

DONIZETE DOS REIS PEREIRA

**SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
POMBA USANDO O MODELO SWAT**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2013

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

T

P436s
2013

Pereira, Donizete dos Reis, 1979-
Simulação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Pomba
usando o modelo SWAT / Donizete dos Reis Pereira. –
Viçosa, MG, 2013.
xiv, 126f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Mauro Aparecido Martinez
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f. 108-116

1. Recursos hídricos. 2. Bacias hidrográficas. 3. SWAT
(Software). 4. Calibração. 5. Solo – Uso. 6. Sistemas de
informação geográfica. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 630.2514

DONIZETE DOS REIS PEREIRA

**SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
POMBA USANDO O MODELO SWAT**

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

Aprovada: 20 de março de 2013.

Celso Bandeira de Melo Ribeiro

Lineu Neiva Rodrigues
(Coorientador)

Silvio Bueno Pereira

Eduardo Antônio Gomes Marques

Mauro Aparecido Martinez
(Orientador)

DEDICO

Aos meus pais,

Gercy Pereira de Souza e Ambrosina Vieira de Souza.

Aos meus irmãos,

Lauriete Aparecida Pereira, Vanderlei Pereira de Souza e José Claudinei Pereira.

À minha querida esposa,

Maria Raimunda da Silva Pereira e

À minha amada filha,

Bianca Silva Pereira.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela oportunidade de está concluindo uma etapa tão importante da minha vida.

A Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela formação e estrutura oferecida para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao CNPq pela concessão de bolsa de estudo.

Ao professor Mauro Aparecido Martinez, pela valiosa orientação, amizade e confiança, fundamentais ao desenvolvimento do trabalho.

Aos professores Fernando Falco Pruski (DEA - UFV) e Demetrius David da Silva (DEA – UFV) pelas valiosas orientações e amizade. Aos professores Silvio Bueno Pereira (DEA – UFV), Eduardo Antônio Gomes Marques (DEC – UFV), Celso Bandeira de Melo Ribeiro (ESA/UFJF) e ao pesquisador Lineu Neiva Rodrigues (EMBRAPA), pelas valiosas contribuições para a melhoria do trabalho.

A todos os amigos, funcionários e professores da Engenharia Agrícola, pela amizade e convívio ao longo destes quatro anos.

A todos os meus familiares que sempre estiveram ao meu lado durante este tempo me apoiando e incentivando em todas as horas.

MUITO OBRIGADO!!!

ÍNDICE

LISTA DE SÍMBOLOS.....	vi
RESUMO	xi
ABSTRACT	xiii
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Justificativa e caracterização do problema	1
1.2 Objetivos.....	3
2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO.....	4
2.1 Bacia hidrográfica como unidade básica de estudos hidrológicos	4
2.2 Modelagem hidrológica	5
2.2.1 Conceituação.....	5
2.2.2 Análise de sensibilidade.....	7
2.2.3 Calibração	9
2.2.4 Validação	10
2.2.5 Modelos hidrológicos disponíveis.....	12
2.3 Modelagem hidrológica e Sistemas de Informações Geográficas (SIGs)	17
2.4. Aplicações com o modelo SWAT	19
2.5 Impactos de alterações no uso do solo sobre o regime hidrológico de bacias hidrográficas	20
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
3.1 Descrição da região de estudo	25
3.2 Caracterização da área de estudo	26
3.2.1 Morfometria e hidrografia	26
3.2.2 Uso e ocupação do solo.....	29
3.2.3 Solos	30
3.3 Descrição do modelo hidrológico SWAT.....	31
3.3.1 Escoamento superficial	32
3.3.2 Vazão de pico	33
3.3.2 Percolação	35
3.3.3 Escoamento lateral	36
3.3.4 Escoamento subterrâneo	36
3.3.5 Evapotranspiração	38
3.3.6 Propagação do escoamento nos canais.....	42
3.4.1 Precipitação.....	44
3.4.2 Vazão.....	46
3.4.3 Evapotranspiração	47
3.4.4 Solos	48
3.4.5 Vegetação.....	49
3.4.6 Outros dados	49
3.5 Discretização espacial para aplicação da modelagem.....	50

3.6	Análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo.....	50
3.6.1	Análise de sensibilidade do modelo SWAT a variações nos valores dos parâmetros	50
3.6.2	Calibração	52
3.6.3	Validação	55
3.6.4	Estatísticas de precisão.....	56
3.7	Análise do desempenho do modelo na simulação de variáveis hidrológicas ...	57
3.8	Simulação de alterações no uso do solo.....	59
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1	Simulação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra	63
4.1.1	Análise de sensibilidade do SWAT às variações nos valores dos seus parâmetros de entrada.....	63
4.1.2	Calibração e análise da precisão do modelo	64
4.1.3	Análise do balanço hídrico	70
4.1.4	Aplicação do modelo SWAT como ferramenta de planejamento e gestão para a bacia do rio Pomba considerando a seção de controle situada em Astolfo Dutra	71
4.2	Validação do modelo a montante e a jusante da seção de controle utilizada para a calibração	75
4.3	Validação do modelo nas sub-bacias dos rios Novo e Xopotó (<i>Proxi-basin teste</i>).	83
4.4	Desempenho do SWAT na simulação de algumas variáveis hidrológicas.....	90
4.4.2	Análises estatísticas das variáveis hidrológicas simuladas pelo SWAT ...	90
4.5	Avaliação dos impactos de alterações no uso solo sobre o regime hidrológico da bacia do rio Pomba	97
4.5.1	Cenários	97
5	CONCLUSÕES.....	107
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	108
	APÊNDICES	117
	APÊNDICE A: BASE DE DADOS.....	118
	APÊNDICE B: ANÁLISES ESTATÍSTICAS DA REGRESSÃO LINEAR SIMPLES	120

LISTA DE SÍMBOLOS

- A_{ti} - Conteúdo final de água no solo no dia i (mm dia^{-1})
- A_{t0} - Conteúdo inicial de água no solo no dia i (mm dia^{-1})
- P_{Ti} - Precipitação total no dia i (mm dia^{-1})
- $E_{\text{sup}i}$ - Escoamento superficial no dia i (mm dia^{-1})
- $E_{\text{lat}i}$ - Escoamento sub-superficial lateral no dia i (mm dia^{-1})
- E_{Ti} - Evapotranspiração no dia i (mm dia^{-1})
- $E_{\text{sub}i}$ - Escoamento subterrâneo no dia i (mm dia^{-1})
- S - Parâmetro de retenção (mm dia^{-1})
- CN - Número da curva (adimensional)
- CN1 - Número da curva para a condição de umidade I (adimensional)
- CN2 - Número da curva para a condição de umidade II (adimensional)
- S_{max} - Parâmetro de retenção máxima para o dia (mm dia^{-1})
- w_1 - Coeficientes de forma (adimensional)
- w_2 - Coeficientes de forma (adimensional)
- CC - Conteúdo de água do solo na capacidade de campo (mm)
- S_3 - Parâmetro de retenção para a condição de umidade III (mm)
- SAT - Conteúdo de água do solo saturado (mm)
- Q_{pico} - Vazão de pico ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
- α_{tc} - Fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração (adimensional)
- t_{conc} - Tempo de concentração da sub-bacia (h)
- t_{sup} - Tempo de concentração do escoamento sobre a superfície do solo (h)
- t_{canal} - Tempo de concentração do escoamento no curso d'água (h)
- L_{enc} - Comprimento da encosta da sub-bacia (m)
- n_{sup} - Coeficiente de rugosidade de Manning para condições de superfície do solo ($\text{s m}^{-1/3}$)

i_{sup} - Declividade média da sub-bacia ($m\ m^{-1}$)
 L_{canal} - Comprimento do curso d'água do ponto mais distante à saída da sub-bacia (km)
 n_{canal} - Coeficiente de rugosidade de Manning para o curso d'água ($s\ m^{-1/3}$)
 i_{canal} - Declividade do curso d'água ($m\ m^{-1}$)
 $\alpha_{0,5}$ - Fração máxima da precipitação ocorrida em meia-hora (adimensional)
 $A_{i,exc}$ - Volume de água percolado da camada i ($mm\ dia^{-1}$)
 A_i - Conteúdo de água da camada i ($mm\ dia^{-1}$)
 $A_{p,i}$ - Quantidade de água percolada da camada i para a próxima camada ($mm\ dia^{-1}$)
 Δt - Intervalo de tempo (1 dia)
 $T_{p,i}$ - Tempo de percolação da camada i (h)
 $K_{sat,i}$ - condutividade hidráulica do solo saturado na camada i ($mm\ h^{-1}$)
 $A_{q_l,i}$ - Armazenamento de água no aquífero livre no dia i ($mm\ dia^{-1}$)
 $A_{q_l,i-1}$ - Armazenamento de água no aquífero livre no dia $i-1$ ($mm\ dia^{-1}$)
 $A_{rec,i}$ - Recarga dos aquíferos no dia i ($mm\ dia^{-1}$)
 $A_{rec,i-1}$ - Recarga dos aquíferos no dia $i-1$ ($mm\ dia^{-1}$)
 $A_{rec,li}$ - Recarga do aquífero livre no dia i ($mm\ dia^{-1}$)
 $A_{rec,ci}$ - Recarga do aquífero confinado no dia i ($mm\ dia^{-1}$)
 $A_{revap,i}$ - Re-evaporação da água do aquífero livre no dia i ($mm\ dia^{-1}$)
 δ_{sub} - Tempo gasto para a água percolada do perfil do solo recarregar o aquífero (dia)
 β_c - Coeficiente de percolação do aquífero confinado (adimensional)
 $A_{bomb,i}$ - Quantidade de água removida do aquífero livre por bombeamento no dia i ($mm\ dia^{-1}$)
 α_{sub} - Constante de recessão do escoamento subterrâneo (dia^{-1})
 $A_{q_{lim}}$ - Altura de água limite no aquífero livre para que ocorra contribuição do escoamento de base para o curso d'água principal (mm)
 β_{revap} - Coeficiente de re-evaporação (adimensional)
 $A_{q_{lim,revap}}$ - Altura de água limite no aquífero livre para a re-evaporação ocorrer (mm)
 λ - Calor latente de vaporização ($MJ\ kg^{-1}$)
 Δ - Declividade da curva de pressão de saturação do ar ($kPa\ ^\circ C^{-1}$)

H_{net} - Radiação líquida ($\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)
 G - Fluxo de calor no solo ($\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)
 γ - Constante psicrométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$)
 P - Pressão atmosférica (kPa)
 ρ_{ar} - Densidade do ar (kg m^{-3})
 e_{sz} - Pressão de saturação do ar a altura z (kPa)
 e_{az} - Pressão de vapor atual a altura z (kPa)
 r_c - Resistência do dossel (s m^{-1})
 r_a - Resistência aerodinâmica (s m^{-1})
 g_l - Condutância estomática da folha (m s^{-1})
 IAF - Índice de área foliar do dossel ($\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$)
 g_{lmax} - Condutância estomática máxima (m s^{-1})
 Δg_l - Taxa de declínio da condutância estomática por unidade de aumento do déficit de pressão de vapor ($\text{m s}^{-1} \text{ kPa}^{-1}$)
 dp_v - Déficit de pressão de vapor (kPa)
 dp_{vlim} - Déficit de pressão de vapor limite acima do qual a condutância estomática diminuirá (kPa)
 fg_{lmax} - Fração da condutância estomática máxima atingida no déficit de pressão de vapor $dp_{vfglmax}$ (m s^{-1})
 $C_{p,z}$ - Consumo potencial de água do solo na profundidade z (mm dia^{-1})
 β_w - Parâmetro de distribuição do uso da água (adimensional)
 z - Profundidade do solo (mm)
 z_{raiz} - Profundidade das raízes (mm)
 $C_{p,i}$ - Consumo potencial de água no solo para cada camada i (mm dia^{-1})
 $C_{inf,i}$ - Consumo potencial de água no solo no limite inferior da camada i (mm dia^{-1})
 $C_{sup,i}$ - Consumo potencial de água no solo no limite superior da camada i (mm dia^{-1})
 $C'_{p,i}$ - Consumo potencial de água no solo ajustado para cada camada i (mm dia^{-1})
 C_d - Demanda de água no solo não suprida pelas camadas superiores (mm dia^{-1})
 $epco$ - Fator de compensação do consumo de água pela planta (adimensional)
 $C''_{p,i}$ - Consumo de água ajustado para o conteúdo inicial de água no solo (mm dia^{-1})
 CAD_i - Capacidade de água disponível na camada i (mm)

E_a - Transpiração atual ou consumo atual de água do solo (mm dia^{-1})
 PMP_i - Conteúdo de água na camada i no ponto de murcha permanente (mm)
 E_s - Evaporação máxima da água do solo (mm dia^{-1})
 E_0 - Evapotranspiração potencial (mm dia^{-1})
 CV - Biomassa do solo (kg ha^{-1})
 E'_s - Evaporação máxima da água do solo ajustada para o consumo de água da planta (mm dia^{-1})
 $E_{\text{solo},z}$ - evaporação da água do solo na profundidade z (mm dia^{-1})
 $E_{\text{solo},ci}$ - Evaporação da água do solo na camada i (mm dia^{-1})
 $E_{\text{solo},zi}$ - Evaporação da água do solo no limite inferior da camada i (mm dia^{-1})
 $E_{\text{solo},zs}$ - Evaporação da água do solo no limite superior da camada i (mm dia^{-1})
 $E'_{\text{solo},ci}$ - Evaporação da água do solo ajustada para a camada i (mm dia^{-1})
 esco - Fator de compensação da evaporação da água do solo (adimensional)
 $E''_{\text{solo},ci}$ - Evaporação da água do solo na camada i ajustado para o conteúdo de água (mm dia^{-1})
 $E_{a\text{solo},zi}$ - Evaporação atual da água do solo na camada i (mm dia^{-1})
 $Q_{s,f}$ - Vazões de saída no final do passo de tempo ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
 $Q_{s,i}$ - Vazões de saída no início do passo de tempo ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
 $Q_{e,i}$ - Vazões de entrada no início do passo de tempo ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
 $Q_{e,f}$ - Vazões de entrada no final do passo de tempo ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
 C_1, C_2 e C_3 - Constantes de propagação (adimensionais)
 K - Tempo de armazenamento para o trecho (s)
 X - Fator de ponderação (adimensional)
 Q_c - Vazão no canal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
 v_c - Velocidade no canal (m s^{-1})
 A_c - Área da seção transversal do canal (m^2)
 R_{h_c} - Raio hidráulico do canal (m)
 E_{NS} - Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (adimensional)
 $(E_{\text{NS}})_{\log}$ - Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe do logaritmo das vazões (adimensional)
 Q_{oi} - Vazão observada no dia i ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
 Q_{ei} - Vazão estimada no dia i ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

\bar{Q}_o - Vazão média observada durante o período ($m^3 s^{-1}$)

P_{BIAS} - Percentual de viés (adimensional)

V_{ob} - Iésimo valor observado ($m^3 s^{-1}$)

V_p - Iésimo valor predito pelo modelo ($m^3 s^{-1}$)

RESUMO

PEREIRA, Donizete dos Reis, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2013. **Simulação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Pomba usando o modelo SWAT**. Orientador: Mauro Aparecido Martinez. Coorientadores: Fernando Falco Pruski, Demetrius David da Silva e Lineu Neiva Rodrigues.

A simulação hidrológica é uma importante ferramenta para o planejamento e gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, podendo ser utilizada na estimativa de disponibilidade hídrica, previsão de vazões e na análise da resposta hidrológica da bacia em decorrência de mudanças no uso do solo. Neste sentido, objetivou-se, com este trabalho, calibrar e validar o modelo SWAT para a bacia hidrográfica do rio Pomba tendo como seção de controle o posto fluviométrico Astolfo Dutra, validá-lo a montante e a jusante da seção de calibração, validá-lo em bacias distintas daquela utilizada na calibração e aplicá-lo na simulação de cenários de mudanças no uso e ocupação do solo. Os dados usados para a aplicação do SWAT foram o Modelo Digital de Elevação Hidrograficamente Condicionado (MDEHC), os mapas de solos e de seu uso, dados de precipitação (14 postos de monitoramento) e de vazão (10 postos de monitoramento) disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA), dados de clima de três estações climatológicas disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e de informações de solos obtidas do projeto RADAMBRASIL. A calibração do modelo foi realizada pelo método de tentativa e erro utilizando o período de 01/01/1995 a 31/12/1999. Para a validação do modelo utilizou-se o período de 01/01/2000 a 31/12/2004. As estatísticas utilizadas para avaliar a qualidade da calibração e validação foram o coeficiente de Nash e Sutcliffe (E_{NS}) e sua versão logarítmica ($(E_{NS})_{\log}$) e o percentual de viés das vazões simuladas em relação às observadas (P_{BIAS}). Complementarmente à validação do modelo hidrológico para a simulação de séries contínuas de vazão foram realizadas análises do modelo na simulação de vazões máximas e mínimas associadas a diferentes tempos de retorno e na simulação de vazões mínimas de referência para outorga de água, as quais foram feitas por meio de análise de regressão linear simples. Por fim, simulou-se três cenários de usos do solo diferentes para avaliar o comportamento hidrológico da bacia frente às alterações propostas. No cenário 1 simulou-se a bacia considerando as Áreas de Preservação Permanentes (APPs) e nos cenários 2 e 3 simulou-se a substi-

tuição de 18,75% da área coberta com pastagens por eucalipto e agricultura, respectivamente, o que equivale a uma substituição de 10% da área total da bacia. Obteve-se valores de E_{NS} , $(E_{NS})_{log}$ e P_{BIAS} iguais a 0,73, 0,58 e -1,8% e de 0,76, 0,78 e 5,1% nas etapas de calibração e validação, respectivamente, qualificando o modelo como adequado e bom para a simulação hidrológica da bacia do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra. Na validação do SWAT a montante e a jusante da seção de calibração, obteve-se desempenho satisfatório para bacias com áreas de drenagem superiores a 700 km² e com melhor representatividade das chuvas, e não satisfatório para áreas de drenagem inferiores a 500 km² e com baixa representatividade das chuvas. Na sua validação nas sub-bacias dos rios Novo e Xopotó (*Proxi-basin test*) obteve-se desempenho satisfatório nas seções fluviométricas do rio Novo que drenam áreas superiores a 800 km² e desempenho não satisfatório na sub-bacia do rio Xopotó, devido, principalmente, à baixa representatividade das chuvas. Na avaliação do seu desempenho na simulação de vazões máximas e mínimas diárias anuais associadas a diferentes tempos de retorno, e na simulação de vazões mínimas de referência para outorga de uso da água, observou-se que os valores simulados não diferiram estatisticamente dos valores observados pelo teste “t” ao nível de 5% de probabilidade. Na avaliação dos impactos de alterações no uso do solo sobre o regime hidrológico da bacia do rio Pomba obteve-se uma redução média anual no escoamento, na vazão máxima e na vazão mínima de 13,6 mm, 32,6 m³ s⁻¹ e 2,0 m³ s⁻¹, respectivamente, para o cenário 1. Para o cenário 2 obteve-se uma redução média anual no escoamento de 4,0 mm, e nas vazões máximas e mínimas de 5,6 m³ s⁻¹ e 0,6 m³ s⁻¹, respectivamente. Para o cenário 3 obteve-se uma redução média anual no escoamento e na vazão mínima de 6,5 mm e 1,5 m³ s⁻¹, respectivamente, e aumento na vazão máxima de 24,0 m³ s⁻¹. Conclui-se que o SWAT pode ser aplicado na simulação hidrológica da bacia do rio Pomba com boas estimativas das vazões em bacias com áreas de drenagem superiores a 700 km², e que não é aplicável em bacias com áreas de drenagem inferiores a 500 km² e com baixa representatividade espacial das chuvas.

ABSTRACT

PEREIRA, Donizete dos Reis, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, march, 2013. **Hidrologic simulation in the watershed of the Pomba river using the SWAT model.** Adviser: Mauro Aparecido Martinez. Co-advisers: Fernando Falco Pruski, Demetrius David da Silva and Lineu Neiva Rodrigues.

The hydrologic simulation is an important tool for planning and management of water resources in watersheds and can be used in the estimation of water availability, streamflow forecasting and analysis of hydrologic response of the basin to changes in the land use. Thus, this work aimed to calibrate and validate the SWAT model for the watershed of Pomba river with control section in the Astolfo Dutra gaging station; validate it upstream and downstream of the calibration sections; validate it in basins different from that used in the calibration and apply it to simulate scenarios of changes in the land use and occupation. The data used for the application of the SWAT were Digital Elevation Hydrografically Conditioning model (DEHCM), maps of soil and land, rainfall (14 monitoring stations) and flow rates (10 monitoring stations) provided by the National Water Agency (ANA), climate data from three weather stations provided by the National Institute of Meteorology (INMET) and soils information obtained from RADAMBRASIL project. The calibration of the SWAT was performed by trial and error using the period going from 01/01/1995 to 12/31/1999 and the validation was done in the period from 01/01/2000 to 12/31/2004. The statistics used to evaluate the quality of the calibration and the validation were the coefficient of Nash and Sutcliffe (E_{NS}) and its logarithmic version ($(E_{NS})_{log}$) and the percentage of bias of the simulated flow rates in relation to the observed ones (P_{BIAS}). In addition to the validation of the hydrological model for simulating continuous series of streamflow rates, was analyzed the performance of the model in simulating maximum and minimum streamflow rates associated with different return periods and minimum reference streamflow rates to grant the water use, which were made by means of simple linear regression analysis. Finally, the hydrologic responses of the watershed to three different scenarios of land uses were simulated. In scenario 1 was considered that the Permanent Preservation Areas (PPAs) of the watershed were intact; in scenarios 2 and 3 it was considered that 18.75% of the area covered with pastures was replaced by agricultural crops and

eucalyptus, respectively, which was the equivalent to the replacement of the 10% of the total area of the basin. The values of E_{NS} , $(E_{NS})_{log}$ and P_{BIAS} obtained were 0.73, 0.58, -1.8% and 0.76, 0.78 and 5.1% for the calibration and validation periods, respectively, describing the model as appropriate and good for the hydrologic simulation of the watershed of the Pomba river. The validations for upstream and downstream sections of the calibration section resulted in satisfactory performances for basins with drainage areas greater than 700 km² and with best rainfall representations (more monitoring rainfall station) ; for drainage areas less than 500 km² and with low rainfall representation (few monitoring rainfall station). The validations in the sub-basins of the Novo and Xopotó rivers (Proxi-basin test) yielded satisfactory performances in sections of the Novo river that drains areas greater than 800 km² ; in the other hand, the performance was unsatisfactory in the sub-basin of the Xopotó river, probably due to the low rainfall representation. The simulated maximum and minimum flow rates associated to different return periods and the minimum reference low rates to grant the water use values did not differed statistically from the observed values by "t" test at 5% probability. The impacts of changes in land use on the hydrologic parameters of the Pomba river watershed yielded an average annual reduction of 13.6 mm in the flow depth and 32.6 m³ s⁻¹ and 2.0 m³ s⁻¹ for the maximum and minimum streamflow rates, respectively, for scenario 1. In a similar way, for scenario 2, occurred an average annual reduction of 4.0 mm in flow depth and of 5.6 m³ s⁻¹ and 0.6 m³ s⁻¹ for the maximum and minimum streamflow rates, respectively. For scenario 3, it was obtained also an average annual reduction in the flow depth and in the minimum streamflow rate of 6.5 mm and 1.5 m³ s⁻¹, respectively, but an increase in the maximum streamflow rate of 24.0 m³ s⁻¹. It is concluded that SWAT can be used to simulate hydrologic parameters of the Pomba river watershed in basins with drainage areas greater than 700 km² and with a good spatial rainfall representation. The model did not performed well for basins with drainage areas less than 500 km² and with low spatial rainfall representation.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Justificativa e caracterização do problema

A simulação hidrológica pode ser utilizada para diversas aplicações, como na estimativa de disponibilidade hídrica e previsão de vazões de curto e médio prazo, além da análise da resposta hidrológica em decorrência de mudanças do uso e ocupação do solo.

Neste sentido é que vários modelos de simulação hidrológica tem sido desenvolvidos e aplicados em várias bacias hidrográficas em nível mundial, tais como o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1998), SHE (European Hydrological System) (Abbott et al., 1986a, 1986b), TOPMODEL (Topography-based hydrological Model) (Beven e Kirkby, 1979), SAC-SMA (Sacramento Soil Moisture Accounting) (Burnash., 1995) e MGB-IPH (Modelo Hidrológico de Grandes Bacias) (Collischonn e Tucci, 2001).

Dentre estes, o SWAT tem se destacado pela ampla utilização em todo o mundo (Gasmam et al., 2007), podendo ser aplicado em bacias hidrográficas agrícolas onde se pretende estudar aspectos quantitativos de escoamento, processos erosivos, perdas de sedimentos e nutrientes de áreas agricultáveis, qualidade da água, além de possibilitar a avaliação do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas devido a alterações no uso e cobertura do solo.

O SWAT tem sido aplicado em condições climáticas, topográficas, geológicas, pedológicas e vegetativas diferentes daquelas em que foi desenvolvido. Também tem sido utilizado em áreas de magnitude compatíveis com a de sua aplicação (grandes bacias) (Arnold et al., 2000; Bouraoui et al., 2005; Durães et al., 2011) e em bacias menores (Conan et al., 2003; Behera e Panda, 2006; Andrade et al., 2013) com desempenho satisfatório. Porém, o desempenho do modelo tem sido avaliado na maioria das vezes apenas na seção de controle utilizada na calibração e pouco se sabe sobre o seu desempenho quando aplicado em áreas de magnitudes diferentes das quais foi calibrado, em especial nas condições tropicais brasileiras.

Essa análise é importante, pois a forma de retratar os processos hidrológicos varia com a magnitude das áreas das bacias, com os objetivos dos estudos envolvidos, com a disponibilidade de dados e com a precisão desejada, o que torna, em geral, modelos hidrológicos adequados para pequenas bacias (da ordem de alguns hec-

tares) não adequados para a simulação de grandes bacias ($> 2000 \text{ km}^2$) (Collischonn, 2001).

A bacia hidrográfica do rio Pomba foi escolhida para avaliar a aplicação do modelo SWAT nas condições tropicais brasileiras, por apresentar uma área de drenagem de magnitude adequada para a aplicação do modelo, por ter uma boa representatividade de postos fluviométricos, o que permite avaliar o desempenho do modelo em áreas de magnitudes diferentes das quais foi calibrado, e por apresentar um alto grau de degradação de sua cobertura vegetal, o que permite realizar análises do comportamento hidrológico da bacia em respostas a alterações no uso do solo.

A bacia possui um grau de desmatamento relevante na maior parte de suas sub-bacias, principalmente aquelas de cabeceiras, o que tem levado-a a enfrentar problemas com erosão dos solos, com a diminuição da qualidade e quantidade de água nos mananciais, que já se tornou crítica em algumas regiões, e com ocorrência de enchentes (AGEVAP, 2012). Assim, um bom entendimento do regime hidrológico da bacia e a sua capacidade de predição, que será realizado por meio do modelo SWAT, são essenciais para o melhor planejamento dos recursos hídricos da região.

1.2 Objetivos

O objetivo geral deste trabalho foi calibrar e validar o modelo SWAT para a bacia hidrográfica do rio Pomba, avaliar o seu desempenho na estimativa de variáveis hidrológicas e aplicá-lo na simulação de diferentes cenários de uso do solo.

Como objetivos específicos, pretendeu-se:

- Calibrar e validar o modelo SWAT para a bacia do rio Pomba tendo como seção de controle o posto fluviométrico Astolfo Dutra.
- Validar o modelo a montante e a jusante da seção de calibração, ou seja, para uma escala espacial diferente da que foi calibrado.
- Validar o modelo em outras bacias que possuem características semelhantes à que foi calibrado.
- Avaliar o seu desempenho na simulação de vazões máximas e mínimas associadas a diferentes tempos de retorno, e na simulação de vazões mínimas de referência para outorga de água.
- Aplicar o modelo na simulação de diferentes cenários de usos do solo com fins de avaliar o comportamento hidrológico da bacia do rio Pomba a modificações no uso e cobertura do solo.

2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

2.1 Bacia hidrográfica como unidade básica de estudos hidrológicos

Por se constituírem em ecossistemas com uma única saída e na unidade territorial básica para estudos hidrológicos, as bacias hidrográficas possibilitam a realização de uma série de experimentos. Nestes ambientes, podem-se monitorar os componentes do ciclo hidrológico e conseqüentemente, inferir sobre o comportamento de cada um (Silva, 2009). De acordo com Silva (1995), o balanço hídrico nestes locais é primordial para implementação de estudos ambientais visando ao manejo sustentável da água.

A subdivisão de uma bacia hidrográfica em sub-bacias permite caracterizar melhor os problemas difusos, tornando mais fácil a identificação de focos de degradação de recursos naturais, a natureza dos processos de degradação e o grau de comprometimento da sustentabilidade do meio (Fernandes e Silva, 1994). É importante mencionar que os termos bacia e sub-bacias são relativos, pois, para uma determinada rede de drenagem, esses estão relacionados a ordens hierárquicas, em que cada bacia hidrográfica se interliga com outra de ordem hierárquica superior, constituindo, em relação à última, uma sub-bacia (Fernandes e Silva, 1994; Souza e Fernandes, 2000; Silva, 2009).

Do ponto de vista hidrológico, pode-se considerar a sub-bacia como a menor unidade da paisagem capaz de integrar todos os componentes relacionados com a qualidade e quantidade da água: clima, relevo, tipo e uso do solo, corpos d'água e atividades antrópicas (Moldan e Cerny, 1994; Campos e Studart, 2001; Lubitz, 2009).

O comportamento hidrológico de uma bacia depende das suas características morfológicas (área, forma, topografia, rede de drenagem, etc.), geológicas, das suas unidades pedológicas e do seu uso e ocupação do solo (Goldenfum et al., 2003; Resende et al., 2007; Silva, 2009). No tocante ao comportamento hidrológico quanto às características morfológicas, essas se constituem em elementos de grande importância, pois, ao se estabelecer relações e comparações entre elas e dados hidrológicos conhecidos, podem-se obter indiretamente valores hidrológicos em locais nos quais os dados são escassos (Villela e Mattos, 1975), além de serem informações funda-

mentais para a elaboração e instalação de projetos de infraestrutura (Silva, 2009). De acordo com Viola et al. (2007), a quantificação morfométrica da bacia hidrográfica constitui a base do processo de caracterização hidrológica, assim como de parametrização da bacia, visando à simulação hidrológica. Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG`s), constituem-se em uma ferramenta que possibilita a aquisição automatizada destas informações.

Os maiores problemas de estudos hidrológicos em uma bacia hidrográfica estão relacionados com a elevada variabilidade espacial e temporal de suas características. Assim, na delimitação de uma bacia é importante que o conceito adotado garanta que a área escolhida integre todos os processos envolvidos no objetivo da análise e que apresente certo grau de homogeneidade, de forma que estratégias, ações e conclusões gerais possam ser estabelecidas para toda a área delimitada (Machado, 2002).

Em trabalhos de pesquisa, observa-se maior flexibilidade nos critérios de delimitação de bacias, muito mais vinculados aos objetivos do trabalho do que a definições e conceitos pré-estabelecidos (Machado 2002). Hamlett et al. (1992), utilizaram Sistemas de Informações Geográficas para definir áreas potencialmente poluidoras na Pensilvania, EUA, considerando áreas de drenagem de milhares de hectares. Moldan e Cerny (1994) enfatizam que a área da sub-bacia, objetivando estudos biogeoquímicos, não deve ultrapassar 500 ha. Machado et al. (2003) na simulação hidrológica da bacia do ribeirão dos Marins, SP, com o modelo SWAT, adotaram níveis de discretização da bacia variando de 10 a 200 ha, observando aumento mínimo na precisão do modelo com o aumento da discretização dentro deste intervalo.

2.2 Modelagem hidrológica

2.2.1 Conceituação

Entende-se por modelagem a aplicação de um modelo matemático para representação do comportamento de um sistema, de maneira a produzir uma resposta, dado um estímulo ou entrada (Tucci, 2005). Aplicando esse conceito a um modelo hidrológico chuva-vazão, tem-se a representação de um sistema (bacia hidrográfica) por meio de parâmetros, simulando a vazão dada a precipitação (Viola, 2008).

Os modelos hidrológicos são classificados com base em diferentes aspectos, tais como: o tipo de variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísti-

cos); o tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou baseados em processos); a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos); a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos) e a existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos).

Quando se tem a consideração de conceitos de probabilidade na formulação dos modelos devido à aleatoriedade de alguma variável, ou seja, quando a probabilidade de ocorrência de uma variável é considerada, o modelo é dito estocástico, caso contrário, determinístico (Rennó e Soares, 2000).

Quanto ao tipo de formulação envolvida, os modelos podem ser empíricos ou baseados em processos. Os modelos são empíricos quando utilizam relações baseadas em observações, as quais são frequentemente realizadas por funções estatísticas que não levam em conta os processos físicos envolvidos (Rennó e Soares, 2000). Em geral, estes modelos são bastante simples e úteis no dia a dia, mas são pouco robustos, uma vez que são específicos para a região e condições para as quais as relações foram estimadas. Os modelos baseados em processos podem ser subdivididos em modelos físicos e semiconceituais. Nos modelos físicos são empregadas equações diferenciais na representação dos processos, utilizando parâmetros determinados com base física (Viola, 2008), isto é, os parâmetros podem ser estimados através de medidas reais. Nos modelos semiconceituais, por sua vez, embora sejam aplicadas formulações que visem à descrição física dos processos, são empregados parâmetros calibráveis que, de certa forma, mantêm o empirismo presente (Viola, 2008).

Em relação à forma de representação dos dados no tempo, os modelos são ditos contínuos quando os fenômenos são representados continuamente ao longo do tempo, ou discretos, quando as variáveis são obtidas em intervalos de tempo pré-definidos. Variáveis de entrada frequentes em modelos hidrológicos, como a precipitação e a evapotranspiração, geralmente são registradas discretamente, ou seja, em intervalos de tempo pré-definidos, de maneira que sua variação ao longo do intervalo não é conhecida, o que implica na aceitação de uma discretização temporal relacionada à precisão desejada e à disponibilidade de dados (Viola, 2008). Por exemplo, dados de precipitação total diária, aplicados a um modelo com passo da mesma ordem, resultam na aceitação da intensidade média no intervalo como a real (Maidment, 1993; Viola, 2008). De maneira geral pode-se dizer que os sistemas hidrológicos são contínuos, mas são representados por modelos discretos (Lubitz, 2009).

Quanto à forma de representação dos dados no espaço, os modelos podem ser classificados como concentrados ou distribuídos. Em modelos concentrados considera-se que todas as variáveis de entrada e de saída são representativas de toda área estudada, o que limita a representação da variabilidade espacial das características da bacia, dada sua natural heterogeneidade (Hartmann et al., 1999; Viola, 2008). Por outro lado, os modelos distribuídos consideram a variabilidade espacial encontrada nas diversas variáveis do modelo, podendo a bacia hidrográfica ser subdividida em sub-bacias (modelo semidistribuído) ou em células (modelo distribuído), proporcionando melhor descrição da variabilidade espacial dos processos e das variáveis de entrada (Collischonn, 2001).

Por fim, os modelos podem ser estáticos ou dinâmicos. Os modelos são estáticos quando um conjunto de dados de entrada produz um único resultado de saída, oriundo da solução das equações do modelo, e dinâmicos quando utilizam o resultado de uma iteração como entrada para uma próxima iteração (Rennó, 2003).

2.2.2 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade é o estudo de como um modelo responde, quantitativa e qualitativamente, a diferentes variações nas informações que o alimenta, permitindo a validação da relação de dependência entre os resultados simulados (Silva, 2010).

O objetivo principal da análise de sensibilidade é investigar como o modelo responde a variações nos valores de seus parâmetros, permitindo identificar aqueles que influem significativamente nos resultados, evitando-se perder muito tempo com aqueles aos quais o modelo não é tão sensível (Silva, 2010).

A priorização dos parâmetros sensíveis durante a calibração, por outro lado, se presta a um melhor entendimento do processo em estudo e a uma melhor estimativa dos seus valores provendo, desse modo, a redução das incertezas (Lenhart et al., 2002). Esse contexto é importante, pois segundo Viola et al. (2009), tem-se na calibração dos parâmetros pelo método automático a maior fonte de incertezas envolvendo a simulação hidrológica, dado ao ajuste meramente numérico visando à melhor adequação possível da série simulada à observada.

Vandenberghe et al. (2001) destacaram a importância da análise de sensibilidade complementar à calibração dos parâmetros de modelos, devendo ser o

primeiro passo no processo de calibração. Segundo Silva (2010), os modeladores conduzem a análise de sensibilidade para responder a diversas questões, como: i) verificar quais parâmetros mais contribuem para a variação nos resultados simulados pelo modelo; ii) determinar os parâmetros do modelo que são pouco sensíveis e que pode ser eliminados do processo de calibração e iii) verificar se e quais conjuntos de dados interagem entre si.

Arnold et al. (2000) realizaram uma análise de sensibilidade dos processos de escoamento superficial, de escoamento de base, da recarga dos aquíferos e da evapotranspiração a variações nos valores dos seguintes parâmetros de entrada do modelo SWAT para tres bacias hidrograficas do rio Upper Mississippi: número da curva (CN₂); capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC) e fator de compensação da evaporação da água do solo (ESCO). Os autores obtiveram alta sensibilidade do escoamento superficial e baixa sensibilidade da evapotranspiração à variações nos valores de CN₂. Observaram, também, alta sensibilidade do escoamento de base e da recarga dos aquíferos à modificações nos valores de SOL_AWC e sensibilidade de todos os processos analisados a variações nos valores de ESCO.

Heuvelmans et al. (2004) realizaram uma análise de sensibilidade do SWAT a variações nos parâmetros de entrada para a bacia do rio Scheldt, localizada no norte da Bélgica. Verificaram que os parâmetros mais sensíveis na geração do escoamento de base foram: coeficiente de reevaporação do aquífero (GW_REVAP); profundidade mínima de água no aquífero para ocorrer a reevaporação (REVAPMN); tempo de recarga dos aquíferos (GW_DELAY) e constante de recessão do aquífero (ALPHA_BF), e que os mais sensíveis na geração do escoamento superficial foram: CN₂; SOL_AWC; e a condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K).

Spruill et al. (2000) também observaram maior sensibilidade do SWAT a variações nos valores de SOL_K e ALPHA_BF para uma pequena bacia (5,5 km²) em Kentucky.

Griensven et al. (2006) realizaram análises de sensibilidade da vazão simulada pelo SWAT a variações nos parâmetros de entrada na bacia hidrográfica do rio Sandusky em Ohio. Os autores analisaram a sensibilidade para duas bacias diferentes, e observaram que para alguns parâmetros como o CN₂, a vazão é mais

mais sensível nas duas bacias, mas, para alguns parâmetros a influência varia nas duas bacias.

2.2.3 Calibração

Em modelagem hidrológica, geralmente tem-se dois problemas: a escolha do modelo que representará melhor o comportamento hidrológico da bacia e a definição dos valores dos parâmetros do modelo que permitem obter valores simulados próximos aos valores observados. Esse último é resolvido através da calibração, entendida como o processo de busca dos valores ótimos dos parâmetros do modelo hidrológico (Collischonn e Tucci, 2003).

A calibração dos parâmetros de um modelo hidrológico é uma etapa que envolve muito esforço do seu usuário devido à necessidade de maior entendimento do comportamento do modelo, dos parâmetros e, também, dos problemas com a qualidade e representatividade dos dados hidrológicos. Desta forma, conceitos importantes como equifinalidade, parcimônia e representatividade dos dados utilizados devem ser sempre considerados durante o processo de calibração (Collischonn e Tucci, 2003).

Na calibração de um modelo hidrológico existem vários conjuntos de parâmetros que produzem resultados relativamente próximos entre si e aos dados observados, sendo praticamente impossível definir qual é o mais adequado, o que origina o conceito de equifinalidade (Beven e Binley, 1992).

