioaccumulation of lead and zinc in the organs and tissues of the African sharptooth catfish, *Clarias gariepinus* from two localities in the Olifants River, Kruger National Park. *Koedoe* 41:27–43

Migliaccio KW, Chaubey I, Haggard BE (2007) Evaluation of landscape and instream modeling to predict watershed nutrient yields. *Environ Model Softw* 22(7):987–999. doi:10.1016/j.envsoft.2006.06.010

Ministério do Meio Ambiente – MMA (2006) Mapa de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm?/>>. Acesso em 18 de abril de 2011

- Mishra A, Kar S, Singh VP (2007) Prioritizing structural management by quantifying the effect of land use and land cover on watershed runoff and sediment yield. *Water Resour Manag* 21(11):1899–1913. doi: 10.1007/s11269-006-9136-x
- Monteith JL (1965) Evaporation and environment. In: Fogg, G.F. (Ed.), *The State and Movement of Water in Living Organisms*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 205–234.
- Muleta MK, Nicklow JW (2005) Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *J Hydrol* 306 pp.127–145.
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2001b) *Soil and Water Assessment Tool User's Manual*, version 2000. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station.
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2001a) *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation*, version 2000. Temple, Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Available at: ww.brc.tamus.edu/swat/doc.html. Accessed 1 November 2010.
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2001b) *Soil and water assessment tool input/output file documentation*, version 2000. Temple, Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Available at: ww.brc.tamus.edu/swat/doc.html. Accessed 1 November 2010.
- Novotny V, Bartosova A, O'Reilly N, Ehlinger T (2005) Unlocking the relationship of biotic integrity of impaired waters to anthropogenic stresses. *Water Res* 39:184–198
- Panagopoulos Y, Makropoulos C, Mimikou M (2011) Diffuse surface water pollution: driving factors for different geoclimatic regions. *Water Resour Manag* 25:3635–3660. doi:10.1007/s11269-011-9874-2
- Pisinaras V, Petalas C, Gikas GD, Gemitzi A, Tsihrintzis VA (2010) Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). *Desalination* 250:274–285
- Priestley CHB, Taylor, RJ (1972) On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Rev.* 100, 81–92.
- Psilovikos A, Margoni S, Psilovikos A (2006) Simulation and trend analysis of the water quality monitoring daily data in Nestos river delta. Contribution to the sustainable management and results for the years 2000–2002. *Environ Monit Assess* 116(1–3):543–562
- Reungsang P, Kanwar RS, Jha M, Gassman PW, Ahmad K, Saleh A (2007) Calibration and validation of SWAT for the Upper Maquoketa River watershed. *Intl. Agric. Eng. J.* 169(1-2): 35-48.
- Rocha EO, Calijuri ML; Santiago AF, Assis, LC, Alves, LGS (2012) The Contribution of Conservation Practices in Reducing Runoff, Soil Loss, and Transport

of Nutrients at the Watershed Level. *Water Resour Manag*, v. 26, p. 3831-3852, 2012. doi: 10.1007/s11269-012-0106-1

Rouholahnejad E, Abbaspour KC, Vejdani M, Srinivasan R, Schulin R, Lehmann A (2012) A parallelization framework for calibration of hydrological models. *Environ Model & Softw* doi:10.1016/j.envsoft.2011.12.001

Schuol J, Abbaspour KC, Sarinivasan R, Yang H (2008a) Estimation of freshwater availability in the West African Sub-continent using the SWAT hydrologic model. *J Hydrol* 352, 30-49.

Schuol J, Abbaspour KC, Srinivasan R, Yang H (2008b) Modelling blue and green water availability in Africa at monthly intervals and subbasin level. *Water Resour Res* 44, W07406. doi:10.1029/2007WR006609.

Shi P, Chen C, Srinivasan R, Zhang X, Cai T, Fang X, Qu S, Chen X, Li Q (2011) Evaluating the SWAT model for hydrological modeling in the Xixian watershed and a comparison with the XAJ model. *Water Resour Manag* 25:2595–2612. doi: 10.1007/s11269-011-9828-8

Sylaios G, Stamatis N, Kallianiotis A, Vidoris P 2005 Monitoring Water Quality and Assessment of Land-Based Nutrient Loadings and Cycling in Kavala Gulf. *Water Resour Manag* (2005) 19: 713–735. doi: 10.1007/s11269-005-3020-y

Tafangenyasha C, Dube LT (2008) An Investigation of the Impacts of Agricultural Runoff on the Water Quality and Aquatic Organisms in a Lowveld Sand River System in Southeast Zimbabwe. *Water Resour Manag* doi: 10.1007/s11269-006-9147-7

Talebizadeh M, Morid S, Ayyoubzadeh SA, Ghasemzadeh M (2010) Uncertainty analysis in sediment load modeling using ANN and SWAT model. *Water Resour Manag*. doi:10.1007/s11269-009-9522-2

Thampi SG, Raneesh KY, Surya TV (2010) Influence of scale on SWAT model calibration for streamflow in a river basin in the humid tropics. *Water Resour Manag* 24:4567–4578. doi: 10.1007/s11269-010-9676-y

Tsakiris G, Spiliotis M (2011) Planning against long term water scarcity: a fuzzy multicriteria approach. *Water Resour Manag* 25(4):1103–1129.