Quanto ao princípio da parcimônia, os modelos devem ter o menor número de parâmetros, de forma que a representação do comportamento hidrológico da bacia seja apropriada (Perrin et al., 2001).

Com relação à representatividade dos dados utilizados na calibração, dois aspectos devem ser verificados: (a) o período de dados deve representar a variabilidade do comportamento hidrológico da bacia, de maneira que os diferentes processos sejam corretamente simulados pelo modelo hidrológico, e (b) a presença de erros na medição dos dados.

Segundo Collischonn (2001), a calibração é matematicamente um problema de infinitas soluções, igualmente possíveis, já que existem mais equações do que incógnitas, havendo a possibilidade de ocorrerem soluções para o conjunto de equações que não representem os valores físicos possíveis aos parâmetros.

A calibração pode ser realizada basicamente por duas metodologias, tentativa e erro ou método automático.

Na metodologia por tentativa e erro, o usuário do modelo testa diferentes conjuntos de parâmetros, buscando uma relação que melhor represente o fenômeno natural. A cada tentativa o usuário analisa se o hidrograma simulado reproduz o hidrograma observado com boa precisão, por meio de funções objetivo e de análise visual. Valendo-se da análise visual, ele verifica se as vazões simuladas e observadas apresentam valores próximos nos períodos de cheia e estiagem, ou seja, se os picos de vazão e a recessão do hidrograma estão bem representados. Com relação às funções objetivo, essas permitem quantificar a qualidade do ajuste dos hidrogramas (Collischonn e Tucci, 2003). A eficiência deste método depende muito da experiência do usuário do modelo. Entende-se por função objetivo a representação matemática dos desvios (Viola, 2008).

No processo de calibração automática são empregados métodos matemáticos de otimização, sendo o mais frequente a minimização de uma função objetivo que mede o desvio entre as séries de vazão observada e simulada. O método consiste de um algoritmo que calcula diversas combinações de parâmetros, comparando os valores calculados até que o valor ótimo da função seja atingido (Viola, 2008). Magalhães (2005) destaca o fato de que, devido ao ajuste ser meramente matemático, deve-se atentar para o uso de parâmetros com valores fora de sua faixa de variação física.

2.2.4 Validação

O procedimento de validação de um modelo hidrológico consiste em testes em que se verifica o quanto os resultados previstos com o modelo, nas aplicações pretendidas, se aproximam da realidade observada. Segundo Benaman et al. (2005), a validação avalia a habilidade do modelo na previsão de períodos de tempo e/ou áreas diferentes daquele(a)s utilizadas durante a etapa de calibração. Ainda, segundo os mesmos autores, a validação é a avaliação mais robusta de um modelo, devido aos valores dos parâmetros obtidos durante a calibração serem mantidos durante a validação.

Klemes (1986) propõe um esquema de testes pelo qual um modelo hidrológico pode ser validado para diferentes usos, os quais são descritos a seguir, em ordem crescente de complexidade.

Split Sample test: empregado na validação de modelos para aplicação a processos estacionários de vazões com calibração e validação na mesma bacia, como por exemplo, o preenchimento de falhas de um posto fluviométrico. O modelo deve ser calibrado utilizando os dados do primeiro período (calibração) e deve ser aplicado com os parâmetros obtidos na calibração, utilizando-se os dados do segundo período (validação). Os resultados devem ser bons nos períodos de calibração e validação. O mesmo deve ocorrer trocando os períodos de calibração e validação.

Cabe ressaltar que uma série histórica estacionária de vazões é caracterizada pela continuidade dos valores dos parâmetros estatísticos ao longo do tempo (Tucci, 2001).

Proxy basin test: utilizado para validar a aplicação do modelo a processos estacionários com calibração e validação em locais diferentes, podendo estes estar presentes na mesma bacia ou em bacias diferentes, mas com características semelhantes. Esse teste é utilizado, por exemplo, para a geração de dados de vazão em um local sem posto fluviométrico. Nessa situação recomenda-se o emprego de duas bacias hidrográficas com características edafoclimáticas semelhantes à da bacia sem registros históricos, utilizando uma para calibração do modelo e outra para validação, devendo ser observados bons resultados.

Differential split-sample test: teste aplicado para validar a aplicação do modelo a processos não estacionários com calibração e validação na mesma bacia. Esse teste é aplicado com o objetivo de avaliar a precisão do modelo para previsão de mudanças hidrológicas em um posto fluviométrico, em ocasiões como mudanças no clima ou no uso do solo, em bacias com monitoramento hidrológico. No caso de mudança do clima, a série de dados disponível em um posto deve ser dividida em dois períodos: o período A, com precipitação acima da média; e o período B, com precipitação abaixo da média. Se o objetivo for prever as consequências de um período seco, o modelo deve ser calibrado com os dados do período A e verificado com os dados do período B. Se o objetivo for prever as consequências de um período úmido, o modelo deve ser calibrado com os dados do período B e verificado com os dados do período A. No caso de mudanças de uso do solo deve existir um posto fluviométrico com dados que cubram um tempo suficiente anterior e posterior ao início

das mudanças. O modelo deve ser calibrado ao período anterior às mudanças e verificado no período posterior, após a modificação dos parâmetros relativos ao uso do solo.

Proxy-basin differential split-sample test: aplicado para a validação de modelos para aplicação em processos não estacionários, calibrados e verificados em bacias distintas, como no caso de validação de modelos hidrológicos para aplicação em simulação de mudanças hidrológicas em bacias hidrográficas desprovidas de monitoramento hidrológico. Neste teste é necessário o emprego de dados de duas bacias hidrográficas (A e B) com características edafoclimáticas semelhantes à da bacia sem registros históricos (C). No caso em que o modelo deva ser aplicado em uma bacia C para prever as consequências de mudanças climáticas, é necessário identificar períodos chuvosos e secos nas bacias A e B. O modelo deve ser calibrado com os dados do período úmido da bacia A e aplicado com os dados do período seco da bacia B, e calibrado com os dados do período chuvoso da bacia B e aplicado com os dados do período seco da bacia A, gerando bons resultados em ambas as aplicações. O teste para as mudanças de uso do solo é semelhante.

Segundo Collischonn (2001), os modelos hidrológicos, de maneira geral, ainda estão longe de superar todos os testes propostos por Klemes (1986). Atualmente, a validação de modelos hidrológicos tem sido realizada pelo *split sample test* e, em alguns trabalhos, como os de Motovilov et al. (1999), Viola (2008) e Collischonn (2001), com a aplicação do *proxy basin test*.

2.2.5 Modelos hidrológicos disponíveis

i) SHE

O Sistema Hidrológico Europeu (SHE) é um modelo de base física, determinístico e distribuído, que simula os principais processos físicos do ciclo hidrológico (Abbott et al., 1986a, 1986b). Esses processos são simulados pela resolução de equações diferenciais parciais de conservação de massa, energia e momentum, por meio de resolução numérica utilizando o método de diferenças finitas. A distribuição espacial dos parâmetros na bacia hidrográfica é realizada representando a bacia em uma malha de grids ortogonais.

Apesar da vantagem, que se tem, ao simular os processos com base nos princípios físicos, o modelo apresenta problemas com relação à escala (Refsgaard e Storm, 1995) e necessita de grande quantidade de dados para a simulação.

ii) TOPMODEL

O Topography Based Hydrological Model (TOPMODEL) é um modelo semiconceitual e semidistribuído que utiliza relações físicas para representar os processos hidrológicos em uma bacia hidrográfica (Beven e Kirkby, 1979). A sua estrutura é baseada na discretização da bacia em sub-bacias utilizando um índice topográfico, sendo composta por: armazenamentos, escoamentos e a propagação desses na sub-bacia.

Apresenta a vantagem de reproduzir a resposta da bacia hidrográfica com um menor número de parâmetros de significado físico em relação aos mais tradicionais modelos conceituais concentrados (Franchini e Pacciani, 1991). Porém, o modelo possui algumas limitações como: não apresenta sensibilidade em localidades onde a topografia e as propriedades do solo são semelhantes; considera a precipitação e a transmissividade constantes para toda a bacia (Silva e Kobiyama, 2007).

iii) MGB - IPH

O Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB-IPH) foi desenvolvido para a simulação de grandes bacias (áreas maiores que 10.000 km²) e permite simular o comportamento físico dos processos que ocorrem na bacia de forma distribuída, seja na descrição determinística ou na forma de estimativa dos parâmetros (Collischonn e Tucci, 2001).

A bacia é subdividida em células quadradas (aproximadamente 10 x 10 km) ligadas entre si por canais de drenagem (Collischonn e Tucci, 2001). Em cada célula as características de uso e tipo de solo são sintetizadas nos denominados blocos. Cada bloco é caracterizado por uma série de parâmetros, como o armazenamento máximo de água no solo e o índice de área foliar (IAF) da vegetação. O modelo é composto dos seguintes componentes: balanço de água no solo; evapotranspiração; escoamento superficial e subsuperficial na célula; escoamento na rede de drenagem.

A maior limitação do uso do modelo é a dificuldade de representar a distribuição espacial da capacidade de infiltração e da capacidade de armazenamento de água no solo para grandes áreas.

iv) SAC - SMA

O Sacramento Soil Moisture Accounting (SAC – SMA) é um modelo hidrológico conceitual, que trata a transformação da chuva em vazão pela contabilização da umidade do solo distribuída em diversas camadas. Requer como entrada séries temporais de precipitação e, opcionalmente, séries temporais de evapotranspiração. O modelo tem sido usado em áreas úmidas, semi-áridas e áridas com bons resultados.

v) ANSWERS

O Areal Non-point Source Watershed Environment Response Simulation (ANSWERS) foi desenvolvido por Beasley e Huggins (1981), com o objetivo de simular os processos hidrológicos de escoamentos e de erosão em pequenas bacias rurais agrícolas.

A bacia é discretizada segundo módulos quadrados. Em cada módulo é efetuado o balanço de água vertical, considerando a precipitação, a interceptação, a infiltração e a evapotranspiração. A interação entre os módulos ocorre por meio do escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo entre módulos adjacentes.

vi) SMAP

O modelo SMAP é um modelo determinístico que simula séries contínuas de vazão, baseado no método do número da curva (SCS – USDA) (Lopes et al., 1981). Inicialmente, foi desenvolvido para ser aplicado a intervalos de tempos diários e, posteriormente, para versões horárias e mensais, com algumas adaptações em sua estrutura.

As principais vantagens do modelo SMAP estão relacionadas à sua simplicidade e ao uso de seis parâmetros. Desses seis, três são considerados fixos, com estimativas baseadas em processos físicos, e três são calibráveis com base nas séries históricas de precipitação e vazão.

vii) *SWAT (Soil and Water Assessment Tool)*

O SWAT foi desenvolvido pelo *Agricultural Research Service of the United States Department of Agricultural* (ARS - USDA) para prever os impactos do uso e manejo do solo na produção de água, sedimentos e agroquímicos em grandes bacias hidrográficas não instrumentadas (Arnold et al., 1998).

O SWAT é um modelo semiconceitual, semidistribuído e contínuo no tempo, que opera em um passo de tempo diário, requerendo uma grande quantidade de dados espaciais e não espaciais, que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais.

O modelo é estruturado em componentes, tais como: hidrológico, clima, sedimentos, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas, manejo agrícola. Uma estrutura de comandos é utilizada para propagar o escoamento superficial, sedimentos e nutrientes através das sub-bacias.

A modelagem hidrológica do SWAT é realizada com base na equação do balanço hídrico, tendo como volume de controle um perfil do solo de 2 m de espessura (Arnold et al., 1998). O perfil do solo pode ser dividido em até 10 camadas, o que possibilita considerar o meio como homogêneo ou heterogêneo, dependendo do número de camadas e das diferentes variáveis físico-hídricas de cada camada, fornecidas pelo usuário. Entretanto, cada camada de solo é considerada homogênea. Na Figura 1 tem-se a representação dos diversos processos que governam o balanço hídrico simulado pelo modelo em uma base diária, sendo aqueles relacionados ao movimento da água no solo determinados para cada camada.

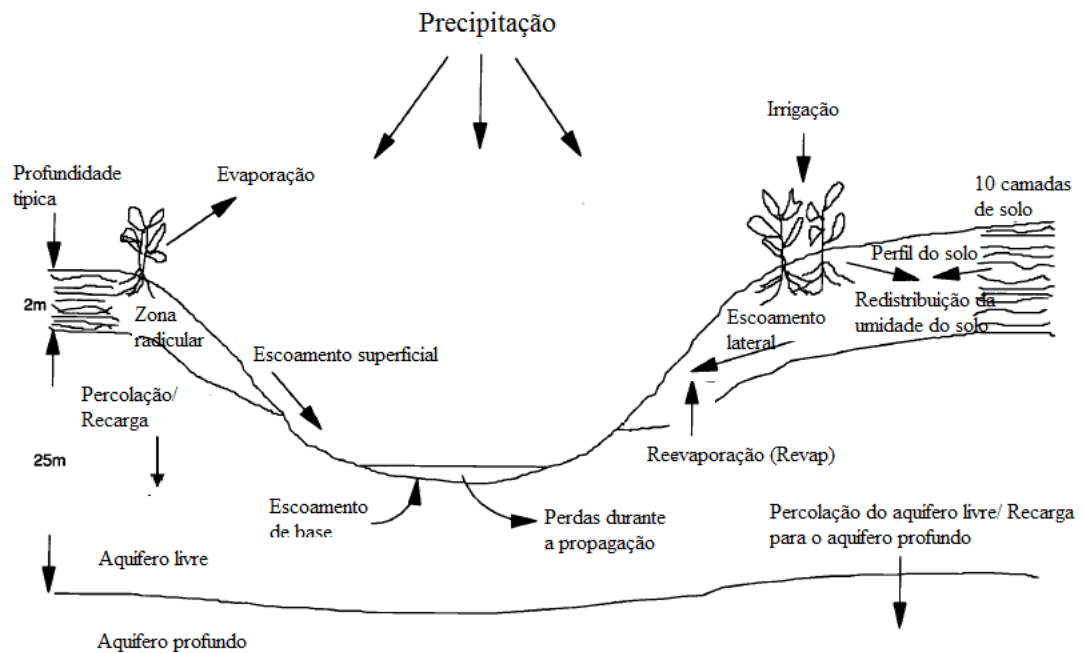


Figura 1. Componentes do balanço hídrico simulados pelo SWAT (adaptado de Arnold et al., 1998).

A modelagem inicia-se com a divisão da bacia hidrográfica em sub-bacias e, posteriormente, a divisão dessas em Unidades de Respostas Hidrológicas (HRUs), as quais são áreas que possuem um único tipo e uso do solo e uma única classe de declividade. É em nível de HRU que a maioria das equações, que descrevem os processos físicos, são resolvidas pelo modelo (Benaman et al., 2005).

O SWAT comparado a outros modelos apresenta a vantagem de ser eficiente para simular vários anos, embora opere em um passo de tempo diário, sendo um modelo utilizado para prever o comportamento da bacia a longo-prazo (Arnold et al., 1998). Outra vantagem do SWAT é o fato de ser gratuito e de apresentar uma ampla aplicabilidade em estudos ambientais.

Apesar das vantagens, o SWAT apresenta algumas limitações, como: (a) requer dados de precipitação diária e utiliza uma equação empírica (método do número da curva) para simular o escoamento superficial sem considerar a intensidade de precipitação. É importante lembrar que o modelo apresenta outra opção para estimativa do escoamento superficial, que é o modelo de infiltração de Green-Ampt-Mein-Larson. Porém, esse requer dados de precipitação em intervalos de tempo, menores que um dia, que por sinal, não são facilmente disponíveis, além de possuir um parâmetro (condutividade hidráulica do solo saturado) que pode apresentar grande varia-

bilidade espacial sobre pequenas distâncias; (b) problemas quanto à variabilidade espacial associada com a precipitação, para modelar grandes áreas. Essa pode causar consideráveis erros na estimativa do escoamento superficial se apenas um local de medição da precipitação for considerado para representar a bacia inteira, ou mesmo, se a precipitação for ponderada (Arnold et al., 1998). Aliado aos problemas com a representatividade da precipitação está o registro de dados destes locais de medição, que podem apresentar consideráveis falhas; (c) não simula propagação de cheias e de sedimentos com base em eventos detalhados.

Em se tratando de modelagem hidrológica é interessante comentar, que em geral, não existe um melhor modelo para todas as aplicações, sendo que o mais apropriado vai depender da utilização pretendida pelo usuário e das características da bacia em que o modelo será aplicado (Merritt et al., 2003).

2.3 Modelagem hidrológica e Sistemas de Informações Geográficas (SIGs)

A maior limitação na modelagem hidrológica é a dificuldade de se trabalhar com a grande quantidade de dados que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais, motivo pelo qual são empregados sistemas de informações geográficas (SIGs) para a criação do banco de dados destes modelos (Machado et al., 2003).

Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) são ferramentas para a integração e análise de um conjunto de dados espaciais georreferenciados, gerenciado de forma a facilitar sua atualização e aplicação no planejamento e na otimização de determinadas tarefas (Lubitz, 2009).

O conjunto de dados espaciais georreferenciados pode ser de cinco tipos: dados temáticos, dados cadastrais, redes, imagens de sensoriamento remoto e modelos digitais de elevação (MDE's). Com o uso de um SIG, então, é possível agregar dados como mapas digitais de uso do solo, vegetação, clima, pedologia, cartas topográficas, redes hidrológicas, censos socioeconômicos e MDE's, entre outros. Cada parte gráfica incorporada ao conjunto é, geralmente, chamada de plano de informação (PI) (Machado et al., 2003; Lubitz, 2009), conforme ilustrado na Figura 2.

Machado (2002) salienta que a interface entre SIG's e modelos pode ocorrer de três formas: união, combinação e integração. Na primeira forma, SIG e modelo são desenvolvidos separadamente e o modelo apenas extrai os dados obtidos pelo SIG através de uma simples transferência de arquivos. Este formato é mais simples,

mas acaba não utilizando todas as vantagens funcionais do SIG. Na segunda forma, combinação, o modelo é configurado com as ferramentas do SIG e a troca de dados é feita automaticamente. Neste nível está a maioria dos modelos hidrológicos em evidência atualmente. Na terceira forma, integração, modelo e SIG são incorporados um ao outro, o que requer um grande esforço de programação. Por isso, esta interface é mais usual em modelos mais simples.

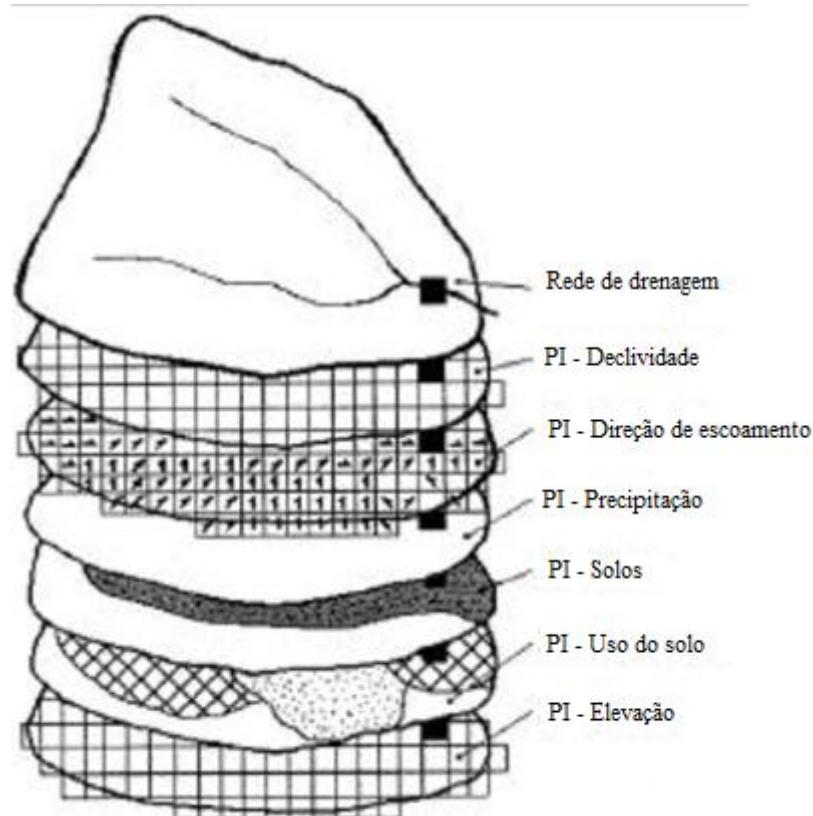


Figura 2. Base de dados espaciais de um SIG (adaptado de Lubitz, 2009).

A união dessas duas tecnologias (modelos hidrológicos e SIGs) é fundamental para o manejo de bacias hidrográficas, uma vez que com a utilização dos SIGs torna-se possível a manipulação com maior facilidade dos dados espaciais, necessários aos modelos hidrológicos (Machado et al., 2003). Por exemplo, nos estudos de quantificação dos componentes do balanço hidrológico e nos estudos de perdas de solo, tem-se a necessidade de conhecer e trabalhar as variáveis, tais como a altimetria, as propriedades do solo e os padrões de ocupação do solo, que interferem nos processos de forma espacialmente distribuídas, uma vez que essas variáveis apresentam distribuição desigual no espaço, o que é conseguido por meio dos SIGs. Essa união permite não só simular e avaliar cenários passados e atuais, mas também cenários futuros com baixo custo e de forma rápida (Machado, 2002).

O SIG apresenta a vantagem de realizar, por meio de sucessivas análises dos dados espaciais, a divisão de grandes áreas heterogêneas (bacias hidrográficas) em pequenas unidades hidrologicamente homogêneas (HRUs), sobre as quais os modelos são aplicados, conferindo a esses a característica de parâmetros distribuídos (Calijuri et al., 1998).

Os SIGs podem ser utilizados em estudos envolvendo variabilidade espacial e temporal da cobertura vegetal na bacia hidrográfica, além da caracterização fisiográfica a partir do modelo digital de elevação (MDE) (Petersen et al., 1991; Viola, 2008).

Existem basicamente dois formatos para a representação de dados espaciais em um SIG, o vetorial e o raster. No formato vetorial os limites das feições são definidos por pontos, linhas ou polígonos, sendo os atributos armazenados separadamente. No formato raster a representação gráfica das feições e atributos é unificada em subunidades denominadas de células ou pixels (Eastman, 1999).

O modelo digital de elevação (MDE) consiste de uma “superfície” com valores que variam continuamente no espaço, sendo tradicionalmente obtida por modelagem “Triangulated Irregular Network” (TIN), a qual permite a geração de um modelo da superfície no qual os topos de morros e depressões são modelados de acordo com as tendências dos dados mais próximos. Na geração e na aplicação do MDE a resolução espacial é um aspecto muito importante. Em modelagem hidrológica as resoluções espaciais mais recomendadas estão entre 5 e 50 metros (Grossi, 2003), podendo variar em casos de grandes bacias.

2.4. Aplicações com o modelo SWAT

Bouraoui et al. (2002) aplicaram o modelo SWAT em três postos fluviométricos localizados na bacia hidrográfica Ouse River, U.K., os quais drenavam áreas variando de 980 a 3.500 km² e obtiveram coeficientes de E_{NS} variando de 0,39 a 0,77, indicando um desempenho satisfatório do modelo na simulação da vazão diária na bacia.

Cao et al. (2006) calibraram e validaram o SWAT em sete postos fluviométricos na bacia hidrográfica Motueka River, localizada na Nova Zelândia, com áreas de drenagem variando de 50 a 1.756 km². Os autores obtiveram

coeficientes de E_{NS} variando de 0,36 a 0,78 e um desempenho satisfatório na simulação da vazão diária com o modelo.

Coffey et al. (2004) aplicaram o SWAT na simulação da vazão diária de uma pequena bacia hidrográfica (5,5 km²) na Universidade de Kentucky ARC em Kentucky, EUA, e obtiveram valores de E_{NS} de 0,09 e 0,15 na calibração e validação, respectivamente, indicando desempenho ruim do modelo.

Du et al. (2005) calibraram e validaram o SWAT (versão 2000) para a bacia hidrográfica Walnut Creek em Iowa, EUA, a qual drena uma área de 51,3 km². Os autores obtiveram estatísticas de E_{NS} iguais a 0,36 e 0,72 para a calibração e validação, respectivamente, indicando um desempenho satisfatório do modelo para a simulação da vazão diária.

Heuvelmans et al. (2006) calibraram e validaram o SWAT em 25 subbacias da bacia hidrográfica de Schelde River, Bélgica, cujas as áreas de drenagem variaram de 2 a 210 km². Os autores obtiveram bons resultados estatísticos, com valores de E_{NS} variando de 0,70 a 0,95 na simulação diária da vazão na bacia.

Kannan et al. (2007b) aplicaram o SWAT para a simulação da vazão diária da pequena bacia hidrográfica de Colworth (área de drenagem de 1,4 km²), U.K., utilizando as duas abordagens para estimativa do escoamento superficial: método do número da curva e o método de Green-Ampt. Os autores obtiveram resultados estatísticos considerados satisfatórios, com valores de E_{NS} igual a 0,60 e 0,61 na calibração e validação, respectivamente, utilizando o método do número da curva e E_{NS} de 0,51 e 0,54 na calibração e validação, respectivamente, utilizando Green-Ampt.

Nasr et al. (2007) aplicaram o SWAT na simulação da vazão diária das bacias Clarianna, Dripsey e Oona Water, localizadas na Irlanda, as quais possuem áreas de drenagem variando de 15 a 96 km². Os autores obtiveram valores de E_{NS} de 0,72 a 0,91, com o modelo simulando adequadamente a vazão diária na bacia.

2.5 Impactos de alterações no uso do solo sobre o regime hidrológico de bacias hidrográficas

O regime hidrológico de uma bacia hidrográfica é resultado de uma complexa interação entre vegetação, solos, relevo e clima (Viola, 2008). Se essa interação for alterada por meio da substituição de um tipo de vegetação por outro, o ciclo hidrológico é modificado, especialmente pela alteração na relação entre precipitação e eva-

potranspiração, resultando numa modificação do regime hidrológico da bacia (Costa et al., 2003).

Alterações no deflúvio de uma bacia hidrográfica, após essas sofrerem modificações na sua cobertura vegetal, são causadas basicamente pelas alterações na capacidade de infiltração de água no solo, na evapotranspiração e na quantidade de água disponível às plantas, devido a modificações na profundidade do seu sistema radicular (Bruijnzeel, 1990).

Alguns aspectos como a distribuição das chuvas ao longo do ano, a profundidade do solo e a declividade do terreno também são fundamentais na análise de mudanças de uso e cobertura do solo (Tucci e Clarke, 1997; Collischonn, 2001; Durães, 2010).

Segundo Collischonn (2001), em regiões onde as precipitações ocorrem concentradas durante apenas alguns meses do ano o impacto da mudança de cobertura vegetal é diferente se a época de chuvas coincide com a época de maior ou menor evapotranspiração. Por exemplo, nas regiões Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, onde as precipitações ocorrem principalmente durante o verão, que é a época de maior evapotranspiração, os impactos da mudança de cobertura vegetal tendem a serem maiores.

Em regiões de solos pouco profundos a mudança de cobertura vegetal tende a ter menos impacto sobre o escoamento, porque o armazenamento no solo pouco influencia a geração de escoamento. Para regiões onde o relevo é acidentado, nas quais o escoamento superficial ocorre com maior facilidade, os impactos das mudanças de cobertura vegetal tendem a ser maiores.

Os impactos hidrológicos devido à alterações no uso e cobertura dos solos podem ser determinados experimentalmente monitorando-se bacias hidrográficas com características semelhantes em termos de declividade, solos, área, clima e vegetação (Brown et al., 2005; Viola, 2008). De acordo com os autores, após um período de monitoramento para a calibração da relação entre seus comportamentos hidrológicos, promove-se a alteração da cobertura vegetal de uma bacia, mantendo a outra inalterada, permitindo desta forma, o controle da variabilidade climática sobre os resultados, atribuindo as mudanças no regime hidrológico às alterações da vegetação.

Ainda, segundo os autores, os estudos conduzidos em bacias hidrográficas experimentais abordam quatro distintos tipos de alterações na cobertura vegetal: i)

reflorestamento, que visa à substituição de vegetação rasteira ou arbustiva por espécies florestais; ii) rebrota, nos quais são avaliados os impactos hidrológicos após corte de uma espécie florestal, seguida de crescimento da mesma espécie; iii) desflorestamento, que contempla a substituição de vegetação arbórea por rasteira e iv) conversão de florestas, abrangendo a substituição de uma espécie florestal por outra.

Collischonn (2001) apresenta uma revisão importante sobre aspectos das mudanças no uso do solo, as quais foram descritas por Tucci e Clarke (1997) e Bruijnzeel (1996) como:

i) As florestas absorvem mais radiação solar do que os outros tipos de cobertura vegetal. Em consequência, a energia disponível para a evapotranspiração é maior em florestas.

ii) A interceptação em florestas é maior. Com isso a evaporação direta da água interceptada tende a ser maior.

iii) As florestas retiram do solo mais água do que as pastagens.

iv) O desmatamento de florestas naturais produz aumento da vazão média na bacia hidrográfica. Isto é uma consequência das afirmações anteriores.

v) O aumento do escoamento é ainda maior se o desmatamento for realizado com tratores e no uso posterior do solo é utilizada mecanização. Isto ocorre porque aumenta a compactação da camada superficial do solo e diminui a infiltração da água da chuva.

vi) As condições de escoamento podem retornar às condições anteriores ao desmatamento após vários anos, se houver crescimento da vegetação. Em outras palavras, o sistema natural pode retornar ao estado inicial.

vii) Quando o solo, após o desmatamento, é utilizado para plantação permanente (café, chá, etc.), a modificação do escoamento é menor; no entanto, quando o solo é utilizado para agricultura intensa, como culturas anuais, e a prática agrícola utiliza mecanização, a alteração do escoamento tende a ser permanente.

As vazões médias tendem a sofrer variações mais significativas logo após a prática do desmatamento, em magnitudes que vão depender do tipo de vegetação implantada (Bruijnzeel, 1996). Ao se retirar a cobertura florestal, promove-se uma diminuição na evapotranspiração, devido à redução na absorção de energia solar, na capacidade de retirar água do solo e na interceptação da chuva, diminuindo-se, assim, o fluxo de água vertical e aumentando-se o fluxo de água horizontal (Viola,

2008). Se a prática for de retirada da vegetação rasteira e implantação de espécies florestais é esperada a diminuição da vazão média, uma vez que a vegetação florestal possui maior evapotranspiração do que a vegetação rasteira.

As vazões mínimas, caracterizadas pelo escoamento de água nos rios durante o período de estiagem, refletem as condições de recarga do aquífero freático. Neste caso, o conhecimento das condições de infiltração da água no solo e da profundidade do sistema radicular após a alteração da cobertura vegetal é essencial na análise da resposta da bacia hidrográfica. As condições de infiltração da água no solo dependem do manejo adotado após a alteração da cobertura vegetal, podendo resultar em alterações significativas na taxa de infiltração. Já a profundidade do sistema radicular confere uma maior ou menor capacidade de extração de água do solo pelas plantas, podendo reduzir ou não a quantidade de água percolada (Bruijnzeel, 1996).

A implantação de florestas em substituição a áreas de pequena cobertura vegetal, do ponto de vista hidrológico, resulta em redução no escoamento, devido ao considerável aumento na evapotranspiração, porém, no âmbito de conservação dos solos, os impactos podem ser positivos, pois terrenos com pequena cobertura vegetal são mais susceptíveis à ocorrência de erosão e transporte de sedimentos, com efeitos negativos sobre a qualidade das águas.

Neste sentido, destaca-se que as análises apresentadas nesta revisão se referem às alterações no regime hidrológico devido às modificações na cobertura vegetal, não abrangendo os demais impactos.

Com relação às vazões de cheia, Collischonn (2001) relata que existem diversos casos comparativos de bacias pequenas, com e sem florestas, em que houve um aumento considerável das cheias com o desmatamento, mas que a diferença entre vazão de cheia tende a diminuir para os eventos com tempos de retorno maiores. Segundo Tucci e Clarke (1997), o desmatamento tende a aumentar as cheias de pequeno e médio período de retorno, mas não afeta muito as cheias de maior magnitude.

No mundo, diversos estudos tem sido realizados com o intuito de quantificar os efeitos das alterações no uso e cobertura do solo sobre a dinâmica do escoamento em bacias hidrográficas.

Bosch e Hewlett (1982) coletaram informações sobre 94 bacias experimentais, abrangendo experimentos de desflorestamento, reflorestamento e rebrota, concluindo que i) a retirada de cobertura vegetal florestal provoca aumento

no deflúvio anual; ii) o aumento da cobertura vegetal florestal reduz o deflúvio anual; iii) redução em 10% de áreas cobertas por florestas de coníferas ou de eucalipto acarretam em média incremento de 40 mm no deflúvio anual; e iv) redução de 10% de área coberta por florestas decíduas ou de pequeno porte provoca incremento de 10 a 25 mm no deflúvio anual.

Alterações no deflúvio médio anual de magnitude semelhante às obtidas por Bosch e Hewlett (1982) foram verificadas por Collischonn (2001) ao simular os impactos hidrológicos decorrentes do desmatamento de 10% da bacia do rio Taquari-Antas, RS, utilizando o modelo MGB-IPH, o qual obteve uma estimativa de aumento no escoamento anual de 10 mm.

Ribeiro Neto (2006), empregando o MGB-IPH na simulação dos impactos hidrológicos decorrentes da substituição de aproximadamente 23% da cobertura atual de pastagem e cerrado por floresta, verificaram diminuição de 3,24 e 6,47%, nas vazões média e máxima, respectivamente, e aumento na vazão mínima de 3,87%.

Von Stackelberg et al. (2007) empregaram o modelo SWAT na simulação dos impactos hidrológicos decorrentes da introdução da cultura do pinus (*pinus taeda*) em substituição à pastagem na bacia do rio Tacuarembó, no Uruguai, estimando uma redução no escoamento de, aproximadamente, 23%.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da região de estudo

A bacia hidrográfica do rio Pomba possui uma área de drenagem de aproximadamente 8.600 km², sendo boa parte dela localizada no Estado de Minas Gerais e uma pequena parte no Estado do Rio de Janeiro. A bacia, na sua parte mineira, está inserida na Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) “Bacia dos Afluentes Mineiros do Rio Pomba e Muriaé” (PS2), compreendendo as bacias dos rios Pomba e Muriaé.

O rio Pomba nasce na Serra Conceição, pertencente à cadeia da Mantiqueira, em Barbacena, a 1.100 m de altitude, apresentando uma declividade relevante, pois a cerca de 90 km de distância da sua nascente ele atinge a altitude de 200 m (AGEVAP, 2012). Após percorrer 265 km, desagua no rio Paraíba do Sul. Os seus principais afluentes são os rios Novo, Piau, Xopotó, Formoso e Pardo.

A bacia do rio Pomba apresenta uso e ocupação do solo relativamente uniforme, abrangendo cerca de 35 municípios mineiros e três municípios fluminenses, onde vive uma população de, aproximadamente, 450 mil habitantes (AGEVAP, 2012).

As águas da bacia são utilizadas em várias atividades econômicas, entre as quais se pode destacar a agropecuária, indústria de móveis, indústria de polpa de frutas, geração de energia elétrica, abatedouros e mineração (Côrrea, 2006).

Na Figura 3 se apresenta a localização da bacia hidrográfica do rio Pomba no contexto nacional.

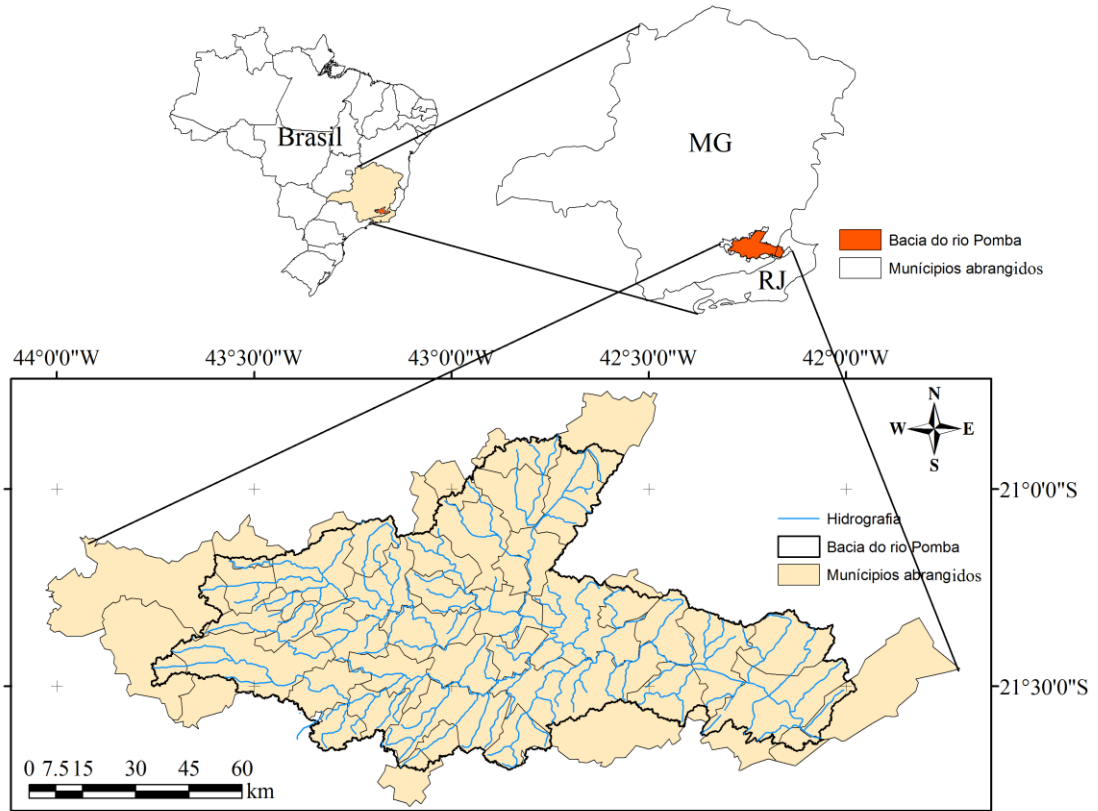


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Pomba no contexto nacional.

3.2 Caracterização da área de estudo

3.2.1 Morfometria e hidrografia

O MDE utilizado no presente estudo foi proveniente de imagens ASTER obtidas junto a NASA (<http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>) com resolução espacial de 30 m. Este MDE foi tratado obtendo-se o MDEHC, conforme metodologia descrita a seguir.

3.2.1.1 Modelo digital de elevação hidrograficamente condicionado (MDEHC)

O modelo digital de elevação hidrograficamente condicionado (MDEHC) foi gerado a partir do modelo digital de elevação (MDE) e da hidrografia mapeada (vetorial) na escala de 1: 50.000, obtida junto ao IBGE. A seguir são descritos os passos utilizados na confecção do MDEHC.

i) Realizou-se o pré-processamento da hidrografia por meio dos seguintes procedimentos:

- simplificação dos rios de margens duplas, pela criação de uma linha central;
- eliminação das bifurcações, definindo-se o trajeto do escoamento; e
- correção das falhas apresentadas na orientação da hidrografia (vetorial) no sentido da foz.

ii) Posteriormente, realizou-se o pré-processamento do MDE, da seguinte forma:

- preenchimento das células nodatas (células sem valores);
- preenchimento de depressões espúrias;
- geração da direção de escoamento e escoamento acumulado;
- obtenção da hidrografia numérica a partir do acúmulo de 100 células (número estabelecido após observação de boa representatividade da hidrografia numérica frente a mapeada);
- ajuste do MDE à hidrografia mapeada, por meio da hidrografia numérica com base em 30 confluências.

Após o pré-processamento da hidrografia e do MDE estes foram inseridos no comando Terrain Pré-Processing/DEM Manipulation/DEM Recoditioning da ferramenta ArcHydro9.3 para a obtenção do MDEHC. Foram realizados os rebaixamentos de 10, 15 e 20 metros na hidrografia, sendo o MDEHC obtido com o rebaixamento de 20 metros, que foi observado pela precisão na delimitação da bacia hidrográfica do rio Pomba e pelo bom ajuste da hidrografia numérica à mapeada. Os passos do pós-processamento foram:

- obtenção do AgreeDem (modelo digital de elevação condicionado à hidrografia pela imposição de um aprofundamento da calha);
- preenchimento das depressões espúrias;
- geração da direção de escoamento e escoamento acumulado;
- obtenção da hidrografia numérica a partir do acúmulo de 100 células;
- comparação da hidrografia numérica com a mapeada; e
- obtenção da correta delimitação da bacia hidrográfica.

Na Figura 4 se apresenta a comparação entre a hidrografia derivada numericamente e a hidrografia mapeada e na Figura 5 o MDEHC e os limites da bacia hidrográfica do rio Pomba.

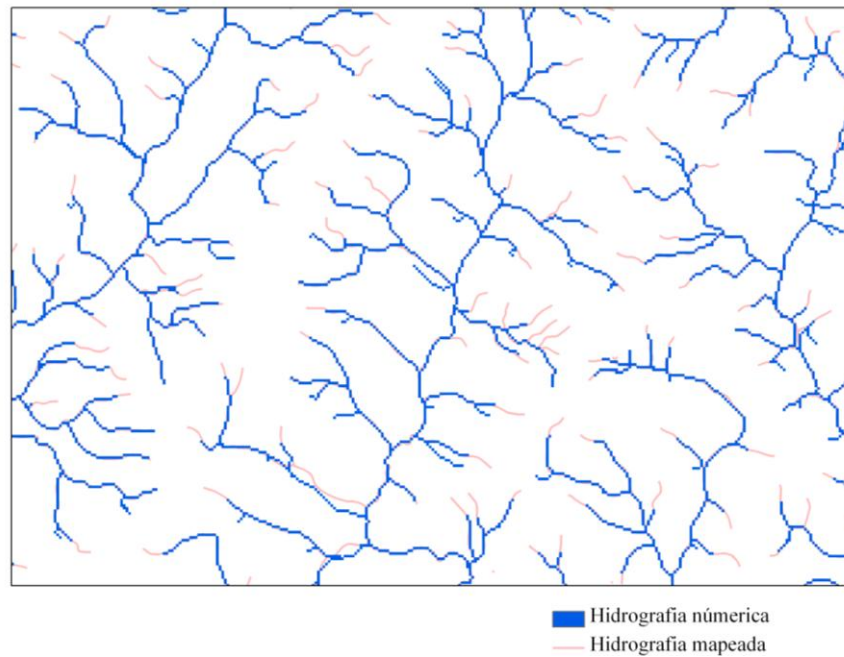


Figura 2. Comparação entre a hidrografia gerada numericamente e a mapeada.

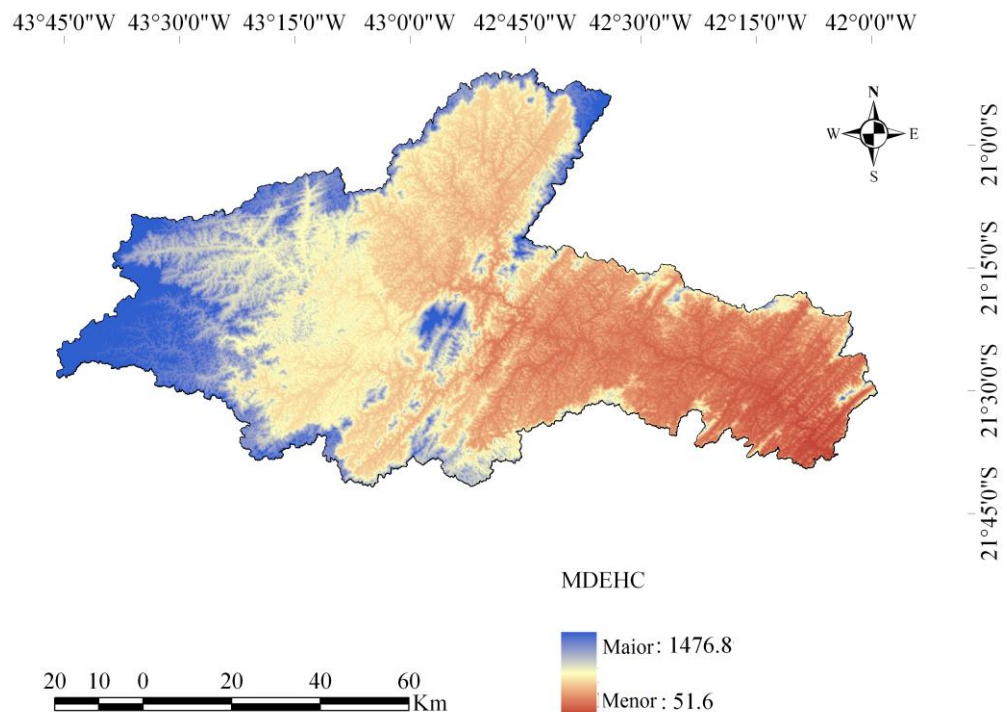


Figura 3. Modelo digital de elevação hidrológicamente consistente (MDEHC) e os limites da bacia hidrográfica do rio Pomba.

3.2.2 Uso e ocupação do solo

Segundo a AGEVAP (2012), o grau de desmatamento da bacia hidrográfica do rio Pomba chama a atenção apresentando, na maior parte das suas sub-bacias, áreas absolutamente desprovidas de florestas e com inexpressiva extensão de vegetação secundária.

O uso e ocupação do solo na bacia do rio Pomba são marcados por exploração agrícola, pastagens, ocupação urbana, vegetação nativa, pequenas áreas com eucalipto e solos sem nenhuma cobertura vegetal. Sua classificação foi feita a partir de imagens do sensor Landsat TM+, datada de 2010, utilizando o método de classificação supervisionada da máxima verossimilhança. Para isso foram coletadas amostras de treinamento considerando sete classes de uso do solo: pastagem, vegetação nativa, eucalipto, agricultura, solo sem nenhuma cobertura vegetal, ou seja, solo exposto, área urbana e corpos hídricos.

O índice Kappa, que avalia a qualidade da amostragem foi de 80,48%, classificado como excelente, segundo Congalton e Green (1998).

Para avaliar a qualidade do mapeamento geraram-se pixels aleatórios no mapa, os quais foram comparados com a imagem original, com o objetivo de realizar eventuais correções na classificação supervisionada. Essa avaliação também foi realizada com base no mapa de cobertura vegetal feito em 2009 para o banco de dados do Zoneamento Ecológico e Econômico de Minas Gerais (ZEE MG), o qual apresenta informações obtidas em inspeções de campo por equipe técnica, com cada tipo de cobertura vegetal georreferenciada.

Na Figura 6 se apresenta o mapa com as classes de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Pomba e na Tabela 1 estão apresentadas as áreas ocupadas por cada classe.

As classes pastagem e vegetação nativa são predominantes na bacia, com um total de 55,5 e 31,0% da área, respectivamente. A agricultura é mais intensificada na porção Norte onde se concentram maiores áreas com lavouras de café. Pode-se constatar, ainda, que nas cabeceiras da bacia encontra-se boa parte da classe vegetação nativa, fato relacionado às elevadas declividades, o que dificulta a implantação de práticas agrícolas, e às implicações quanto à legislação ambiental.

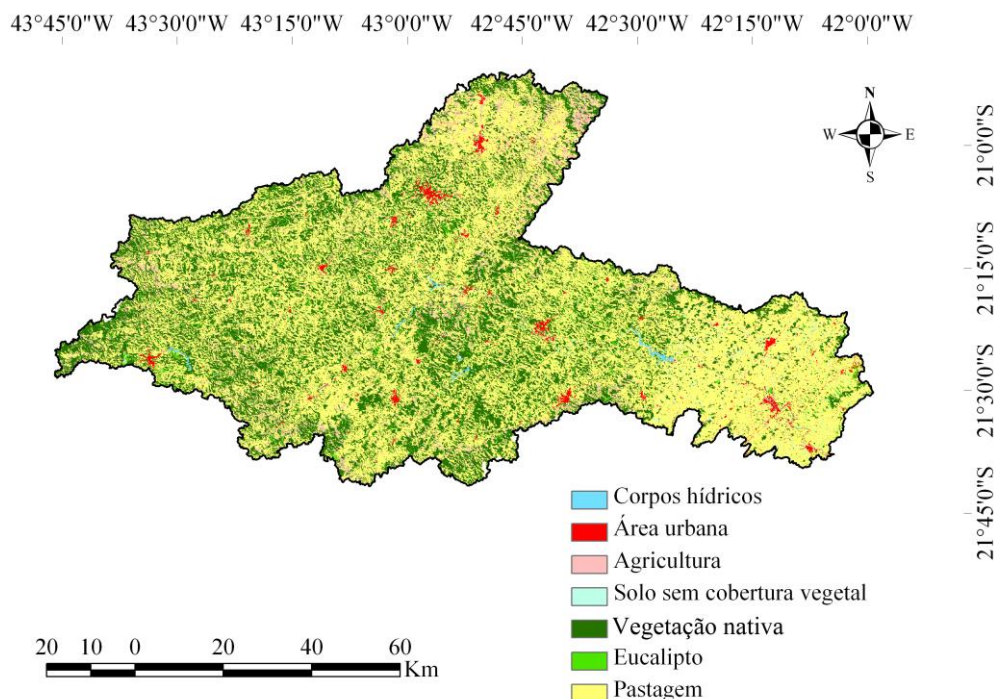


Figura 4. Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Pomba obtida a partir da classificação de imagens do satélite Landsat.

Tabela 1. Área ocupada por classe de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Pomba

Uso do solo	Área (km ²)	Área (%)
Corpos hídricos	34,90	0,41
Área urbana	126,94	1,48
Agricultura	661,79	7,70
Solo sem cobertura vegetal	103,29	1,20
Vegetação nativa	2.658,04	30,92
Eucalipto	237,23	2,76
Pastagem	4.775,01	55,54
Total	8.597,21	100,00

3.2.3 Solos

A UPGRH PS2 conta com um levantamento de solos realizado por Schaefer et al. (2010), na escala de 1:500.000. Ocorrem na bacia as classes de solo: Argissolo Vermelho eutrófico (PVe), Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe), Cambissolo Háplico Tb distrófico

(CXbd), Cambissolo Háptico Tb eutrófico (CXbe), Cambissolo Húmico distrófico (CHd), Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Amarelo distrófico (LAd).

Na Figura 7 se apresenta o mapa com as classes de solo presentes na bacia hidrográfica do rio Pomba.

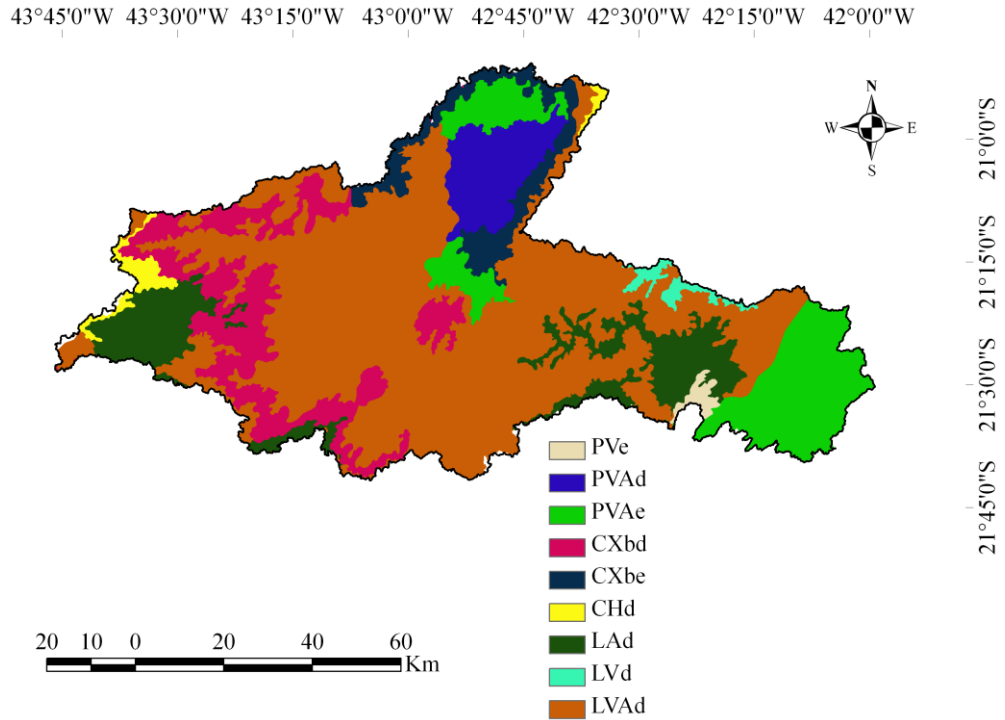


Figura 5. Mapa de solos da bacia hidrográfica do rio Pomba na escala de 1: 500.000. Adaptado de Schaefer et al. (2010).

3.3 Descrição do modelo hidrológico SWAT

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é modelado com o SWAT, na escala de tempo diária, pela equação do balanço hídrico:

$$A_{ti} = A_{t0} + \sum_{i=1}^n (P_{Ti} - E_{supi} - E_{lati} - ET_i - E_{subi}) \quad (1)$$

em que A_{ti} e A_{t0} - conteúdo final e inicial de água no solo no dia i (mm); P_{Ti} - precipitação total no dia i (mm); E_{supi} - escoamento superficial no dia i (mm); E_{lati} - escoamento sub-superficial lateral no dia i (mm); ET_i - evapotranspiração no dia i (mm); E_{subi} - escoamento subterrâneo no dia i (mm).

3.3.1 Escoamento superficial

O escoamento superficial (E_{sup}) é estimado pelo método do número da curva (USDA-SCS, 1972):

$$E_{sup} = \frac{(P_T - 0,2S)^2}{(P_T + 0,8S)}, \quad P_T > 0,2S \quad (2)$$

$$E_{sup} = 0,0 \quad P_T \leq 0,2S \quad (3)$$

$$S = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (4)$$

em que P_T – precipitação total diária (mm); S – parâmetro de retenção (mm) e CN – número da curva.

O parâmetro de retenção (S) varia em função da umidade do solo e é determinado, pela seguinte equação (Neitsh et al., 2005a):

$$S = S_{max} \cdot \left(1 - \frac{A_t}{[A_t + \exp(w_1 - w_2 \cdot A_t)]} \right) \quad (5)$$

em que S e S_{max} - parâmetros de retenção e retenção máxima para o dia, respectivamente (mm); A_t - conteúdo de água no solo no dia (mm), e w_1 e w_2 - coeficientes de forma.

O parâmetro de retenção (S_{max}) é obtido resolvendo a equação (4) usando CN_1 , que é determinada pela equação:

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20(100 - CN_2)}{100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636(100 - CN_2)]} \quad (6)$$

em que CN_1 e CN_2 são números da curva para a condição de umidade I (considerada a umidade do solo no ponto de murcha permanente) e II (considerada a umidade média do solo), respectivamente.

Os coeficientes de forma são determinados pelas equações:

$$w_1 = \ln \cdot \left(\frac{CC}{1 - S_3 \cdot S_{\max}^{-1}} - CC \right) + w_2 \cdot CC \quad (7)$$

$$w_2 = \frac{\left[\ln \cdot \left(\frac{CC}{1 - S_3 \cdot S_{\max}^{-1}} - CC \right) - \ln \left(\frac{SAT}{1 - 2,54 \cdot S_{\max}^{-1}} - SAT \right) \right]}{(SAT - CC)} \quad (8)$$

em que w_1 e w_2 - coeficientes de forma; CC - conteúdo de água do solo na capacidade de campo (mm); S_3 - parâmetro de retenção para a condição de umidade III (considerada como o conteúdo de água do solo na capacidade de campo) (mm); S_{\max} - parâmetro de retenção máxima, correspondente à condição de umidade I (mm); SAT - conteúdo de água do solo saturado (mm).

O número da curva (CN) é ajustado diariamente substituindo o parâmetro de retenção calculado com a equação (5) na equação (4).

Ocorrendo o escoamento superficial, o modelo o propaga entre as sub-bacias e calcula a vazão de pico.

3.3.2 Vazão de pico

A vazão de pico é simulada com o SWAT, pelo método racional modificado, expresso pela equação:

$$Q_{\text{pico}} = \frac{\alpha_{tc} \cdot E_{\text{sup}} \cdot \text{Área}}{3,6 \cdot t_{\text{conc}}} \quad (9)$$

em que Q_{pico} - vazão de pico ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); α_{tc} - fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração; E_{sup} - escoamento superficial (mm); Área - área da sub-bacia (km^2); t_{conc} - tempo de concentração da sub-bacia (h) e 3,6 - fator de conversão de unidades.

O tempo de concentração (t_{conc}) da sub-bacia é calculado somando-se o tempo de concentração do escoamento sobre a superfície do solo (tempo necessário para o escoamento deslocar-se do ponto mais remoto da bacia até o curso d'água) e o

tempo de concentração do escoamento no curso d'água (tempo para o escoamento se deslocar no curso d'água até a foz):

$$t_{\text{conc}} = t_{\text{sup}} + t_{\text{canal}} \quad (10)$$

em que t_{sup} - tempo de deslocamento do escoamento sobre a superfície do solo (h) e t_{canal} - tempo de deslocamento do escoamento no curso d'água (h).

O tempo de deslocamento do escoamento sobre a superfície do solo (t_{sup}) é calculado usando a equação:

$$t_{\text{sup}} = \frac{L_{\text{enc}}^{0,6} \cdot n_{\text{sup}}^{0,6}}{18 \cdot i_{\text{sup}}^{0,3}} \quad (11)$$

em que L_{enc} - comprimento da encosta da sub-bacia (m); n_{sup} - coeficiente de rugosidade de Manning para condições de superfície do solo ($\text{s m}^{-1/3}$); i_{sup} - declividade média da sub-bacia (m m^{-1}).

O tempo de deslocamento do escoamento no curso d'água (t_{canal}) é calculado, pela equação:

$$t_{\text{canal}} = \frac{0,62 \cdot L_{\text{canal}} \cdot n_{\text{canal}}^{0,75}}{\text{Área}^{0,125} \cdot i_{\text{canal}}^{0,375}} \quad (12)$$

em que L_{canal} - comprimento do curso d'água do ponto mais distante à saída da sub-bacia (km); n_{canal} - coeficiente de rugosidade de Manning para o curso d'água; Área - área da sub-bacia (km^2); i_{canal} - declividade do curso d'água (m m^{-1}).

A fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração (α_{tc}) é estimada como uma função da precipitação diária ocorrida na meia-hora de maior intensidade de precipitação, como:

$$\alpha_{\text{tc}} = 1 - \exp\left[2 \cdot t_{\text{conc}} \cdot \ln(1 - \alpha_{0,5})\right] \quad (13)$$

em que $\alpha_{0,5}$ é a fração máxima da precipitação ocorrida em meia-hora.

A fração máxima da precipitação ocorrida em meia-hora ($\alpha_{0,5}$) é calculada pelo gerador climático do modelo (WXGEN), necessitando-se, para isso, dos

seguintes dados de entrada: precipitação máxima em meia-hora para cada mês, precipitação média de cada mês, número médio de dias de precipitação para cada mês e número de anos usados para obter os valores da precipitação máxima em meia-hora. Maiores detalhes no equacionamento utilizado podem ser obtidos em Neitsch et al. (2005a).

3.3.2 Percolação

A percolação é calculada para cada camada do perfil do solo:

$$\begin{aligned} A_{i,exc} &= A_i - CC_i && \text{se } A_i > CC_i \\ A_{i,exc} &= 0 && \text{se } A_i \leq CC_i \end{aligned} \quad (14)$$

em que $A_{i,exc}$ - volume de água percolado da camada i (mm d^{-1}); A_i - conteúdo de água da camada i (mm d^{-1}); CC_i - conteúdo de água da camada i na capacidade de campo (mm d^{-1}).

A quantidade de água percolada de uma camada para a camada inferior é calculada usando a metodologia de propagação do armazenamento, conforme a equação:

$$A_{p,i} = A_{i,exc} \left(1 - \exp \left[\frac{-\Delta t}{T_{p,i}} \right] \right) \quad (15)$$

em que $A_{p,i}$ - quantidade de água percolada da camada i para a próxima camada (mm d^{-1}); Δt - intervalo de tempo (24h) e $T_{p,i}$ - tempo de percolação da camada i (h).

O tempo de percolação em cada camada do solo é calculado através da equação:

$$T_{p,i} = \frac{SAT_i - CC_i}{K_{sat,i}} \quad (16)$$

em que SAT_i - quantidade de água da camada i quando completamente saturada (mm) e $K_{sat,i}$ - condutividade hidráulica do solo saturado na camada i (mm h^{-1}).

3.3.3 Escoamento lateral

O escoamento sub-superficial lateral (E_{lat}) do perfil do solo (0 – 2 m) é calculado simultaneamente com a percolação, sendo determinado com o modelo de armazenamento cinemático, desenvolvido por Sloan et al. (1983):

$$E_{lat,i} = 0,024 \left(\frac{2 \cdot A_{p,i} \cdot K_{sat,i} \cdot i}{\phi_{d,i} \cdot L_{enc}} \right) \quad (17)$$

em que $E_{lat,i}$ = escoamento sub-superficial lateral da camada i (mm d^{-1}); $A_{p,i}$ - volume de água drenado da camada i (mm); $K_{sat,i}$ - condutividade hidráulica do solo saturado da camada i (mm h^{-1}); i - declividade média da encosta (m m^{-1}); $\phi_{d,i}$ - porosidade drenável da camada i (mm mm^{-1}) e L_{enc} - comprimento da encosta (m).

3.3.4 Escoamento subterrâneo

O escoamento subterrâneo ou de base (E_{sub}) é determinado com base na equação do balanço de água no aquífero livre:

$$Aq_{l,i} = Aq_{l,i-1} + A_{rec,li} - E_{sub,i} - A_{revapi} - A_{bomb,i} \quad (18)$$

em que $Aq_{l,i}$ e $Aq_{l,i-1}$ - armazenamento de água no aquífero livre nos dias i e $i-1$, respectivamente (mm); $A_{rec,li}$ - recarga do aquífero livre no dia i (mm); $E_{sub,i}$ - escoamento subterrâneo no dia i (mm); A_{revapi} - re-evaporação da água do aquífero livre no dia i (mm); $A_{bomb,i}$ - quantidade de água removida do aquífero livre por bombeamento no dia i (mm).

A quantidade de água que recarrega o aquífero livre ($A_{rec,li}$) é determinada pelas equações:

$$A_{rec,i} = \left(1 - \exp\left(\frac{-1}{\delta_{sub}}\right) \right) \cdot A_{p,i} + \exp\left(\left(\frac{-1}{\delta_{sub}}\right) \cdot A_{rec,i-1}\right) \quad (19)$$

$$A_{rec,ci} = \beta_c \cdot A_{rec,i} \quad (20)$$

$$A_{rec,li} = A_{rec,i} - A_{rec,ci} \quad (21)$$

em que $A_{rec,i}$ - recarga dos aquíferos no dia i (mm); δ_{sub} - tempo gasto para a água percolada do perfil do solo recarregar o aquífero (dias); $A_{p,i}$ - quantidade de água percolada no dia i (mm); $A_{rec,i-1}$ - recarga dos aquíferos no dia $i-1$ (mm); $A_{rec,ci}$ - recarga do aquífero confinado no dia i (mm); β_c - coeficiente de percolação do aquífero confinado.

O escoamento subterrâneo ou de base (E_{sub}) é determinado com base nas equações:

$$E_{sub,i} = E_{sub,i-1} \cdot e^{(-\alpha_{sub} \cdot \Delta t)} + A_{rec,li} \cdot [1 - e^{(-\alpha_{sub} \cdot \Delta t)}] \quad \text{se } Aq_l > Aq_{lim} \quad (22)$$

$$E_{sub,i} = 0 \quad \text{se } Aq_l \leq Aq_{lim} \quad (23)$$

em que $E_{sub,i-1}$ - escoamento subterrâneo no dia $i-1$ (mm); α_{sub} - constante de recessão do escoamento subterrâneo; Δt - passo do tempo (1 dia); $A_{rec,li}$ - recarga do aquífero livre no dia i (mm); Aq_l - quantidade de água armazenada no aquífero livre no início do dia i (mm); Aq_{lim} - altura de água limite no aquífero livre para que ocorra contribuição do escoamento de base para o curso d'água principal (mm).

A quantidade de água que retorna do aquífero livre para o perfil do solo pelo processo de reevaporação (A_{revap}) é determinada pelas equações:

$$A_{revap} = 0 \quad \text{se } Aq_l \leq Aq_{lim,revap} \quad (24)$$

$$A_{revap} = \beta_{revap} \cdot E_t - Aq_{lim,revap} \quad \text{se } Aq_{lim,revap} < Aq_l < (Aq_{lim,revap} + \beta_{revap} \cdot E_t) \quad (25)$$

$$A_{revap} = \beta_{revap} \cdot E_t \quad \text{se } Aq_l \geq (Aq_{lim,revap} + \beta_{revap} \cdot E_t) \quad (26)$$

em que β_{revap} - coeficiente de re-evaporação; E_t - evapotranspiração potencial (mm d⁻¹); $Aq_{lim,revap}$ - altura de água limite no aquífero livre para a re-evaporação ocorrer

(mm); A_{q1} - quantidade de água armazenada no aquífero livre no início do dia i (mm).

3.3.5 Evapotranspiração

Para estimar a evapotranspiração real (ET) o SWAT calcula separadamente a transpiração da planta e a evaporação da água do solo.

3.3.5.1 Transpiração

A transpiração das plantas é estimada corrigindo-se a evapotranspiração potencial para as condições de déficits de pressão de vapor e do conteúdo de água no solo.

A evapotranspiração potencial é estimada pelo método de Penman-Monteith (Jensen et al., 1990):

$$\lambda E_t = \frac{\Delta \cdot (H_{\text{net}} - G) + \gamma \cdot k_1 \cdot \left(0,622 \cdot \lambda \cdot \frac{\rho_{\text{ar}}}{P} \right) \frac{(e_{sz} - e_{az})}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a} \right)} \quad (27)$$

em que λ - calor latente de vaporização (MJ kg^{-1}); E_t - transpiração potencial (mm d^{-1}); Δ - declividade da curva de pressão de saturação do ar ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$); H_{net} - radiação líquida ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$); G - fluxo de calor no solo ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$); γ - constante psicrométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$); k_1 - coeficiente, adimensional; P - pressão atmosférica (kPa); ρ_{ar} - densidade do ar (kg m^{-3}); e_{sz} - pressão de saturação do ar à altura z (kPa); e_{az} - pressão de vapor atual à altura z (kPa); r_c - resistência do dossel (s m^{-1}); r_a - resistência aerodinâmica (s m^{-1}).

O equacionamento da evapotranspiração potencial pode ser obtido em Neitsch et al. (2005a), sendo apresentado aqui apenas a equação da resistência do dossel (r_c), que é estimada como:

$$r_c = \frac{1}{0,5 \cdot g_l \cdot \text{IAF}} \quad (28)$$

em que, g_l - condutância estomática da folha (m s^{-1}); IAF - índice de área foliar do dossel.

3.3.5.1.1 Correções para o déficit de pressão de vapor

Para refletir os efeitos do déficit de pressão de vapor, o termo resistência do dossel (eq. 28) é modificado pelas equações:

$$g_l = g_{lmax} \cdot [1 - \Delta g_l (dp_v - dp_{vlim})] \quad \text{se } dp_v > dp_{vlim} \quad (29)$$

$$g_l = g_{lmax} \quad \text{se } dp_v \leq dp_{vlim} \quad (30)$$

em que g_{lmax} – condutância estomática máxima ($m s^{-1}$); Δg_l – taxa de declínio da condutância estomática por unidade de aumento do déficit de pressão de vapor ($m s^{-1} kPa^{-1}$); dp_v - déficit de pressão de vapor (kPa); dp_{vlim} - déficit de pressão de vapor limite acima do qual a condutância estomática diminuirá (kPa) (igual a 1,0).

A taxa de declínio da condutância estomática (Δg_l) é estimada como:

$$\Delta g_l = \frac{(1 - fg_{lmax})}{(dp_{vfg_{lmax}} - dp_{vlim})} \quad (31)$$

em que fg_{lmax} – fração da condutância estomática máxima atingida no déficit de pressão de vapor $dp_{vfg_{lmax}}$.

3.3.5.1.2 Correções para a disponibilidade de água no solo

Após corrigir a evapotranspiração potencial para o déficit de pressão de vapor, o SWAT faz a correção para o conteúdo de água no solo. Primeiramente, o consumo potencial de água no solo para cada profundidade é estimado como:

$$C_{p,z} = \frac{E_t}{[1 - \exp(-\beta_w)]} \cdot \left[1 - \exp\left(-\beta_w \cdot \frac{z}{z_{raiz}}\right) \right] \quad (32)$$

em que $C_{p,z}$ - consumo potencial de água do solo na profundidade z (mm); E_t – transpiração potencial do dia (mm); β_w – parâmetro de distribuição do uso da água (considerado igual a 10); z - profundidade do solo (mm) e z_{raiz} – profundidade das raízes (mm).

O consumo potencial de água no solo para cada camada é obtido pela diferença entre o consumo do limite inferior e superior da camada, como:

$$C_{p,i} = C_{inf,i} - C_{sup,i} \quad (33)$$

em que $C_{p,i}$ - consumo potencial de água no solo para cada camada i (mm); $C_{inf,i}$ - consumo potencial de água no solo no limite inferior da camada i (mm); $C_{sup,i}$ - consumo potencial de água no solo no limite superior da camada i (mm).

Posteriormente o consumo de água é corrigido para que as camadas inferiores supram as camadas superiores no caso dessas não atenderem à demanda de água pelas plantas, com base na equação:

$$C'_{p,i} = C_{p,i} - C_d \cdot epco \quad (34)$$

em que $C'_{p,i}$ - consumo potencial de água no solo ajustado para cada camada i (mm); C_d - demanda de água no solo não suprida pelas camadas superiores (mm) e $epco$ - fator de compensação do consumo de água pela planta.

Para refletir a diminuição da eficiência da planta em extrair água de solos com baixa disponibilidade hídrica, as seguintes equações são utilizadas:

$$C''_{p,i} = C'_{p,i} \cdot \exp\left(5 \cdot \left(\frac{A_{t,i}}{0,25 \cdot CAD_i} - 1\right)\right) \quad \text{se } A_{t,i} < (0,25 \cdot CAD_i) \quad (35)$$

$$C''_{p,i} = C'_{p,i} \quad \text{se } A_{t,i} \geq (0,25 \cdot CAD_i) \quad (36)$$

em que $C''_{p,i}$ - consumo de água ajustado para o conteúdo inicial de água no solo (mm); $A_{t,i}$ - conteúdo de água da camada i (mm); CAD_i - capacidade de água disponível na camada i (mm).

Uma vez que o consumo de água é modificado para as condições de água no solo, o consumo atual de água no solo é obtido pela equação:

$$E_a = \sum_{i=1}^n \min\left(C''_{p,i}, (A_{i,i} - PMP_i)\right) \quad (37)$$

em que E_a - transpiração real ou consumo real de água do solo (mm d^{-1}); PMP_i - conteúdo de água na camada i no ponto de murcha permanente (mm).

3.3.5.2 Evaporação da água do solo

Inicialmente o SWAT calcula a evaporação máxima da água do solo em um determinado dia, como:

$$E_s = E_0 \cdot \exp(-5,0 \times 10^{-5} \cdot CV) \quad (38)$$

em que E_s - evaporação máxima da água do solo (mm d^{-1}); E_0 - evapotranspiração potencial (mm d^{-1}); CV - biomassa do solo (kg ha^{-1}).

Essa máxima evaporação da água do solo é reduzida (eq. 39) em períodos de alto consumo de água pelas plantas.

$$E'_s = \min \left[E_s, \frac{E_s \cdot E_0}{E_s + E_a} \right] \quad (39)$$

em que E'_s - evaporação máxima da água do solo ajustada para o consumo de água da planta (mm d^{-1}) e E_a - transpiração atual (mm d^{-1}).

Posteriormente o SWAT calcula a evaporação da água do solo nas diferentes profundidades, como:

$$E_{\text{solo},z} = E'_s \cdot \frac{z}{z + \exp(2,374 - 0,00713z)} \quad (40)$$

$$E_{\text{solo},ci} = E_{\text{solo},zi} - E_{\text{solo},zs} \quad (41)$$

em que $E_{\text{solo},z}$ - evaporação da água do solo na profundidade z (mm d^{-1}); z - profundidade abaixo da superfície do solo (mm); $E_{\text{solo},ci}$ - evaporação da água do solo na camada i (mm d^{-1}); $E_{\text{solo},zi}$ - evaporação da água do solo no limite inferior da camada i (mm d^{-1}); $E_{\text{solo},zs}$ - evaporação da água do solo no limite superior da camada i (mm d^{-1}).

Nos casos em que as camadas superiores do solo não conseguem suprir a demanda de água por evaporação, o SWAT permite que as camadas inferiores compensem essa demanda, o que é feito com base na seguinte expressão:

$$E'_{\text{solo},ci} = E_{\text{solo},zi} - E_{\text{solo},zs} \cdot \text{esco} \quad (42)$$

em que $E'_{\text{solo},ci}$ - evaporação da água do solo ajustada para a camada i (mm d^{-1}) e esco - fator de compensação da evaporação da água do solo.

Quando o conteúdo de água da camada do solo está abaixo do conteúdo de água na capacidade de campo, o SWAT reduz a evaporação da água da camada, o que é feito pela equação:

$$E''_{\text{solo},ci} = E'_{\text{solo},zi} \cdot \exp\left(\frac{2,5 \cdot (A_{zi} - CC_{zi})}{CC_{zi} - PMP_{zi}}\right) \quad (43)$$

em que $E''_{\text{solo},ci}$ - evaporação da água do solo na camada i ajustado para o conteúdo de água (mm); A_{zi} - conteúdo de água da camada i (mm); CC_{zi} - conteúdo de água da camada i na capacidade de campo (mm); PMP_{zi} - conteúdo de água da camada i no ponto de murcha permanente (mm).

Por fim, o SWAT limita a evaporação da água do solo em dias em que o conteúdo de água no solo é baixo, o que é feito pela equação:

$$Ea_{\text{solo},zi} = \min(E''_{\text{solo},zi}, 0,8 \cdot (A_{zi} - PMP_{zi})) \quad (44)$$

em que $Ea_{\text{solo},zi}$ é a evaporação atual da água do solo na camada i (mm d^{-1}).

3.3.6 Propagação do escoamento nos canais

A propagação da vazão na rede de drenagem é realizada com o método de propagação de Muskingum, descrito para um trecho de canal por:

$$Q_{s,f} = C_1 \cdot Q_{e,i} + C_2 \cdot Q_{e,f} + C_3 \cdot Q_{s,i} \quad (45)$$

em que $Q_{s,f}$ e $Q_{s,i}$ - vazões de saída no final e no início do passo de tempo, respectivamente ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), $Q_{e,i}$ e $Q_{e,f}$ - vazões de entrada no início e no final do passo de tempo ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) e, C_1 , C_2 e C_3 - constantes de propagação, obtidas por:

$$C_1 = \frac{2 \cdot K \cdot X + \Delta t}{2 \cdot K \cdot (1 - X) + \Delta t} \quad (46)$$

$$C_2 = \frac{\Delta t - 2 \cdot K \cdot X}{2 \cdot K \cdot (1 - X) + \Delta t} \quad (47)$$

$$C_3 = \frac{2 \cdot K \cdot (1 - X) - \Delta t}{2 \cdot K \cdot (1 - X) + \Delta t} \quad (48)$$

em que Δt - passo de tempo (s); K - tempo de armazenamento para o trecho (s) e, X - fator de ponderação.

Para evitar a obtenção de valores negativos para a vazão de saída, a seguinte condição é imposta:

$$2 \cdot K \cdot X < \Delta t < 2 \cdot K \cdot (1 - X) \quad (49)$$

A equação de Manning para escoamento uniforme em canal é utilizada para calcular a vazão e a velocidade no trecho para um determinado passo de tempo:

$$Q_c = \frac{A_c \cdot Rh_c^{2/3} \cdot i_c^{1/2}}{n_c} \quad (50)$$

$$v_c = \frac{Rh_c^{2/3} \cdot i_c^{1/2}}{n_c} \quad (51)$$

em que Q_c - vazão no canal ($m^3 s^{-1}$); v_c - velocidade no canal ($m s^{-1}$); A_c - área da seção transversal do canal (m^2); Rh_c - raio hidráulico do canal (m); i_c - declividade do canal ($m m^{-1}$) e n_c - coeficiente de rugosidade de Manning para o canal.

O fator de ponderação (X) para cursos d'água varia entre 0 e 0,3 (Neitsh et al., 2005a), sendo adotado o valor de 0,2. O tempo de armazenamento (K) para o trecho é estimado como:

$$K = \text{coef}_1 \cdot K_1 + \text{coef}_2 \cdot K_2 \quad (52)$$

em que coef_1 e coef_2 - coeficientes de ponderação; K_1 e K_2 - tempo de armazenamento para o trecho escoando a plena seção e a 1/10 da plena seção, respectivamente (s). Para calcular K_1 e K_2 a equação utilizada é:

$$K = \frac{1000 \cdot L_c}{c_k} \quad (53)$$

em que L_c - comprimento do canal (km) e, c_k - celeridade (m s^{-1}) obtida como:

$$c_k = \frac{1}{3} \cdot v_c \quad (54)$$

3.4. Base de dados

A base de dados necessária para a simulação hidrológica com o modelo SWAT é constituída por informações espaciais e dados tabulares. As informações espaciais são constituídas pelos mapas de uso e cobertura do solo, tipo de solos e o modelo digital de elevação hidrograficamente condicionado (MDEHC). Essas informações, assim como o método de obtenção, foram apresentadas no item caracterização da área de estudo. Os dados tabulares constituem o banco de dados com informações quantitativas sobre clima, vegetação, solos, aquíferos, vazão, manejo, etc. A seguir é apresentado a base de dados tabulares necessária à aplicação do modelo.

3.4.1 Precipitação

A base de dados de precipitação constitui de séries históricas de precipitação diária de 14 postos pluviométricos disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB) da Agência Nacional de Águas (ANA), dentre os quais 4 estão situados fora da área de drenagem da bacia. Na Figura 8 se apresenta a distribuição espacial dos postos pluviométricos e na Tabela 2 suas respectivas informa-

ções.

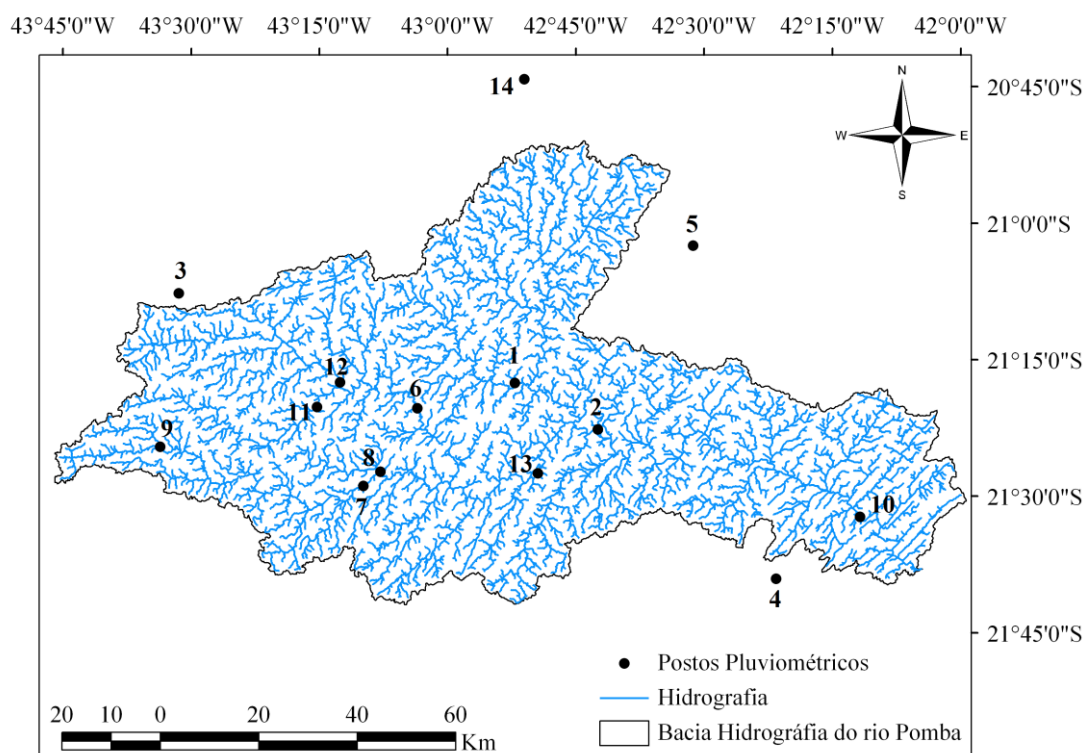


Figura 6. Distribuição espacial dos postos pluviométricos utilizados no trabalho.