Tsihrintzis VA, Fuentes HR, Gadipudi RK (1996) Modeling prevention alternatives for nonpoint source pollution at a wellfield in Florida. *Water Resour Bull* 32(2):317–331

Van der Merwe M, Van Vuren JHJ, Du Preez HH (1993) Lethal copper concentration levels for *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822)–(A) preliminary study. *Koedoe* 36:77–86

Varanou E; Gkouvatsou E; Baltas E, Mimikou M (2002) Quantity and Quality Integrated Catchment Modeling under Climate Change with use of Soil and Water Assessment Tool Model. *Journal of Hydrologic Engineering* vol. 7, No. 3, May 1.,doi: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2002)7:3(228)

- Wang W, Neuman SP, Yao T, Wierenga PJ (2003) Simulation of large-scale field infiltration experiments using a hierarchy of models based on public, generic, and site data. *Vadose Zone J.* 2, 297–312.
- Wetzel RG (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic, London, p 1006
- White KL, Chaubey I (2005) Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model. *J Am Water Resour Assoc* 41(5):1077–1089. doi: 10.1111/j.1752-1688.2005.tb03786.x
- Williams JR, Berndt HD (1977) Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Trans. ASAE* 20 (6), 1100–1104.
- Williams JR, Jones CA, Dyke PT (1984) A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Trans. ASAE* 27, 129–144.
- Xie H, Nkonya E, Wielgosz B (2010) Evaluation of the SWAT Model in Hydrologic Modeling of a Large Watershed in Nigeria. *Water Resour Manag (AfricaWRM)*. doi:10.2316/P.2010.686-055
- Yang J, Reichert P, Abbaspour KC, Xia J, Yang H (2008) Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *J Hydrol* 358:1–23. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.05.012
- Yang Q, Meng FR, Zhao Z, Chow TL, Benoy G, Rees HW, Bourque CPA (2009) Assessing the impacts of flow diversion terraces on stream water and sediment yields at a watershed level using SWAT model. *Agric Ecosyst Environ* 132:23–31. doi: 10.1016/j.agee.2009.02.012
- Yang YS, Wang L (2009) A review of modelling tools for implementation of the EU water framework directive in handling diffuse water pollution. *Water Resour Manag*. doi:10.1007/s11269-009-9526-y
- Yu M, Chen X, Li L, Bao A, de la Paix M J (2011) Streamflow Simulation by SWAT Using Different Precipitation Sources in Large Arid Basins with Scarce Raingauges. *Water Resour Manag* 25:2669–2681. doi: 10.1007/s11269-011-9832-z
- Zhang X, Srinivasan R, Bosch D (2009) Calibration and uncertainty analysis of the SWAT model using Genetic Algorithms and Bayesian Model Averaging. *J Hydrol* 374(3–4):307–317. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.023

4. CONCLUSÕES GERAIS

Deste estudo conclui-se que dada a complexidade e o grande número de processos interativos que ocorrem simultaneamente e consecutivamente em momentos e lugares diferentes dentro da bacia hidrográfica a calibração e validação do modelo para vazão, sedimentos e nutrientes apresentaram resultados satisfatórios para a Bacia do Rio Piranga.

Todavia, para executar uma primeira simulação o modelo SWAT é necessário uma base de dados e de informações robustas para cumprimento de requisitos mínimos para representação dos processos envolvidos na bacia hidrográfica. Além disso, é indispensável submeter tais dados a uma análise criteriosa de refinamento, uma vez que a consistência dessas informações são preponderantes e interferem diretamente na qualidade do resultado final da simulação.

Adequadamente calibrado e validado, o SWAT é uma ferramenta útil à gestão dos recursos naturais de uma bacia, à medida que auxilia na identificação dos principais fatores de degradação da qualidade da água e do solo, e viabiliza a simulação dos impactos resultantes de supostas intervenções, bem como na tomada de decisões com eficiência.

Nos resultados obtidos nesse trabalho, observa-se que ocorreram sincronismos dos picos correspondentes aos dados observados, a melhor simulação e banda 95PPU de predição de incerteza. Na Parte I, esses picos são os eventos de maior vazão da concentração de sedimentos na coluna d'água em decorrência da contribuição do escoamento superficial de uma precipitação ocorrida na área de drenagem. Na Parte II, os picos são eventos de maior concentração de nutrientes causado principalmente pelo fator diluição, no entanto, dessa vez, ocorrido pela ausência ou baixa contribuição de escoamento atribuído ao período de seca. As simulações mostraram que as perdas das cargas de sedimentos, nitrato e fósforo total são elevadas atribuindo-se principalmente ao escoamento superficial condicionado pelo tipo de uso do solo consolidado, fatores de origem antrópica (lançamento de efluentes, por exemplo) as altas declividades do terreno, temperatura e ao regime pluviométrico.

Diante dos resultados expostos nesse trabalho é possível estabelecer cenários que avaliem medidas (melhores praticas de manejo, por exemplo) no sentido de

reverter a situação de deterioração, principalmente nos agentes causadores dos picos de vazão e produção de sedimentos.