Tabela 2. Informações dos postos pluviométricos utilizados no trabalho

Posto Pluviométrico	Código	Entidade	Latitude (°)	Longitude (°)	Altitude (m)
1. Astolfo Dutra	02142000	ANA	-21,307	-42,861	231
2. Cataguases	02142001	ANA	-21,389	-42,696	182
3. Desterro do Melo	02143003	ANA	-21,149	-43,520	780
4. Fazenda da Barra	02142007	ANA	-21,658	-42,343	152
5. Fazenda Umbaúbas	02142004	ANA	-21,050	-42,516	490
6. Guarani	02143001	ANA	-21,356	-43,050	398
7. Piau	02143022	ANA	-21,499	-43,154	472
8. Rio Novo	02143018	ANA	-21,473	-43,121	397
9. Santos Dumont	02143062	ANA	-21,431	-43,553	860
10. Santo Antônio de Pádua	02142058	ANA	-21,542	-42,181	70
11. Tabuleiro	02143017	ANA	-21,355	-43,247	502
12. Usina Ituerê	02143000	ANA	-21,309	-43,202	512
13. Usina Maurício	02142006	ANA	-21,471	-42,813	214
14. Viçosa	02042024	ANA	-20,750	-42,850	712

3.4.2 Vazão

A base de dados de vazão da bacia do rio Pomba é constituída de 10 postos fluviométricos, sendo utilizado o posto fluviométrico de Astolfo Dutra para a etapa de calibração e validação do modelo. Os demais postos foram utilizados para a validação do modelo, sendo os postos fluviométricos Guarani, Ituerê e Tabuleiro utilizados na validação do modelo a montante da seção utilizada na calibração, os postos Cataguases e Santo Antônio de Pádua para a validação do modelo a jusante do posto de calibração e os postos fluviométricos Usina Maurício, Rio Novo, Piau e Xopotó para a validação do modelo em bacias distintas da utilizada para a calibração do modelo.

Na Figura 9 se apresenta a localização dos postos fluviométricos e as bacias hidrográficas com seção de controle em Astolfo Dutra (BHRP_AD) (1), Barra do Xopotó (2) e Usina Maurício (10). O posto 1 foi utilizado para a calibração e validação do modelo e os postos 2 e 10 foram utilizados na validação do modelo em bacias distintas da qual foi calibrado. Na Tabela 3 estão apresentadas as principais informações sobre os postos fluviométricos utilizados.

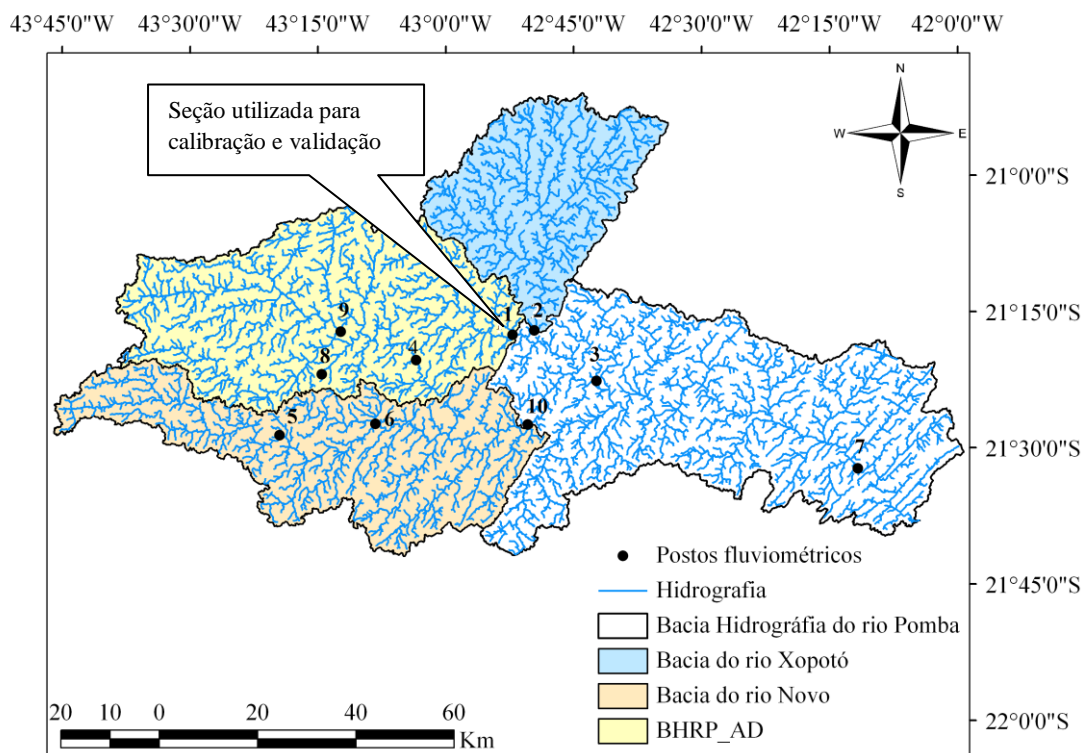


Figura 7. Distribuição espacial dos postos fluviométricos e as bacias utilizadas para validação (rios Xopotó e Novo) e calibração e validação (BHRP_AD) do modelo, com destaque para a seção de calibração e validação.

Tabela 3. Principais informações sobre os postos fluviométricos utilizados no estudo

Posto fluviométrico	Código	Entidade	Latitude (°)	Longitude (°)	Rio	Ad (km ²)
1. Astolfo Dutra	58735000	ANA	-21,309	-42,860	Pomba	2350
2. Barra do Xopotó	58736000	ANA	-21,298	-42,823	Xopotó	1280
3. Cataguases	58770000	ANA	-21,390	-42,696	Pomba	5880
4. Guarani	58730001	ANA	-21,355	-43,049	Pomba	1650
5. Piau	58750000	ANA	-21,499	-43,318	Piau	490
6. Rio Novo	58755000	ANA	-21,474	-43,128	Novo	835
7. Sto Antônio de Pádua	58790000	ANA	-21,541	-42,180	Pomba	8210
8. Tabuleiro	58720000	ANA	-21,360	-43,258	Formoso	322
9. Usina Itueré	58710000	ANA	-21,304	-43,198	Pomba	784
10. Usina Maurício	58765001	ANA	-21,473	-42,826	Novo	1770

3.4.3 Evapotranspiração

A evapotranspiração foi obtida por meio de dados diários de temperatura máxima e mínima do ar, umidade relativa, velocidade do vento e radiação solar. O modelo SWAT permite o cálculo desta variável pelos métodos de Penman-Monteith, Hargreaves e Priestley-Taylor, além de permitir ao usuário a entrada de dados de evapotranspiração, caso queira utilizar outro método. Utilizou-se no presente trabalho o método de Penman-Monteith, sendo o modelo alimentado com uma base de dados de clima referentes a três estações climatológicas, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). As falhas existentes nos dados foram preenchidas com o próprio gerador climático implementado no modelo, WXGEN. Na Figura 10 se apresenta a distribuição espacial das estações climatológicas utilizadas, destacando-se que todas estão fora da bacia, e na Tabela 4 as principais informações sobre elas.

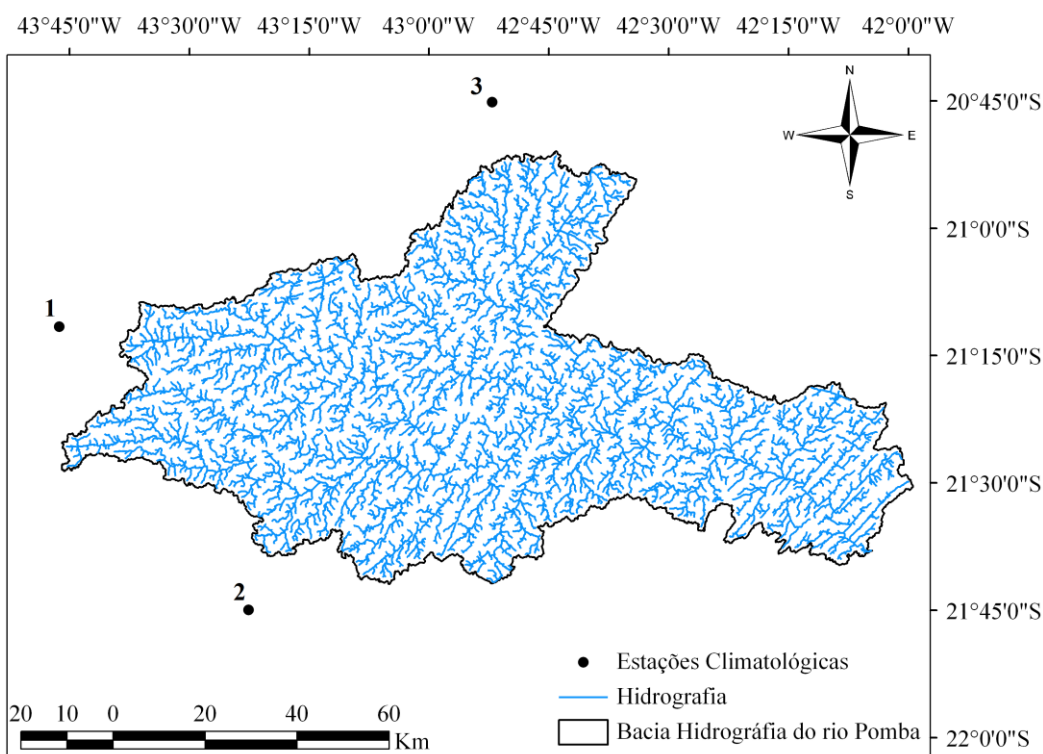


Figura 8. Estações climatológicas disponibilizadas pelo INMET e utilizadas no estudo.

Tabela 4. Principais informações das estações climatológicas utilizadas no estudo

Estação climatológica	Código	Operadora	Latitude	Longitude	Altitude
1. Barbacena	83869	INMET	-21,250	-43,767	1081,0
2. Juiz de Fora	83692	INMET	-21,767	-43,314	713,1
3. Viçosa	83642	INMET	-20,750	-42,850	711,4

3.4.4 Solos

No presente estudo os dados de solos predominantes na bacia hidrográfica do rio Pomba foram obtidos do Levantamento Exploratório de Solos realizado pelo projeto RADAMBRASIL na escala de 1:1.000.000 (RADAMBRASIL, 1983).

Os dados foram digitados diretamente no banco de dados do modelo, consistindo de informações das características físico-hídricas dos solos (número de camadas, profundidade do limite inferior de cada camada à superfície, densidade do solo,

capacidade de água disponível, condutividade hidráulica do solo saturado e porcentagem das classes texturais).

O modelo associa os dados à categoria de solos especificada no plano de informação de solos e cria os arquivos de entrada. Os solos da bacia foram classificados como pertencentes aos grupos hidrológicos A e C, com base no trabalho de Sartori et al. (2005). Como uma estimativa inicial para os valores da condutividade hidráulica do solo saturado utilizou-se os valores obtidos em experimentos realizados no campo por Moraes et al. (2003) e Zonta et al. (2010).

3.4.5 Vegetação

O modelo SWAT conta com uma ampla base de dados de vegetação a qual foi utilizada no presente trabalho, com exceção de algumas variáveis que, por serem de mais fácil obtenção e por representarem melhor as condições de vegetação do Brasil, foram modificadas da base de dados do modelo. Assim como na base de dados de solos, o modelo associa os dados de vegetação à categoria de vegetação especificada no plano de informação uso do solo e cria os arquivos de entrada. Na Tabela 5 estão apresentadas as variáveis com seus respectivos valores que foram modificadas da base de dados de vegetação do modelo.

Tabela 5. Parâmetros de vegetação modificados da base de dados do modelo

Cobertura vegetal	BLAI (Índice de área foliar máximo)	GSI (Cond. estomática máxima)	OV_N (“n” de Manning para superfície)
Vegetação Nativa	7,5 (Almeida e Soares, 2003)	0,033 (Tonello e Teixeira Filho, 2012)	0,3 (Neitsh et al., 2005b)
Eucalipto	4,0 (Almeida e Soares, 2003)	0,01 (Almeida e Soares, 2003)	0,17 (Neitsh et al., 2005b)
Pastagem	3,0 (Viola et al., 2009)	0,010 (McWilliam et al., 1996)	0,23 (Gomes et al., 2008)
Agricultura	7,0 (Viola et al.,2009)	0,0095*	0,14 (Neitsh et al., 2005b)

* valor médio obtido com base em alguns trabalhos sobre culturas agrícolas.

3.4.6 Outros dados

Para cada sub-bacia o modelo SWAT requer informações sobre as áreas alagadas (wetlands) e barragens, tais como área superficial, fração da bacia que contribui para as áreas alagadas e para barragens, volume de água necessário para o en-

chimento até o vertedor principal e volume inicial do reservatório e das áreas inundáveis.

Nenhum arquivo de entrada sobre barragens e áreas alagadas foi utilizado no presente estudo devido à indisponibilidade de dados, os quais não são tão fáceis de serem obtidos e também pela grande quantidade de dados a serem trabalhados.

3.5 Discretização espacial para aplicação da modelagem

Conforme comentado anteriormente, para a aplicação do modelo SWAT a bacia foi subdividida em sub-bacias com base no MDEHC. Durante esta etapa, um intervalo contendo as possíveis áreas para gerar as sub-bacias é apresentado, sendo também fornecido um valor default. Esse valor foi adotado para a discretização espacial da bacia em sub-bacias, tendo sido obtido um total de 35 sub-bacias. Posteriormente, cada sub-bacia foi discretizada em Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs), o que foi feito considerando a criação de todas as unidades possíveis. A motivação para utilizar todas as HRUs possíveis decorreu do fato de se ter uma melhor discretização espacial, principalmente em termos de vegetação. Foram gerados um total de 3.768 HRUs. Na Figura 11 se apresenta a discretização espacial da bacia do rio Pomba em 35 sub-bacias para aplicação do modelo.

3.6 Análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo

3.6.1 Análise de sensibilidade do modelo SWAT a variações nos valores dos parâmetros

Como o modelo SWAT é complexo e possui vários parâmetros que são calibráveis na modelagem do processo de transformação chuva-vazão, a calibração por tentativa e erro, utilizada no presente estudo, torna-se bem difícil. No entanto, por meio da ferramenta de análise de sensibilidade dos parâmetros embutida no SWAT, determinou-se os parâmetros que mais influenciavam na resposta do modelo a modificações nos valores de entrada, selecionando aqueles mais sensíveis.

A análise de sensibilidade do modelo SWAT a variações nos valores dos parâmetros é realizada por meio da combinação do método de amostragem aleatória Latin Hypercube (LH) e da estrutura One-Factor-At-a-Time (OAT).

43°45'0"W 43°30'0"W 43°15'0"W 43°0'0"W 42°45'0"W 42°30'0"W 42°15'0"W 42°0'0"W

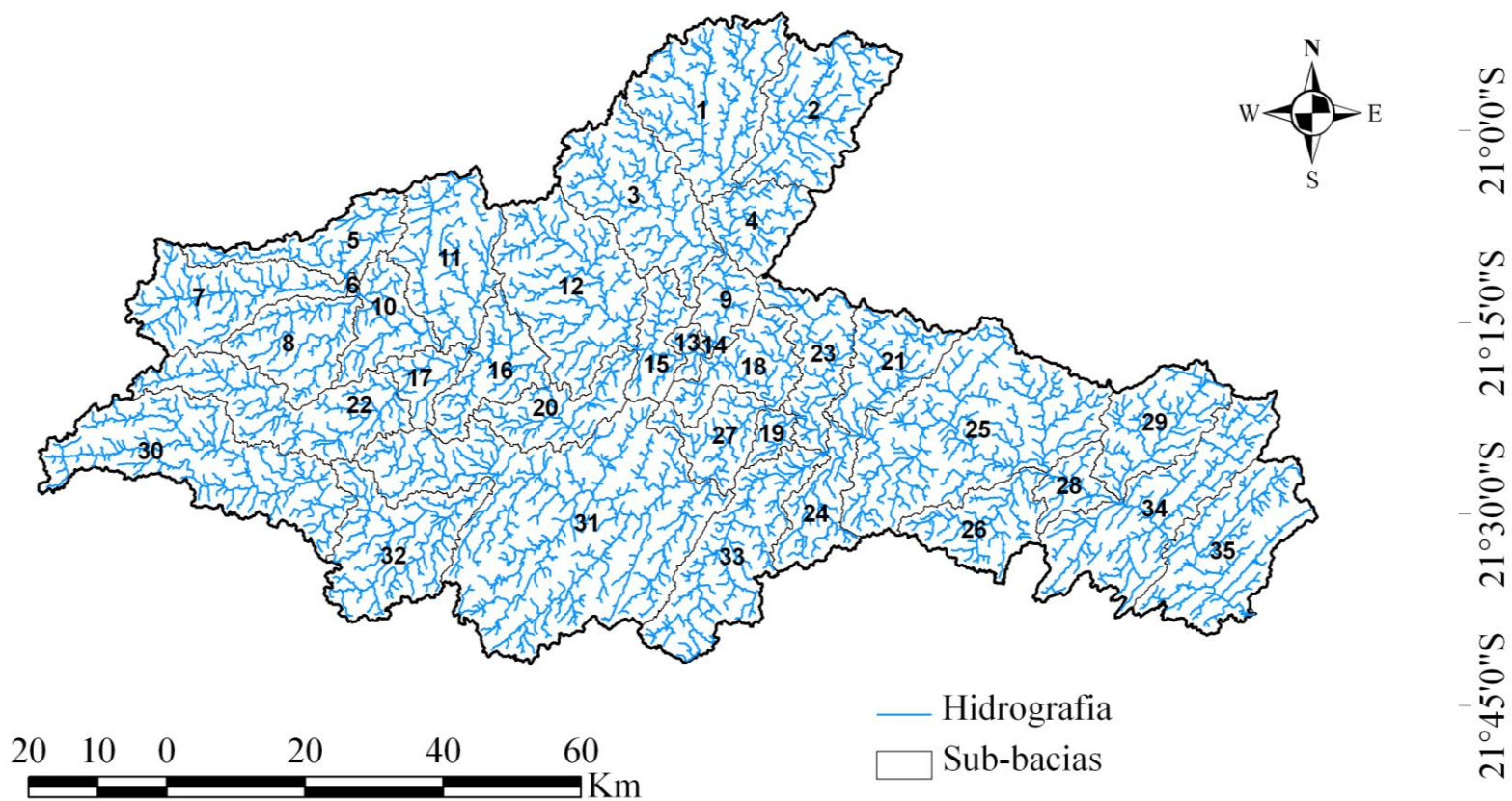


Figura 9. Sub-baciações geradas na discretização para aplicação do modelo hidrológico SWAT.

Na Tabela 6 estão apresentados os parâmetros calibráveis do modelo SWAT para a simulação da variável hidrológica vazão, mostrando os seus valores iniciais na modelagem e intervalos de variação, conforme consultado na literatura.

3.6.2 Calibração

A calibração deve abranger um período de tempo com ocorrência de grandes cheias e de estiagens prolongadas, tendo em vista à simulação de séries contínuas de vazão, de forma a possibilitar ao modelo a simulação adequada das maiores e menores amplitudes possíveis de vazão (Viola, 2008). Assim, empregou-se o período de 1995 a 1999 por abranger estas características, para a calibração do modelo e utilizou-se o ano de 1994 para aquecimento do modelo.

O período de aquecimento do modelo é justificado pelas grandes incertezas que se tem no início da modelagem, devidas ao desconhecimento das condições iniciais, principalmente da umidade do solo. Esse período é conhecido como “*warm up*” (aquecimento) e é utilizado para que, ao iniciar a simulação, as variáveis de estado estejam livres das influências das condições iniciais (Zhang et al., 2007; von Stackelberg et al., 2007; Viola, 2008).

A calibração foi realizada pelo método da tentativa e erro, buscando-se a maximização das funções objetivos “coeficiente de Nash-Sutcliffe (Nash e Sutcliffe, 1970) e sua versão logarítmica” e a minimização da função objetivo “percentual de viés” (diferença entre os valores de vazão estimados pelo modelo e os observados). Esse método de calibração foi adotado devido ao grande número de HRUs (3768) geradas na simulação, o que demandava muito tempo de processamento para a calibração automática, tornando-a inviável no presente estudo. Além disso, o método de calibração automático do modelo SWAT é realizado com base apenas no coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe, o que pode levar a uma tendência na obtenção de melhores parâmetros para a estimativa de vazões máximas, dada a grande discrepância entre os valores de vazões máximas e mínimas. Já na forma logarítmica, há amortecimento da amplitude, o que possibilita ao coeficiente buscar melhores ajustes aos valores mínimos, justificando o emprego do método de tentativa e erro.

Tabela 6. Parâmetros calibráveis do processo de transformação chuva-vazão para análise de sensibilidade, seus valores iniciais, intervalos de variação e fonte consultada

Parâmetro	Descrição	Valor inicial	Intervalo de variação	Fonte consultada
Alpha_Bf	Constante de recessão do escoamento de base (dias)	0,048	0,0001 - 0,048	-
Biomix	Eficiência da mistura biológica do solo (adimensional)	0,2	0,0 - 1,0	van Griensven e Srinivasan (2007)
Blai	Índice de área foliar máximo ($m^2 m^{-2}$)	***	0,0 - 8,0	-
Canmx	Quantidade máxima de água interceptada pela vegetação (mm)	***	0,0 - 10,0	van Griensven e Srinivasan (2007)
Ch_K ₂	Condutividade hidráulica efetiva do canal ($mm h^{-1}$)	0,0	0,0 - 25,0	-
Ch_N ₂	Coefficiente de Manning para o canal principal ($s m^{-1/3}$)	0,014	0,01 - 0,059	Lyra et al. (2010)
CN ₂	Número da curva inicial para a condição de umidade AMCII (adimensional)	**	-30% - +30% ⁽¹⁾	-
Epc	Fator de compensação do consumo de água pelas plantas (adimensional)	1,0	0,01 - 1,0	Neitsh et al. (2005b)
Esco	Fator de compensação de evaporação da água do solo (adimensional)	0,95	0,01 - 1,0	Neitsh et al. (2005b)
Gw_Delay	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dias)	31,0	10 - 120	-
Gw_Revap	Coefficiente de ascensão da água à zona de saturação (adimensional)	0,02	0,02 - 0,2	Neitsh et al. (2005b)
Gwqmn	Nível limite de água no aquífero raso para ocorrência do fluxo de base (mm)	0,0	-500 - +1000	-
Rchrg_Dp	Coefficiente de percolação da água para o aquífero profundo (mm)	0,05	0,0 - 1,0	van Griensven e Srinivasan (2007)
Revapmn	Profundidade limite da água no aquífero para ocorrência da ascensão da água à Zona não saturada (mm)	1,0	-50 - +100	-

Continuação...

Slope	Declividade média da sub-bacia ($m m^{-1}$)	*	-25% - +25% ⁽¹⁾	-
Ssubbsn	Comprimento médio da encosta (m)	*	-25% - +25% ⁽¹⁾	-
Sol_Al	Albedo do solo (adimensional)	**	-25% - +25% ⁽¹⁾	-
Sol_Awc	Armazenamento de água no solo ($mm mm^{-1}$)	**	-25% - +25% ⁽¹⁾	-
Sol_K	Condutividade hidráulica do solo saturado ($mm h^{-1}$)	**	-90% - +90% ⁽¹⁾	Moraes et al. (2003)
Sol_Z	Profundidade da camada do solo (mm)	**	-25% - +25% ⁽¹⁾	-
Surlag	Tempo de retardamento do escoamento superficial direto (dias)	4,0	0.5- 10,0	Liew et al. (2007)

* valor obtido com base no MDEHC e variável por sub-bacia; ** valor obtido da base de dados de solo e variável para cada tipo de solo; *** valor obtido da base de dados de vegetação variando para cada tipo; (1) Multiplicação do valor inicial do parâmetro pelo valor do intervalo dado em porcentagem.

Como o ajuste dos parâmetros durante a calibração foi feito com base em equações, atentou-se para o fato de não se usar parâmetros com valores fora de sua faixa de variação física (Magalhães, 2005; Viola, 2008). Dessa forma, foi tido o cuidado de estabelecer faixa de valores permitidos aos parâmetros durante a calibração, os quais foram selecionados com base na análise de sensibilidade (Tabela 6).

3.6.3 Validação

A validação de modelos hidrológicos depende das aplicações que se pretende com o modelo (Viola et al., 2009). Visando uma maior aplicação do modelo à bacia do rio Pomba, a validação foi realizada com base em alguns dos testes propostos por Klemes (1986).

Na primeira etapa da validação foi feito o teste de validação (*split sample test*) do modelo hidrológico para a bacia do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra. Para isso, o modelo previamente calibrado no período de 1995 a 1999 foi aplicado ao período de 2000 a 2004. Esse teste permitiu avaliar o modelo para a simulação de processos estacionários em bacias hidrográficas com monitoramento hidrológico (Klemes, 1986).

Na segunda etapa da validação foi realizado o *proxy basin test*, aplicando o modelo calibrado para a bacia do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra, nas sub-bacias dos rios Novo e Xopotó. De acordo com Klemes (1986) essa validação proporciona ao modelo a geração de séries históricas em bacias sem monitoramento hidrológico.

Na terceira e última etapa da validação, o modelo que foi calibrado empregando-se dados do posto fluviométrico Astolfo Dutra foi aplicado a montante e a jusante deste, utilizando dados dos postos fluviométricos Guarani, Ituerê e Tabuleiro, a montante, e Cataguases e Santo Antônio de Pádua a jusante. Essa etapa permite ao modelo simular vazões a montante e a jusante da seção de controle empregada na calibração.

O processo de validação do modelo hidrológico foi realizado apenas para a simulação da transformação da chuva em vazão, não sendo possível a validação do modelo para a simulação individual de alguns componentes deste processo, tais como o escoamento superficial direto, a umidade atual do solo e a evapotranspiração, devido à falta de dados monitorados dessa natureza na região.

3.6.4 Estatísticas de precisão

Para calibrar o modelo e avaliar a sua precisão nos testes descritos anteriormente foram utilizadas as seguintes estatísticas de precisão: coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (Nash e Sutcliffe, 1970) e sua versão logarítmica, e a diferença entre vazões estimadas e observadas, ou seja, o viés (Donigian et al., 1983; Liew et al., 2007).

3.6.4.1 Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe e sua versão logarítmica

Segundo Sevat e Dezetter (1991), o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe é a função objetiva que melhor reflete o ajuste total de uma hidrografia e indica o grau de ajuste dos dados simulados aos observados na reta 1:1, podendo variar de $-\infty$ a 1 (Legates e McCabe, 1999; Zhang et al., 2007; Viola et al., 2009). O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe e sua versão logarítmica foram obtidos com as seguintes equações:

$$E_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{oi} - Q_{ei})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{oi} - \bar{Q}_o)^2} \quad (55)$$

$$(E_{NS})_{\log} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\log(Q_{oi}) - \log(Q_{ei}))^2}{\sum_{i=1}^n (\log(Q_{oi}) - \log(\bar{Q}_o))^2} \quad (56)$$

em que E_{NS} – coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe; $(E_{NS})_{\log}$ – coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe do logaritmo das vazões; Q_{oi} – vazão observada no dia i ($m^3 s^{-1}$); Q_{ei} – vazão estimada no dia i ($m^3 s^{-1}$); \bar{Q}_o - vazão média observada durante o período ($m^3 s^{-1}$) e n – número de dias de vazão.

Para avaliar a precisão do modelo com base nesses coeficientes foi adotada a classificação apresentada por Motovilov et al. (1999) e utilizada por vários autores (Gotschalk e Motovilov, 2000; Liew et al., 2007; Viola et al., 2009) na simulação hidrológica. De acordo com a classificação, valor de $E_{NS} = 1$ significa ajuste perfeito dos dados simulados pelo modelo; $E_{NS} > 0,75$ (modelo é adequado e bom); $0,36 <$

$E_{NS} < 0,75$ o modelo é considerado satisfatório e $< 0,36$ o modelo não é satisfatório. Para $(E_{NS})_{log}$ o critério adotado foi o mesmo.

3.6.4.2 Percentual de viés das vazões simuladas em relação às observadas (P_{BIAS})

O P_{BIAS} diz respeito ao percentual de viés das vazões simuladas pelo modelo em relação às observadas, ou seja, é uma medida da tendência média das vazões simuladas serem maiores ou menores que as observadas (Liew et al., 2007). Quanto mais próximo de zero for o valor deste coeficiente melhor o modelo representará a realidade; além disso serve como indicativo se o modelo é pobre em representatividade (Moriassi et al., 2007, Andrade et al., 2013). O P_{BIAS} é calculado pela equação:

$$P_{BIAS} = \left(\frac{\sum_{i=1}^n Q_{ei} - \sum_{i=1}^n Q_{oi}}{\sum_{i=1}^n Q_{oi}} \right) \cdot 100 \quad (57)$$

em que P_{BIAS} é o percentual de viés (%).

O valor de P_{BIAS} ótimo é zero, enquanto os valores positivos e negativos significam viés de superestimativa e subestimativa, respectivamente.

O critério de avaliação do desempenho do modelo quanto a essa estatística de precisão seguiu o proposto por Donigian et al. (1983) e utilizado por vários outros autores (Liew et al., 2007; Andrade et al., 2013) na avaliação de modelos hidrológicos. De acordo com o critério: $|P_{BIAS}| < 10\%$, muito bom, $10\% < |P_{BIAS}| < 15\%$, bom; $15\% < |P_{BIAS}| < 25\%$, satisfatório e $|P_{BIAS}| \geq 25\%$, não satisfatório.

3.7 Análise do desempenho do modelo na simulação de variáveis hidrológicas

Complementarmente à validação do modelo hidrológico para a simulação de séries contínuas de vazão foram realizadas análises das seguintes variáveis simuladas pelo modelo: vazões máximas e mínimas diárias anuais; vazões mínimas de referência $Q_{7,10}$, $Q_{90\%}$ e $Q_{95\%}$; vazão média de longo termo e lâmina média de escoamento.

As análises foram realizadas comparando os valores das variáveis hidrológicas simuladas pelo modelo às obtidas por meio dos dados observados. A metodolo-

gia adotada para a comparação dos resultados fundamenta-se na análise de regressão linear simples, nos coeficientes de determinação (r^2), na significância estatística da regressão e do coeficiente angular (β_1), dadas pelos testes F e t, respectivamente, na dispersão dos valores em torno da reta 1:1 e no erro médio absoluto. O parâmetro β_1 foi estimado pelo método dos mínimos quadrados. Para cada variável hidrológica testou-se a hipótese de $\beta_1 = 1$, que corresponde à equivalência entre os valores simulados pelo modelo e os observados. Os valores observados e simulados foram ajustados numa função $y = \beta_1 x$, isto é, com intercepto zero.

O erro médio absoluto entre os valores simulados pelo modelo frente aos observados foi calculado pela equação:

$$\bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n (V_{ob} - V_p)}{n}$$

em que V_{ob} é o i ésimo valor observado (real), V_p é o i ésimo valor predito pelo modelo e n o número de dados.

Primeiramente, ajustou-se distribuição de probabilidades às séries hidrológicas de eventos máximos e mínimos simulados e observados, para a obtenção dos valores necessários para as análises de regressão. Como critério para a seleção dos postos fluviométricos para a aplicação das distribuições de probabilidade adotou-se aqueles em que o modelo teve desempenho satisfatório ou superior quando da aplicação do modelo calibrado a esses. As séries históricas foram constituídas de 20 anos de dados diários de vazão.

Para as vazões máximas empregou-se as distribuições de probabilidades Log-Normal 2 e 3 parâmetros e Gumbel e, para as vazões mínimas diárias anuais e mínimas das médias de sete dias consecutivos (Q_7), obtidas por meio de média móvel, empregou-se as distribuições de Gumbel e Weibull. A série histórica das vazões mínimas das médias de sete dias consecutivos é necessária para a obtenção do valor da $Q_{7,10}$.

A seleção das distribuições de probabilidade que melhor representaram os dados de cada série histórica foi realizada pelo teste de Qui-Quadrado. No teste de Qui-Quadrado a comparação é feita entre a soma dos quadrados dos desvios entre as frequências observadas e teóricas ($\lambda^2_{\text{calculado}}$) e o valor obtido em tabela ($\lambda^2_{\text{tabelado}}$), em

função do número de graus de liberdade (valor intermediário entre o nº de classes - 1 e o nº de classes - nº de parâmetros - 1) e nível de significância. Para que a distribuição de probabilidade seja considerada adequada, os valores calculados deverão ser iguais ou inferiores aos tabelados para cada teste.

As vazões $Q_{90\%}$ e $Q_{95\%}$ foram estimadas a partir da curva de permanência de dados diários de vazão, a qual relaciona a vazão e a porcentagem do tempo em que ela é superada ou igualada ao longo do período histórico utilizado para a sua construção. A curva de permanência foi obtida seguindo a metodologia proposta por Tucci (2001).

3.8 Simulação de alterações no uso do solo

Os cenários de alterações no uso do solo da bacia hidrográfica do rio Pomba foram realizados com base nas características da bacia, com o intuito de verificar as alterações no seu comportamento hidrológico. A bacia do rio Pomba, em geral, apresenta relevo acidentado, o que dificulta a prática agrícola, que no caso de se ter uma expansão de áreas com esta prática, ela não tenderá a ser grande. A bacia apresenta um forte grau de desmatamento, o que motiva estudar os efeitos que as alterações no uso do solo provoca no seu comportamento hidrológico.

Cenário 1. Simulou-se neste cenário o uso do solo da bacia preservando-se as Áreas de Preservação Permanente (APPs). Para o mapeamento das APPs seguiu-se a metodologia proposta por Peluzio et al., 2010. Cabe ressaltar que as APPs estão em conformidade com o antigo código florestal, não se levando em consideração as modificações propostas no novo código florestal, uma vez que essas análises tinham sido concluídas anteriormente à sua aprovação.

A diferença entre os valores nas áreas das classes de uso do solo, entre o cenário atual e o cenário 1, representam áreas que estão em conflitos, ou seja, áreas que estão ocupadas com outros usos do solo e que deveriam estar preservadas (Tabela 7). Atualmente, aproximadamente, 13,7% das áreas ocupadas por vegetação natural estão em áreas de APPs e aproximadamente 22,3% das áreas de APPs estão com outros usos do solo.

Cenário 2. Propôs-se neste cenário a substituição de 18,75% das áreas ocupadas com pastagem por reflorestamento com eucaliptos, o que equivale a uma substituição de 10% na área total da bacia.

Cenário 3. Neste cenário avaliou-se a substituição de 18,75% das áreas ocupadas com pastagens por agricultura, o que equivale a uma substituição de 10% na área total da bacia.

Cabe ressaltar que as simulações não contemplam alterações relacionadas ao manejo do solo e da cultura, devido à ausência de informações mais específicas.

Na Tabela 7 estão apresentadas as modificações propostas nas áreas ocupadas pelos diferentes tipos de usos do solo para os diferentes cenários avaliados em relação ao cenário atual e nas Figuras 12 e 13 estão apresentados os três cenários de alteração no uso do solo propostos para avaliação dos impactos sobre o comportamento hidrológico da bacia do rio Pomba pelo modelo SWAT.

Tabela 7. Áreas ocupadas pelos diferentes usos do solo para os cenários de uso atual e cenários simulados 1, 2 e 3

Uso do solo	Cenário atual	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
	Área (%)	Área (%)	Área (%)	Área (%)
Corpos hídricos	0,41	0,41	0,41	0,41
Área urbana	1,48	1,14	1,48	1,48
Agricultura	7,70	4,79	7,70	17,90
Solo sem cobertura vegetal	1,20	0,82	1,20	1,20
Vegetação nativa	30,92	17,23	30,92	30,92
Eucalipto	2,76	1,61	12,96	2,76
Pastagem	55,54	38,66	45,33	45,33
APPs	-	35,34	-	-
Total	100,00	100,00	100,00	100,00

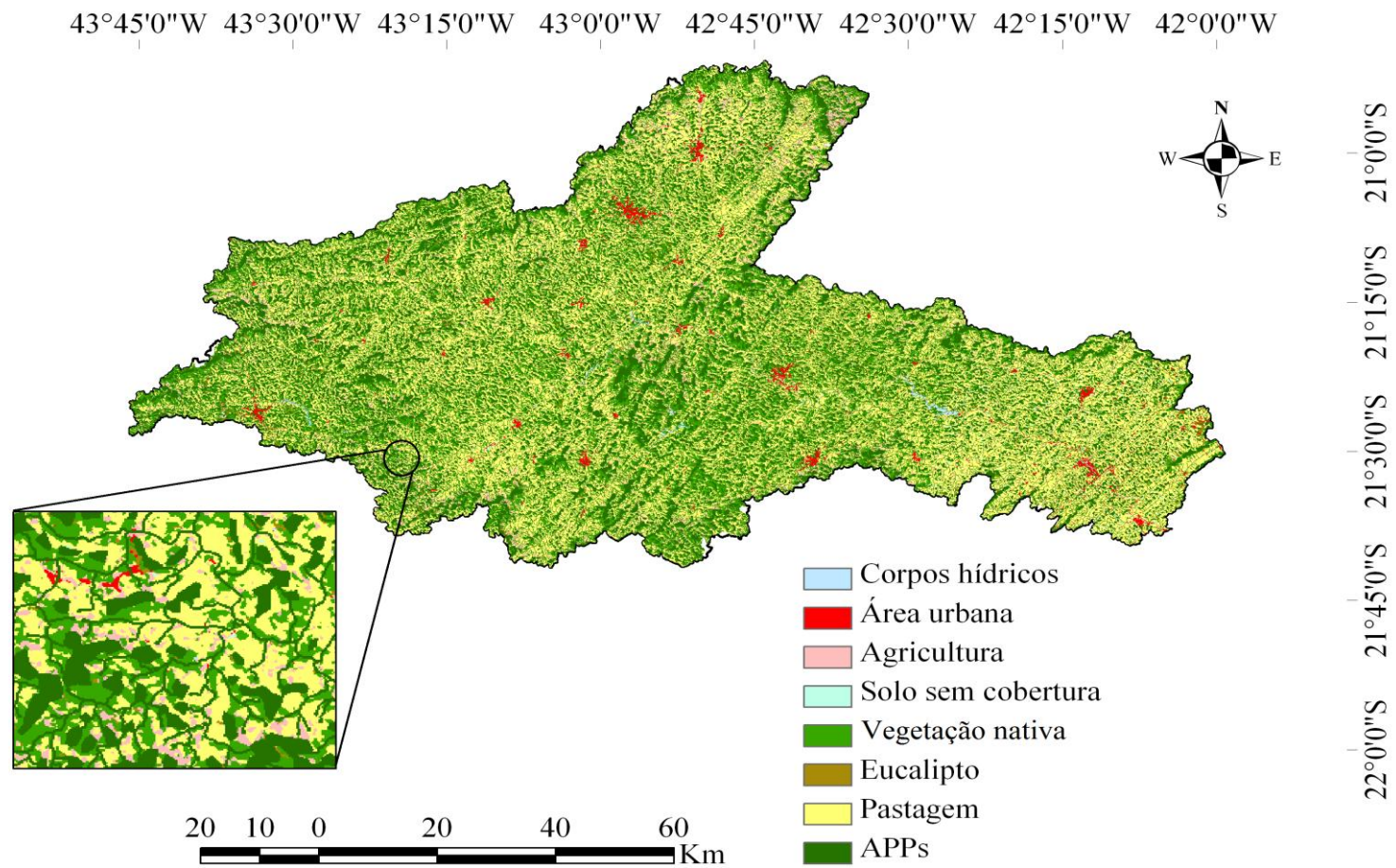


Figura 10. Uso do solo considerando as Áreas de Preservação Permanentes na bacia do rio Pomba (cenário 1).

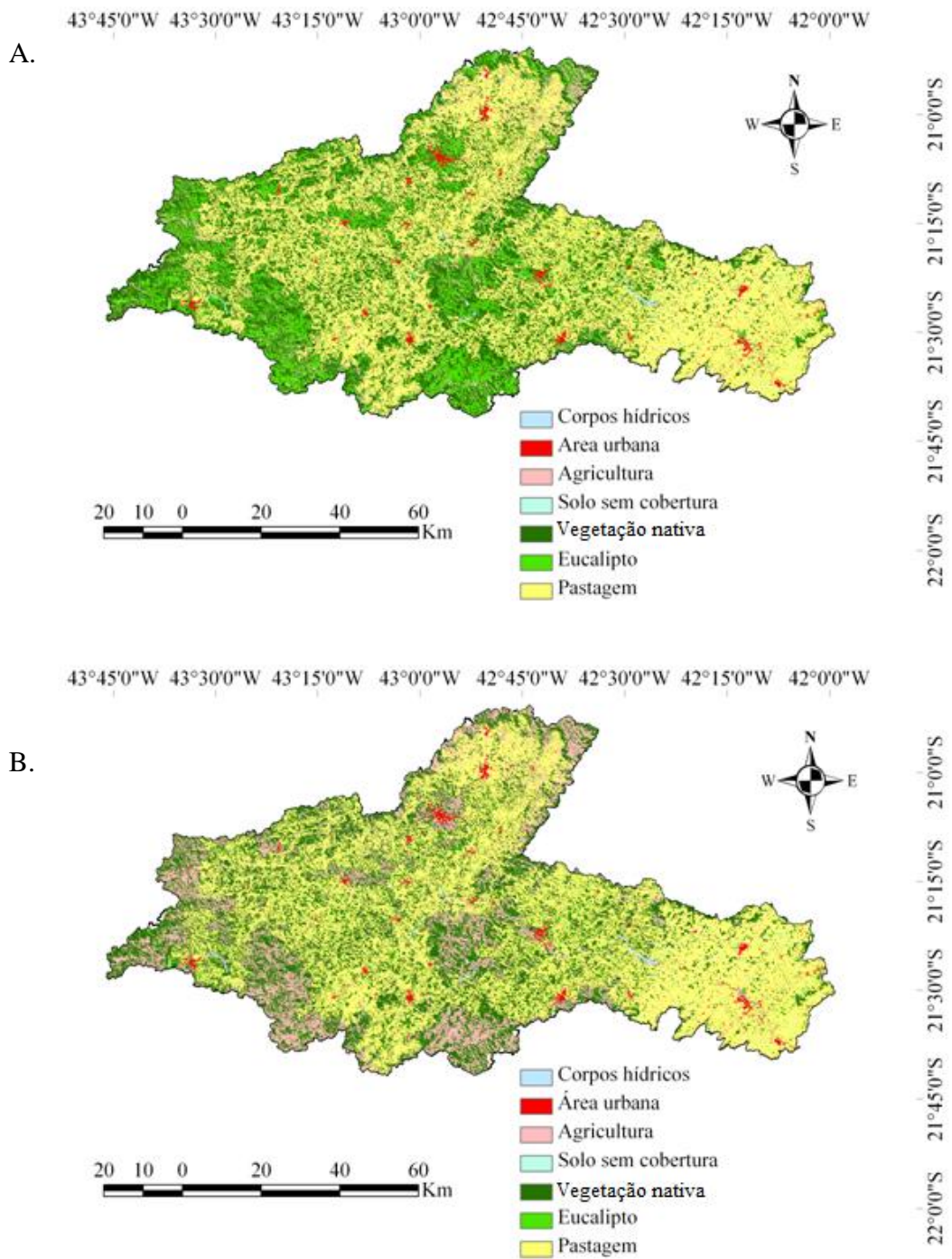


Figura 11. Cenários de alterações uso do solo, propostos para avaliação dos impactos sobre o regime hidrológico, (A) cenário 2 e (B) cenário 3.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Simulação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra

4.1.1 Análise de sensibilidade do SWAT às variações nos valores dos seus parâmetros de entrada

Na Tabela 8 se apresenta a classificação dos parâmetros que mais afetaram a modelagem da transformação chuva-vazão para a bacia do rio Pomba pelo modelo SWAT.

Tabela 8. Ordem de classificação dos parâmetros em que o modelo apresenta maior sensibilidade a variações nos seus valores

Parâmetro	Classificação
SOL_K	1
ALPHA_BF	2
ESCO	3
CN ₂	4
CH_N ₂	5
SLOPE	6
CH_K ₂	7
SOL_AWC	8
SOL_Z	9
REVAPMN	10
RCHRG_DP	11
CANMX	12
BLAI	13
GWQMN	14
GW_REVAP	15
GW_DELAY	16
EPCO	17
SOL_ALB	18
SURLAG	19
BIOMIX	20
SLSUBBSN	21

Observa-se que os sete parâmetros que mais influenciam no cálculo da vazão são em ordem do maior para o menor, a condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K); a constante de recessão do escoamento de base (APLHA_BF); o fator de

compensação de evaporação da água no solo (ESCO); o número da curva inicial para a condição de umidade AMC II (CN₂); o coeficiente de Manning para o canal principal (CH_N₂); a declividade média da sub-bacia (SLOPE) e a condutividade hidráulica efetiva do canal (CH_K₂).

Os parâmetros que produziram maior sensibilidade na variável vazão à variações nos seus valores estão de acordo com as recomendações do manual elaborado por Neitsch et al. (2005b) para a calibração.

4.1.2 Calibração e análise da precisão do modelo

Após análises dos parâmetros em que a vazão é mais sensível a modificações nos seus valores, apontados pela análise de sensibilidade, optou-se por calibrar 7 dos 21 parâmetros, sendo os demais mantidos fixos. Dos parâmetros com maior influência na vazão, optou-se por não calibrar o SLOPE, para não mudar as condições de declividade média das sub-bacias obtidas pelo SIG com base no MDEHC e o CH_K₂, uma vez que esse parâmetro deve ser igual a zero para rios perenes com contribuição contínua de escoamento subterrâneo (Neitsch et al., 2005b). Porém, optou-se por acrescentar na calibração os parâmetros SOL_AWC e SOL_Z. Desta forma, foram calibrados sete parâmetros, sendo esses com seus respectivos valores apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Parâmetros do modelo SWAT calibrados para a bacia do rio Pomba

Parâmetro	Descrição	Valor calibrado
CN ₂	Número da curva, condição AMCII	-30%*
SOL_AWC	Capacidade de água disponível no solo	+15%*
SOL_Z	Profundidade da camada de solo	-15%*
SOL_K	Condutividade hidráulica do solo saturado	-88%*
ESCO	Fator de compensação da evaporação da água do solo	0,3
ALPHA_BF	Coeficiente de recessão do escoamento de base	0,004
CH_N ₂	Coeficiente de Manning para o canal principal	0,012

* valor em porcentagem a ser acrescentado ou diminuído pelos valores de entrada estabelecidos conforme Apêndice A.1.

Na Tabela 10 se apresenta os resultados das estatísticas de precisão obtidas para o período de calibração e validação, empregadas para avaliar o desempenho do

modelo SWAT na simulação hidrológica da bacia hidrográfica do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra.

Tabela 10. Valores das estatísticas de precisão resultantes da aplicação do modelo SWAT na simulação hidrológica da bacia do rio Pomba, nos períodos de calibração e validação.

Etapa	Estatística de precisão		
	E_{NS}	$(E_{NS})_{log}$	P_{BIAS}
Calibração	0,73	0,58	-0,018
Validação	0,76	0,78	0,051

E_{NS} – coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe; $(E_{NS})_{log}$ - coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe do logaritmo das vazões e P_{BIAS} – percentual de viés.

Analisando a Tabela 10 observa-se valores de 0,73 e 0,76, para o coeficiente de Nash-Sutcliffe (E_{NS}) nas etapas de calibração e validação, respectivamente, o que permite enquadrar o modelo como adequado e bom, segundo a classificação sugerida por Motovilov et al. (1999). Esse coeficiente, além de ser a estatística mais utilizada e indicada para a avaliação da precisão de modelos hidrológicos é um indicativo da acurácia do modelo na estimativa das vazões, principalmente as de cheia (Viola, et al., 2009; Andrade et al., 2013). Portanto, pode-se inferir que o modelo deverá produzir bons resultados na estimativa das vazões máximas.

Kannan et al. (2007 a, b) calibraram e validaram o modelo SWAT em uma pequena bacia hidrográfica (área de aproximadamente 142 ha), em Bedfordshire, Inglaterra, obtendo valores de E_{NS} de 0,61 e 0,59 para os períodos de calibração e validação, respectivamente. Sexton et al. (2010) obtiveram resultados de E_{NS} para a calibração de duas bacias hidrográficas, localizadas nos Estados Unidos, entre 0,46 e 0,58 e, durante a validação, entre 0,68 e 0,78, concluindo que os resultados encontrados foram aceitáveis, qualificando o modelo SWAT para aplicação nas respectivas bacias hidrográficas. Durães et al. (2011) calibraram e verificaram o desempenho do modelo SWAT para posterior aplicação na simulação hidrológica da bacia do rio Paraopeba, MG, e obtiveram valores de E_{NS} iguais a 0,79, tanto na calibração quanto na validação, sendo o modelo enquadrado em adequado e bom. Andrade et al. (2013) calibraram e aplicaram o modelo SWAT em uma bacia hidrográfica na região Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, obtendo valores de E_{NS} de 0,66 e 0,87 nas etapas

de calibração e validação, respectivamente, qualificando o modelo para a simulação nesta região. Assim, verifica-se que os resultados obtidos no presente trabalho estão de acordo com os observados na literatura, sendo próximos aos bons resultados estatísticos verificados por Durães et al. (2011).

Com relação ao coeficiente Nash-Sutcliffe empregado com os logaritmos das vazões $((E_{NS})_{\log})$, verifica-se valores de 0,58 e 0,78, nas etapas de calibração e validação, respectivamente. De acordo com Viola et al. (2009), esta estatística permite avaliar a precisão do modelo na simulação dos períodos de recessão do hidrograma, sendo fundamental para a aplicação do modelo como ferramenta de gestão dos recursos hídricos. Por meio da análise dos valores obtidos pode-se inferir que o modelo deverá produzir resultados satisfatórios e bons para as vazões mínimas de acordo com a classificação proposta.

A estatística P_{BIAS} , que corresponde ao percentual de viés das vazões simuladas em relação às vazões observadas, apresentou pequenos desvios, demonstrando ter ocorrido uma subestimativa da vazão da ordem de -1,8% no período de calibração e uma superestimativa de 5,1% durante a validação. De acordo com Liew et al. (2007) este resultado indica desempenho muito bom do modelo e que as estimativas não apresentaram tendência significativa, caracterizando que os parâmetros foram devidamente ajustados e não produziram estimativas com viés (Andrade et al., 2013). Esses resultados corroboram com as boas estatísticas obtidas com os outros coeficientes.

Outra ferramenta utilizada na avaliação da precisão de modelos hidrológicos consiste em analisar visualmente o ajuste do hidrograma simulado frente ao observado. Nas Figuras 14 e 15 são apresentados os hidrogramas simulados e observados e os hietogramas diários para a bacia hidrográfica do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra, durante os períodos de calibração e validação, respectivamente.

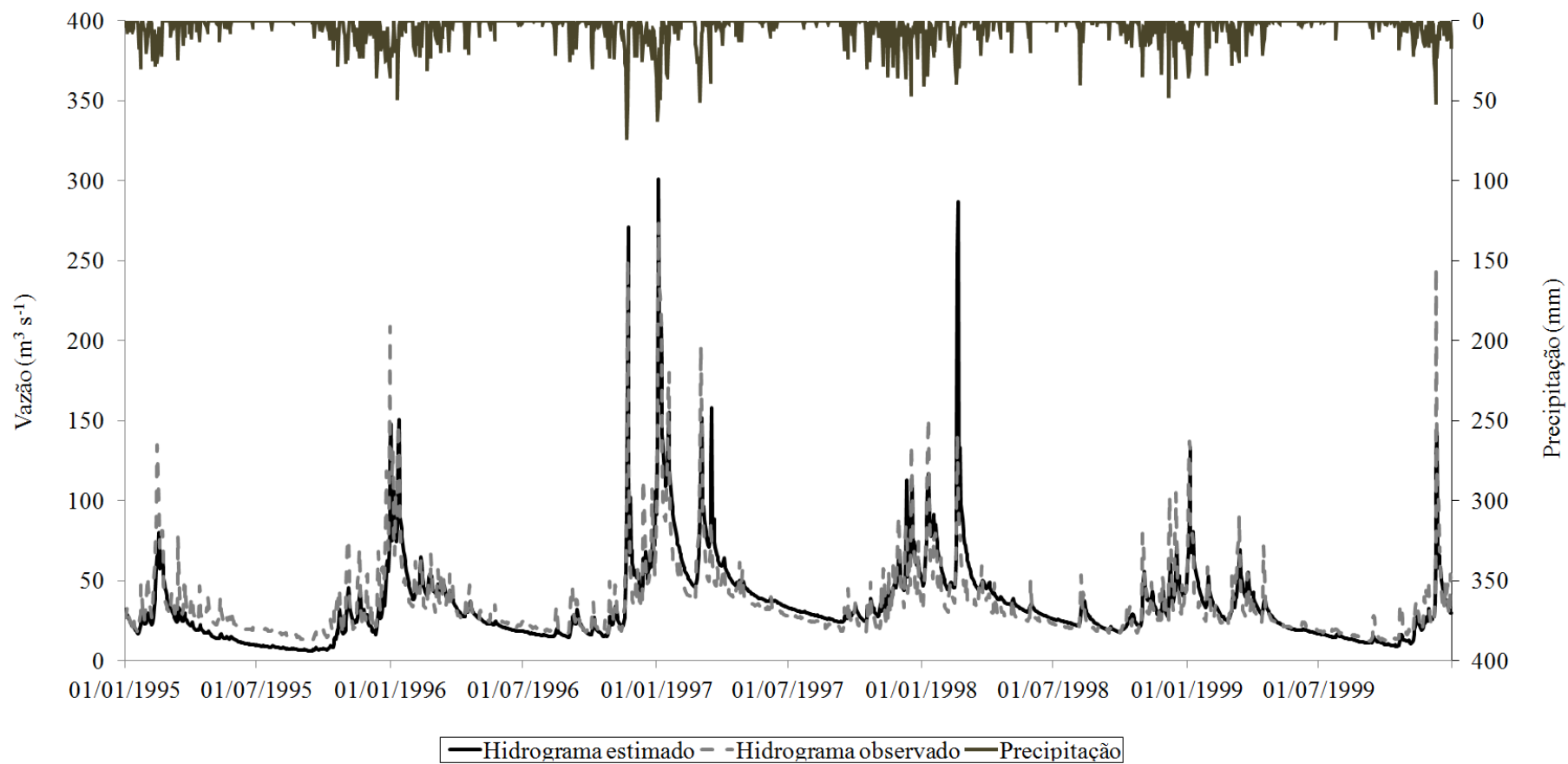


Figura 12. Hidrogramas (estimado e observado) e hietograma diários obtidos durante o período de calibração para a bacia hidrográfica do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra.

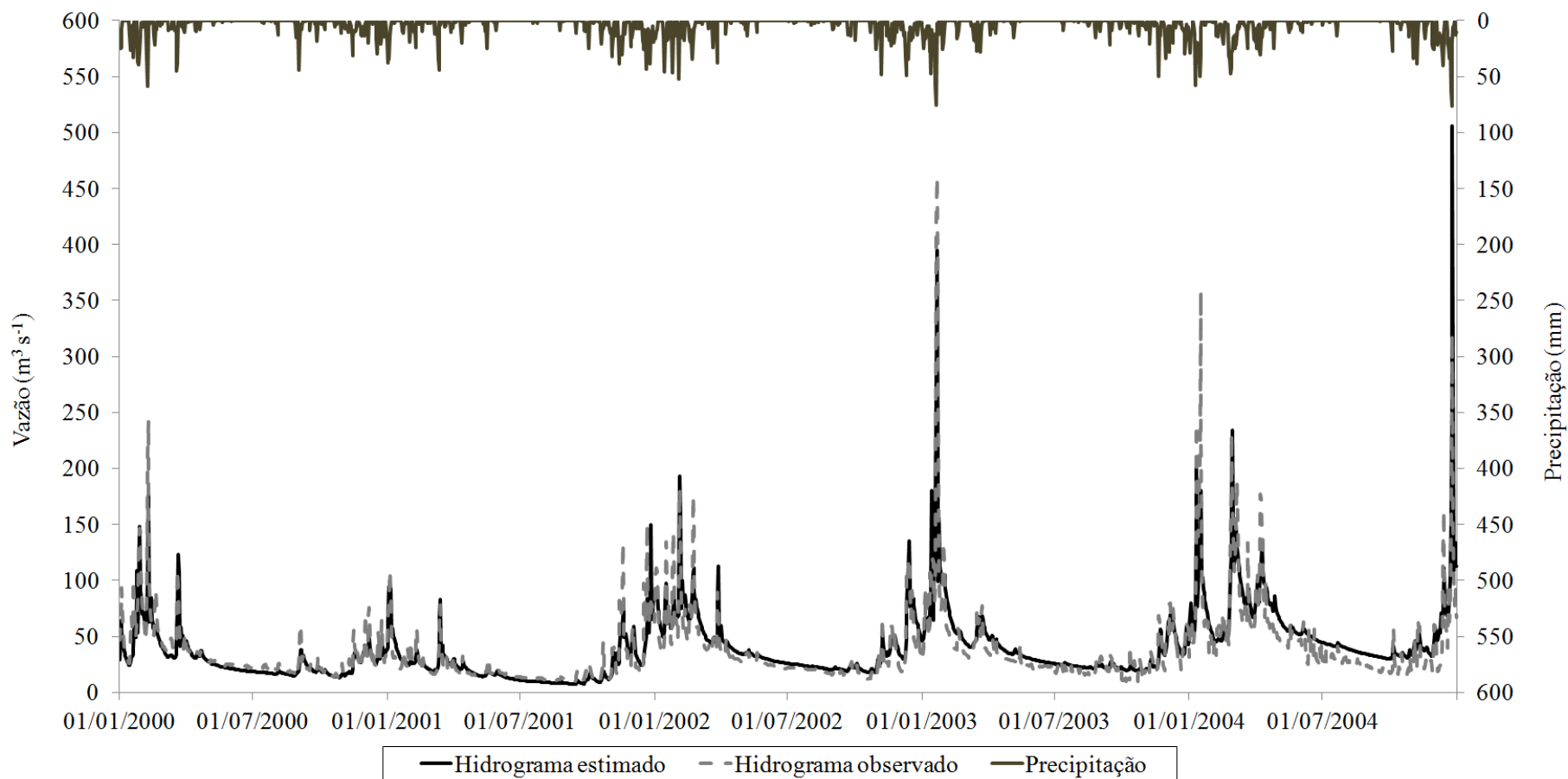


Figura 13. Hidrogramas (estimado e observado) e hietograma diários obtidos durante o período de validação para a bacia hidrográfica do rio Pomba com seção de controle em Astolfo Dutra.

Pode-se observar pelos hidrogramas (Figuras 14 e 15) que, de modo geral, as vazões simuladas pelo modelo ajustaram-se bem às observadas, porém com alguma dificuldade em simular alguns picos de vazão, tanto no período de calibração, quanto no de validação. Essa mesma dificuldade foi verificada por diversos autores, dentre eles Notter et al. (2007), von Stackelberg et al. (2007) e Viola et. al. (2009), e está relacionada à representação da distribuição espacial e temporal das chuvas.

No modelo SWAT a discretização espacial das chuvas é feita associando-se a cada sub-bacia o posto pluviométrico mais próximo ao seu centróide. Como a bacia conta com um reduzido número de cinco estações pluviométricas a montante do posto de Astolfo Dutra, a representatividade da variabilidade espacial de algumas precipitações é comprometida. Isso, somado à variação temporal das chuvas, a qual não é possível ser representada por meio de um passo de tempo diário, e ao tempo de concentração das sub-bacias, que é de poucas horas, dificultaram a resposta do modelo nas simulações de alguns picos de vazão.

Analisando os períodos de recessão dos hidrogramas (Figuras 14 e 15) nota-se uma maior dificuldade de ajuste no período sem chuvas dos anos de 1995 e 2004, tanto para as etapas de calibração como de validação, respectivamente, que contribuíram para uma redução nos valores do coeficiente $(E_{NS})_{log}$. Nos anos hidrológicos de 1995 (outubro de 1994 a março de 1995) e de 2004 (outubro de 2003 a março de 2004) choveu o correspondente às lâminas de 979 e 1500 mm, respectivamente, que são inferiores e superiores à média do período, de 1280 mm. A reduzida lâmina precipitada no ano hidrológico de 1995 e a elevada no de 2004 contribuíram para uma baixa e alta recarga do aquífero, respectivamente, resultando em escoamentos de base simulados de 35,3 e 223 mm no período de estiagem (abril a setembro). Nota-se que em condições extremas a simulação fica um pouco prejudicada, mas para as condições normais (precipitação do ano hidrológico em torno dos 1280 mm) os resultados são bons, como se pode observar pelos outros períodos de recessão. Se o ano de 1995 fosse retirado da análise esse coeficiente assumiria o valor de 0,79, reforçando que, de maneira geral, as vazões mínimas foram bem representadas pelo modelo.

O bom ajuste das vazões simuladas pelo modelo frente às observadas, somado ao seu desempenho adequado e bom na simulação das vazões máximas, médias e mínimas, conforme valores obtidos para os coeficientes estatísticos E_{NS} , P_{BIAS} e $(E_{NS})_{log}$ (Tabela 10), respectivamente, qualificam-no para a simulação hidrológica na

bacia hidrográfica do rio Pomba. Dessa forma, o modelo pode ser utilizado para o planejamento e gestão dos recursos hídricos, a princípio com seção de controle em Astolfo Dutra.

4.1.3 Análise do balanço hídrico

Na Tabela 11 se apresentam os resultados obtidos na simulação dos componentes do balanço hídrico anual pelo modelo hidrológico SWAT para a bacia hidrográfica do rio Pomba no período de 1995 a 2004.

Tabela 11. Componentes do balanço hídrico anual, em mm, simulados pelo modelo SWAT durante os períodos de calibração e validação, à exceção da precipitação que foi dado de entrada.

Ano	PT (mm)	E _{sup} (mm)	E _{lat} (mm)	E _{sub} (mm)	ET (mm)	ΔA (mm)
Calibração						
1995	1291,6	10,1	132,4	64,9	917,2	108,6
1996	1497,2	25,3	209,1	147,4	971,1	30,5
1997	1432,3	36,1	210,2	293,2	992,3	-76,2
1998	1350,3	17,6	173,3	194,9	919,4	39,9
1999	1187,9	13,3	153,3	160,9	873,4	-17,6
Média	1351,9	20,5	175,6	172,3	934,7	17,0
Validação						
2000	1405,8	22,5	191,1	174,1	939,5	26,2
2001	1255,2	14,6	147,2	109,3	925,0	2,6
2002	1372,4	17,4	200,3	210,0	959,0	-34,2
2003	1429,9	28,7	197,4	231,7	956,0	4,2
2004	1922,3	50,1	296,0	361,9	917,5	50,4
Média	1477,1	26,7	206,4	217,4	939,4	9,8

PT –precipitação total anual; E_{sup} – escoamento superficial; E_{lat} – escoamento lateral; E_{sub} – escoamento subterrâneo; ET – evapotranspiração e ΔA – variação de armazenamento de água no solo.

Analisando os componentes do balanço hídrico, em termos médios, verifica-se que o somatório das lâminas escoadas superficial e subsuperficialmente, totalizam 196,1 e 233,1 mm durante o período de calibração e de validação, respectivamente, o que equivale a 13,3% e 15,8% dos componentes de saída do balanço hídrico. As contribuições estimadas para o escoamento subterrâneo foram de 12,7% e 14,7%, equivalentes às lâminas de 172,3 e 217,4 mm, para as etapas de calibração e validação, respectivamente.

Com relação à componente evapotranspiração, foram simulados valores médios de 934,7 e 939,4 mm, durante os períodos de calibração e validação, respectivamente, representando substancial participação no balanço hídrico anual da bacia do rio Pomba que, em termos percentuais, equivale a 69,1% e 63,6%. Para a componente evapotranspiração não se dispõe de dados medidos na região da bacia do rio Pomba, dificultando a análise da simulação desse componente pelo modelo hidrológico. Com relação ao armazenamento de água no solo foram simuladas pequenas variações médias anuais da ordem de 17,03 e 9,83 mm, que equivalem a 1,3% e 0,7% do balanço hídrico total.

4.1.4 Aplicação do modelo SWAT como ferramenta de planejamento e gestão para a bacia do rio Pomba considerando a seção de controle situada em Astolfo Dutra

As análises das vazões máximas, médias e mínimas, simuladas pelo modelo, além das vazões mínimas de referência para outorga de água, são importantes, pois possibilitam a verificação da precisão do modelo quanto ao seu uso no planejamento e gestão dos recursos hídricos da região.

Na Figura 16 estão apresentadas as curvas de permanência observada e simulada pelo modelo SWAT obtidas utilizando-se os dados diários da seção de controle Astolfo Dutra.

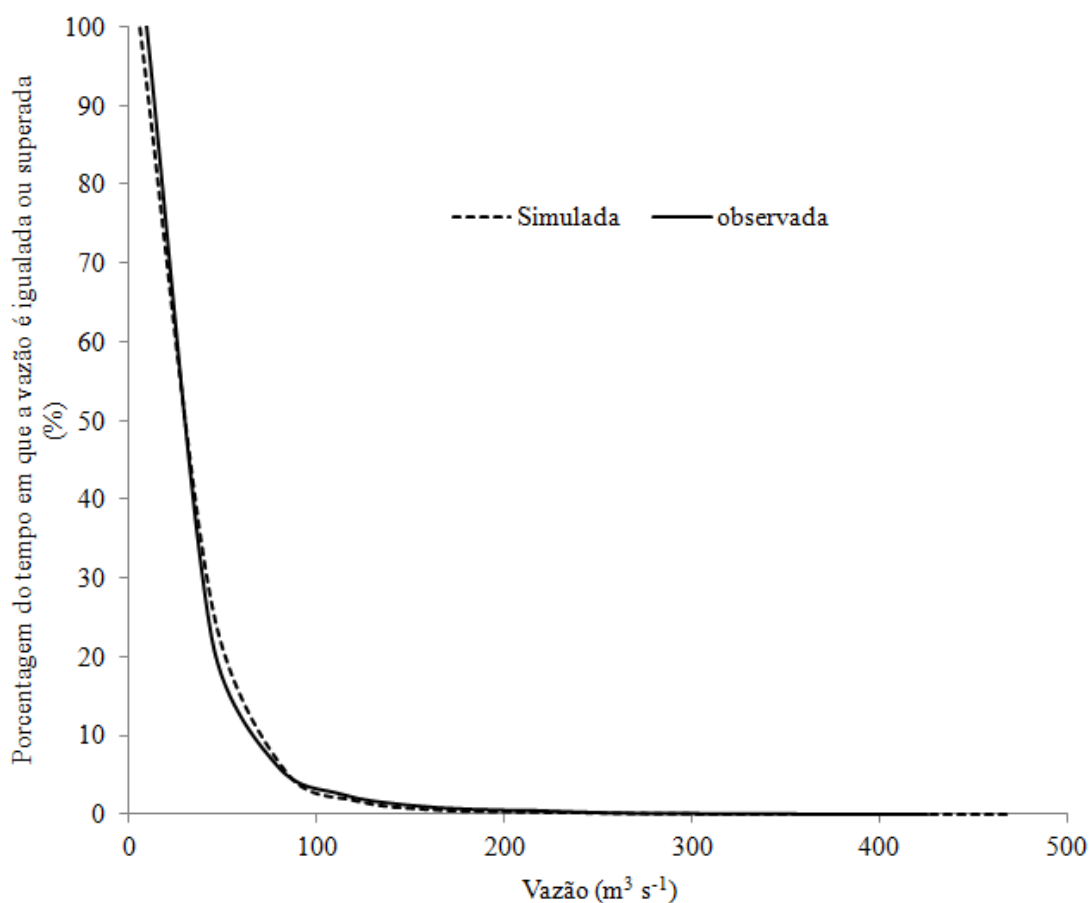


Figura 14. Curva de permanência observada e simulada pelo modelo SWAT para a bacia do rio Pomba na seção correspondente ao posto fluviométrico Astolfo Dutra.

Valores de referência frequentemente extraídos dessa curva são o de 90 e 95% de permanência ($Q_{90\%}$ e $Q_{95\%}$), que representam a vazão superada ou igualada em 90% e 95% do tempo. Na curva observada, os valores de $Q_{90\%}$ e $Q_{95\%}$ foram de 14,0 e 10,7 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, enquanto que nas simuladas foram de 11,0 e 8,6 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, respectivamente. Em termos de rendimento específico, esses resultados representam subestimativa de 1,28 e 0,90 $\text{L s}^{-1} \text{km}^{-2}$, respectivamente. De modo geral, nota-se a boa estimativa dessas variáveis hidrológicas pelo modelo.

Na Figura 17 se apresentam as vazões máximas (Q_{max}), mínimas (Q_{min}) e médias (Q_{med}) diárias anuais observadas e simuladas pelo modelo SWAT com seção de controle em Astolfo Dutra, para o período de validação.

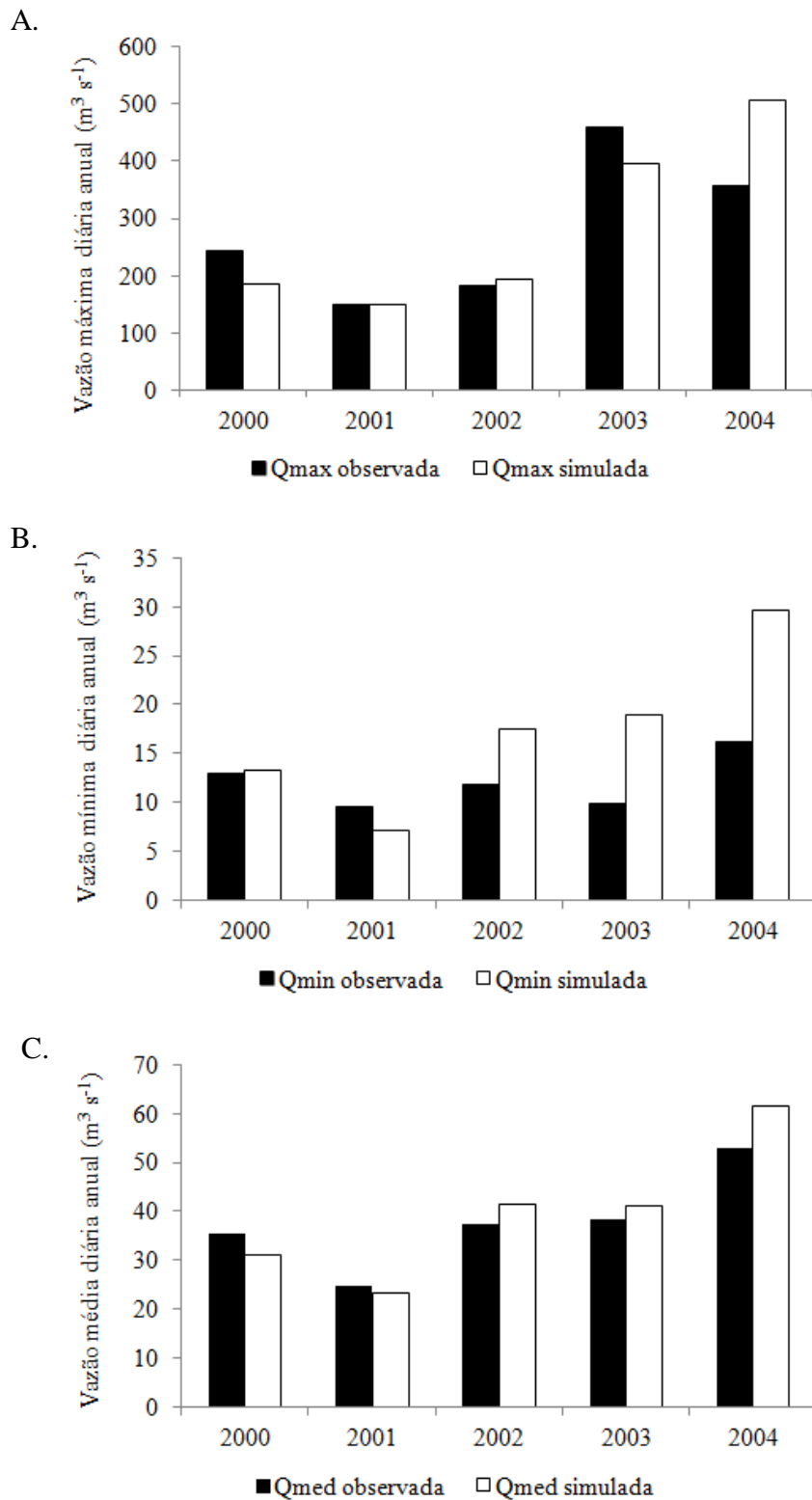


Figura 15. Vazões máximas (A), mínimas (B) e médias (C) diárias anuais observadas e simuladas pelo modelo SWAT para a bacia do rio Pomba na seção correspondente ao posto fluviométrico Astolfo Dutra.

Observa-se, pela análise da Figura 17A, que a maior diferença entre o valor observado e o simulado pelo modelo ocorreu em 2004, sendo a vazão máxima diária simulada de $506 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e a observada de $357 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, gerando uma superestimativa da vazão máxima simulada pelo modelo em relação à observada de 41,7%. Isso pode ser explicado pela grande concentração de chuvas no período, totalizando uma lâmina acumulada de 232 mm em seis dias, tendo sido registrada no dia anterior ao evento uma precipitação de 76,1 mm, que dificultaram a estimativa pelo modelo. No entanto, nos outros anos observam-se bons valores simulados pelo modelo frente aos observados como, por exemplo, no ano de 2001, em que o modelo simulou uma vazão de $150,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sendo observado valor de $150,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, com erro de apenas 0,12%.

Com relação ao comportamento do modelo em termos de vazões mínimas (Figura 18B), observa-se um erro de estimativa de maior magnitude no ano de 2004, cujo valor de vazão simulada foi de $18,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e o observado de $9,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, o que gerou um superestimativa em 90,9%. No entanto, notam-se boas simulações das vazões mínimas, como no ano de 2000, em que o modelo simulou um valor de $13,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sendo observado valor de $12,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, ou seja, uma superestimativa de apenas 2,7%.

Analisando as vazões médias (Figura 18C), o modelo apresentou um padrão semelhante ao observado para as vazões máximas, com o maior erro de estimativa em 2004, da ordem de 15,9%, para uma vazão média diária simulada de $61,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ frente à observada de $53,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Em termos médios no período de 2000 a 2004 foi simulado um valor de $39,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sendo o observado de $37,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, resultando em uma superestimativa de 5,0%. Embora a análise tenha sido feita nos cinco anos correspondentes ao período de validação, este valor se encontra próximo da vazão média de longa duração obtida no Atlas Digital das Águas de Minas (2010), que é de $41,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Em termos de lâmina média de escoamento tem-se um valor simulado de 534,5 mm para um valor observado de 508,8 mm, ou seja, uma diferença de apenas 25,7 mm.

4.2 Validação do modelo a montante e a jusante da seção de controle utilizada para a calibração

A fim de validar o modelo SWAT calibrado para a seção de controle Astolfo Dutra, na simulação do comportamento das vazões a montante e a jusante desta foram utilizados os postos fluviométricos de Guarani, Ituerê e Tabuleiro, localizados a montante, e os de Cataguases e Santo Antônio de Pádua, localizados a jusante. Na Tabela 12 estão apresentados os resultados das estatísticas de precisão obtidas para os cinco postos fluviométricos utilizados.

Tabela 12. Valores das estatísticas de precisão obtidos na validação do modelo SWAT nas seções de controle de Guarani, Ituerê, Tabuleiro, Cataguases e Santo Antônio de Pádua

Postos fluviométricos	Código	Estatística de precisão		
		E_{NS}	$(E_{NS})_{log}$	P_{BIAS}
Guarani (montante)	58730001	0,61	0,57	0,062
Tabuleiro (montante)	58720000	0,26	-0,41	-0,310
Ituerê (montante)	58710000	0,48	0,57	0,125
Cataguases (jusante)	58770000	0,80	0,68	0,084
S. Ant. de Pádua (jusante)	58790000	0,75	0,70	0,037

E_{NS} – coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe; $(E_{NS})_{log}$ - coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe do logaritmo das vazões, e P_{BIAS} – percentual de viés.

Os valores obtidos para o coeficiente de Nash-Sutcliffe variaram de 0,26 (seção de controle Tabuleiro) a 0,80 (seção de controle Cataguases), conforme Tabela 12. Nas seções de controle situadas a montante da seção utilizada na calibração, o modelo apresentou desempenho satisfatório ($0,36 < E_{NS} < 0,75$) para as seções de controle de Guarani, Ituerê e não satisfatório ($E_{NS} < 0,36$) na estação Tabuleiro, segundo a classificação proposta por Motovilov et al. (1999). Já para as seções situadas a jusante da seção de calibração, Cataguases e Santo Antônio de Pádua, o modelo apresentou bom desempenho, com valores de E_{NS} de 0,80 e 0,75, respectivamente, enquadrando-se na categoria adequado e bom.

Para o coeficiente $(E_{NS})_{log}$ obteve-se valores de -0,41, 0,57 e 0,57 nas seções de controle Tabuleiro, Guarani e Ituerê, respectivamente, situadas a montante da

seção de calibração, com desempenho satisfatório em Guarani e Ituerê e não satisfatório em Tabuleiro. Já para as seções a jusante os valores para este coeficiente foram de 0,68 e 0,70 nas estações Cataguases e Santo Antônio de Pádua, apresentando desempenho melhor nas estimativas das vazões mínimas em relação às obtidas nas seções de montante.

As diferenças entre vazões calculadas e observadas, ou seja, o viés (P_{BIAS}) variou de -31% (estação de Tabuleiro) a 12,5% (estação de Ituerê), indicando alta subestimativa do modelo na estação Tabuleiro e pequenas superestimativas do modelo nas demais seções. De acordo com a classificação proposta por Liew et al. (2007), o modelo apresentou desempenho muito bom ($P_{BIAS} < 10\%$) nas seções Guarani, Cataguases e Santo Antônio de Pádua; bom ($10 < P_{BIAS} < 15\%$) em Ituerê e não satisfatório ($P_{BIAS} \geq 25\%$) em Tabuleiro. Esses resultados, somado ao desempenho satisfatório, obtidos com os coeficientes estatísticos, permite validar o modelo a montante e a jusante da seção de calibração, com exceção da estação Tabuleiro, uma vez que o mesmo foi testado em bases de dados diferentes daquela do processo de calibração.

A área de drenagem para o posto Tabuleiro é de 322 km² que, segundo Collischonn (2001), enquadra-se como média. O modelo SWAT foi desenvolvido para aplicação em grandes bacias (Arnold et al., 1998), por esse motivo a sua utilização na sub-bacia acima do posto fluviométrico Tabuleiro, ficou comprometida. Além disso, a sub-bacia se localiza em uma região de cabeceira onde se tem a concentração do escoamento em poucas horas, dificultando a modelagem e a representação das chuvas feita por meio de um único posto pluviométrico (Santos Dumont). A soma destes três fatores contribuíram para que o modelo não fosse adequado à simulação hidrológica.

É interessante notar a melhora do desempenho do modelo na simulação das vazões nas seções fluviométricas situadas a jusante (áreas de drenagem maiores), conforme se pode observar pelos valores das estatísticas de precisão apresentados na Tabela 12. Essa constatação também foi verificada por Collischonn e Tucci (2001) na simulação hidrológica com o modelo MGB-IPH na bacia do rio Taquari, MS.

Nas Figuras 18 a 22 se apresenta os hidrogramas simulados pelo modelo na sua validação em postos localizados a montante e a jusante, além dos hidrogramas e hietogramas observados.

Podem-se observar nos hidrogramas bons ajustes das vazões simuladas em relação às observadas para todos os postos fluviométricos, com exceção ao de Tabuleiro, que apresentou períodos de vazões mínimas iguais a zero, destacados por meio das setas (Figura 20), e picos de vazão com grande subestimativa. A explicação para isso está nos problemas comentados anteriormente para essa sub-bacia, que são a distribuição das chuvas representada por meio de um único posto pluviométrico e, portanto, fazendo com que o modelo seja sensível aos períodos sem chuva, resultando em valores de vazão iguais a zero; e pelo fato do escoamento ocorrer em poucas horas devido à alta declividade nas áreas de cabeceira da bacia, o que dificulta a simulação das cheias pelo modelo.

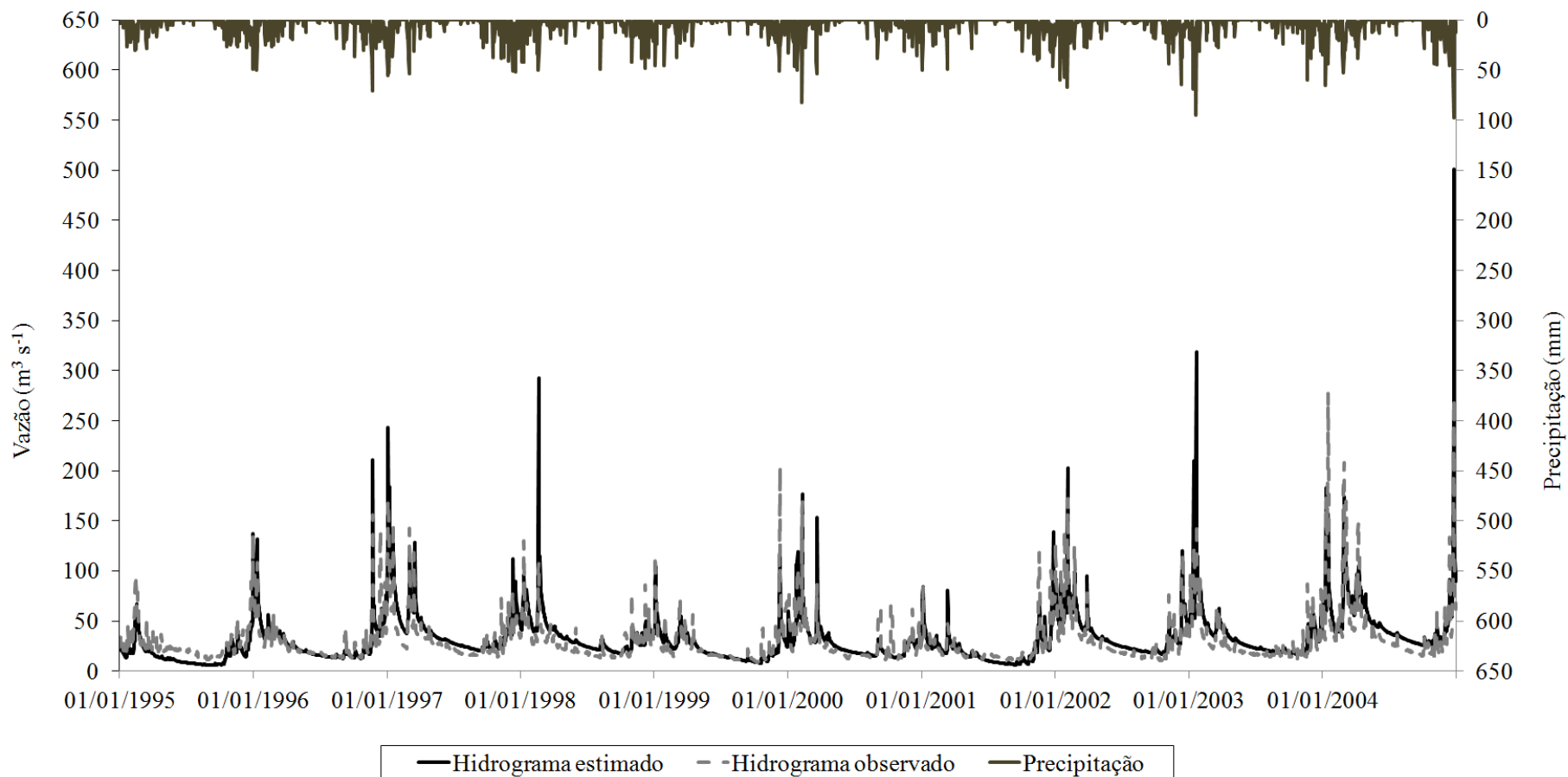


Figura 16. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, obtidos na validação do modelo SWAT para o posto fluviométrico Guarani.

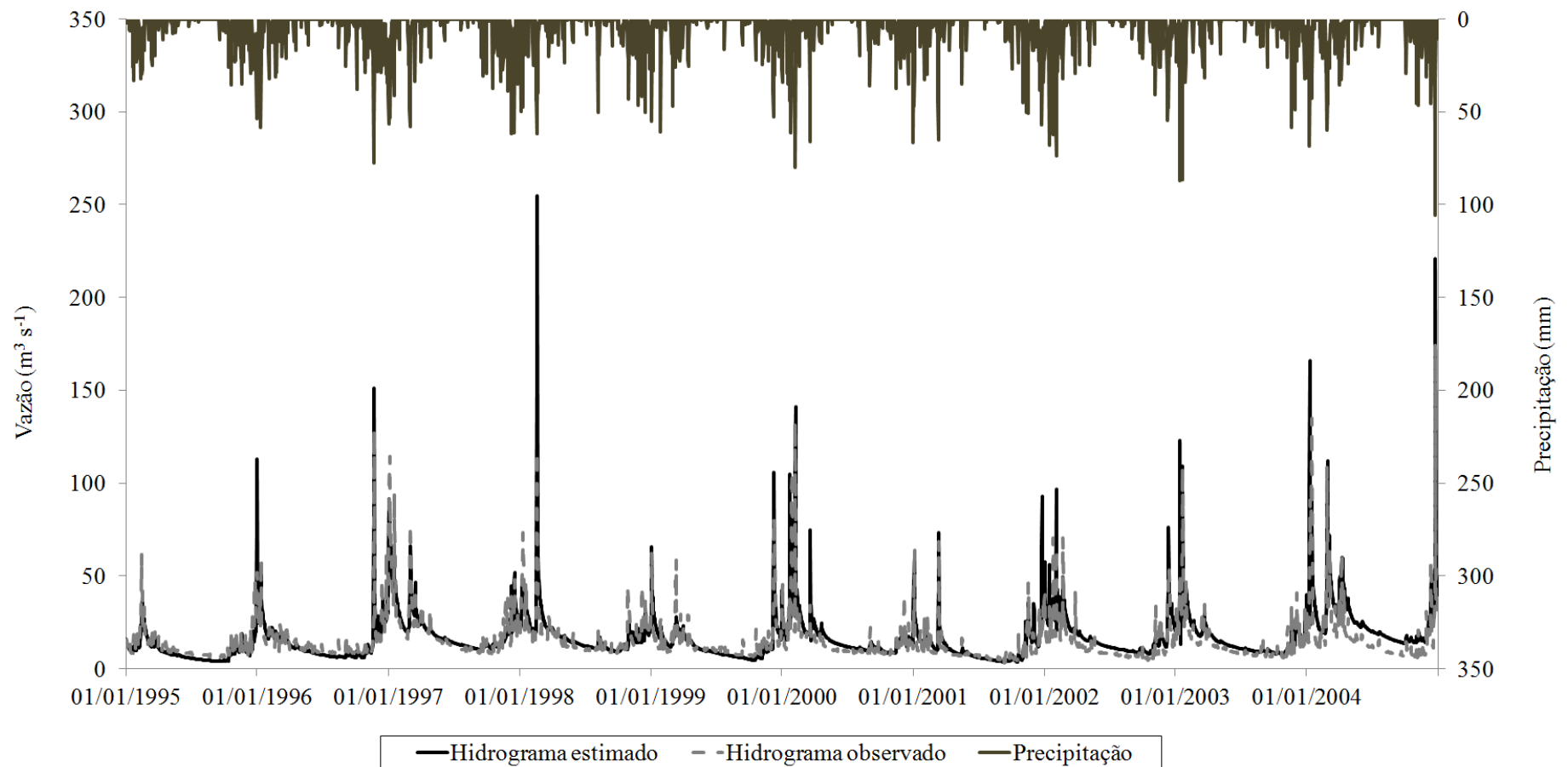


Figura 17. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, obtidos na validação do modelo SWAT para o posto fluviométrico Ituerê.

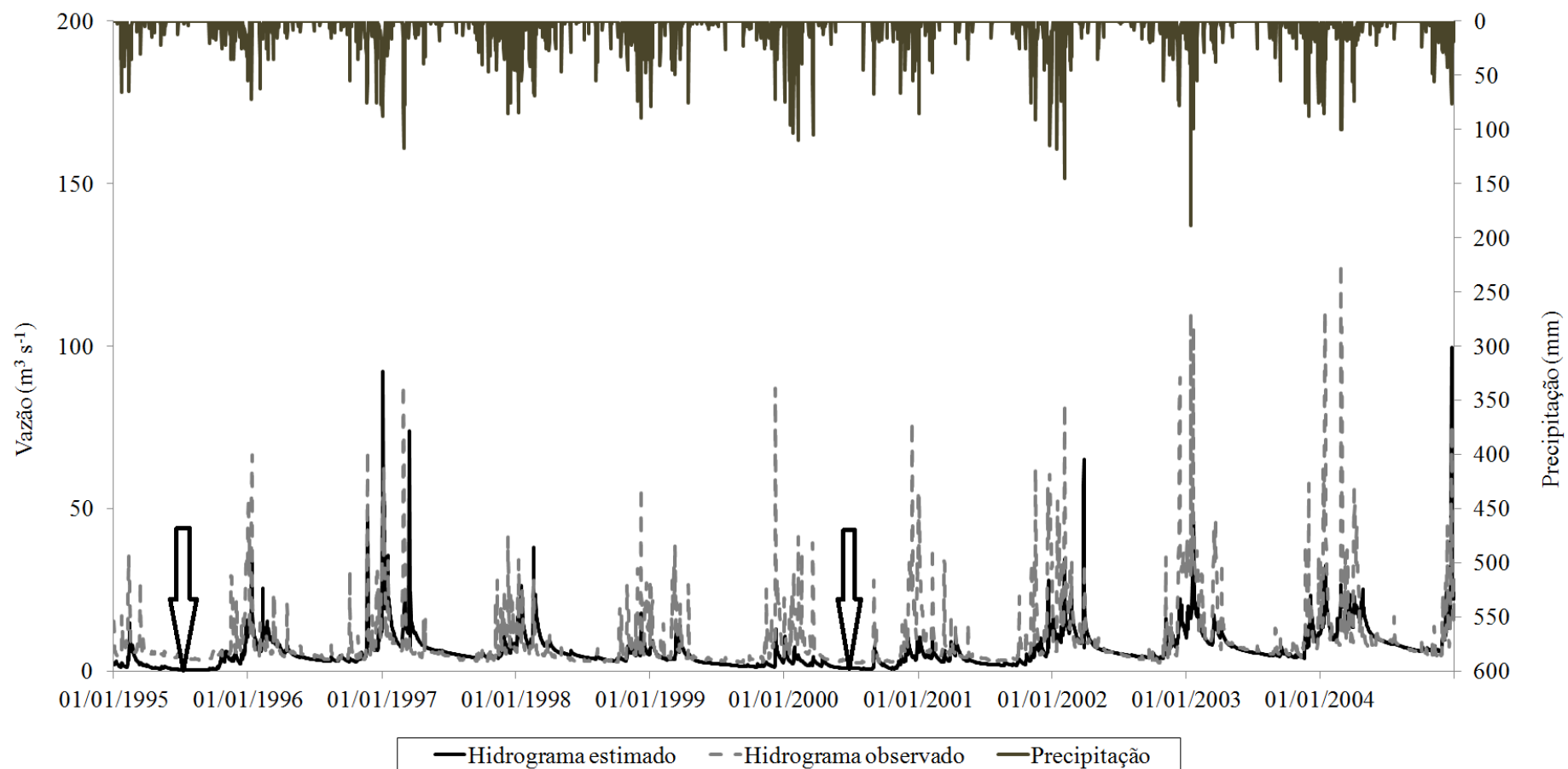


Figura 18. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, obtidos na validação do modelo SWAT para o posto fluviométrico Tabuleiro.

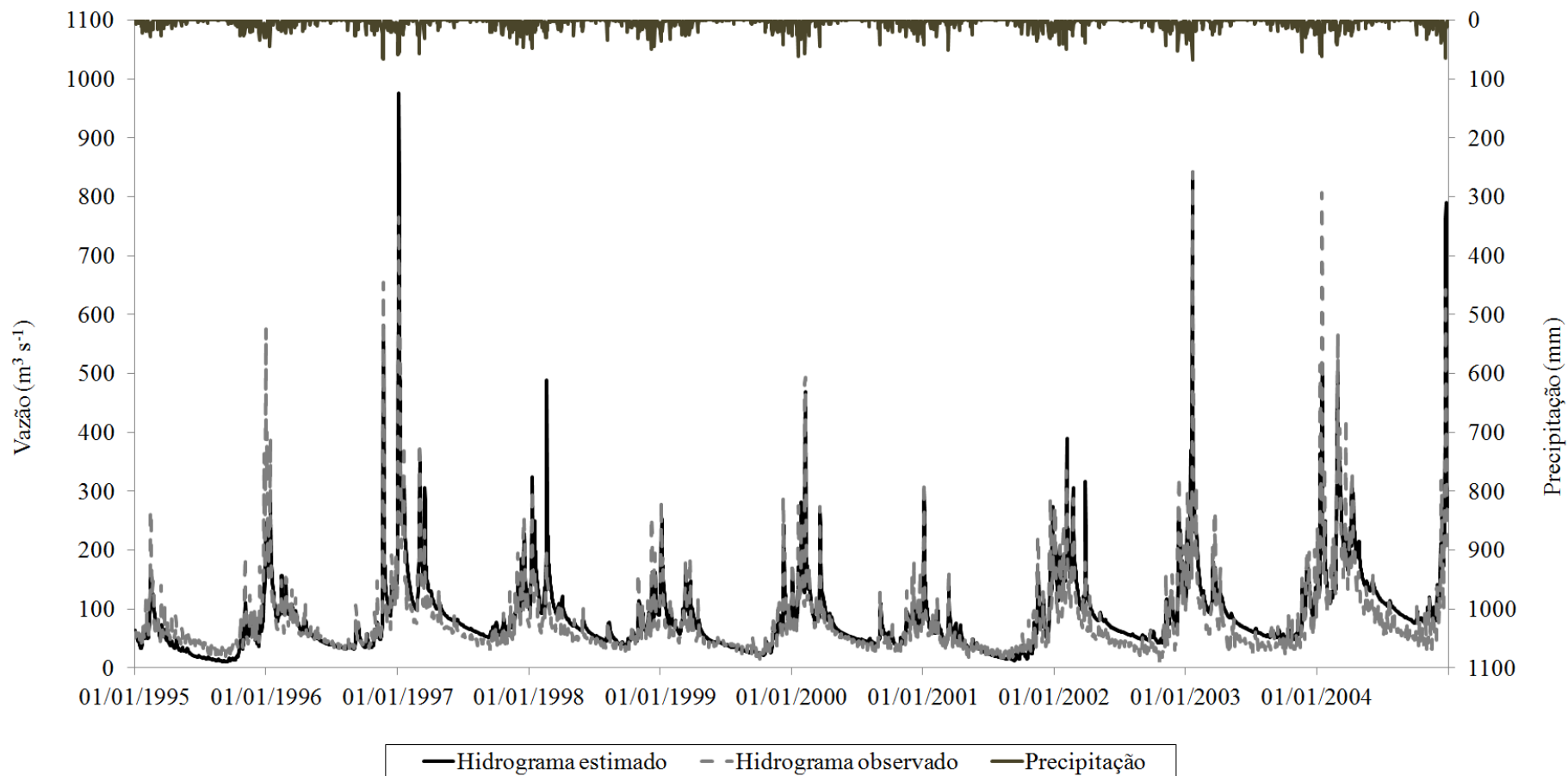


Figura 19. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, obtidos na validação do modelo SWAT para o posto fluviométrico Catagua-ses.

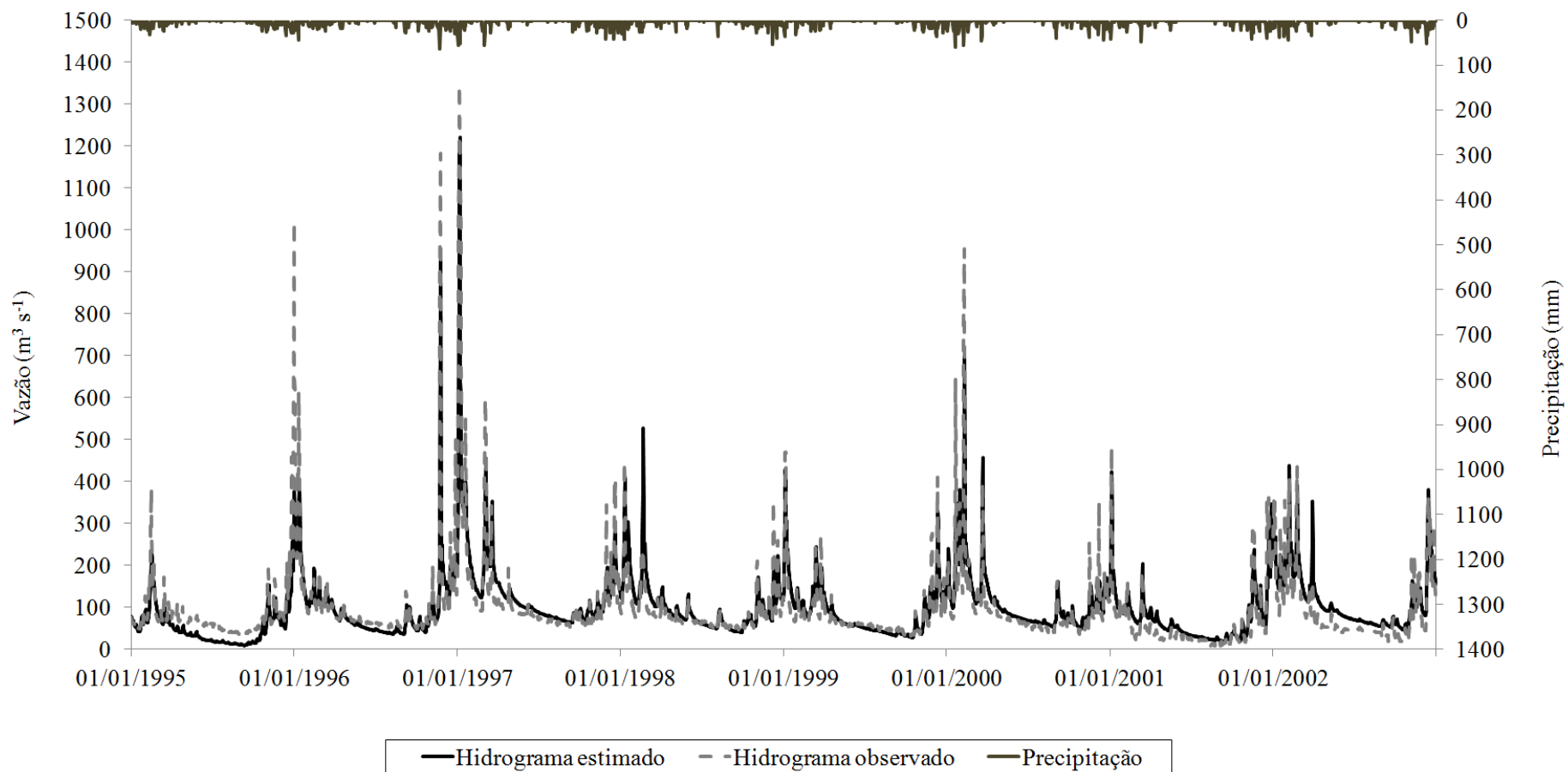


Figura 20. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, obtidos na validação do modelo SWAT para o posto fluviométrico Santo Antônio de Pádua.

4.3 Validação do modelo nas sub-bacias dos rios Novo e Xopotó (*Proxi-basin teste*).

Na realização deste teste empregou-se o modelo calibrado para a seção de controle Astolfo Dutra na simulação das sub-bacias dos rios Novo e Xopotó (afluentes do rio Pomba) no período de 01/01/1995 a 31/12/2004, sendo essas sub-bacias de características edafoclimáticas semelhantes à utilizada para a calibração do modelo. Reforça-se ainda, que as sub-bacias são hidrologicamente homogêneas, conforme Atlas Digital das Águas de Minas (2010).

A sub-bacia do rio Novo conta com os postos fluviométricos Usina Maurício, Rio Novo e Piau, esse último localizado no rio Piau, e a sub-bacia do rio Xopotó com o posto fluviométrico Barra do Xopotó.

Nas Figuras 23 a 26 estão apresentados os hidrogramas simulados pelo modelo na sua validação em postos localizados em bacias diferentes da qual foi calibrada, além dos hidrogramas e hietogramas diários observados.

Pela análise das Figuras 23 e 24 observa-se, de modo geral, um bom ajuste das vazões simuladas pelo modelo frente às observadas nas estações fluviométricas localizadas no rio Novo, com subestimativas de alguns picos de cheia e superestimativas da recessão do hidrograma nos últimos anos da simulação na seção Usina Maurício. Na seção Rio Novo observa-se superestimativas de alguns picos de cheia nos anos de 1997 e 1998 e subestimativas das vazões mínimas nos anos 1995 e 2001.

As vazões simuladas pelo modelo para a seção Piau (Figura 25) não foram adequadas, pois houve períodos de recessão em que o modelo simulou valores de vazão iguais a zero (indicados por meio de setas) desqualificando o modelo para a simulação hidrológica.

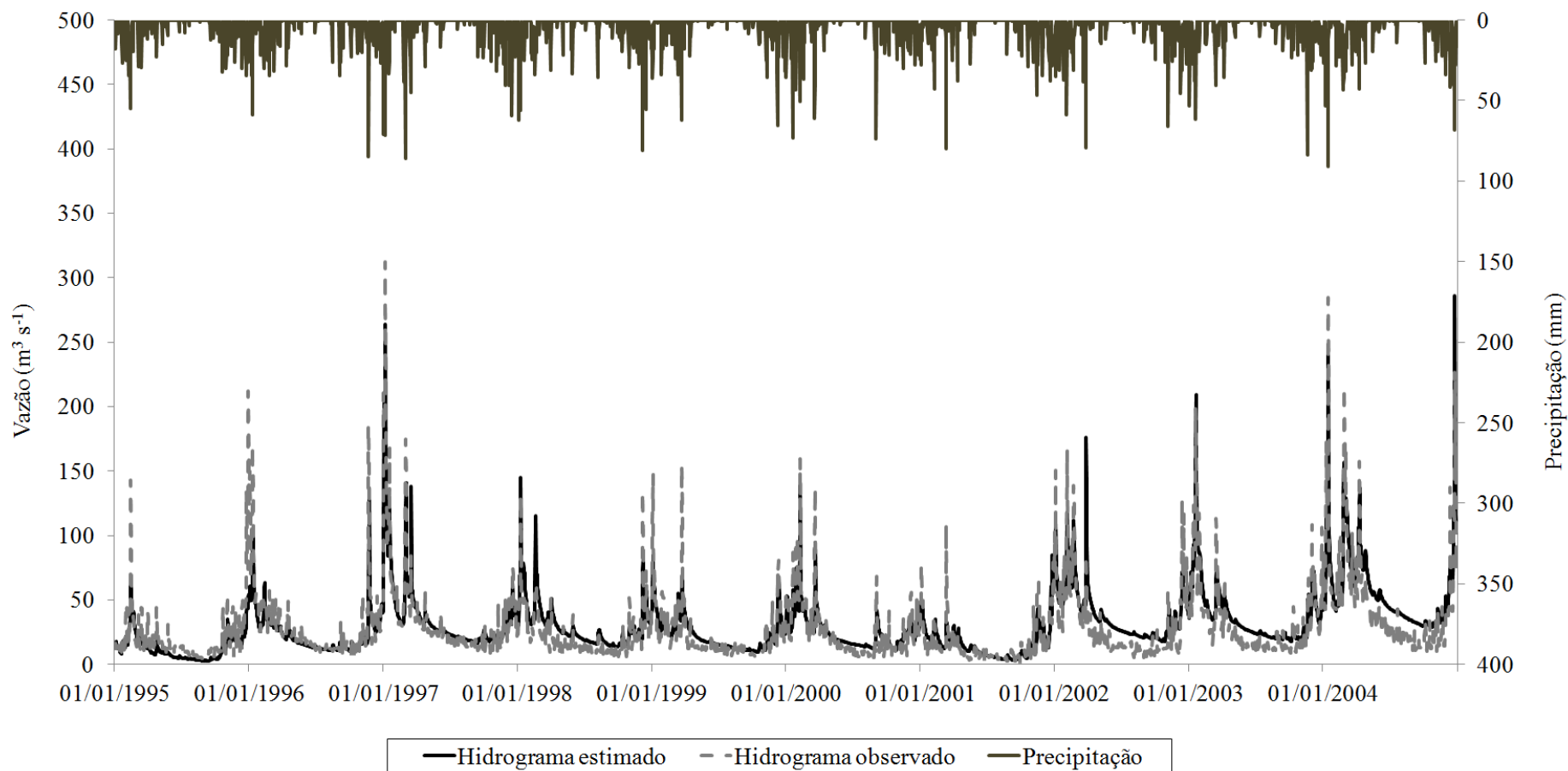


Figura 21. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, para o período de 01/01/1995 a 31/12/2004, na sub-bacia hidrográfica do rio Novo na seção de controle Usina Maurício.

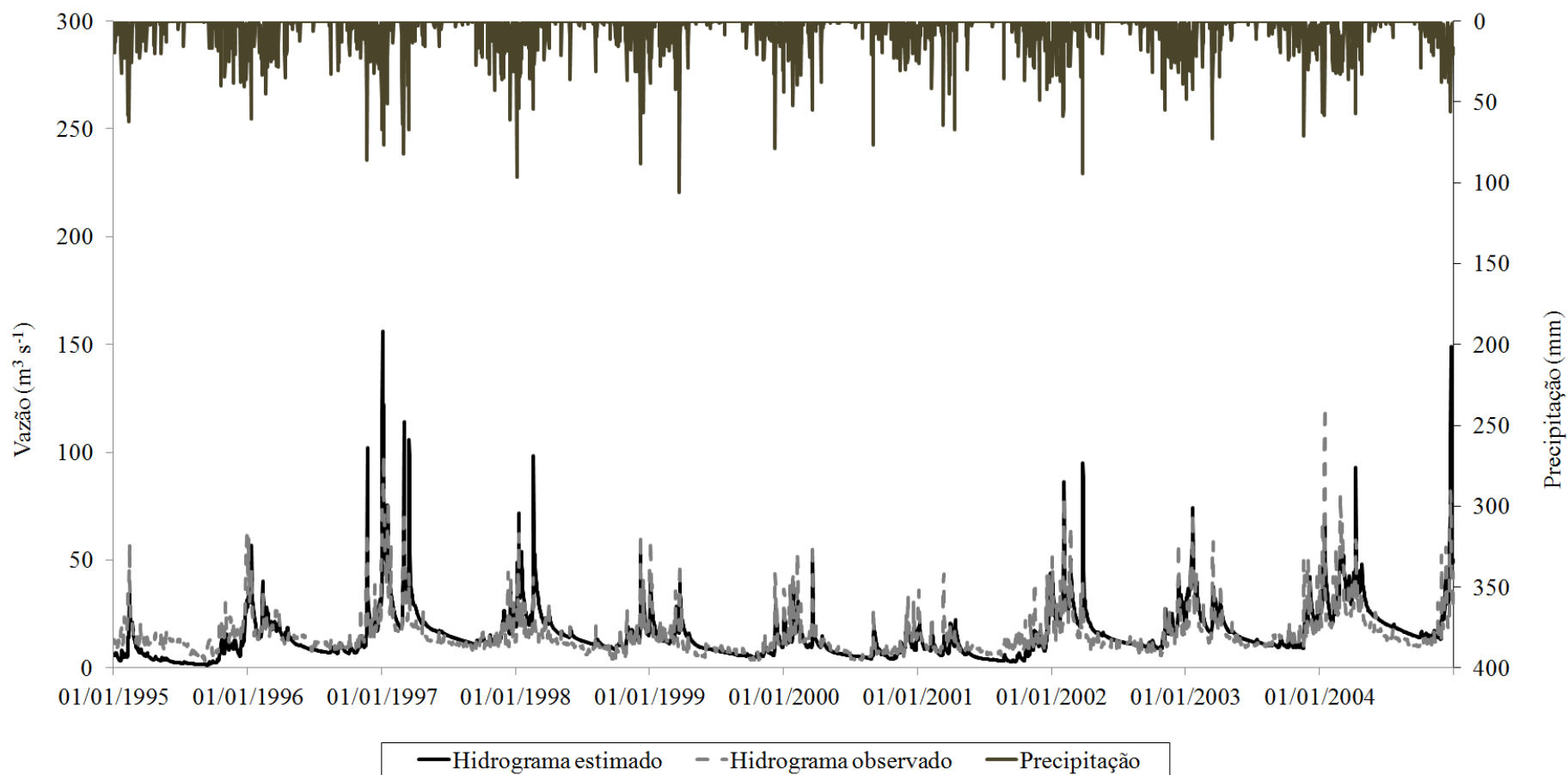


Figura 22. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, para o período de 01/01/1995 a 31/12/2004, na sub-bacia hidrográfica do rio Novo na seção de controle Rio Novo.

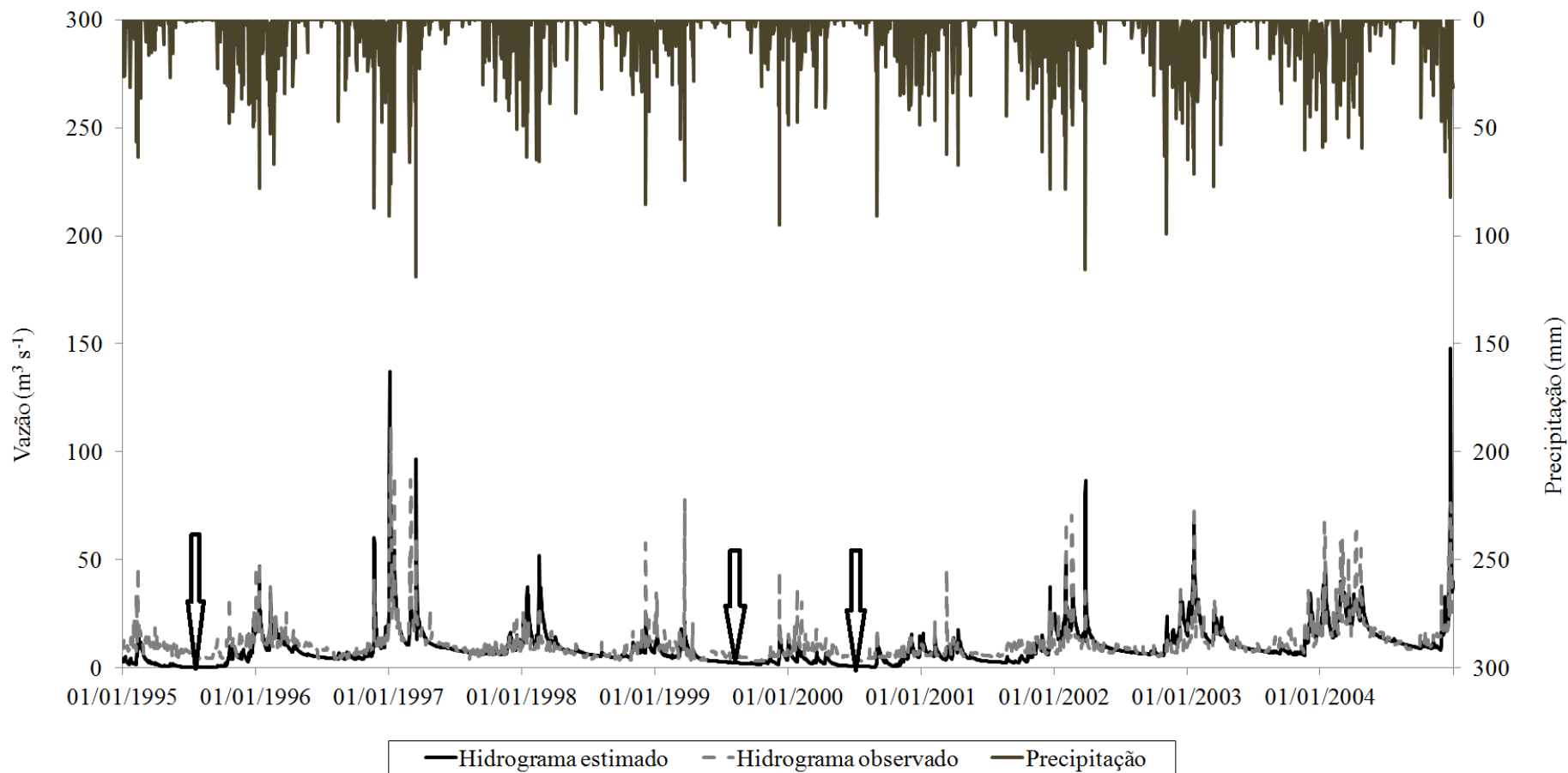


Figura 23. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, para o período de 01/01/1995 a 31/12/2004, na sub-bacia hidrográfica do rio Novo na seção de controle Piau.

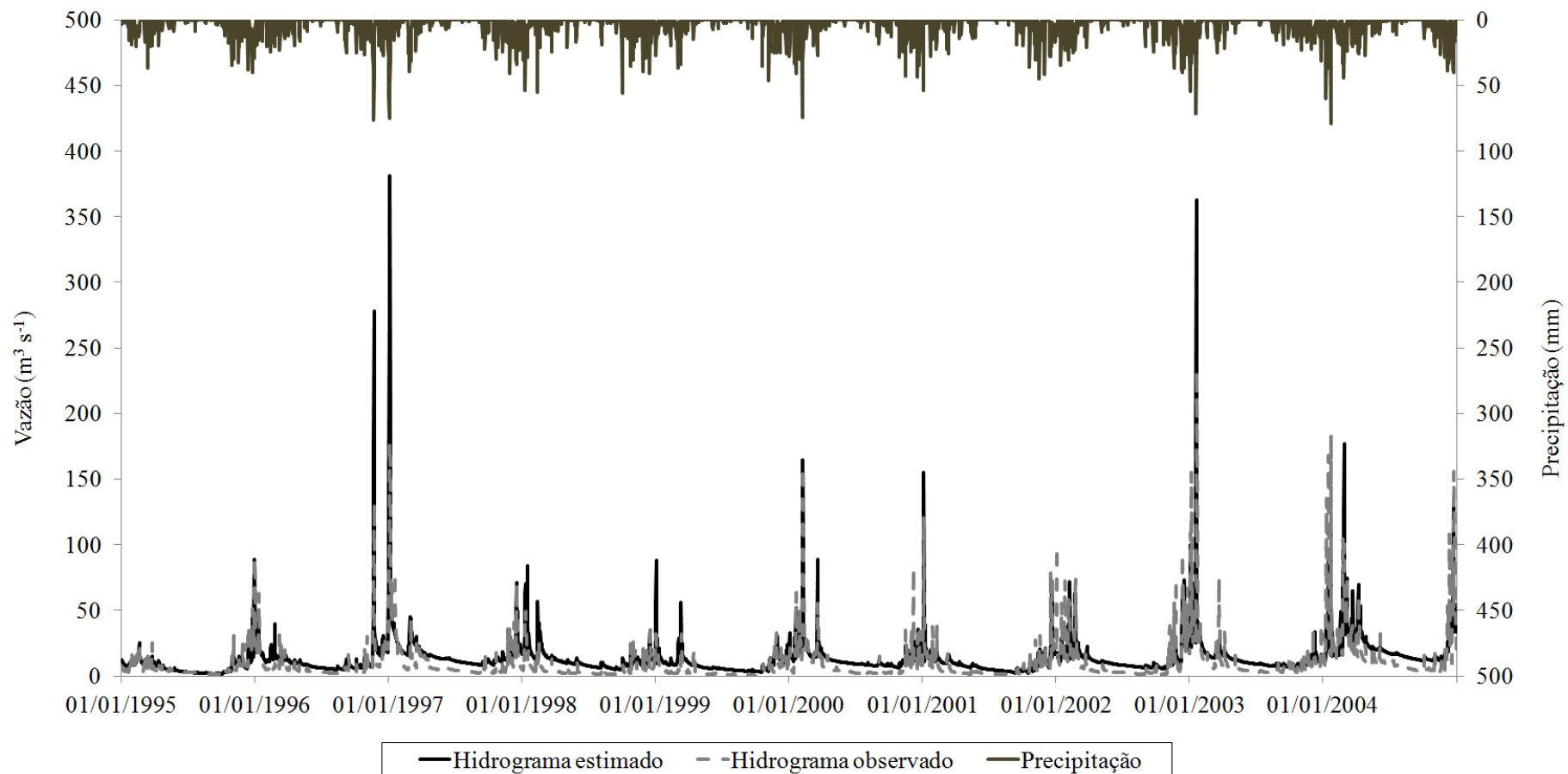


Figura 24. Hidrogramas estimado e observado e hietograma diário, para o período de 01/01/1995 a 31/12/2004, na sub-bacia hidrográfica do rio Xopotó na seção de controle Barra do Xopotó.

O comportamento do modelo para esta sub-bacia foi similar ao observado na sub-bacia de Tabuleiro, sendo associado à área de drenagem (490 km²) inferior à recomendada para a aplicação do modelo; à baixa representatividade das chuvas (apenas o posto pluviométrico de Santos Dumont) e à alta declividade do local.

Na seção de controle Barra do Xopotó o ajuste também foi ruim, conforme se observa na Figura 26, com superestimativas do hidrograma em praticamente todo o período analisado.

A explicação para as superestimativas dos períodos de recessão está no valor da constante de recessão do escoamento de base (ALPHA_BF). Segundo Gonçalves et al. (2005) a geologia da região é caracterizada pelo aquífero fissural, representado por rochas cristalinas e pelo granular de modo generalizado, caracterizando aquíferos superficiais. Os mesmos autores obtiveram valores da constante de recessão variando de 0,00315 a 0,00362, nas seções Usina Maurício, Guarani, Astolfo Dutra e Cataguas, relatando comportamento não condizente na bacia onde predominam aquíferos fissurados, sendo valores maiores mais coerentes. No entanto, a explicação está no fato da existência de aquíferos granulares de coberturas que apresentam maiores permeabilidade e capacidade de armazenamento. O valor observado para a constante de recessão em Barra do Xopotó foi de 0,009, superior ao calibrado para Astolfo Dutra (0,004), o que explica a superestimativa das vazões de recessão.

Para as vazões máximas a explicação está no fato da sub-bacia não possuir nenhum posto fluviométrico no seu interior. Na modelagem desta sub-bacia foram utilizados os postos pluviométricos Astolfo Dutra, Viçosa e Fazenda Umbaúbas, estas duas últimas situadas fora dos divisores de águas da bacia do rio Pomba, provavelmente, não sendo representativas da precipitação ocorrida no local e, portanto, resultando na dificuldade do modelo em simular as vazões máximas.

Na Tabela 13 estão apresentados os resultados das estatísticas de precisão.

Tabela 13. Valores das estatísticas de precisão resultantes da aplicação do modelo calibrado para a seção Astolfo Dutra nas bacias dos rios Novo e Xopotó

Rio	Estação	Estatística de precisão		
		E_{NS}	$(E_{NS})_{log}$	P_{BIAS}
Novo	Usina Maurício	0,73	0,63	0,079
Novo	Rio Novo	0,54	0,53	0,062
Piau	Piau	0,39	-2,07	-0,139
Xopotó	Barra do Xopotó	0,37	0,17	0,425

E_{NS} – coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe; $(E_{NS})_{log}$ - coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe do logaritmo das vazões, e P_{BIAS} – percentual de viés.

Analisando a Tabela 13 quanto aos valores dos coeficientes estatísticos E_{NS} e $(E_{NS})_{log}$ observa-se desempenho satisfatório na seção Usina Maurício e Rio Novo ($0,36 < E_{NS} < 75$) e não satisfatório ($< 0,36$) nas seções Piau e Barra do Xopotó, de acordo com a classificação proposta por Motovilov et al. (1999).

Nas seções de controle Usina Maurício e Rio Novo se observaram pequenas superestimativas das vazões simuladas pelo modelo em relação às observadas, conforme valores de P_{BIAS} que foram menores que 10% (Tabela 13) enquadrando o modelo como muito bom. A utilização do modelo na seção Barra do Xopotó produziu grandes superestimativas, sendo enquadrado como não satisfatório ($P_{BIAS} > 0,25$).

Por meio dos valores estatísticos obtidos o modelo pode ser aplicado na sub-bacia do rio Novo nas seções de controle Usina Maurício e Rio Novo com desempenho satisfatório. Para a sub-bacia do rio Xopotó a sua utilização não é recomendada, pois o mesmo apresentou desempenho não satisfatório.

Collischonn et al. (2007) aplicaram o modelo distribuído MGB-IPH, calibrado para a bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas, RS, na bacia do rio Uruguai, obtendo estatísticas de precisão variando de 0,62 a 0,84 (E_{NS}), 0,67 a 0,83 ($(E_{NS})_{log}$) e 3,4 a -21,4% (P_{BIAS}). Viola (2008) obtiveram valores de 0,76, 0,72 e - 2% para os respectivos coeficientes ao aplicar o modelo desenvolvido e calibrado para a bacia do rio Grande na simulação da bacia do rio Aiuruoca, MG. Comparando os resultados obtidos aos de Collischonn et al. (2007) e Viola (2008) verifica-se que o modelo SWAT apresentou desempenho próximo, e até mesmo de igual magnitude, para as

seções em que o modelo teve desempenho satisfatório, corroborando com as análises estatísticas.

4.4 Desempenho do SWAT na simulação de algumas variáveis hidrológicas

A fim de avaliar o modelo SWAT para a simulação hidrológica na bacia do rio Pomba apresenta-se, na sequência, o estudo realizado relativo à simulação do seu comportamento considerando as seguintes variáveis hidrológicas simuladas: vazões máximas diárias anuais associadas aos períodos de retorno de 2, 5, 10, 50, 100 e 500 anos; vazões mínimas diárias anuais associadas a um período de retorno de 5, 20 e 50 anos e vazões de referência para outorga de uso da água ($Q_{7,10}$, $Q_{90\%}$ e $Q_{95\%}$).

Os postos fluviométricos utilizados nas análises foram aqueles em que o modelo teve desempenho satisfatório a bom, ou seja, Astolfo Dutra, Cataguases, Guarani, Ituerê, Usina Maurício, Rio Novo e Santo Antônio de Pádua, totalizando sete postos.

Os modelos de probabilidades que melhor se ajustaram aos dados observados foram o Log-normal 3 parâmetros para a vazões máximas e o Weibull para as vazões mínimas e de referência, e portanto utilizados no estudo.

4.4.2 Análises estatísticas das variáveis hidrológicas simuladas pelo SWAT

Na Tabela 14 estão apresentados os resultados da análise estatística da regressão linear simples aplicada para avaliar o desempenho do modelo na simulação dos valores de vazão, além dos respectivos erros médios absolutos. Nas Figuras 27 a 31 estão apresentadas as dispersões dos valores de eventos mínimos e máximos obtidos a partir dos dados observados e daqueles simulados pelo SWAT em torno da reta 1:1.

Analisando a Tabela 14 observa-se que todas as regressões lineares foram estatisticamente significativas ao nível de 5% de probabilidade, evidenciada pelos valores do teste F superiores ao valor tabelado de 3,776 (um grau de liberdade da regressão, seis graus de liberdade dos resíduos e nível de probabilidade de 5%). O teste F é aplicado para avaliar se existe linearidade entre os dados estimados e observados. Portanto, com base nos resultados, pode-se afirmar que existe linearidade entre os dados e que os resíduos (erros) são pequenos em relação à soma de quadrados da regressão.

Tabela 14. Resultados do coeficiente angular da regressão (β_1), do intervalo de confiança para β_1 (IC β_1), do teste F e do coeficiente de determinação (r^2), obtidos da aplicação da regressão linear simples dos dados estimados a partir dos valores observados e daqueles simulados pelo SWAT, além dos respectivos erros médios absolutos cometidos

Variável hidrológica	Regressão linear simples				Erro (%)
	β_1	IC β_1	F	r^2	
$Q_{7,10}$	0,8896*	$0,8896 \pm 0,017$	257,51*	0,977	5,4
$Q_{90\%}$	1,0779*	$1,0779 \pm 0,043$	64,27*	0,915	1,0
$Q_{95\%}$	0,9886*	$0,9886 \pm 0,073$	32,28*	0,843	2,1
$Q_{\min,TR = 5 \text{ anos}}$	1,1595*	$1,1595 \pm 0,025$	197,24*	0,970	20,7
$Q_{\min,TR = 20 \text{ anos}}$	1,0372*	$1,0372 \pm 0,066$	70,40*	0,921	12,0
$Q_{\min,TR = 50 \text{ anos}}$	0,9356*	$0,9356 \pm 0,111$	39,17*	0,867	7,9
$Q_{\max,TR = 2 \text{ anos}}$	0,8225**	$0,8225 \pm 0,000301$	599,47*	0,990	3,0
$Q_{\max,TR = 5 \text{ anos}}$	0,8632*	$0,8632 \pm 0,000276$	396,91*	0,985	6,2
$Q_{\max,TR = 10 \text{ anos}}$	0,8894*	$0,8894 \pm 0,000270$	331,68*	0,982	10,9
$Q_{\max,TR = 50 \text{ anos}}$	0,9426*	$0,9426 \pm 0,000266$	250,15*	0,977	19,3
$Q_{\max,TR = 100 \text{ anos}}$	0,9641*	$0,9641 \pm 0,000266$	227,42*	0,974	22,4
$Q_{\max,TR = 500 \text{ anos}}$	1,0095*	$1,0095 \pm 0,000269$	190,27*	0,969	28,6

* Significativo ao nível de 5% de probabilidade; ** significativo ao nível de 1% de probabilidade

Com relação aos coeficientes angulares das regressões (β_1), pode-se observar que todos foram significativos estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade, com exceção do obtido na regressão linear dos dados de vazão máxima diária anual associado ao retorno de dois anos, que foi significativo ao nível de 1% de probabilidade. Isso permite inferir que os valores gerados pelo modelo SWAT não diferem estatisticamente dos valores observados, pelo teste “t”, o que mostra a relação de linearidade entre os dados. O intervalo de confiança para β_1 testa se o valor 0 é incluído dentro do intervalo, sendo, no caso afirmativo um indicativo de não linearidade entre os dados, o que não ocorreu no presente estudo, conforme se observa na Tabela 14.

A relação de linearidade entre os dados estimados com base no modelo SWAT e nos dados observados pode ser reforçada pela análise dos valores do coeficiente de determinação (r^2) (Tabela 14) e do padrão de dispersão dos valores em tor-

no da reta 1:1 (Figuras 27 a 31). Pela Tabela 14 observa-se altos valores de r^2 , variando de 0,843 a 0,990, para as regressões dos dados de $Q_{95\%}$ e dos dados de vazões máximas diárias anuais associadas a uma recorrência de 2 anos, respectivamente, e nas Figuras 27 a 31 se observa a pequena dispersão dos dados em torno da reta 1:1.

Analisando os erros médios absolutos (Tabela 14) cometidos na simulação dos dados de vazão pelo SWAT frente aos observados, este variou de 5,4 a 20,7%, para os dados de vazão mínima, e de 3,0 a 28,6% para os dados de vazão máxima. Silva et al. (2006) observaram erros médios absolutos nas estimativas de vazões médias das mínimas de sete dias e de vazões mínimas diárias anuais associadas aos tempos de retorno de 5, 20 e 50 anos em torno de 10%, considerando esses erros pequenos em estudos hidrológicos. Os erros médios absolutos obtidos no presente estudo, para os eventos mínimos, ficaram próximos ou até mesmo inferiores aos obtidos pelos referidos autores, com exceção da vazão mínima diária associada ao período de retorno de 5 anos, em que o erro foi de 20,7%.

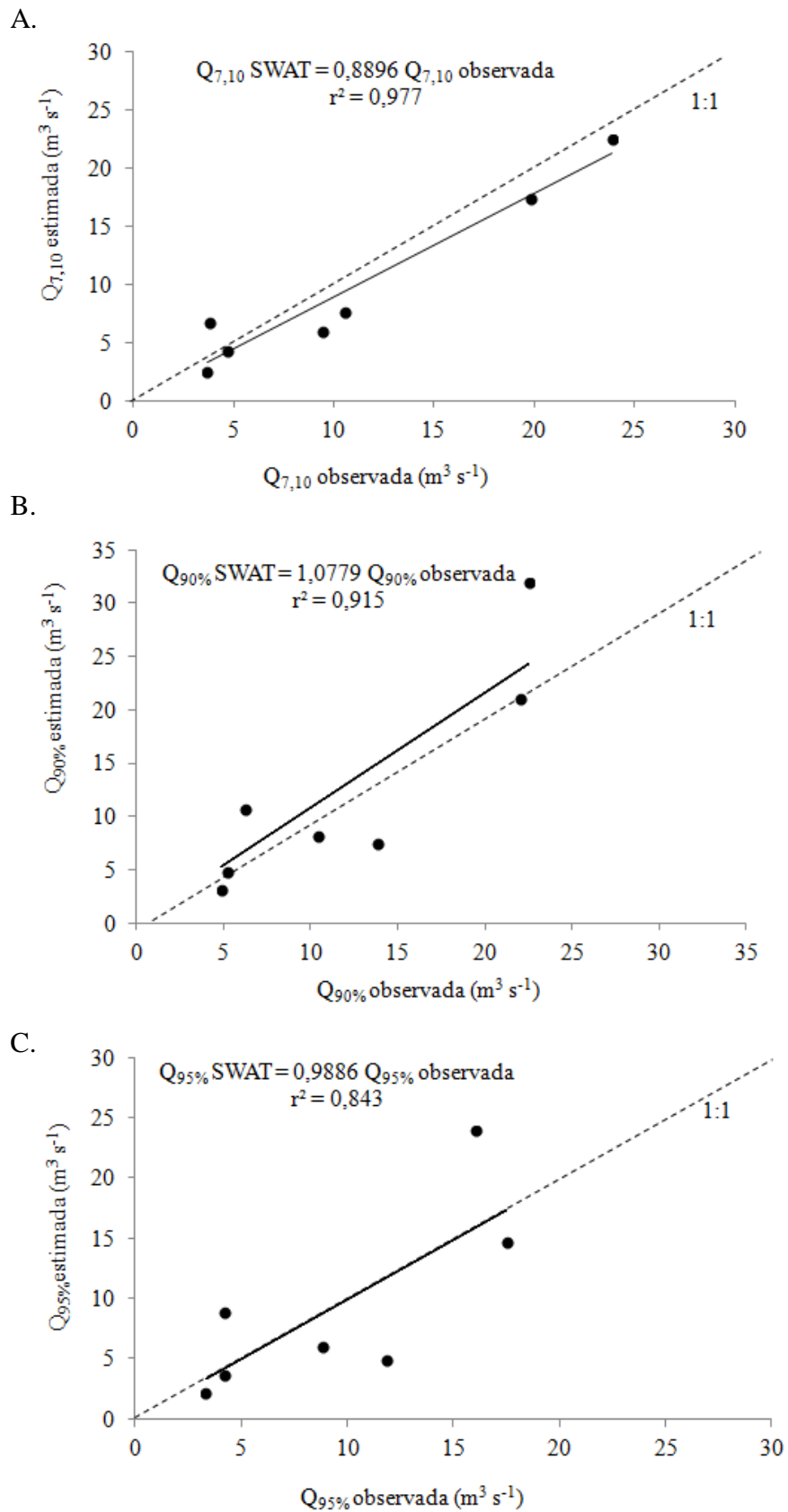


Figura 25. Relação entre os valores de vazões de referências estimados por meio de dados simulados com o modelo SWAT e por meio de dados observados, para (A) $Q_{7,10}$, (B) $Q_{90\%}$, (C) $Q_{95\%}$.

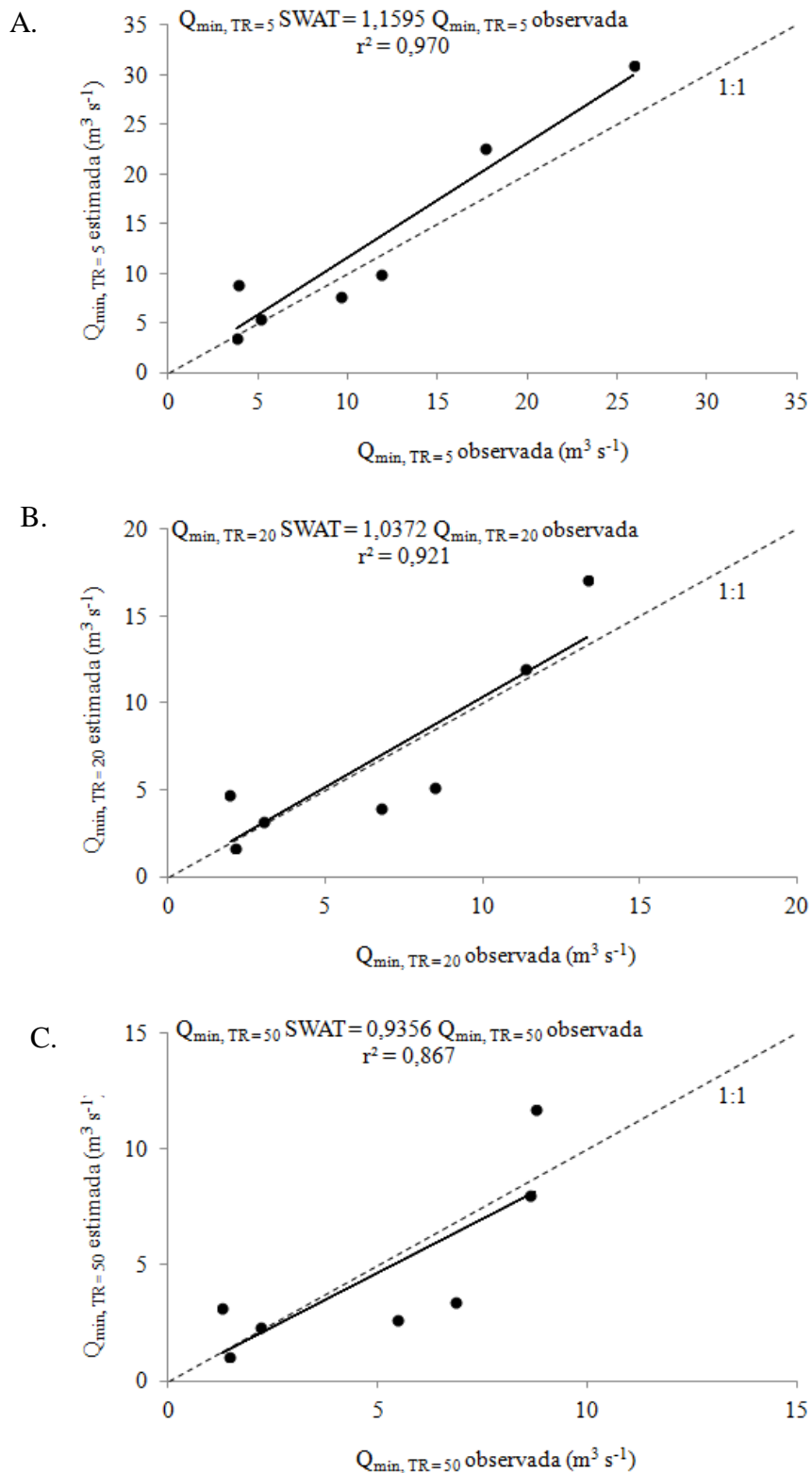


Figura 26. Relação entre os valores de vazão mínima diária anual estimados por meio de dados observados e daqueles gerados pelo modelo SWAT, para os tempos de retorno de (A) 5 anos, (B) 20 anos, (C) 50 anos.

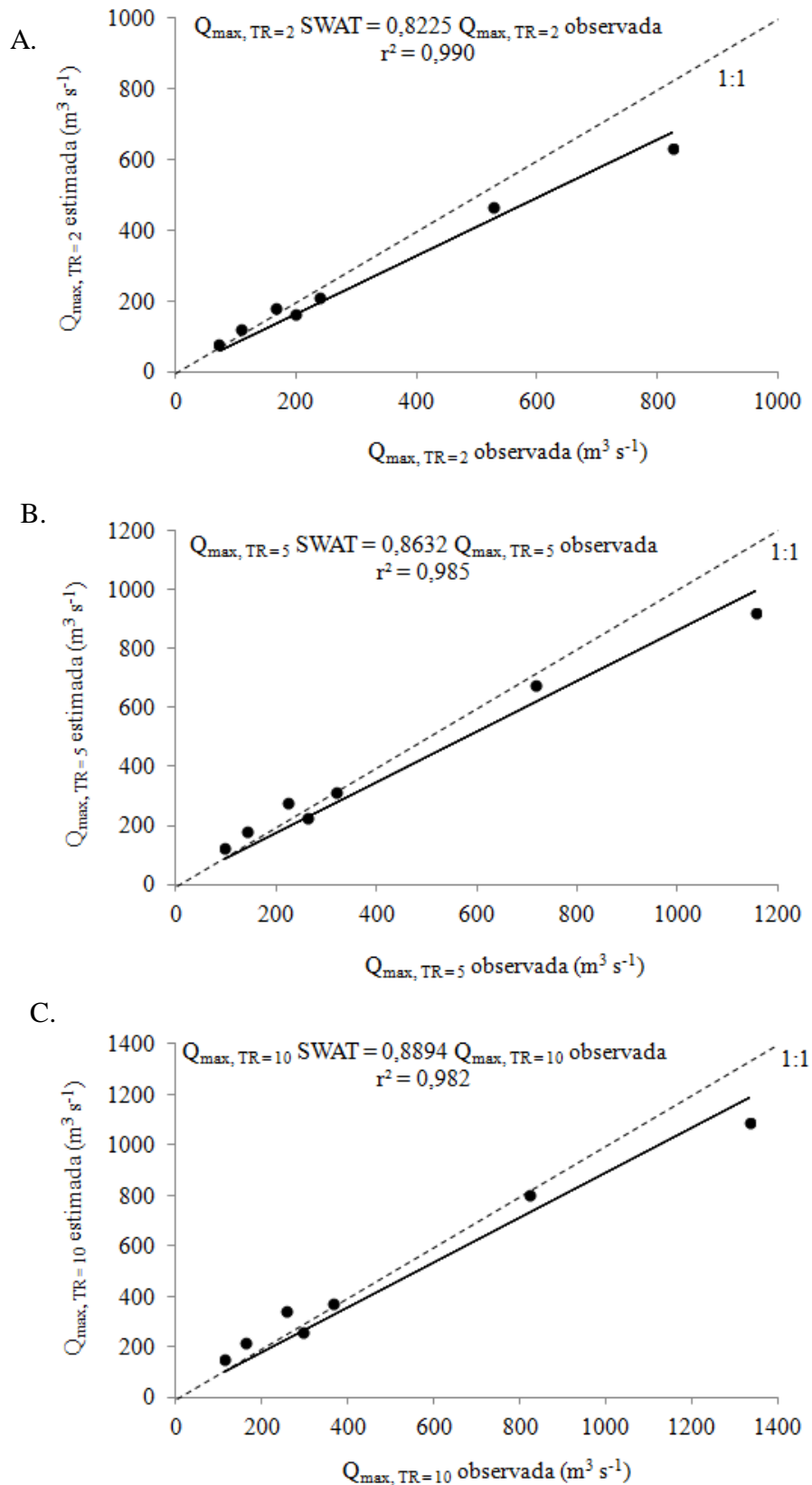


Figura 27. Relação entre os valores de vazão máxima diária anual estimados por meio de dados observados e daqueles gerados pelo modelo SWAT, para os tempos de retorno de (A) 2 anos, (B) 5 anos, (C) 10 anos.

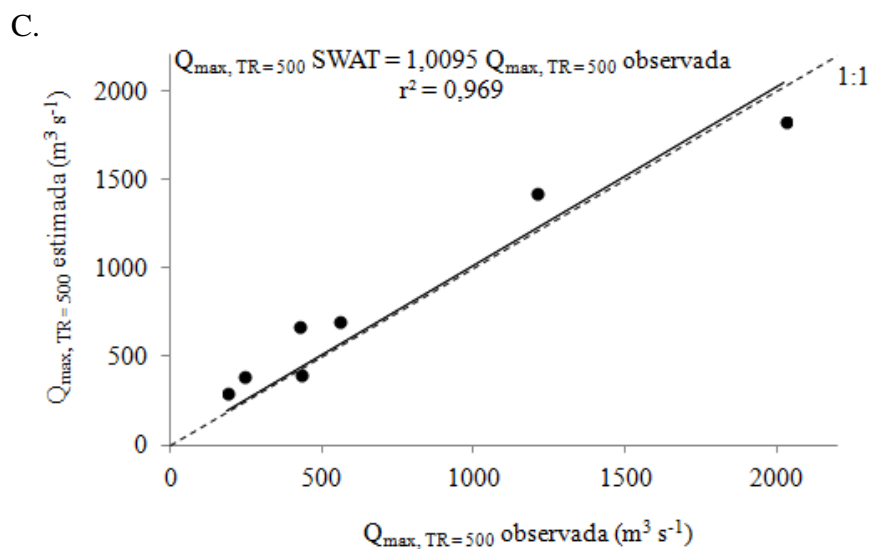
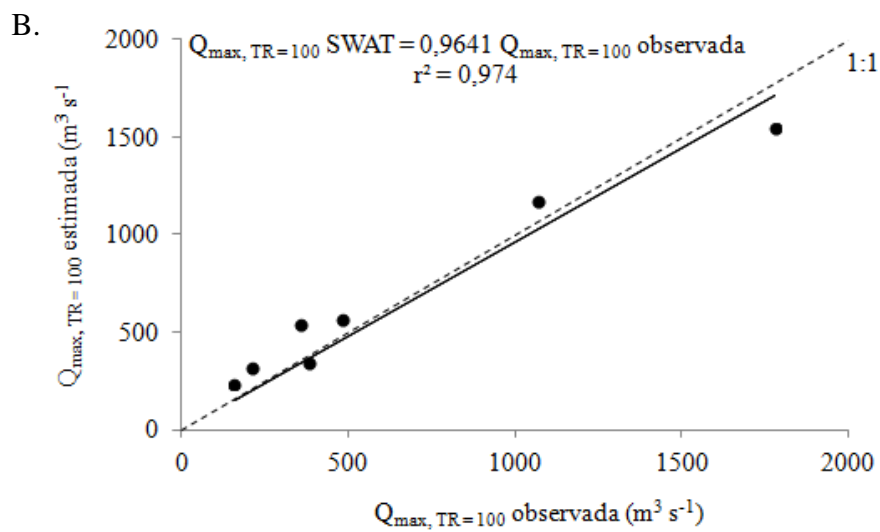
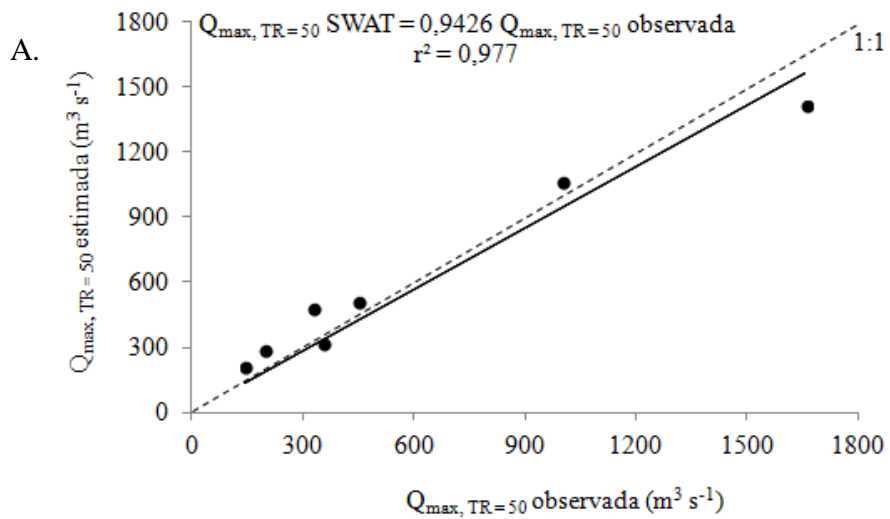


Figura 28. Relação entre os valores de vazão máxima diária anual estimados por meio de dados observados e daqueles gerados pelo modelo SWAT, para os tempos de retorno de (A) 50 anos, (B) 100 anos, (C) 500 anos.

Com base nos resultados obtidos nas análises estatísticas da regressão linear simples entre os valores das variáveis hidrológicas simuladas pelo modelo em relação às observadas, os quais não diferiram estatisticamente ao nível de probabilidade de 5%, pode-se concluir que o desempenho do modelo SWAT foi satisfatório e, portanto, aplicável à simulação hidrológica da bacia do rio Pomba, com a ressalva de não se utilizá-lo considerando as informações correspondentes às estações fluviométricas Piau, Tabuleiro e Xopotó.

4.5 Avaliação dos impactos de alterações no uso solo sobre o regime hidrológico da bacia do rio Pomba

Para essa avaliação o modelo calibrado para o posto fluviométrico Astolfo Dutra foi aplicado em toda a bacia do rio Pomba, tendo como seção de controle a foz do rio Pomba no rio Paraíba do Sul. O objetivo foi avaliar o impacto de alterações no uso do solo para toda a bacia, uma vez que o modelo foi qualificado para isso, conforme testes de validação. As análises foram feitas para o período de 01/01/2000 a 31/12/2004. Na análise dos resultados foi realizada a comparação entre as séries simuladas para os cenários de uso do solo propostos e a simulada para o cenário atual (cobertura vegetal atual).

4.5.1 Cenários

O primeiro cenário considera condições voltadas à preservação ambiental da bacia hidrográfica do rio Pomba, levando-se, para tanto, em consideração as áreas de preservação permanentes (APPs), que totalizam aproximadamente 3037,9 km², o que corresponde a 35,3% da área total (Tabela 7). Com a avaliação deste cenário houve um aumento na área de vegetação nativa de aproximadamente 22% em substituição aos outros usos de solos atuais, principalmente, a pastagem (16,8%) e a agricultura (3%).

Na Figura 31 se apresenta os hidrogramas e as lâminas diárias de escoamento acumuladas, simulados para o cenário atual e para o cenário 1.

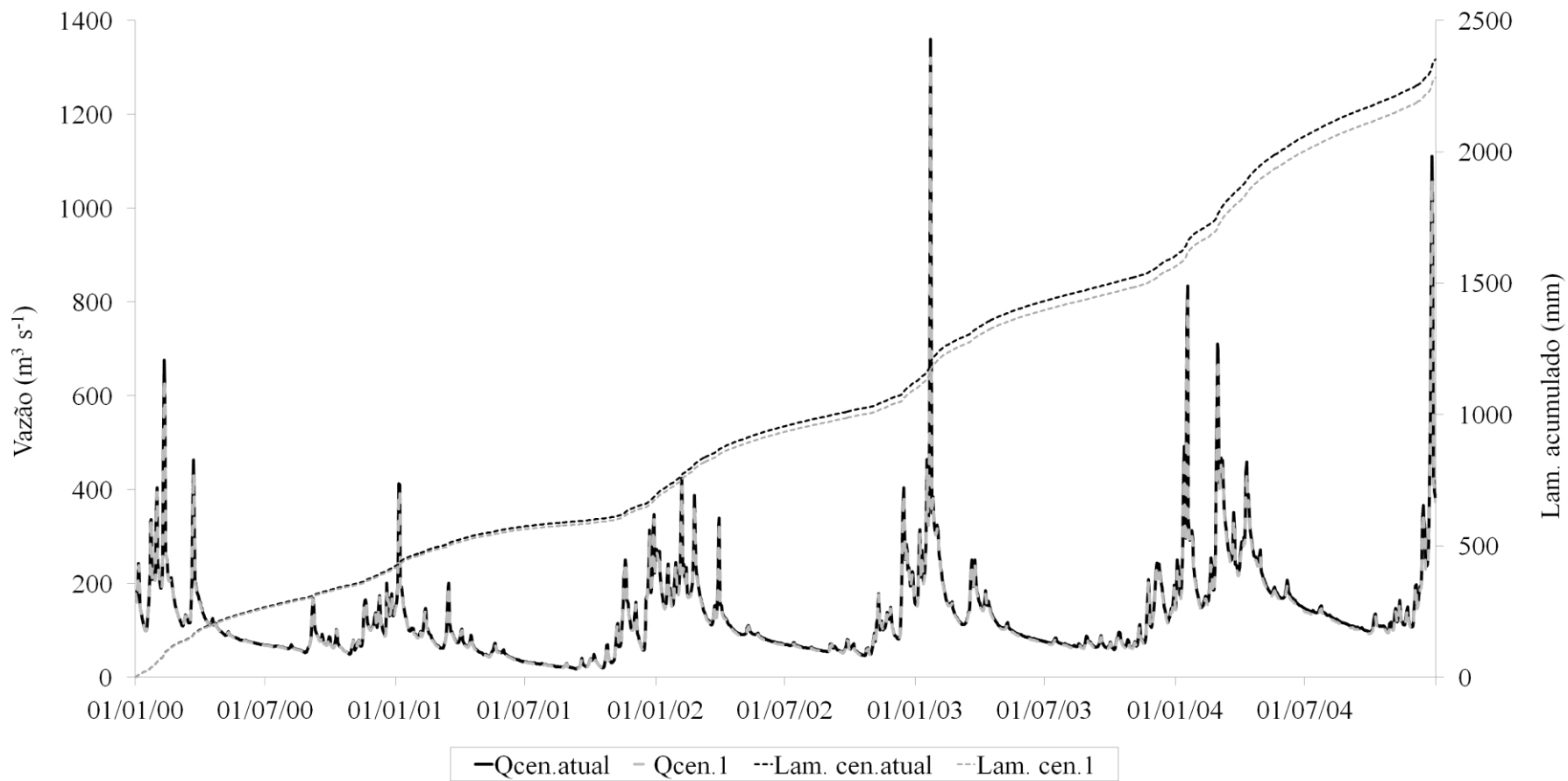


Figura 29. Vazão diária (Q) e lâmina diária acumulada, simulados para o cenário atual e para o cenário 1.

Pela análise dos hidrogramas (Figura 31) observa-se ligeira redução nos picos de vazão com a introdução de Áreas de Preservação Permanente (APPs) (cenário 1).

Analisando em termos de lâmina de escoamento (Figura 31), tem-se uma redução de 67,9 mm em 5 anos de simulação diária e uma redução média de 13,6 mm por ano, com a introdução das APPs em substituição a outros usos de solos. Bosch e Hewlett (1982) estimaram aumento médio de escoamento anual de 10 a 25 mm para cada 10% de redução de área coberta por florestas decíduas ou de pequeno porte. Collischon e Tucci (2001) também estimaram o aumento no escoamento médio anual da ordem de 10 mm para 10% de desmatamento da bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas, RS. Nota-se que os valores obtidos no presente trabalho são um pouco inferiores aos obtidos pelos referidos autores, porém é importante destacar que a alteração do uso do solo envolveu várias classes de uso do solo, o que dificulta a comparação de resultados.

Complementarmente à análise dos hidrogramas e deflúvios diários simulados pelo modelo, tem-se, na Tabela 15, os valores de lâmina de escoamento anual e os de vazões máxima, média e mínima, simulados para os cenários atual e 1.

Tabela 15. Deflúvios anuais e vazões máxima, médias e mínimas, simulados para os cenários atual (cen.atual) e 1 (cen.1)

Ano	Lam (mm)		Q _{max} (m ³ s ⁻¹)		Q _{med} (m ³ s ⁻¹)		Q _{min} (m ³ s ⁻¹)	
	Cen. atual	Cen. 1	Cen. atual	Cen. 1	Cen. atual	Cen. 1	Cen. atual	Cen. 1
2000	423,59	416,86	676,00	635,00	115,16	113,33	48,80	48,00
2001	267,98	260,72	413,00	398,00	73,06	71,08	18,00	17,30
2002	432,22	420,08	424,00	407,00	117,83	114,52	46,30	44,50
2003	478,99	464,90	1.360,00	1.320,00	130,58	126,74	59,40	57,20
2004	748,12	720,49	1.110,00	1.060,00	203,39	195,88	97,00	92,70
Média	470,18	456,61	796,60	764,00	128,00	124,31	53,90	51,94

Com as alterações do cenário atual para o cenário 1 teve-se uma redução nos valores de vazão máxima, variando de 2,94% (equivalente a redução de 1.360 m³ s⁻¹ para 1.320 m³ s⁻¹, no ano de 2003) a 6,06% (equivalente a redução de 676 m³ s⁻¹ para 635 m³ s⁻¹, no ano de 2000). Essa redução está relacionada à maior capacidade de infiltração da água no solo proporcionada pela maior rugosidade do solo nas áreas

de APPs e também pela maior interceptação da chuva pela cobertura vegetal das APPs.

Em termos de vazões médias tem-se uma redução média anual de $3,69 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, de $128 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ no cenário atual para $124,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ no cenário 1, devido ao aumento na evapotranspiração para o cenário 1.

Analisando, por fim, em termos de vazão mínima, teve-se uma redução nos valores do cenário atual para o cenário 1, entre 3,70% (equivalente à variação de $59,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para $57,20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, no ano de 2003) a 4,43% (equivalente à variação de $97,00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para $92,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, no ano 2004). Essa redução está associada à maior evapotranspiração simulada pelo modelo para o cenário 1 em comparação ao cenário atual. Nos anos de 2003 e 2004 esse aumento foi de aproximadamente 2%, sendo mais expressivo nos meses de estiagem. Com a introdução de vegetação nativa em substituição a outros usos do solo da bacia, principalmente pastagens, houve um aumento na capacidade de infiltração, que juntamente com o maior índice de área foliar, proporcionaram condições favoráveis a evapotranspiração, resultando numa diminuição de vazão mínima.

Ribeiro Neto (2006) obteve aumento de 3,78% nas vazões mínimas em decorrência da substituição de 23% de áreas de pastagem e cerrado por florestas na simulação da bacia do rio Ji-Paraná. Entretanto, alguns estudos relatam aumento nas vazões mínimas em decorrência da retirada de áreas de florestas para a introdução de outros usos (Tucci e Clark, 1997; Matheussen et al. 2000; Andreássiam, 2004).

A análise da variação da vazão mínima em função da alteração no uso e cobertura do solo é de suma importância aos órgãos gestores dos recursos hídricos, os quais estabelecem valores outorgáveis com base em vazões de referência para a concessão de uso da água. Nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, onde a bacia hidrográfica do rio Pomba está inserida, as outorgas são concedidas com base no valor de referência $Q_{7,10}$ (vazão mínima com sete dias de duração e período de retorno de 10 anos). A $Q_{7,10}$ simulada pelo modelo, para os postos fluviométricos de Cataguases e Santo Antônio de Pádua, foi de $17,43 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $22,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, respectivamente. Portanto, pode-se verificar na Tabela 15, vazão mínima inferior a esses valores, para o ano de 2001, tanto para a simulação de cenários de uso atual quanto para o cenário 1. Isso é um fato agravante, visto que os postos fluviométricos de Cataguases e Santo Antônio de Pádua ficam localizados a 118 e 25,7 km a montante da seção de deságue do rio Pomba no rio Paraíba do Sul, a qual foi considerada para a simula-

ção dos cenários de uso do solo, respectivamente. Neste ano, o modelo simulou 31 e 38 dias de vazão abaixo do valor de referência para o posto fluviométrico Santo Antônio de Pádua, nos cenários atual e 1, respectivamente, e 1 dia de vazão abaixo do valor de referência para o posto fluviométrico Cataguases, no cenário 1. O ano de 2001 foi marcado por uma precipitação anual inferior à média histórica da bacia, que é de 1.415 mm, chovendo o equivalente a 1.294 mm, 120 mm abaixo do esperado para a região, o que contribui para vazões muito pequenas, a ponto das vazões da seção de deságue serem menores do que a $Q_{7,10}$ de postos localizados a montante. Com base nestas análises nota-se a importância e a aplicabilidade do modelo no momento de gerenciar os recursos hídricos da região.

Para o cenário 2, que visou avaliar as mudanças no regime hidrológico da bacia devido à substituição de 18,75% da cobertura atual de pastagem por reflorestamento com eucalipto, espalhados pelas 35 sub-bacias geradas na etapa de discretização espacial do modelo, essa alteração proporcionou um aumento de 2,76 para 12,96% da área total de eucalipto na bacia (Tabela 7).

Na Figura 32 estão apresentados os hidrogramas simulados para o cenário atual e para o cenário 2, além das lâminas diárias de escoamento acumuladas. Complementarmente apresenta-se, na Tabela 16 os valores do deflúvio anual e os de vazões máxima, média e mínima, simulados para os cenários atual e para o 2.

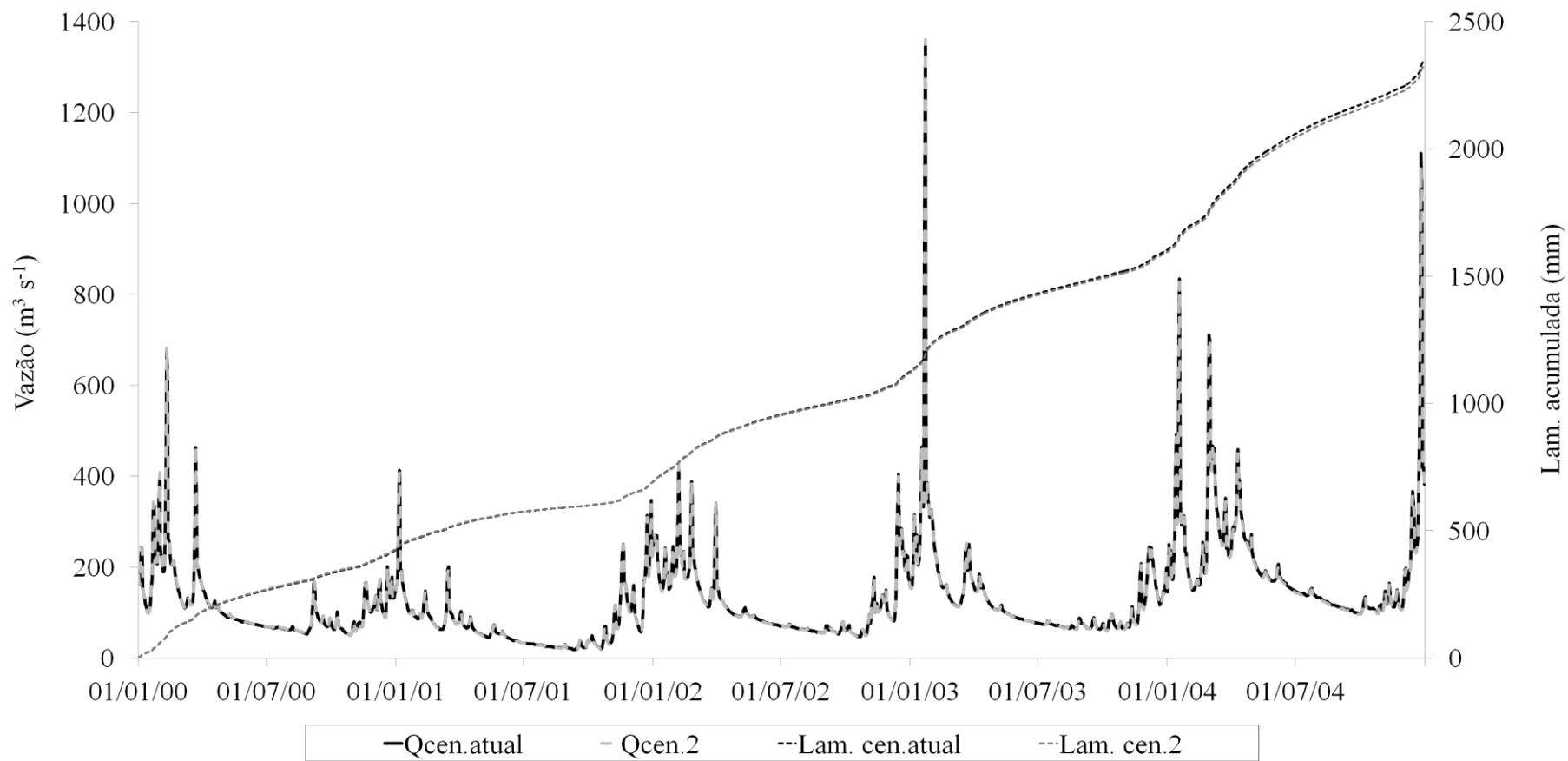


Figura 30. Vazão diária (Q) e lâmina diária acumulada (Lam.), simulados para o cenário atual e para o cenário 2.

Tabela 16. Deflúvios anuais e vazões máximas, médias e mínimas, simulados para os cenários atual (cen. atual) e 2 (cen. 2)

Ano	Lam. (mm)		Q_{\max} ($m^3 s^{-1}$)		Q_{med} ($m^3 s^{-1}$)		Q_{\min} ($m^3 s^{-1}$)	
	Cen. atual	Cen. 2	Cen. atual	Cen. 2	Cen. atual	Cen. 2	Cen. atual	Cen. 2
2000	423,59	426,59	676,00	682,00	115,16	115,98	48,80	49,20
2001	267,98	264,11	413,00	407,00	73,06	72,00	18,00	17,50
2002	432,22	428,98	424,00	426,00	117,83	116,95	46,30	45,80
2003	478,99	475,10	1360,00	1360,00	130,58	129,52	59,40	58,90
2004	748,12	736,06	1110,00	1080,00	203,39	200,11	97,00	95,10
Média	470,18	466,17	796,60	791,00	128,00	126,91	53,90	53,30

Pela análise dos hidrogramas simulados (Figura 32) se observa que a substituição das áreas de pastagens por eucaliptos modificou pouco os valores de vazão, inclusive os máximos. A lâmina de escoamento acumulada foi reduzida em 20,06 mm ao longo de 5 anos de simulação diária, apresentando uma redução média anual de 4,01 mm.

Bosch e Hewlett (1982) relataram que alterações de 10% em pastagens por eucalipto acarretam alteração em 10 mm no deflúvio anual. Viola (2008), simulando o comportamento hidrológico da bacia do rio Grande, introduzindo a modificação de 50% de pastagem por eucalipto, obtiveram uma redução no deflúvio médio anual de 57,35 mm. Farley et al. (2005) relata redução média anual no deflúvio em 45 mm para uma substituição de 16% de áreas de pastagens por eucaliptos. Essa diversidade de resultados obtidos mostra o quanto é difícil afirmar, em termos quantitativos, que determinada alteração nos padrões de comportamento de uma bacia possa decorrer de uma mudança no uso do solo, uma vez que a diversidade e complexidade das diferentes condições edafoclimáticas também interferem no processo. Porém, em termos qualitativos, espera-se que a substituição de pastagem por eucalipto produza aumento na taxa de evapotranspiração e interceptação, resultando em redução no escoamento, porém, em magnitude desconhecida, dada a inexistência de resultados experimentais para as diferentes escalas espaciais. Nesse sentido, o modelo se mostrou coerente nas simulações.

Observa-se, pela Tabela 16, que as modificações do cenário atual para o cenário 2 acarretaram numa redução no pico máximo de vazão que aconteceu em 2004 de 1.110 para 1.080 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, equivalente a 2,7%, porém aumentou o pico de vazão no ano de 2000 de 676 para 682 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, equivalente a 0,88%. Na média, houve redução de 0,63% nos valores de picos, o que mostra que a vazão máxima foi pouco sensível às alterações. Já para as vazões mínimas teve-se uma redução nos valores, com exceção ao ano de 2000, sendo a do ano de 2001 da ordem de 2,77%, referente à variação de 18,0 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ para 17,5 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$. Em termos de vazões médias, teve-se uma redução média anual de 1,09 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, equivalente a 0,85%.

No cenário 3 as modificações no regime hidrológico da bacia foram analisadas pela substituição de 18,75% da áreas de pastagens por implantação das práticas agrícolas. Com a alteração a bacia passou a contar com 17,90% de sua área total com agricultura.

Na Figura 33 estão apresentados os hidrogramas simulados para o cenário atual e para o cenário 3, além das lâminas de escoamento diárias acumuladas.

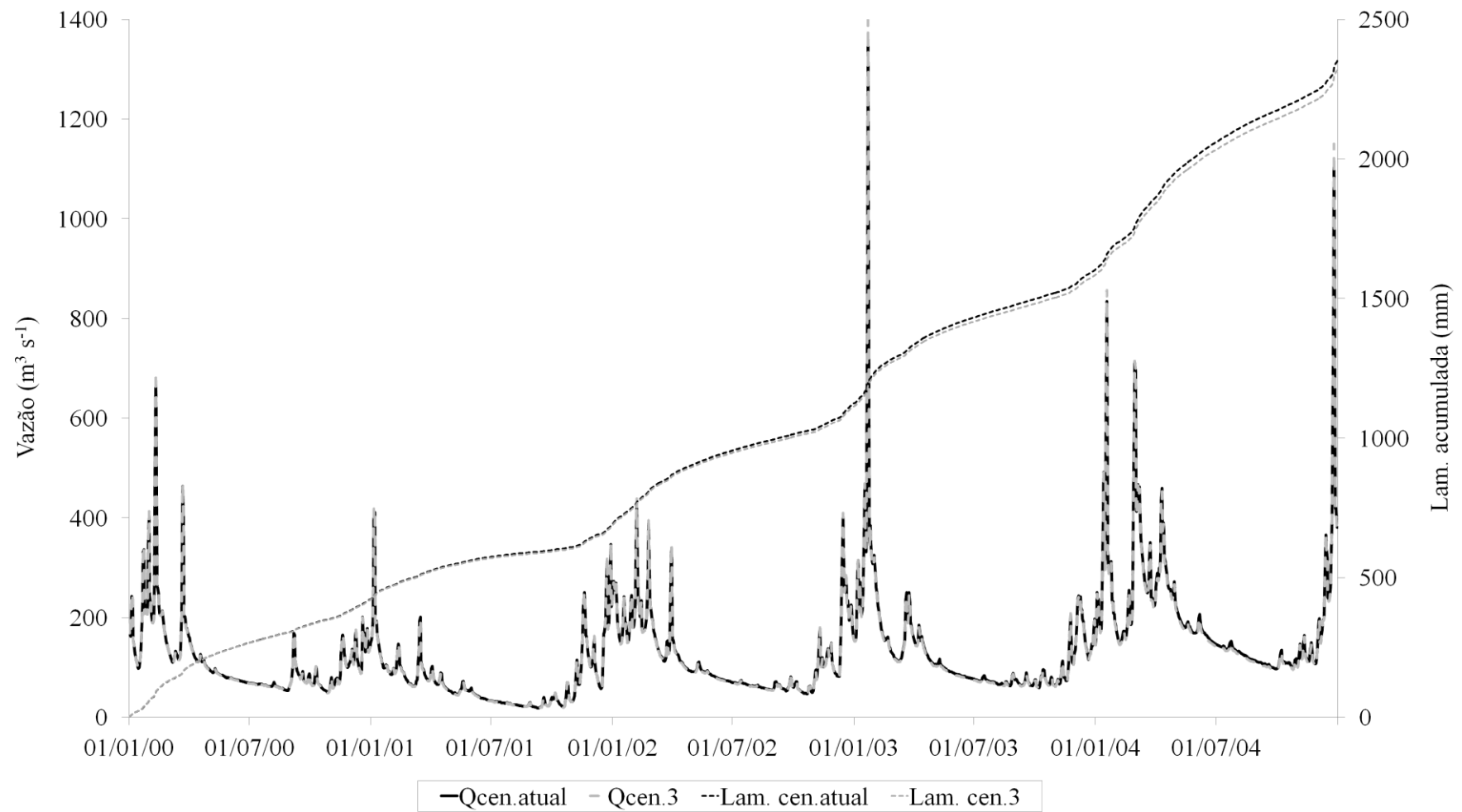


Figura 31. Vazão diária (Q) e lâmina de escoamento diária acumulada (Lam.), simulados para o cenário atual e para o cenário 3.

Observa-se, pela análise dos hidrogramas (Figura 33), que os picos de vazão tiveram um ligeiro aumento com a introdução de práticas agrícolas (cenário 3) em substituição às áreas de pastagens (cenário atual). O contrário foi observado para os deflúvios diários anuais acumulados ao longo do período de análise, o qual apresentou uma redução de 32,57 mm em 5 anos de simulação diária, com uma média de 6,51 mm por ano.

Na Tabela 17 estão apresentados os valores do deflúvio anual e os de vazões máxima, média e mínima, simulados para os cenários atual e 3.

Tabela 17. Deflúvios anuais e vazões máximas, médias e mínimas simulados para o cenário atual (cen. atual) e 3 (cen.3)

Ano	Lam. (mm)		Q_{\max} ($m^3 s^{-1}$)		Q_{med} ($m^3 s^{-1}$)		Q_{\min} ($m^3 s^{-1}$)	
	Cen. atual	Cen. 3	Cen. atual	Cen. 3	Cen. atual	Cen. 3	Cen. atual	Cen. 3
2000	423,59	421,54	676,00	692,00	115,16	114,60	48,80	48,20
2001	267,98	264,91	413,00	422,00	73,06	72,22	18,00	17,60
2002	432,22	427,01	424,00	439,00	117,83	116,41	46,30	45,20
2003	478,99	470,60	1360,00	1400,00	130,58	128,29	59,40	57,60
2004	748,12	734,26	1110,00	1150,00	203,39	199,62	97,00	93,60
Média	470,18	463,67	796,60	820,60	128,00	126,23	53,90	52,44

As alterações realizadas no cenário atual e caracterizadas no cenário 3, aumentaram os picos de vazão máxima, em média de 3,01% e reduziram as vazões médias e mínimas em 1,38 e 2,71%, em média, respectivamente.

De acordo com Twine et al. (2004), pouco se sabe sobre os efeitos da substituição de pastagens por culturas anuais na resposta hidrológica de uma bacia, demonstrando, dessa forma, a dificuldade em definir o quanto uma mudança no uso do solo pode interferir no regime hidrológico.

5 CONCLUSÕES

Pode-se concluir com o modelo SWAT calibrado na seção de controle Astolfo Dutra:

Aplica-se à simulação hidrológica da bacia hidrográfica do rio Pomba com boas estimativas dos valores de vazão, principalmente no período destinado à validação.

Aplica-se nas seções de controle com áreas de drenagem superiores a 700 km², situadas a montante e a jusante da seção utilizada na calibração, sendo mais preciso na simulação das vazões em áreas maiores que 2.000 km².

Não se aplica nas condições em que a área de drenagem é inferior a 500 km² e em que a representatividade espacial das chuvas é baixa, simulando valores de vazão iguais à zero nessas condições.

Aplica-se em bacias hidrográficas distintas da qual foi calibrada, desde que essas apresentem áreas de drenagem da mesma ordem de magnitude, boa representatividade das chuvas e características edafoclimáticas semelhantes à da bacia de calibração.

Aplica-se na simulação de vazões máximas e mínimas associadas a diferentes períodos de retorno e nas vazões mínimas de referência para outorga de uso da água, com valores simulados estatisticamente iguais aos observados ao nível de probabilidade de 5% pelo teste t.

Aplica-se na simulação do comportamento hidrológico da bacia em decorrência das alterações no uso do solo, como na simulação das áreas de preservação permanente, em que possibilitou a observação de redução anual do escoamento de 13,57 mm e na vazão máxima diária anual de até 6%.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNEL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Europeen, "SHE," 1, History and philosophy of a physically based distributed modelling system, **Journal of Hydrology**, v.87, p.45–59, 1986a.

ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Europeen "SHE," 2, Structure of a physically based distributed modelling system, **Journal of Hydrology**, v.87, p.61–77, 1986b.

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e Floresta Ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, v.27, p.159-170, 2003.

ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, p.69–76, 2013.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v.291, p.1-27, 2004.

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

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

ASSOCIAÇÃO PRÓ-GESTÃO DAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL – AGEVAP. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo. **Caderno de Ações Bacia do Rio Pomba**. Disponível em: www.ceivap.org.br/downloads/caderno%205%20%20Pomba.pdf. Acesso em 12 de dez. de 2012.

ATLAS DIGITAL DAS ÁGUAS DE MINAS. 2010. Disponível em: www.atlasdasaguas.ufv.br/Paraiba/indices_de_vazoes_minimas.html. Acesso em 03 de jan de 2013.

BEASLEY, D.B.; HUGGINS, L.F.; MONKE, E.J. **ANSWERS: user's manual**. Chicago: U.S. Environmental Protection Agency, 1981, 54p.

BEHERA, S.; PANDA, R. K. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub- humid subtropical region using a physical process model. **Agric. Ecosys. Environ.** v.113, p.62 - 72, 2006.

BENAMAN, J.; SHOEMAKER, C. A.; HAITH, D. A. Calibration and Validation of Soil and Water Assessment Tool on an Agricultural Watershed in Upstate New York. **Journal of Hydrologic Engineering**, doi: 200.131.233.140, 2005.

BEVEN, K.; BINLEY, A. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. **Hydrological Processes**, v. 6 p. 279-298, 1992.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, p. 43-69, 1979.

BOSH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v.55, p.3-23, 1982.

BOURAOUI, F.; BENABDALLAH, S.; JRAD, A.; BIDOGLIO, G. Application of the SWAT model on the Medjerda River basin (Tunisia). **Phys. Chem. Earth**. v.30, p.497 - 507, 2005.

BOURAOUI, F.; GALBIATI, L.; BIDOGLIO, G. Climate change impacts on nutrient loads in the Yorkshire Ouse catchment (UK). **Hydrology and Earth System Sciences**, v.6, p.197 – 209, 2002.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 28-61, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist Forest and the effects of conversion: a state of knowledge review**, Free University, Amsterdam, 1990, 224p.

BRUIJNZEEL, L.A. **Predicting the hydrological impacts of land cover transformation in the humid tropics: the need for integrated research**. In: GASH, J.H.C.; NOBRE, C.A.; ROBERTS, J.M.; VICTORIA, R.L. Amazonian deforestation and climate. Chichester, Inglaterra: J. Wiley, 1996, Cap.2.

BURNASH, R.J.C. The NWS river forecast system-catchment modeling. In: Singh, V.J., (Ed.), Computer Models of Watershed Hydrology, **Water Resources Publication**, Highlands Ranch, Colorado, p. 311–366, 1995.

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

CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. C. **Gestão das Águas: Princípios e Práticas**. 1. ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2001, 197 p.

CAO, W.; BOWDEN, W.B.; DAVIE, T.; FENEMOR, A. Multi - variable and multi - site calibration and validation of SWAT in a large mountainous catchment with high spatial variability. **Hydrologic Processes**, v.20, p.1057 – 1073, 2006.

COFFEY, M. E.; WORKMAN, S. R.; TARABA, J. L.; FOGLE, A. W. Statistical procedures for evaluating daily and monthly hydrologic model predictions. **Transactions of the ASABE**, v.47, p.59 – 68, 2004.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 194p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.; SILVA, B. C.; TUCCI, C. E. M. The MGB - IPH model for large-scale rainfall-runoff modeling. **Hydrological Sciences Journal**, v.52, p.878-895, 2007.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E.M. Simulação hidrológica de grandes bacias. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.6, p.95-118, 2001.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Ajuste Multiobjetivo dos Parâmetros de um Modelo Hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, p. 27-39, 2003.

CONAN, C.; BOURAOUI, F.; TURPIN, N.; DE MARSILY, G.; BIDOGLIO, G. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). **J. Environ. Qual.** v.32, p.2026 - 2032, 2003.

CONGALTON, R.G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publishers, 1998. 178p.

CÔRREA, J. B. L. **Quantificação das áreas de preservação permanente e reserva legal e de seus impactos econômicos na bacia do rio Pomba em Minas Gerais**. 2006. 79p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins river, southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v.283, p. 206-217, 2003.

DONIGIAN, A. S., IMHOFF, J. C., AND BICKNELL, B. R. “Predicting water quality resulting from agricultural nonpoint source pollution via simulation—HSPF.” **Agricultural Management and Water Quality**, Iowa State University Press, p.200–249, 1983.

DU, B.; ARNOLD, J. G.; SALEH, A.; JAYNES, D. B. Development and application of SWAT to landscapes with tiles and potholes. **Transactions of the ASABE**, v.48, p.1121 – 1133, 2005.

DURÃES, M. F. **Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da bacia do rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído**. 2010. 147p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R.; NAGHETTINI, M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba River basin, MG. **Revista Cerne**, v. 17, p. 481-488, 2011.

EASTMANN, J.R. **Guide to GIS and image processing**. Worcester: Clark University, 1999. 193p.

FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, p. 1565-1576, 2005.

FERNANDES, M. R.; SILVA, J. C. **Programa estadual de manejo de sub-bacias hidrográficas**: fundamentos e estratégias. Belo Horizonte: EMATER-MG, 1994. 24 p.

FRANCHINI, M.; PACCIANI, M. Comparative analysis of rainfall-runoff models, **Journal of Hydrology**, v.122, p. 161-219, 1991.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. **Transactions of the ASABE**. v.50, p.1211-1250, 2007.

GOLDENFUM, J. A.; ACIOLI, L. A.; AGRA, S. G.; SILVEIRA, A. L. L. Implantação de um módulo experimental para análise da eficiência de pavimentos permeáveis no controle do escoamento superficial na fonte. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1., 2003, Curitiba. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2003. v. 1, p. 1-18.

GOMES, N. M.; MELLO, C. R.; SILVA, A. M.; BESKOW, S. Aplicabilidade do LISEM (Limburg Soil Erosion) para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica tropical. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p.2483-2492, 2008.

GONÇALVES, J.A.C.; SCUDINO, P.C.B.; SOBREIRA, F.G. Reservas Renováveis e Caracterização dos Aquíferos Fissurais do Leste da Zona da Mata de Minas Gerais e Adjacências. **Geologia, USP Série Científica**, v. 5, n. 1, p. 19-27, junho 2005.

GOTSCHALK, L.; MOTOVILOV, Y. Macro-scale hydrological modelling – a scandinavian experience. In: International Symposium on: 'Can science and society save the water crisis in the 21st century - reports from the World', 2000, Tokyo. **Anais...** Tokyo: Japan Society of Hydrology and Water Resources, 2000. p.38-45.

GROSSI, H.C. **Sistema de informação geográfica – Basins 3.0 na modelagem hidrológica da bacia experimental do rio Pardo, SP**. 2003. 101p. Dissertação (Mestrado em Agronomia. Energia na Agricultura) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, SP.

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

HARTMANN, H. C.; BALES, R.; SOROOSHIAN, S. **Weather, climate, and hydrologic forecasting for the southwest U.S.** Tucson: The University of Arizona, 1999. 172p.

HEUVELMANS, G.; MUYS, B.; FEYEN, J. Analysis of the spatial variation in the parameters of the SWAT model with application in Flanders, Northern Belgium. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.8, p.931 - 939, 2004.

JENSEN, M.E.; BURMAN, R.D.; ALLEN, R.G. **Evapotranspiration and irrigation water requirements**. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice. ASCE, Nova York, n.70, 1990, 332p.

KANNAN, N.; WHITE, S. M.; WORRALL, F.; WHELAN, M. J. Sensitivity analysis and identification of the best evapotranspiration and runoff options for hydrological modelling in SWAT-2000. **Journal of Hydrology**, v.332, p.456-466, 2007a.

KANNAN, N.; WHITE, S. M.; WORRALL, F.; WHELAN, M. J. Hydrological modelling of a small catchment using SWAT-2000 - Ensuring correct flow partitioning for contaminant modeling. **Journal of Hydrology**, v.334, p.64-72, 2007b.

KLEMES, V. Operational testing of hydrological simulation models. **Hydrological Sciences Journal**, v.31, p.13-24, 1986.

LEGATES, D.R.; MCCABE, G.J. Evaluating the use of “goodness of fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, v.26, p.69-86, 1999.

LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H. G. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 27, n. 9-10, p.645-654, 2002.

LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA- ARS watersheds. **Journal of Hydrological Research**, v.12, p.173 - 189, 2007.

LYRA, G. B.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S.; LYRA, G. B. Coeficiente de rugosidade de Manning para o rio Paracatu. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.343-350, 2010.

LOPES, J.E.G.; BRAGA JR, B.P.F.; CONEJO, J.G.L. **Simulação hidrológica: Aplicações de um modelo simplificado**. In Anais do III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Fortaleza, p. 42-62, 1981.

LUBITZ, E. **Avaliação da aplicação do modelo hidrológico SWAT à bacia do ribeirão Concórdia - Lontras, SC**. 2009. 111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

MACHADO, R. E; VETTORAZZI, C. A.; CRUCIANI, D. E. **Simulação de escoamento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.8, p. 147 - 155, 2003.

MAGALHÃES, L. P. C. de. **Modelo integrado para simulação de sistemas hídricos**. 2005. 114p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MAIDMENT, D.R. GIS and hydrologic modeling. In: GOODCHILD, M.F.; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. **Environmental modeling with GIS**. New York: Oxford University, 1993. Cap. 14, p.147-167.

MATHEUSSEN, B.; KIRSCHBAUM, R.; GOODMAN, I. A.; O'DONNELL, G. M.; LETTENMAIER, D. P. Effects of land cover change on streamflow in the interior Columbia river basin (USA and Canada). **Hydrological Processes**, v.14, p. 867-885, 2000.

McWILLIAM, A. -L. C.; CABRAL, O. M. R.; GOMES, B. M.; ESTEVES, J. L.; ROBERTS, J. M. Forest and pasture leaf-gas exchange in south-west Amazonia. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. (eds) Amazonian deforestation and climate. **John Wiley & Sons**, p 265–286, 1996.

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

MOLDAN, B.; CERNY, J. Small catchments research. In: MOLDAN, B.; CERNY, J. **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. Chichester: John Wiley & Sons, p.1-29, 1994.

MORAES, J.M.; SCHULER, A.E.; GUANDIQUE, M.E.G.; MILDE, L.C.; GROPO, J.D.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L. Propriedades físicas dos solos na parametrização de um modelo hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, p.61-70, 2003.

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

MOTOVILOV, Y. G.; GOTTSCHALK, L.; ENGELAND, K.; RODHE, A. Validation of a distributed hydrological model against spatial observations. **Agricultural and Forest Meteorology**, p.98–99, p.257–277, 1999.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models Part I - A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v.10, p.282-290, 1970.

NASR, A.; BRUEN, M.; JORDAN, P.; MOLES, R.; KIELY, G.; BYRNE, P. A comparison of SWAT, HSPF, and SHETRAN/GOPC for modeling phosphorus export from three catchments in Ireland. **Water Resources**, v. 41, p.1065 – 1073, 2007.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and water assessment tool theoretical documentation: Version 2005**. Agricultural Research Service / Texas Agricultural Experiment Sta-

tion, Texas, E.U.A., 2005(a).

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and water assessment tool input/output file documentation**: Version 2005. Agricultural Research Service / Texas Agricultural Experiment Station, Texas, E.U.A., 2005(b).

NOTTER, B.; MACMILLAN, L.; VIRIROLI, D.; WEINGARTNER, R.; LINIGER, H.P. Impacts of environmental change on water resources in the Mt. Kenya Region. **Journal of Hydrology**, v.343, p.266-278, 2007.

PELUZIO, T. M. O.; SANTOS, A. R.; FIEDLER, N. C. **Mapeamento de Áreas de Preservação Permanente no ArcGIS 9.3**. CAUFES, 2010, 58p.

PERRIN, C.; MICHEL, C.; ANDRÉASSIAN, V. “Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments”. **Journal of Hydrology**, v. 242, p. 275-301, 2001.

PETERSEN, G.W.; NIELSEN, G.A.; WILDING, L.P. Geographic information systems and remote sensing in land resources analysis and management. **Suelo y Planta**, v.1, p.531-543, 1991.

RADAMBRASIL. Folhas SF 23/24 Rio de Janeiro / Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. **Levantamento de Recursos Naturais**, v. 32, Rio de Janeiro, 1983. 775 p.

REFSGAARD, J. C.; STORM, B. MIKE SHE. In: **Computer Models of Watershed Hydrology**, Singh V P (eds), Water Resources Publications: Highlands Ranch, p.809-846, 1995.

RENNÓ, C. D. **Construção de um sistema de análise e simulação hidrológica: aplicação a bacias hidrográficas**. 2003. 146p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Modelos hidrológicos para gestão ambiental**. Programa de Ciência e Tecnologia para Gestão de Ecossistemas - relatório técnico parcial. MCT/INPE, 2000.

RESENDE, M.; CURI, N.; RESENDE, S. B. de; CORREA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 5. ed. rev. Lavras: UFLA, 2007. 322 p.

RIBEIRO NETO, A. **Simulação hidrológica na Amazônia**: Rio Madeira. 2006. 178p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

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

SCHAEFER, C. E. G.R. *et al.* **Levantamento de Solos e Aptidão Agrícola das Terras da Bacia do Rio Paraíba do Sul**, Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010.

SEVAT, E.; DEZETTER, A. "Selection of calibration of objective functions in the context of rainfall-runoff modeling in a Sudanese savannah area." **Hydrological Sciences Journal**, v.36, p.307–330, 1991.

SEXTON, A. M.; SADEGHI, A. M.; ZHANG X.; SRINIVASAN, R.; SHIRMOHAMMADI, A. Using NEXRAD and rain-gauge precipitation data for hydrologic calibration of SWAT in northeastern watershed. **Transactions of the ASABE**, v.53, p.1501-1510, 2010.

SLOAN, P. G.; MORRE, G. B. Coltharp; EIGEL, J.D. **Modeling surface and sub-surface stormflow on steeply-sloping forested watersheds**. Water Resources Inst. Report 142. Univ. Kentucky, Lexington, 1983.

SILVA, A. M. **Princípios básicos de hidrologia**. Lavras: UFLA, 1995. 104 p.

SILVA, A. M.; OLIVEIRA, P. M.; MELLO, C. R.; PIERANGELI, C. Vazões mínimas e de referência para outorga na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, p. 374 – 380, 2006.

SILVA, L. A. **Regime de escoamento e recarga subterrânea de nascentes na região do Alto Rio Grande – MG**. 2009. 134p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVA, L. R. S. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas**. 2010. 223p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

SILVA, R. V.; KOBIYAMA, M. Topmodel: Teoria integrada e revisão. **Revista RA E GA**, Curitiba, n. 14, p. 97-110, 2007.

SOUZA, E. R.; FERNANDES, M. R. Sub-bacias hidrográficas: unidades básicas para o planejamento e a gestão sustentáveis das atividades rurais. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 207, p. 15-20, nov./dez. 2000.

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

TONELLO, K. C.; TEIXEIRA FILHO, J. Ecofisiologia de três espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica do Brasil em diferentes regimes de água. **Revista Irriga**, v. 17, p. 85-101, 2012.

TUCCI, C. E. M. **Regionalização de vazões**. In: Tucci, c. e. m. (Org) Hidrologia: Ciência e Aplicação. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/UFGS, 2001. p.573-620.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/UFGS, 2005. 678p.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças de cobertura vegetal no escoamento: Revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.2, p.135-152, 1997.

TWINE, T. E.; KUCHARIK, C. J.; FOLEY, J. A. Effect of land cover change on the energy and water balance of the Mississippi river basin. **Journal of Hydrometeorology**, v. 5, p.640-655, 2004.

U. S. DEPARTAMENT OF AGRICULTURE. Soil Conservation Service. Hydrology. **National Engineering Handbooks**. Washington: USDA, 1972. (Section 4).

VANDENBERGHE, V.; VAN GRIENSVEN, A.; BAUWENS, W. Sensitivity analysis and calibration of the parameters of ESWAT: Application to the River Dender. **Water Science and Technology**, v. 43, p. 295-300, 2001.

van GRIENSVEN, A. **Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005**. 2007. Disponível em: <<http://swatuser.googlegroups.com/web/swat2005-unc-sens-calib.pdf>> Acesso em set. 2012.

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

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.

VIOLA, M. R. **Simulação hidrológica na região Alto Rio Grande a montante do reservatório de Camargos/CEMIG**. 2008. 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Água e Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R. de; COELHO, G.; DURÃES, M. F.; ÁVILA, L. F. Caracterização morfológica da bacia hidrográfica do Rio Grande utilizando sistemas de informações geográficas. In: CONGRESSO DE PÓSGRADUAÇÃO DA UFLA, 16., 2007, Lavras. **Anais...** Lavras: APG/UFLA, 2007. 1 CD-ROM.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R. de; ACERBI Jr, F. W.; SILVA, A. M da. Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p.581–590, 2009.

VON STACKELBERG, N. O.; CHESCHEIR, G. M.; SKAGGS, R. W.; AMATYA, D. M. Simulation of the hydrologic effects of afforestation in the Tacuarembó River Basin, Uruguay. **Transactions of the ASABE**, v.50, p.455-468, 2007.

ZHANG, H.G.; FU, S.H.; FANG, W.H.; IMURA, H.; ZHANG, X.C. Potential effects of climate change on runoff in the Yellow River Basin of China. **Transactions of the ASABE**, v.50, p.911-918, 2007.

ZONTA, J. H.; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; MONTEBELLER, C. A. Adequação dos parâmetros do modelo de Green-Ampt-Mein-Larson em condições de campo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.1021-1029, 2010.

APÊNDICES

APÊNDICE A: BASE DE DADOS

A 1. Base de dados de solos utilizada na simulação hidrológica da bacia do rio Pomba.

Parâmetro	Camada	Tipo de solo								
		CXbe	PVAd	PVAe	LVAd	CHd	CXbd	Lad	LVd	Pve
NLAYERS		5	2	3	2	2	2	4	2	4
HYDGRP		C	C	C	A	C	C	A	A	C
SOL_ZMX (mm)		1380	1200	1900	1400	1000	700	1960	1300	1900
SOL_Z (mm)	1	200	200	150	200	700	200	200	350	150
	2	520	1200	300	1400	1000	700	400	1300	450
	3	880	-	1900	-	-	-	1600	-	1650
	4	1200	-	-	-	-	-	1960	-	1900
	5	1380	-	-	-	-	-	-	-	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1	1.08	1.19	1.19	1.14	1.08	1.08	1.14	1.14	1.18
	2	1.1	1.5	1.35	1.05	1.1	1.1	1.14	1.14	1.5
	3	1.16	-	1.29	-	-	-	1.03	-	1.35
	4	1.36	-	-	-	-	-	1.15	-	1.26
	5	1.42	-	-	-	-	-	-	-	-
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	1	0.18	0.19	0.21	0.23	0.24	0.24	0.18	0.29	0.15
	2	0.17	0.28	0.29	0.27	0.27	0.27	0.25	0.29	0.16
	3	0.19	-	0.34	-	-	-	0.24	-	0.25
	4	0.16	-	-	-	-	-	0.24	-	0.29
	5	0.29	-	-	-	-	-	-	-	-
SOL_K (mm h ⁻¹)	1	45	65	65	75	45	45	75	75	65
	2	20	21	45	33	20	20	50	33	35
	3	20	-	21	-	-	-	19	-	21
	4	20	-	-	-	-	-	19	-	5
	5	20	-	-	-	-	-	-	-	-
SOL_CBN (%)	1	0.89	0.79	1.62	1.78	1.77	1.77	1.36	1.43	0.76
	2	0.16	0.19	0.94	1.4	0.92	0.92	0.64	0.81	0.2
	3	0.07	-	0.36	-	-	-	0.3	-	0.3
	4	0.07	-	-	-	-	-	0.2	-	0.13
	5	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-
CLAY (%)	1	20	42	23	43	18	54	38	76	28
	2	19	61	35	62	22	57	56	82	32
	3	20	-	53	-	-	-	56.5	-	54
	4	18	-	-	-	-	-	56	-	57
	5	27	-	-	-	-	-	-	-	-
SILT (%)	1	15	10	16	10	20	11	7	12	11
	2	23	8	16	7	31	12	5	7	10
	3	25	-	21	-	-	-	6	-	9
	4	18	-	-	-	-	-	5	-	12
	5	38	-	-	-	-	-	-	-	-
SAND (%)	1	65	48	61	47	62	35	55	12	61
	2	58	31	49	31	47	31	39	11	58
	3	57	-	26	-	-	-	37.5	-	47
	4	64	-	-	-	-	-	39	-	31
	5	35	-	-	-	-	-	-	-	-

NLAYERS – número de camadas; HYDGRP – grupo hidrológico; SOL_ZMX profundidade máxima de raízes; SOL_Z – profundidade da camada; SOL_BD – densidade do solo; SOL_AWC – capacidade de água disponível; SOL_K – condutividade hidráulica do solo saturado; SOL_CBN – carbono orgânico; CLAY - argila; SILT – silte e SAND - areia.

**APÊNDICE B: ANÁLISES ESTATÍSTICAS DA REGRESSÃO LINEAR
SIMPLES**

B 1. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de $Q_{7,10}$ estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,989							
R-Quadrado	0,977							
R-quadrado ajustado	0,811							
Erro padrão	1,929							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	958,595	958,595	257,509	1,712E-05			
Resíduo	6	22,335	3,723					
Total	7	980,931						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>valor-P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	0,8896	0,055	16,047	3,72E-06	0,754	1,025	0,754	1,025

B 2. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de $Q_{90\%}$ estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,956							
R-Quadrado	0,915							
R-quadrado ajustado	0,748							
Erro padrão	4,992							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	1601,465	1601,465	64,267	0,000488			
Resíduo	6	149,515	24,919					
Total	7	1750,980						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>valor-P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	1,0779	0,1345	8,0166	0,000201	0,7489	1,4069	0,7489	1,4069

B 3. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de $Q_{95\%}$ estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,9183							
R-Quadrado	0,8433							
R-quadrado ajustado	0,6766							
Erro padrão	4,9983							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	806,387	806,387	32,278	0,00235			
Resíduo	6	149,895	24,983					
Total	7	956,283						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>valor-P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95%superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	0,9886	0,1740	5,68138	0,00128	0,5628	1,4144	0,5628	1,4144

B 4. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\min} com tempo de recorrência de 5 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,9851							
R-Quadrado	0,9705							
R-quadrado ajustado	0,8038							
Erro padrão	2,9414							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	1706,408	1706,408	197,237	3,293E-05			
Resíduo	6	51,909	8,652					
Total	7	1758,317						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>valor-P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	1,1595	0,0826	14,044	8,1E-06	0,9574	1,3615	0,9574	1,3615

B 5. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\min} com tempo de recorrência de 20 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,9599							
R-Quadrado	0,9215							
R-quadrado ajustado	0,7548							
Erro padrão	2,5973							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	474,923	474,923	70,403	0,000394			
Resíduo	6	40,475	6,746					
Total	7	515,398						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>valor-P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95%superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	1,0372	0,1236	8,3907	0,000156	0,7348	1,3397	0,7348	1,3397

B 6. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\min} com tempo de recorrência de 50 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,9312							
R-Quadrado	0,8672							
R-quadrado ajustado	0,7005							
Erro padrão	2,2914							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	205,657	205,657	39,1690	0,001527			
Resíduo	6	31,503	5,251					
Total	7	237,160						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>valor-P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95%superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	0,9356	0,1495	6,2585	0,000772	0,5698	1,3014	0,5698	1,3014

B 7. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\max} com tempo de recorrência de 2 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,9950							
R-Quadrado	0,9901							
R-quadrado ajustado	0,8234							
Erro padrão	35,2094							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	743185,94	743185,94	599,48	2,11E-06			
Resíduo	6	7438,21	1239,70					
Total	7	750624,16						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>valor-P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	0,8225	0,0336	24,484	3,0E-07	0,740	0,904	0,740	0,904

B 8. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\max} com tempo de recorrência de 5 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,9925							
R-Quadrado	0,9851							
R-quadrado ajustado	0,8184							
Erro padrão	62,6577							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	1558280,11	1558280,11	396,9	5,8E-06			
Resíduo	6	23555,91	3925,98					
Total	7	1581836,02						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>Valor P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	0,8632	0,0433	19,923	1,0E-06	0,7572	0,9692	0,7572	0,9692

B 9. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\max} com tempo de recorrência de 10 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,9911							
R-Quadrado	0,9822							
R-quadrado ajustado	0,8156							
Erro padrão	81,2076							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	2187297,3	2187297,3	331,6	9,17E-06			
Resíduo	6	39568,0	6594,7					
Total	7	2226865,3						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>Valor P</i>	<i>95% inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	0,8894	0,0488	18,212	1,7E-06	0,7699	1,0089	0,7699	1,0089

B 10. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\max} com tempo de recorrência de 50 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,9882							
R-Quadrado	0,9766							
R-quadrado ajustado	0,8099							
Erro padrão	122,75							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	3769375,01	3769375,0	250,15	1,84E-05			
Resíduo	6	90411,42	15068,5					
Total	7	3859786,43						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>valor-P</i>	<i>95% inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	0,9426	0,0596	15,816	4,05E-06	0,7968	1,0884	0,7968	1,0884

B 11. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\max} com tempo de recorrência de 100 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,987							
R-Quadrado	0,974							
R-quadrado ajustado	0,808							
Erro padrão	141,249							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	4537451,3	4537451,3	227,4	2,32E-05			
Resíduo	6	119707,2	19951,2					
Total	7	4657158,5						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>Valor P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	0,9641	0,064	15,081	5,3E-06	0,808	1,120	0,808	1,120

B 12. Resultados da análise de regressão linear entre os dados de Q_{\max} com tempo de recorrência de 500 anos, estimados a partir dos dados observados e dos dados simulados pelo SWAT.

<i>Estatística de regressão</i>								
R múltiplo	0,985							
R-Quadrado	0,969							
R-quadrado ajustado	0,803							
Erro padrão	183,912							
Observações	7							
ANOVA								
	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>F de significação</i>			
Regressão	1	6435630,7	6435630,7	190,2	3,60E-05			
Resíduo	6	202941,2	33823,5					
Total	7	6638571,9						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Stat t</i>	<i>Valor P</i>	<i>95%inferiores</i>	<i>95% superiores</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Interseção	0	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D	#N/D
Variável X 1	1,0095	0,073	13,794	9,0E-06	0,830	1,189	0,830	1,189